



CAROLINE ZANK

ANFÍBIOS ANUROS DA ECORREGIÃO SAVANA URUGUAIA: COMPOSIÇÃO,
DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO.

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

Área de Concentração: Biodiversidade

Orientador: Prof. Dr. Márcio Borges Martins

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PORTO ALEGRE
2012

ANFÍBIOS ANUROS DA ECORREGIÃO SAVANA URUGUAIA: COMPOSIÇÃO,
DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO.

CAROLINE ZANK

Aprovada em de julho de 2012.

Dr. Cristiano de Campos Nogueira

Dr. Jan Karel Felix Mähler Junior

Dr. Tiago Gomes dos Santos

Paisagens Perdidas

“A tarde recolhe o manto,
carqueja e caraguatá;
na corticeira um sabiá
floreia o último canto!
Alargando o gargarejo,
da sanga que se desmancha,
há um eco pedindo cancha
no primitivo falquejo!

A lua nasce num beijo,
prateando o lombo do cerro
e um grilo acorda um cinorro,
do meu retiro de andejo!

Paisagens de campo e alma
perdidas no vem e vai,
soluços do Uruguai
que bebe lua e se acalma.
a noite passa à mão salva,
com ela vem a saudade,
olfateando a claridade
das brasas da Estrela D'Alva!

Nascem rugas no semblante,
paisagens da natureza
que a força da correnteza
não pode levar por diante;
então exige que eu cante
quando me encontro desperto,
mas sempre que chego perto
meu sonho está mais distante!

Paisagens de sombra e luz,
como é que pude perdê-las?
Ficaram as 5 estrelas
fazendo o " sinal da cruz " !”

Jayme Caetano Braun

SUMÁRIO

1. RESUMO	5
2. APRESENTAÇÃO	6
3. INTRODUÇÃO GERAL	7
3.1. Savana Uruguaia	7
3.2. Anurofauna da Savana Uruguaia	9
3.3. Conservação da anurofauna na ecorregião Savana Uruguaia	10
3.4. Referências Bibliográficas	12
4. CAPÍTULO I- Artigo: Composição e distribuição geográfica dos anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguaia	21
5. CAPÍTULO II- Artigo: Seleção de áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros na Ecorregião Savana Uruguaia	86
6. CAPÍTULO III- Artigo: Climate change and the distribution of neotropical redbelly toads (<i>Melanophryniscus</i>, Anura, Amphibia): How to prioritize species and populations?	126
7. CONCLUSÕES GERAIS	167

1. RESUMO

A Savana Uruguaia é uma ecorregião onde a cobertura vegetal é constituída predominantemente por gramíneas, representando uma das formações campestres mais ricas do mundo. Se comparada às florestas tropicais, até recentemente, pouca atenção foi dispensada para o estudo e a conservação desta formação campestre. Nos próximos anos, os campos temperados tendem a experimentar as maiores taxas de alterações provocadas, tanto por mudanças no uso do solo quanto por mudanças no clima. No caso da ecorregião Savana Uruguaia, isto deve se tornar particularmente grave, se considerarmos que o sistema de unidades de conservação é precário. Por ocuparem tanto ambientes aquáticos quanto terrestres, os anfíbios representam um grupo especialmente vulnerável a alterações ambientais e climáticas. Além do avanço acelerado de tais alterações, nosso conhecimento básico sobre composição e distribuição de anuros na ecorregião é ainda insipiente. E as listas de espécies de anfíbios, bem como nosso conhecimento sobre as espécies, ainda está muito concentrado aos limites políticos, indicando uma grande carência de conhecimento em nível de unidades biogeográficas. Neste sentido, nosso estudo buscou preencher algumas das lacunas do conhecimento sobre os anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguaia. A tese está composta por três artigos. O primeiro artigo fornece uma listagem das espécies de anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguaia e descreve a distribuição geográfica de cada uma dessas espécies ao longo da ecorregião. O segundo artigo descreve o padrão espacial da riqueza de anuros ao longo da ecorregião, identifica áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros na ecorregião, propõe ações específicas para cada região indicada e desta forma, avalia a concordância do atual sistema de unidades de conservação existente ao longo da ecorregião Savana Uruguaia em abranger as áreas prioritárias para conservação de anuros. E o terceiro artigo analisa os efeitos potenciais das mudanças climáticas sobre as espécies do gênero *Melanophryniscus*, buscando subsidiar decisões sobre pesquisa e conservação através da elaboração de modelos que permitam quantificar os efeitos potenciais das mudanças climáticas sobre espécies e populações.

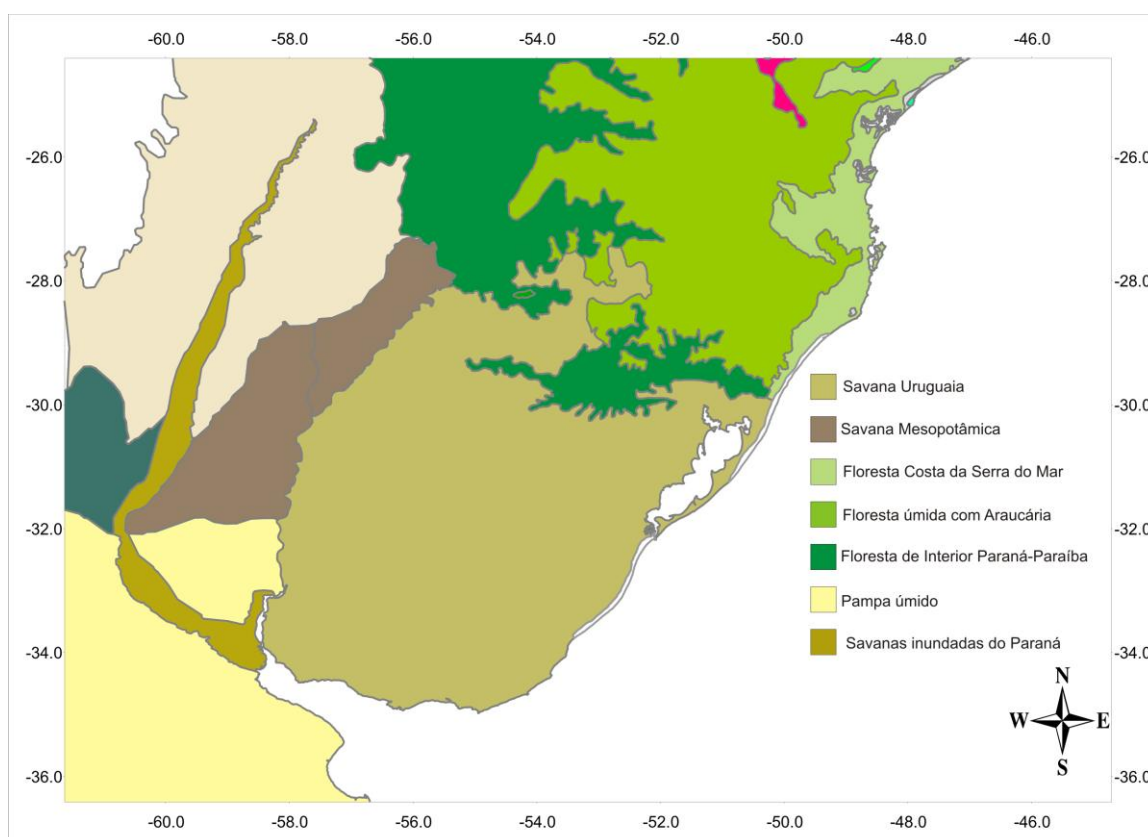
2. APRESENTAÇÃO

A tese está estruturada em três artigos, sendo que cada artigo representa um capítulo do trabalho. O primeiro artigo cujo título é: “**Composição e distribuição geográfica dos anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguaia**”, fornece uma listagem das espécies de anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguaia e descreve a distribuição geográfica de cada uma dessas espécies ao longo da ecorregião. O segundo artigo é “**Seleção de áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros na Ecorregião Savana Uruguaia**”, descreve o padrão espacial da riqueza de anuros ao longo da ecorregião, identifica áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros na ecorregião, propõe ações específicas para cada região indicada e desta forma, avalia a concordância do atual sistema de unidades de conservação existente ao longo da ecorregião Savana Uruguaia em abranger as áreas prioritárias para conservação de anuros. E o terceiro artigo intitulado, “**Climate change and the distribution of neotropical redbelly toads (*Melanophryniscus*, Anura, Amphibia): How to prioritize species and populations?**”, analisamos os efeitos potenciais das mudanças climáticas nas espécies do gênero *Melanophryniscus*, buscando subsidiar decisões sobre pesquisa e conservação através da elaboração de modelos que permitam quantificar os efeitos potenciais das mudanças climáticas sobre espécies e populações.

3. INTRODUÇÃO GERAL

3.1. Savana Uruguaia

A ecorregião denominada Savana Uruguaia (Uruguayan Savanna) é uma das 867 unidades biogeográficas reconhecidas por Olson *et al.* (2001), correspondendo à metade sul do estado do Rio Grande do Sul (Brasil) e ao Uruguai. Esta denominação corresponde a uma das ecorregiões terrestres definidas como um conjunto geograficamente distinto de espécies, comunidades naturais e condições ambientais, nas quais importantes processos ecológicos e evolutivos interagem (Olson, 2001; WWF, 2012). A Savana Uruguaia ocupa uma área aproximada de 363.000 km²), sendo limitada pelas ecorregiões Pampa úmido e Savana Inundada do Paraná ao sudeste, Savana Mesopotâmica a oeste, as Florestas de Interior do Paraná-Paraíba, da Costa da Serra do Mar e Úmida com Araucária ao norte e Restingas da costa Atlântica Brasileira



ao leste (Figura 1).

Figura 1. Localização da ecorregião Savana Uruguaia e suas ecorregiões limítrofes.

No Brasil, esta ecorregião corresponde ao Bioma Pampa na definição do IBGE, mas vinha sendo incluída juntamente com os campos do Planalto Meridional do Brasil

sob a denominação de Campos Sulinos. No Rio Grande do Sul, o bioma Pampa tem uma área aproximada de 176.000 km² ocupando 63% da área do Estado (IBGE, 2004). A Savana Uruguaia é caracterizada por extensas áreas de savana (campos) com ou sem florestas de galeria e savanas de butiazais. A cobertura vegetal é constituída predominantemente por gramíneas, com cerca de 4000 espécies conhecidas, sendo uma das formações de campo mais ricas do mundo (Bilenca & Miñarro, 2004).

As regiões do alto e médio Uruguai e a regiões da fronteira oeste, Campanha, sul e planície Costeira eram cobertas originalmente por extensas matas subtropicais e por campos limpos e mata de galeria ao longo dos cursos d'água respectivamente. Os principais problemas ambientais destas regiões são os desmatamentos, mecanização da agricultura, monocultivos agrícolas e florestais, o pastoreio e a arenização, que ocasionam sobretudo assoreamento dos rios, a contaminação do solo e dos cursos d'água por agrotóxicos com impactos sobre a fauna e flora nativas (Bertê, 2004). Até recentemente, pouca atenção foi dispensada para a conservação das formações de savana, se comparada às florestais tropicais. A Savana Uruguaia é um bom exemplo deste problema, e apenas recentemente se iniciaram alguns esforços para a elaboração de diagnósticos da situação da ecorregião em si, bem como das espécies da fauna e da flora que a compõe (*e.g.* MMA/SBF, 2000; Bilenca & Miñarro, 2004).

Nos próximos anos, os campos tendem a experimentar as maiores taxas de alterações provocadas, tanto por mudanças no uso do solo quanto por mudanças no clima, e isto deve se tornar particularmente grave se considerarmos que a conservação dos campos em âmbito mundial ainda é insuficiente (Bilenca & Miñarro, 2004). Na ecorregião Savana Uruguaia, o uso intenso e prolongado do solo, alterou consideravelmente a paisagem da região apresentando áreas remanescentes extremamente pequenas e fragmentadas e, além disso, o sistema de unidades de conservação é precário, contemplando menos de 0,2% da área da ecorregião (WWF, 2001; Bilenca & Miñarro, 2004). Algumas formações típicas da região, como os butiazais, foram severamente reduzidas devido a ação do gado, encontrando-se atualmente em processo de senescência (Becker & Ramos *et al.*, 2007). Nos últimos anos, a agricultura e a silvicultura vêm ocupando gradativamente as áreas de pastoreio, gerando consequências ambientais ainda mais severas (Bilenca & Miñarro, 2004). Estes fatores levaram a categorização desta ecorregião como Criticamente Ameaçada pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF, 2001).

A delimitação das ecorregiões foi elaborada para auxiliar no planejamento de estratégias de conservação da biodiversidade global. As 825 ecorregiões mundiais selecionadas pelo “Worldwide Fund for Nature – WWF” são resultado de análises regionais de biodiversidade com a colaboração de especialistas e revisão bibliográfica, sendo selecionadas através da identificação de uma representação abrangente dos habitats mundiais com o objetivo de conservar a mais ampla variabilidade de espécies e manter a complexidade ecológica e processos de evolução (WWF, 2001). Desta maneira, são uma ferramenta útil para a delimitação de unidades de estudo sobre a diversidade de diferentes grupos da fauna.

3.2. Anurofauna da Savana Uruguaia

Com base na lista publicada atualmente pela Sociedade Brasileira de Herpetologia o Brasil é o país com maior riqueza de anfíbios do mundo, com 946 espécies, sendo 913 anuros, 32 cecílias e um urodelo (Segalla *et al.*, 2012). Atualmente o Rio Grande do Sul possui aproximadamente 100 espécies de anfíbios confirmadas (Braun & Braun, 1980; Kwet, 2001; Machado & Maltchik, 2007; Colombo *et al.*, 2008). Destas espécies, pelo menos 14 estão incluídas em alguma categoria de ameaça segundo o Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (Garcia & Vinciprova, 2003). A maior parte destas espécies possui distribuição restrita ao Bioma Mata Atlântica. Contudo, dentro da ecorregião Savana Uruguaia a rã-oleira *Leptodactylus furnarius* e a rã-pimenta *Leptodactylus labyrinthicus* estão incluídas na categoria dados insuficientes e o untanha *Ceratophrys ornata* na categoria vulnerável (Garcia & Vinciprova, 2003). Além disso, algumas espécies apesar de apresentarem ampla distribuição em outras regiões do Brasil, Argentina e Uruguai têm sua distribuição no Estado restrita a essa ecorregião como, por exemplo, as pererecas *Hypsiboas albopunctatus*, *Hypsiboas caingua* e *Scinax nasicus*, os sapinhos-de-barriga-vermelha *Melanophryniscus pachyrhynchus* e *Melanophryniscus atroluteus*, o sapo-cururu *Rhinella achavali* e a rã-criola *Leptodactylus chaquensis* (Frost, 2007; IUCN, 2006; Kwet *et al.*, 2006; Vaz-Silva *et al.*, no prelo).

Pesquisas com anfíbios anuros foram conduzidas principalmente no Bioma Mata Atlântica (*e.g.* Garcia *et al.*, 2001; Kwet, 2001; Kwet & Angulo, 2002; Kwet & Di-Bernardo, 1999; Lingnau *et al.*, 2006), sendo que praticamente não foram desenvolvidos estudos com anfíbios dentro da ecorregião Savana Uruguaia (*e.g.* Braun & Braun, 1974; Gayer *et al.*, 1988; Cechin & Giasson *et al.*, 2002). Atualmente, os estudos sobre

anfíbios desta ecorregião estão concentrados no município de Santa Maria e arredores (*e.g.* Cechin & Giasson *et al.*, 2002; Cechin & Santos *et al.*, 2002; Both *et al.*, 2006; Santos & Haddad, 2006). Além disso, a maioria dos estudos realizadas na região são levantamentos rápidos e pontuais, provenientes de trabalhos técnicos (EIA-RIMA, RAS) pouco divulgados e que em geral não fornecem material testemunho.

Por outro lado, a anfíbiofauna do Uruguai vem sendo extensamente estudada, apresentando diversos trabalhos contemplando aspectos como história natural, taxonomia e conservação das espécies (*e.g.* Langone, 1994; Maneyro *et al.*, 1995; Maneyro & Langone, 2001; Maneyro & Carreira, 2006; Achaval & Olmos, 2007).

3.3. Conservação da anurofauna na ecorregião Savana Uruguiaia

Atualmente, os anfíbios estão sofrendo com as alterações ambientais provocadas pelo homem. Declínios e perdas de populações de anfíbios são um problema global com causas locais complexas. A radiação ultravioleta, predação, comércio de animais, fragmentação de habitats, “habitat split”, poluição do ambiente com agentes químicos, doenças, mudanças no clima e a interação entre estes fatores são algumas das possíveis causas (Blaustein & Wake, 1995; Alford & Richards, 1999; Young *et al.*, 2001; Becker & Fonseca *et al.*, 2007).

As principais causas de declínios e extinções locais de anfíbios no Rio Grande do Sul, decorrentes de ações antrópicas, incluem, entre outros, os desmatamentos, o aproveitamento em larga escala dos campos nativos para pastagens e reflorestamento com espécies exóticas, introdução de animais exóticos, como peixes e rãs, crescimento das áreas urbanas, a diminuição da camada de ozônio e a construção de hidrelétricas e estradas (Garcia & Vinciprova, 2003).

Como ocorrido em outras regiões de campo, a implantação de agroecossistemas estão modificando substancialmente a estrutura e o funcionamento da Savana Uruguiaia. As principais ameaças aos anfíbios são decorrentes da agricultura, criação extensiva de gado e atualmente a utilização de grandes extensões para o plantio de monoculturas com espécies exóticas.

Dados detalhados sobre a distribuição das espécies são fundamentais para se identificar áreas prioritárias para a conservação, no entanto estes estudos biológicos requerem grande investimento de tempo e dinheiro. Os métodos de modelagem de nicho, através de diferentes algoritmos, estão sendo utilizados para identificar áreas não amostradas, mas com alta probabilidade para a ocorrência de determinadas espécies,

tendo por base a presença de fatores ambientais similares aos de localidades onde estas espécies têm registro confirmado. Os modelos de distribuição mostraram-se uma ferramenta eficaz, sendo amplamente utilizados em pesquisas em ecologia, evolução e conservação. Estão sendo utilizados, por exemplo, em estudos relacionando a riqueza de espécies com fatores ambientais (Mac Nally & Fleishman, 2004; Costa *et al.*, 2007), determinando o potencial invasor de espécies exóticas (Peterson, 2003; Goolsby, 2004; Ficetola *et al.*, 2007), prevendo a distribuição de espécies com o clima futuro (Berry *et al.*, 2002; Skov & Svenning, 2004, Araújo *et al.*, 2005), diferenciação ecológica e geográfica de espécies próximas (Graham *et al.*, 2004), determinando hotspots de diversidade (García, 2006), e para fornecer melhores hipóteses biogeográficas (Guisan *et al.*, 2006; Waltari *et al.*, 2007).

Atualmente, os pesquisadores dispõem de uma grande variedade de estudos desenvolvidos com anfíbios no Rio Grande do Sul. Estes estudos fornecem listas de espécies com dados sobre distribuição e biologia das espécies (*e.g.* Braun & Braun, 1974; Braun & Braun, 1980; Gayer *et al.*, 1988; Mainieri & Gayer, 1996; Kwet & Di-Bernardo, 1999; Kwet, 2001; Cechin & Giasson *et al.*, 2002; Di-Bernardo *et al.*, 2004; Colombo, 2004; Deiques *et al.*, 2007; Borges-Martins *et al.*, 2007; Machado & Maltick, 2007), notas sobre a ocorrência e distribuição de espécies no Estado (*e.g.* Braun & Braun, 1979; Braun *et al.*, 1981; Garcia & Vinciprova, 1998; Cechin & Santos *et al.*, 2002; Escobar *et al.*, 2004; Both *et al.*, 2006; Lingnau *et al.*, 2006; Santos & Haddad, 2006; Colombo *et al.*, 2007), além de aspectos sobre a taxonomia, biologia e ecologia de algumas espécies (*e.g.* Kwet, 1999; Kwet, 2000; Kwet & Miranda, 2001; Melchior *et al.*, 2004; Kwet *et al.*, 2005; Kwet *et al.*, 2006). No entanto, apesar dos numerosos trabalhos citados acima, a falta de conhecimento sobre as espécies existentes bem como as suas distribuições continua sendo um fator limitante importante na avaliação da situação de conservação dos anfíbios no Estado, já que a distribuição de grande parte dos anfíbios é pouco conhecida no Estado, especialmente na ecorregião da Savana Uruguaia.

Apesar disso, dispomos no Estado de uma das maiores coleções de anfíbios do Brasil, a coleção do Museu de Ciências Naturais (MCN) da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul com cerca de 14.000 exemplares. Além disso, existem outras três coleções no Rio Grande do Sul, no Museu de Ciências e Tecnologia (MCT) da PUCRS,

no Departamento de Zoologia da UFRGS e a coleção da Universidade Federal de Santa Maria com cerca de 11000, 5600 e 4900 exemplares respectivamente.

Portanto, estudos rápidos que indiquem a distribuição e riqueza de espécies são excelentes ferramentas para identificação de áreas prioritárias para conservação dos anfíbios na ecorregião Savana Uruguaia. Além disso, estes modelos de distribuição potencial podem servir de hipótese de trabalho para futuros estudos de história natural.

O objetivo geral deste estudo foi conhecer a composição e distribuição de anfíbios anuros ao longo da ecorregião Savana Uruguaia e indicar estratégias e áreas prioritárias para conservação dos anfíbios anuros na ecorregião.

3.4. Referências Bibliográficas

Achaval, F.; A. Olmos. 2007. Anfíbios y Reptiles del Uruguay. 3ª Ed. Graphis, Impresora, Montevideo, Uruguay, p.136.

Alford, R. A.; S. J. Richards. 1999. Global amphibian decline: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:133-65.

Araújo, M. B.; R. W. Pearson; W. Thuiller.; M. Erhard. 2005. Validation of species-climate envelope models under climate change. *Global Change Biology* 11: 1504-1513.

Austin, M. P.; L. Belbin; J. A. Meyers; M. D. Doherty; M. Luoto. (no prelo) Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: role of artificial data and theory. *Ecological Modelling*.

Becker, C. G.; C. R. Fonseca; C. F. B. Haddad; R. F. Batista; P. I. Prado. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318: 1775-1777.

Becker, F. G.; Ramos, R. A. & Moura, R. A. (Org.). 2007. Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Berry, P. M.; T. P. Dawson; P. A. Harrison; R. G. Pearson. 2002. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology and Biogeography* 11: 453-462.

Bertê, A. M. A. 2004. Problemas ambientais no Rio Grande do Sul: uma tentativa de aproximação. In: Roberto Verdum; Luis Alberto Basso; Dirce M. A. Suertegaray. (Org.) Rio Grande do Sul Paisagens e Territórios em transformação. Editora Ufrgs, p. 71-83.

Bilenca, D. & Miñarro, F. (Org.). 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. 1° ed. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina, 352p.

Blaustein, A. R.; D. B. Wade. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American*, 72(4): 52-57.

Borges-Martins, M.; P. Colombo; C. Zank; F. G. Becker; M. T. Q. Melo. 2007. Anfíbios In: Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. ed. Becker, F.G., Ramos, R. A., Moura, L. A. Brasília, DF : Ministério do Meio Ambiente, SBF. p. 276-291.

Both, C.; I. L. Kaefer; S. Z. Cechin. 2006. Amphibia, Anura, *Aplastodiscus perviridis* (Hylidae): range extension for Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Check List* 2(2):30-31.

Braun, P. C.; Braun, C. A. S. 1974. Fauna da fronteira Brasil-Uruguaí, lista dos anfíbios dos Departamentos de Artigas, Rivera e Cerro Largo. *Iheringia- Série Zoologia* 45: 34-49.

Braun, P. C.; C. S. A. Braun. 1979. Sobre a ocorrência de *Leptodactylus geminus* Barrio, 1973 no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Anura, Leptodactylidae) *Iheringia- Série Zoologia* (54): 3-6.

Braun, P.C.; C.A.S. Braun. 1980. Lista prévia dos anfíbios do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, Porto Alegre, 65: 121-146.

Braun, P. C.; C A S. Braun; M. D. S. Pineda. 1981. Ocorrência de *Physalaemus nanus* (Boulenger, 1888) no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Anura, Leptodactylidae). Iheringia- Série Zoologia(57): 99-104.

Cechin, S. Z.; L. M. Giasson; M. A. Hartmann; T. G. Santos; R. Boelter. 2002. Anfíbios. In. Quarta Colônia Inventários Técnicos Flora e Fauna.Org. Itaqui, J.(José). Santa Maria: Condesus Quarta Colônia, 2002. 256p. il.

Cechin, S. T. Z.; T. G. Santos; K. A. Kopp; M. R. Spies; R. Trevisan. 2002. *Scinax nasica*. First record. Herpetological Review, Lawrence 33(3): 222.

Colombo, P. 2004. Anfíbios do Parque Estadual de Itapeva, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Dissertação de Mestrado, p. 65

Colombo, P.; C. Zank; L. E. C. Schmidt; G. Gonçalves; J. R. Marinho. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus simplex*: Distribution extension. Check List 3(4): 305-307.

Colombo, P., Kindel, A., Vinciprova, G. & Krause, L. (2008) Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 8, 1-11.

Costa, C. G.; C. Nogueira; R. B. Machado; G. R. Colli. 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. *Diversity and Distribution*: 1-11.

Deiques, C. H.; L. F. Stahnke; M. Reinke; P. Schmitt. 2007. Guia ilustrado dos anfíbios e répteis do Parque Nacional de Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Brasil. Pelotas, USEB, p.120.

Di-Bernardo, M.; R. B. Oliveira; G. M. F. Pontes; J. Melchior; M. Sole; A. Kwet. 2004. Anfíbios anuros da região de extração e processamento de carvão de Candiota,

RS, Brasil. In: Elba Calessio Teixeira; Marçal José Rodrigues Pires. (Org.). Estudos ambientais em Candiota: carvão e seus impactos. 1 ed. Porto Alegre: Fepam, p.1-232.

Escobar, A.; R. Maneyro; M. Di-Bernardo. 2004. Rediscovery of *Melanophryniscus macrogranulosus* (Anura, Bufonidae), an endangered species of amphibia from the State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Biociências* 12(1): 57-58.

FEPAM/FZBRS/SEMA. 2007. Zoneamento Ambiental para a atividade de Silvicultura no Rio Grande do Sul. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/zoneam_silvic.asp. Acessado em janeiro de 2008.

Ficetola, G. F.; C. Coic; M. Detaint, M. Berroneau; O. Lorvelec; C. Miaud. 2007. Pattern of distribution of the American bullfrog *Rana catesbeiana* in Europe. *Biological Invasions*: 1-6.

Frost, D. R. 2007. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.1 (10 October, 2007). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA.

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

Garcia, P. C. A.; Vinciprova, G.; Haddad, C. F. B. Vocalização, girino, distribuição geográfica e novos comentários sobre *Hyla marginata* Boulenger, 1887 (Anura, Hylidae, Hylinae). *Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro* 460: 1-19.

Garcia, P. C. A.; G. Vinciprova. 1998. Range extensions of some anuran species for Santa Catarina and Rio Grande do Sul States, Brazil. *Herpetological Review* 29(2): 117-118.

Garcia, P. C. A.; G. Vinciprova. 2003. Anfíbios. In: Fontana, C.S.; G.A. Bencke & R.E. Reis (Eds.). Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, EDIPUCRS. p.147-164.

Gayer, S. M. P.; L. Krause; N. Gomes. 1988. Lista preliminar dos anfíbios da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil, Revista Brasileira de Zoologia 5(3): 419-425.

Goolsby, J. A. 2004. Potential distribution of the invasive Old World climbing fern, *Lygodium microphyllum*, in North and South America. Natural Areas Journal. 24: 351–353.

Graham, C. H.; S. R. Ron; J. C. Santos; C. J. Schneider; C. Moritz. 2004. Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in Dendrobatid frogs. Evolution 58: 1781-1793.

Guisan, A.; A. Lehmann; S. Ferrier; M. Austin; J. M. O. Overton; R. Aspinall; T. Hastie. 2006. Making better biogeographical predictions of species distributions. Journal of Applied Ecology 43: 386-392.

IBGE. 2004. Mapa dos biomas e da vegetação do Brasil. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169

IUCN, Conservation International, and NatureServe. 2006. Global Amphibian Assessment. <www.globalamphibians.org>. Acessado em janeiro de 2012.

Kwet, A.; A. Angulo. 2002. A new species of *Adenomera* (Anura, Leptodactylidae) from the Araucaria forest of Rio Grande do Sul (Brazil), with comments on the systematic status of southern populations of the genus. Alytes 20(1/2): 28-43.

Kwet, A.; M. Di-Bernardo. 1999. Anfíbios - Amphibien - Amphibians. Porto Alegre, Brasil, PUCRS, p.108

Kwet, A. 1999. Biologie von *Phyllomedusa iheringii* und Bemerkungen zu dieser Gattung in Rio Grande do Sul, Südbrasilien (Anura: Hylidae: Phyllomedusinae). - Salamandra 35(1): 19-36.

Kwet, A. 2000. The genus *Pseudis* (Anura: Pseudidae) in Rio Grande do Sul, southern Brazil, with description of a new species. Amphibia-Reptilia 21(1): 39-55.

Kwet, A. 2001. Frösche im Brasilianischen Araukarienwald. Anurengemeinschaft des Araukarienwaldes von Rio Grande do Sul: Diversität, Reproduktion und Ressourcenaufteilung. Münster, Natur und Tier Verlag.194p.

Kwet, A.; T. Miranda. 2001. Zur Biologie und Taxonomie der Swarzkrote *Melanophryniscus atroluteus* (Miranda-Ribeiro, 1929). Herpetofauna 23: 19-27.

Kwet, A.; R. Maneyro; A. Zillikens; D. Mebs. 2005. Advertisement calls of *Melanophryniscus dorsalis* (Mertens, 1933) and *M. montevidensis* (Philippi, 1902), two parapatric species from southern Brazil and Uruguay, with comments on morphological variation in the *Melanophryniscus stelzneri* group (Anura: Bufonidae), Salamandra 41 (1/2): 1-18.

Kwet, A.; M. Di-Bernardo; R. Maneyro. 2006. First record of *Chaunus achavali* (Anura: Bufonidae) from Rio Grande do Sul, Brazil, with a key for the identification of the species in the *Chaunus marinus* group. Iheringia- Série Zoologia 96(4): 479-485.

Lajmanovich, R. F.; P. M. Peltzer. 2004. Aportes al Conocimiento de los Anfibios Anuros com Distribución en las Provincias de Santa Fe y Entre Ríos (Biología, Diversidad, Ecotoxicología y Conservación): Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino INSUGEO, Miscelánea 12: 291-302 .

Langone, J. A. 1994. Ranas y Sapos del Uruguay (Reconocimiento y aspectos biológicos). Museu Dámaso Antonio Larrañaga - Série de Divulgação, Montevideo 5: 80-81.

Lavilla, E. O.; M. Rougés. 1992. Reproducción y desarrollo de anuros argentinos. Asociación Herpetológica Argentina- Serie divulgación.

Lingnau, R.; C. Zank; P. Colombo; G. Vinciprova. 2006. Amphibia, Hylidae, *Itapotihyla langsdorffii*: distribution extension. Check List, 2 (1): 38-39.

Mac Nally, E.; R. Fleishman. 2004. A Successful Predictive Model of Species Richness Based on Indicator Species. Conservation Biology 18(3): 646-654.

Machado, I. F; Maltick, L. G. 2007. Check-list da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. Neotropical Biology and Conservation 2: 101-116.

Mainieri, C. B.; S. M. P. Gayer. 1990. Ocorrência e Distribuição Preliminares de Anfíbios no Município de Porto Alegre, RS, Brasil. In: Herpetología Neotropical - Actas del II Congreso Latino Americano de Herpetología. 1990, Mérida-Venezuela. J. E. Péfaur (editor.), v. 2, p.293-316.

Maneyro, R.; F. Forni; M. Santos. 1995. Anfíbios del Departamento de Rocha. Serie Divulgación Técnica I. p. 1-24.

Maneyro, R.; J. A. Langone. 2001. Categorización de los anfíbios del Uruguay. Cuadernos herpetología 15(2): 107-118.

Maneyro, R.; S. Carreira. 2006. Herpetofauna de la costa uruguay. In: Menafra, R.; L. Rodríguez-Gallego; F. Scarabino; D. Conde (eds.). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguay. p. 233-246.

Melchior, J.; M. Di-Bernardo; G. M. F. Pontes; R. B. Oliveira; M. Sole; A. Kwet. 2004. Reprodução de *Pseudis minuta* (Anura, Hylidae) no sul do Brasil. Phyllomedusa 3(1): 61-68.

MMA/SBF. 2007. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade

da Mata Atlântica e Campos Sulinos. 40p. Disponível em: <www.conservation.org.br>.

Olson, D. M.; E. Dinerstein; E. D. Wikramanayake; N. D. Burgess; G. V. N. Powell; E. C. Underwood; J. A. D'Amico; I. Itoua; H. E. Strand; J. C. Morrison; C. J. Loucks; T. F. Allnutt; T. H. Ricketts; Y. Kura, J. F. Lamoureux; W. W. Wettengel; P. Hedao and K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth. *BioScience* 51(11): 933-938.

Peltzer, P. M.; R. Lajmanovich. 1999. Lista preliminar de anfíbios de la provincia de Entre Rios, Argentina. *Natura Neotropicalis* 30(1/2): 85-88.

Santos, T. G.; C. F. B. Haddad. 2006. Amphibia, Anura, Leptodactylidae, *Leptodactylus labyrinthicus*: rediscovery and distribution extension in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List* 2(1): 22-23.

Segalla, M.V., Caramaschi, U., Cruz, C.A.G., Garcia, P.C.A., Grant, T., Haddad, C.F.B., Langone, J., 2012. *Brazilian amphibians – List of species*. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Accessible at <http://www.sbherpetologia.org.br>. (Access on May, 2012).

Skov, F.; J. C. Svenning. 2004. Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography* 27(3): 366-380.

Vaz-Silva, W.; Balestrin, R. L.; Di-Bernardo, M. (no prelo). Rediscovery of *Melanophryniscus pachyrhynchus* (Miranda-Ribeiro, 1920) (Amphibia: Anura: Bufonidae) in Southern Brazil, with addenda to species redescription. *Zootaxa*.

Waltari, E.; R. J. Hijmans; A. T. Peterson; Á. S. Nyári; S. L. Perkins; R. P. Guralnick. 2007. Locating Pleistocene Refugia: Comparing Phylogeographic and Ecological Niche Model Predictions. *Plos One* 2(7): 563.

WWF. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World. Disponível em: <http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions/terrestrial.cfm>.

Young, B. E.; K. R. Lips; J. K. Reaser; R. Ibañez; A. W. Salas; J. R. Cedeno; L. A. Coloma; S. Ron; E. La Marca; J. R. Meyer; A. Muñoz; F. Bolanos; G. Chaves; D. Romo. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*, Boston, 15(5):1213-1223.

4. CAPÍTULO I

COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DOS ANFÍBIOS ANUROS DA ECORREGIÃO SAVANA URUGUAIA

- Manuscrito a ser submetido à Zootaxa

COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DOS ANFÍBIOS ANUROS DA ECORREGIÃO SAVANA URUGUAIA

CAROLINE ZANK^{1*}, RAÚL MANEYRO², FERNANDO GERTUN BECKER³ &
MÁRCIO BORGES-MARTINS¹

1. Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43435, 91501 – 970 Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail addresses:

carolzank@gmail.com (C. Zank), borges.martins@ufrgs.br (M. Borges-Martins).

2. Laboratorio de Sistemática e Historia Natural de Vertebrados, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. E-mail address: rmaneyro@adinet.com.uy.

3. Laboratório de Ecologia de Paisagem, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43422, 91501 – 970, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail address:

fgbecker@ufrgs.br

**Corresponding author: Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43435, 91501 – 970. Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail: carolzank@gmail.com Tel.: 55 51 33087738.*

RESUMO

O conhecimento sobre que espécies ocorrem e como elas se distribuem ao longo de uma determinada região representa o primeiro passo na definição de estratégias de conservação. A ecorregião Savana Uruguaia apresenta uma área de 363.000 km² englobando o extremo sul do Brasil, que corresponde a metade sul do Estado do Rio Grande do Sul e todo o território do Uruguai. Esta ecorregião está caracterizada por extensas áreas de campos com ou sem florestas de galeria e com uma cobertura vegetal constituída predominantemente por gramíneas. Nosso estudo tem como objetivo fornecer um inventário dos anfíbios anuros para a ecorregião SU e descrever a distribuição geográfica para cada uma das espécies ao longo desta ecorregião. A compilação dos registros de ocorrências e distribuição de todas as espécies de anfíbios

anuros da ecorregião Savana Uruguaia foi obtida através da revisão direta dos registros originais de testemunhos depositados nas quatro principais coleções científicas do Rio Grande do Sul e Uruguai: Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (MCP), Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica (MCN), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Universidade Federal de Santa Maria (ZUFMS) e Sección de Zoología de Vertebrados da Facultad de Ciencias de Montevideo (ZVCB). Além disso, foram realizados levantamentos em campo para mais de 20 municípios distribuídos em regiões pouco amostradas no Estado do Rio Grande do Sul. Foram registradas 60 espécies de anfíbios anuros para a ecorregião SU, sendo que a família com maior número de espécies foi Hylidae, com 21 spp. Realizamos o primeiro registro de *Rhinella azarai* para a ecorregião, assim como o primeiro registro de *Melanophryniscus sanmartini* e *Leptodactylus podicipinus* para o Estado do Rio Grande do Sul. A maioria dos anuros compilados trata-se de espécies comuns e de ampla distribuição dentro da ecorregião, bem como em ecorregiões adjacentes. Das espécies registradas quatro são endêmicas da ecorregião, e oito estão enquadradas em alguma categoria de ameaça em âmbito global e 17 em listas regionais (Rio Grande do Sul e/ou Uruguai). A anurofauna da SU é rica, no entanto, apresenta um baixo nível de endemismo devido ao grande compartilhamento de espécies observado com ecorregiões adjacentes.

PALAVRAS-CHAVE: anurofauna, inventário, ocorrência, campos temperados.

INTRODUÇÃO

Os campos temperados, onde se encaixa a ecorregião Savana Uruguai, constituem ricas comunidades biológicas, mas ainda insuficientemente conhecidas e tampouco preservadas, apesar dos inúmeros impactos que incidem sobre estes sistemas (Pillar *et al.* 2009). Até recentemente, pouca atenção foi dispensada para a conservação das formações de campos temperados, se comparada às florestais tropicais, como resultado muitos destes campos persistem atualmente somente em pequenos remanescentes (TGCI 2008). A Savana Uruguaia é um bom exemplo deste problema, visto que apenas recentemente se iniciaram alguns esforços para a elaboração de diagnósticos da situação da ecorregião em si, bem como das espécies da fauna e da flora que a compõe (e.g. Bilenca & Miñarro 2004; MMA 2007; Pillar *et al.* 2009).

A ecorregião denominada Savana Uruguaia (Uruguayan Savanna) é uma das 867 unidades biogeográficas reconhecidas por Olson *et al.* 2001, com uma área aproximada de 363.000 km², correspondendo à metade sul do Estado do Rio Grande do Sul (Brasil) e o Uruguai. É constituída por extensas áreas de planícies com algumas áreas de coxilhas e serras, as quais normalmente não ultrapassam os 500m de altitude e o clima é subtropical úmido com precipitações superiores a 1000mm, sem estação seca (Moreno 1961). A Savana Uruguaia é caracterizada por extensas áreas de savana (campos) com ou sem florestas de galeria e savanas de butiazais. A cobertura vegetal é constituída predominantemente por gramíneas, com cerca de 4000 espécies conhecidas, sendo uma das formações de campo mais ricas do mundo (Bilenca & Miñarro 2004).

Os inventários de fauna e flora são primordiais na definição de estratégias de conservação adequadas, bem como no planejamento de programas de monitoramento compatíveis com a realidade de cada local. No entanto, quando tratamos de áreas grandes em regiões megadiversas, o principal fator limitante a esses estudos biológicos é o grande investimento de tempo e dinheiro necessário.

Os anfíbios representam um dos grupos de vertebrados mais conspícuos e diversos, incluindo mais de 6.000 espécies reconhecidas e ocupando uma grande variedade de ambientes terrestres e aquáticos (Duellman & Trueb, 1994; Frost *et al.* 2006). Garcia *et al.* 2007 fizeram uma primeira aproximação da distribuição de anfíbios para as ecorregiões reconhecidas da porção subtropical da América do Sul, e nesta ocasião indicaram para a Savana Uruguaia a ocorrência de 50 espécies de anfíbios. No entanto, as listas de espécies de anfíbios, bem como nosso conhecimento sobre as mesmas, ainda está muito concentrado aos limites políticos, indicando uma grande carência de listas espécies em nível de unidades biogeográficas.

No Rio Grande do Sul está confirmada a ocorrência de pelo menos 98 espécies de anfíbios (Colombo *et al.* 2008), reflexo do crescente aumento observado no estudo de anfíbios no Estado nas últimas décadas (e.g. Braun & Braun 1980; Braun & Braun 1981; Braun *et al.* 1981; Garcia & Vinciprova 1998; Giasson & Cechin 2001; Kwet (2001); Caramaschi & Cruz 2002; Kopp *et al.* 2002; Di-Bernardo *et al.* 2006, Lingnau *et al.* 2006, Kwet *et al.* 2004, Colombo *et al.* 2007, Zanella *et al.* 2007, Kwet 2008; Rosset 2008; Zank *et al.* 2008). Também crescente é o número de listas publicadas com a fauna de anfíbios no Estado (e.g. Kwet & Di-Bernardo 1999; Cechin *et al.* 2002; Di-Bernardo *et al.* 2004; Loebmann 2005; Loebmann & Vieira 2005; Borges-Martins *et al.*

2007; Deiques *et al.* 2007; Machado & Maltick, 2007; Colombo *et al.* 2008; Colombo & Zank 2008; Garcia *et al.* 2007; Maneyro & Kwet 2008; Kwet *et al.* 2010).

No Uruguai, por sua vez, está confirmada a ocorrência de pelo menos 47 espécies de anfíbios (Núñez *et al.* 2004; Achaval & Olmos 2007). Além disso, a anurofauna deste país vem sendo intensivamente estudada, apresentando numerosos trabalhos contemplando aspectos como, distribuição, história natural, taxonomia e conservação das espécies (*e.g.* Langone 1994; Maneyro *et al.* 1995; Maneyro & Langone 2001; Nunéz *et al.* 2004, Maneyro & Carreira 2006; Achaval & Olmos 2007; Canavero *et al.* 2010).

Apesar dos numerosos trabalhos citados acima, a falta de conhecimento sobre as espécies existentes bem como as suas distribuições, continua sendo um fator limitante importante na avaliação da situação de conservação dos anfíbios. Visto que, a distribuição de grande parte dos anfíbios ainda é pouco conhecida, especialmente nas áreas de formação campestres como a ecorregião da Savana Uruguiaia. A importância e aplicação direta desses dados ficam claras quando observamos que dentre os critérios mais importantes utilizados para avaliar o status de conservação de uma espécie estão justamente as informações sobre distribuição geográfica (MMA 2003; IUCN 2010).

Nosso objetivo neste trabalho é fornecer uma listagem das espécies de anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguiaia, bem como descrever a distribuição geográfica de cada uma dessas espécies ao longo da ecorregião.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Com a finalidade de descrever a distribuição das espécies de anfíbios ao longo da ecorregião Savana Uruguai, utilizamos como base a classificação campestre proposta por Hasenack *et al.* 2010, a qual classifica a ecorregião em 13 sistemas ecológicos (figura 1). A delimitação destas unidades espaciais homogêneas foi baseada em dados de altitude, declividade, solo, vegetação, uso da terra, além de fisionomias campestres descritas em Boldrini (2009) e Berreta (2008). A seguir descrevemos cada um dos 13 sistemas ecológicos conforme Hasenack *et al.* 2010:

Floresta Estacional (FE) - estende-se no extremo nordeste do Escudo. A vegetação dessa formação florestal corresponde no sistema fitoecológico brasileiro à Floresta Estacional Semidecidual. Nas altitudes menores é marcada a influência oceânica como

as figueiras do gênero *Ficus*, a canela-ferrugem (*Nectandra oppositifolia*), além de espécies características das restingas e de ampla dispersão, como o branquilha (*Sebastiania commersoniana*) e o chá-de-bugre (*Casearia sylvestris*). O ingá-de-beira-de-rio (*Inga vera*), o salseiro (*Salyx humboldtiana*) e a corticeira-do-banhado (*Erythrina crista-galli*), são mais comuns no contato direto com os cursos d'água. Registra-se também nestas florestas a presença de numerosas espécies epífitas as bromélias *Aechmea recurvata* e *Vriesea gigantea*. Já as áreas de Floresta Sub-Montana mostram tanto uma presença de elementos da Floresta Estacional Decidual quanto da Floresta Ombrófila Mista.

Campo Misto de Andropogôneas e Compostas (CMAC)- Esse sistema está predominantemente contido em áreas com altitude entre 30 e 400m com relevo suave e corresponde genericamente ao domínio geomorfológico da Depressão Periférica ao Escudo Uruguaio-Sul-riograndense (IBGE, 1986), que corresponde a uma depressão sedimentar que contorna o Escudo, separando-o do Planalto Meridional. No estrato inferior as espécies dominantes são prostradas, representadas pelo capim forquilha (*Paspalum notatum*) nos topos e encostas das coxilhas e pela grama-tapete (*Axonopus affinis*) e *Paspalum pumilum* nas baixadas úmidas. O capim-caninha (*Andropogon lateralis*) é presença constante, destacando-se no estrato superior, juntamente com outras andropogôneas. Dentre as leguminosas mais comuns, destaca-se o pega-pega (*Desmodium incanum*). Em campos com sobrepastoreio, a comunidade vegetal torna-se rala com grandes proporções de solo descoberto onde as sementes das compostas, que são numerosas, se instalam, destacando-se a roseta (*Soliva pterosperma*), o alecrim-do-campo (*Vernonia nudiflora*), a maria-mole (*Senecio brasiliensis*), entre outras. Nas áreas bem drenadas, as barbas-de-bode (*Aristida jubata* e *A. filifolia*) e os caraguatás (*Eryngium* spp.) formam touceiras que compõem o estrato superior da comunidade vegetal.

Campo com Barba-de-bode (CBB)- encontra-se em altitudes entre 30 e 1.000m com relevo suave, sobre o Planalto Meridional em solos predominantemente profundos e de baixa fertilidade. Estes campos são caracterizados no estrato superior por *Aristida jubata* e o inferior por gramíneas rizomatosas, destacando-se nas áreas mais secas sobre solos argilosos o capim-forquilha (*Paspalum notatum*) e a grama-missioneira (*Axonopus jesuiticus*) e em solos secos e arenosos, *P. nicorae*. Nos locais úmidos, como nas bordas

de banhados vegetam espécies estoloníferas como a grama-tapete (*A. affinis*) e rizomatosas como *Paspalum pumilum*.

Campo Graminoso (CG)- este sistema caracteriza-se por campos sobre solos mais férteis no lado oriental da Depressão Periférica, entre a Cuesta do Haedo e o Escudo em altitudes entre 30 e 400m com relevo suave. Nestes campos a fisionomia é dominada por espécies herbáceas, essencialmente gramíneas com destaque para o capim-forquilha (*Paspalum notatum*), o capim-caninha (*Andropogon lateralis*), a colade-lagarto (*Coelorachis selloana*), entre outros. Com uma alta participação destacam-se várias espécies hibernais como algumas flechilhas do gênero *Stipa*, alguns cabelos-de-porco do gênero *Piptochaetium*, *Melica argyrea* e *M. rigida*. Em meio a estas espécies eretas desenvolvem-se ciperáceas em locais muito úmidos, como *Carex phalaroides*. Entre as leguminosas, o trevo nativo (*Trifolium polymorphum*) e algumas babosas do gênero *Adesmia* são frequentemente encontradas formando manchas.

Campo com Flechilhas do Cristalino Central (CFCC)- situam-se sobre terrenos do cristalino em altitudes entre 30 e 400m. O relevo é suave e os solos profundos. Este sistema ecológico é caracterizado por vastas extensões recobertas por flechilhas (*Stipa neesiana*, *Stipa hyalina*), *Poa lanigera*, *Poa bonariensis*, *Bromus unioloides* e por espécies estivais como *Botriochloa laguroides*, *Paspalum dilatatum*, *P. notatum* e *Setaria parviflora*. Nas áreas mais úmidas há um predomínio de *Paspalum quadrifarium* e espécies de *Cyperus* e *Juncus*. Os solos nesse sistema são predominantemente de menor fertilidade, havendo também extensões significativas de solos rasos, características que resultam em um uso menos intensivo.

Campo com Flechilhas do Cristalino Meridional (CFCM)- situam-se sobre terrenos do cristalino em altitudes entre 30 e 400m e o relevo é suave e os solos profundos. A vegetação original do sistema ecológico é similar ao CFCC. A principal diferença refere-se à maior fertilidade do solo e, conseqüentemente, uma conversão maior de áreas naturais em áreas de agricultura.

Campo Misto do Cristalino Oriental (CMCO)- distribui-se a leste do Uruguai, em áreas com altitudes entre 30 e 400m e relevo suave. A vegetação destes campos apresenta alta pressão de pastejo com uma constituição marcada por espécies estivais e escassas espécies hibernais. Entre as estivais destacam-se *Cynodon dactylon*, *Stenotaphrum secundatum*, *Sporobolus indicus*, entre outras. Entre as hibernais destacam-se *Piptochaetium montevidense*, *P. stipoides*, *Briza brizoides*, entre outras.

Além destas, aparecem em áreas mais úmidas *Baccharis trimera* e *Adesmia securigerifolia*. Também são comuns as ervas pequenas como *Chevreulia sarmentosa* e *Micropsis spathulata*.

Campo Arbustivo (CA) – este sistema estende-se na porção ocidental e meridional da ecorregião. Espécies de gramíneas cespitosas eretas são comuns, como algumas barbas-de-bode do gênero *Aristida*, e *Andropogon ternatus*, *A. selloanus* e *Stipa filifolia*. É nesta região que as leguminosas estão mais bem representadas tanto no campo, quanto em beiras de estrada, junto da vegetação arbustiva, destacando-se *Lathyrus pubescens*, *Rhynchosia diversifolia*, *Clitoria nana*, entre outras. A vegetação rupestre associada a estes campos apresenta muitas espécies endêmicas com destaque para as cactáceas. Seus campos são também ricos em arbustos, como por exemplo, *Mimosa ramulosa*, *Eupatorium buniifolium*, *Baccharis dracunculifolia*, várias espécies de *Croton*, *Eryngium horridum*, entre outras.

Campo Litorâneo (CL) – o sistema é caracterizado pelas terras baixas e relevo suave do litoral Atlântico oriental. As principais espécies de gramíneas destes campos são de porte baixo, radicantes e promovem uma boa cobertura do solo, tais como *Ischaemum minus*, *Axonopus parodii*, *A. obtusifolius*, entre outras. Cyperaceae é outra família que se destaca nesta formação, formando populações densas, como é o caso de *Eleocharis bonariensis* e *E. viridans*. Muitas leguminosas são comuns nesta região, destacando-se *Stylosanthes leiocarpa*, *Indigofera sabulicola*, *Desmodium adscendens*, entre outras. Nas baixadas mais úmidas são facilmente encontradas *Mimosa bimucronata* (maricá), *Eryngium pandanifolium*, *Baccharis spicata* e *Centella asiatica*.

Campo com Areais (CAR)- situa-se em altitudes entre 30 e 400m em relevo suave. Os solos são predominantemente arenosos, profundos, bem drenados e com baixa fertilidade. Nessa região dos areais a fisionomia é determinada por *Axonopus argentinus*, *Elyonurus* sp. (o capim-limão) e *Paspalum nicorae*. Uma leguminosa comum nas áreas de arenização é *Lupinus albescens*, uma importante indicadora para recuperação da fertilidade do solo. Estes campos apresentam uma flora diferenciada das demais tipologias de campo por apresentar elementos com adaptações a um ambiente árido como, por exemplo, *Cereus hildmannianus*, *Parodia ottonis*, *Butia lallemantii*, *Asteropsis macrocephala* e *Baccharis albolanosus*, entre outras. Muitas destas espécies são endêmicas desta formação e apresentam uma intensa pilosidade que confere uma coloração acinzentada à paisagem.

Campo com Espinilho (CE)- este sistema está em duas áreas disjuntas ao longo do rio Uruguai, em altitudes entre 30 e 400m sobre relevo suave, onde predominam solos férteis imperfeitamente a mal drenados. Os campos deste sistema estão caracterizados por áreas planas e baixas onde são encontradas manchas de *Paspalum quadrifarium* associadas a outras espécies menos robustas como *Bromus auleticus* (cevadilha), *Stipa papposa*, *S. setigera* (flechilhas). O estrato inferior é contínuo formado por uma grande diversidade de gramíneas, e associadas a essa matriz campestre aparecem arvoretas esparsas *Vachellia caven* (espinilho), *Prosopis affinis* (nhanduvá), *Prosopis nigra* (algarrobo), *Parkinsonia aculeata* (cina-cina) e *Aloysia gratissima* (erva-santa).

Campo com Flechilhas do Cristalino Ocidental (CFCO)- assim como os demais sistemas Campo com Flechilhas do Cristalino, situam-se sobre terrenos do cristalino em altitudes entre 30 e 400m e o relevo é suave e os solos profundos. A vegetação original desse sistema ecológico compartilha das mesmas espécies dos dois sistemas anteriores. A diferença é que este sistema apresenta um mosaico de solos profundos, tanto de baixa quanto de alta fertilidade, que é responsável por um uso intensivo da terra. A maior parte das áreas campestres deste sistema, especialmente as mais ocidentais, foi convertida em áreas de pastagens cultivadas ou de agricultura.

Campo de Solos Rasos (CSR)- situa-se em altitudes entre 30 e 400m com relevo suave e solos rasos. A vegetação associada aos solos muito rasos a partir do basalto, pedregosos, com baixa retenção de umidade, associados ao déficit hídrico no verão é bastante peculiar. Vegetam gramíneas cespitosas de porte baixo como algumas do gênero *Aristida* sp., *Bouteloua megapotamica*, *Chloris grandiflora*, entre outras. Em áreas com rochas expostas encontram-se compostas como *Micropsis spathulata* e *Soliva pterosperma* e leguminosas como *Adesmia incana* e *Indigofera asperifolia*. Destacam-se espécies de outras famílias, como verbenáceas e solanáceas, essas exclusivas deste tipo de formação e tóxica para herbívoros, entre outras.

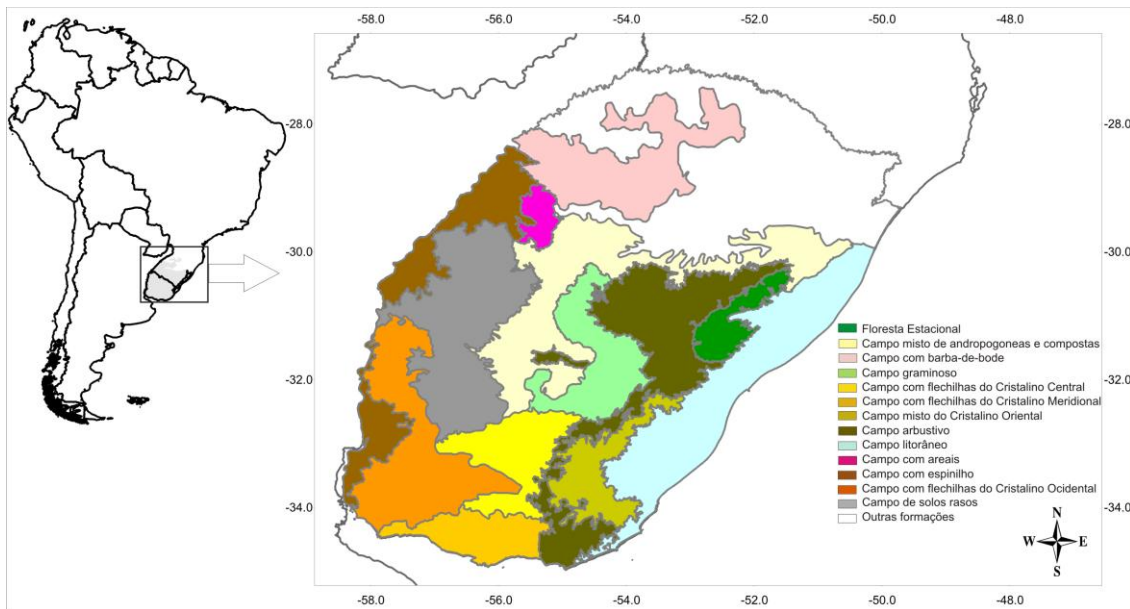


Figura 1. Sistemas ecológicos da ecorregião Savana Uruguaia (segundo Hasenack et al. 2010).

Registros de coleções e literatura

A compilação dos dados foi elaborada com base em ocorrências e distribuição de todas as espécies de anfíbios anuros potenciais da ecorregião Savana Uruguaia baseados, na literatura e na revisão direta dos registros originais de testemunhos depositados em coleções científicas. Para a obtenção dos dados de coleção foram consultadas as quatro principais coleções científicas do Rio Grande do Sul: Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (MCP), do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica (MCN), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e Universidade Federal de Santa Maria (ZUFMS). No Uruguai foi consultada a coleção da Sección de Zoología de Vertebrados da Facultad de Ciencias de Montevideo (ZVCB). Devido a este grande número de indivíduos consultados, não listamos todos os testemunhos, mas indicamos as coleções revisadas que possuem testemunhos depositados para cada uma das espécies.

Posteriormente, foram acrescentados alguns registros existentes na literatura, especialmente na de cunho taxonômico e que não tivemos acesso a parte dos espécimes indicados (e.g. Caramaschi & Cruz 2002; Núñez *et al.* 2004).

Amostragens de campo

Além disso, foram realizadas amostragens a campo entre os anos 2008 e 2011, e no período entre os meses de setembro e abril, onde a atividade dos anfíbios é mais intensa na região. Os levantamentos foram direcionados a regiões pouco amostradas dentro do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, e os municípios contemplados foram

Alegrete, Amaral Ferrador, Bagé, Barra do Quaraí, Canguçu, Caibaté, Coronel Barros, Ijuí, Itaquí, Manoel Viana, Mato Queimado, Pedras Altas, Pinheiro Machado, Piratini, Quaraí, Rosário do Sul, Santana da Boa Vista, Santana do Livramento, São Borja, São Francisco de Assis e São Lourenço do Sul. Alguns espécimes foram coletados como material testemunho e estão depositados na coleção do Setor de Herpetologia, Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Nomenclatura empregada

Todos os espécimes oriundos das áreas de interesse foram examinados e confrontados com revisões taxonômicas e descrições originais para uma correta identificação. A nomenclatura e a classificação utilizadas seguem Frost *et al.* 2006, Frost (2011) e Segalla *et al.* 2012. Consideramos como espécie com ocorrência para a ecorregião Savana Uruguaí as espécies com pelo menos um ponto de registro confirmado, ou seja com testemunho depositado em coleção científica, para dentro dos limites da ecorregião.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Validamos a identificação de cerca de 19.200 espécimes depositados nas coleções científicas consultadas, dos quais mais de 2.500 espécimes distribuídos em todos os departamentos do Uruguaí e mais de 16.600 espécimes oriundos de cerca de 200 municípios do Rio Grande do Sul.

Confirmamos a ocorrência de 60 espécies de anfíbios anuros para a ecorregião Savana Uruguia, das quais 59 são espécies nativas da região e uma espécie é exótica invasora (tabela 1). As espécies catalogadas pertencem a oito famílias diferentes, sendo sete nativas, Hylidae (21 spp.), Bufonidae (16 spp.), Leiuperidae (9 spp.), Leptodactylidae (8 spp.), Cycloramphidae (3 spp.), Ceratophrydae (1 sp.) e Microhylidae (1 spp.), e a exótica Ranidae com uma espécie (tabela 1).

Alguns dos registros de anfíbios anuros realizados para a ecorregião SU merecem destaque, por serem novos, ou representarem ampliações consideráveis de distribuição. Em nosso estudo reportamos pela primeira vez a presença de *Rhinella azarai* para a ecorregião SU, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (ver texto *R. azarai*). Além disso, realizamos o primeiro registro de *Melanophryniscus sanmartini* e *Leptodactylus podicipinus* para o Estado do Rio Grande do Sul, espécies já reportadas

anteriormente para a ecorregião SU, mas somente para o Uruguai (ver textos *M. sanmartini* e *L. podicipinus*).

Além disso, confirmamos registros para algumas espécies que representam ampliações nas suas distribuições geográficas conhecidas até o momento. Como é o caso de *Scinax nasicus*, *Hypsiboas caingua*, *Leptodactylus chaquensis*, *Leptodactylus fuscus*, *Aplastodiscus perviridis* (para mais informações ver os textos sobre distribuição geográfica das espécies).

Garcia *et al.* 2007 compilaram 50 espécies de anfíbios (49 anuros e uma cecília) para a ecorregião SU (tratada como CAM em Garcia, op. cit.). Desta forma, no presente estudo, confirmamos a presença de mais 12 espécies de anfíbios anuros para a ecorregião SU, que correspondem à *Rhinella azarai*, *R. henseli*, *R. icterica*, *Melanophryniscus dorsalis*, *M. tumifrons*, *Odontophrynus maisuma*, *Hypsiboas caingua*, *H. faber*, *Scinax* aff. *alter*, *Trachycephalus mesophaeus*, *Physalaemus lisei* e *Leptodactylus fuscus*. Além disso, não confirmamos a presença de *Itapotihyla langsdorffii* para a ecorregião SU (Garcia, op.cit.), visto que esta espécie possui apenas um único registro para o Estado do Rio Grande do Sul no município de Itati (Lingnau *et al.* 2006), área que pertence a ecorregião Floresta Costeira da Serra do Mar, no Bioma brasileiro Mata Atlântica.

Dentro dos limites da ecorregião registramos a ocorrência de oito espécies globalmente enquadradas em alguma das categorias de ameaças, segundo os critérios estabelecidos pela IUCN, *Melanophryniscus sanmartini*, *Ceratophrys ornata* e *Pleurodema bibroni* como quase ameaçada (NT), *Melanophryniscus devincenzii* e *Argenteohyla siemersi* como em perigo (EN), *Melanophryniscus dorsalis* e *M. montevidensis* como vulnerável (VU) e *M. langonei* como criticamente em perigo (CR) (IUCN 2011) (tabela 1). Com relação às listas regionais, no Uruguai são seis espécies na categoria de criticamente em perigo (CR), quatro como em perigo (EN), três como quase ameaçada (NT) e uma como vulnerável (VU) (Canavero *et al.* 2010) (tabela 1). No Rio Grande do Sul a lista de espécies ameaçadas encontra-se bastante defasada, visto que 16 espécies não foram avaliadas em Garcia & Vinciprova (2003). Das espécies oficialmente avaliadas, *Melanophryniscus dorsalis* e *Ceratophrys ornata* estão como vulneráveis (VU) e *Leptodactylus furnarius* como deficiente de dados (DD) (tabela 1).

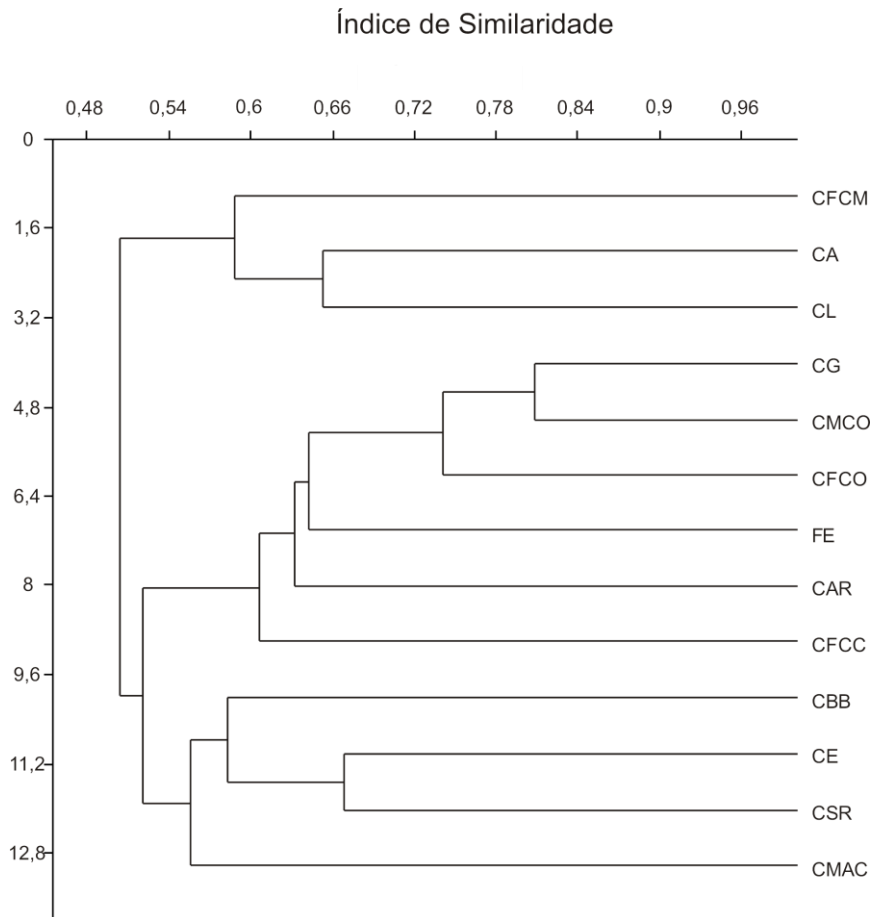


Figura 2. Índice de Similaridade de Jaccard dos anfíbios anuros entre os diferentes sistemas ecológicos.

Das espécies registradas, a maioria são espécies comuns e com ampla distribuição em todos os sistemas ecológicos presentes na ecorregião SU (ver textos de distribuição geográfica das espécies). Todavia, observamos que algumas espécies possuem padrões de distribuição estritamente relacionados com determinado tipo de região, como é o caso de *Melanophryniscus dorsalis*, *M. montevidensis*, *Ceratophrys ornata*, *Odontophrynus maisuma* e *Argenteohyla siemersi* espécies com distribuições restritas à sistemas ecológicos costeiros, tais como os CL e CFCM e o limite sul dos CA. Outro exemplo, diz respeito ao sapo-de-barriga-vermelha-marmoreada (*M. pachyrhynchus*) que possui sua distribuição geográfica restrita às formações serranas de baixa altitude (em torno de 500m) presentes na ecorregião SU, as quais são denominadas de Serra do Sudeste no Estado do Rio Grande do Sul e se estendem até a porção centro-sul do território uruguaio. O mesmo padrão foi observado, através da aplicação do índice de similaridade de Jaccard, onde verificamos que os sistemas

ecológicos foram separados em três grupos distintos (figura 2). O primeiro deles, e o mais distinto dos demais está constituído pelos sistemas ecológicos CL, CA e CFCM, que compartilham espécies exclusivas destas formações da Savana Uruguaia, como citado acima. Por outro lado, os sistemas ecológicos com a anurofauna mais similar foram dos CMCO e CG (figura 2). Estes sistemas compartilham de cerca de 80% de sua anurofauna, constituída principalmente por espécies comuns e de ampla distribuição na ecorregião.

Observamos que apenas quatro das 59 espécies nativas de anfíbios anuros registradas para a ecorregião Savana Uruguai são endêmicas desta formação, é o caso dos sapos-de-barriga-vermelha *Melanophryniscus langonei*, *M. montevidensis*, *M. pachyrhynchus* e *M. sanmartini*. O gênero *Melanophryniscus* representa um grupo de espécies de interesse especial, visto que é exclusivo da América do Sul, e é caracterizado por espécies raras e de distribuição restrita e grande parte consideradas ameaçadas de extinção em âmbito regional e mundial (Canavero *et al.* 2010; IUCN 2011; Zank *et al.* in prep.). Outras espécies como *Melanophryniscus dorsalis*, *Odontophrynus maisuma*, *Phyllomedusa iheringii* e *Rhinella achavali* possuem a maior parte de suas áreas de distribuição englobada pela ecorregião SU, no entanto possuem pelo menos um ponto de registro confirmado também para fora da ecorregião, as duas primeira para o litoral sul do Estado de Santa Catarina e as demais para a região Central do Estado do Rio Grande do Sul, todas dentro do domínio da Mata Atlântica.

A riqueza de anfíbios encontrada para a ecorregião SU (60 espécies de anfíbios anuros) pode ser considerada moderada se comparada com outras ecorregiões de formação aberta, como é o caso do Cerrado, onde há a presença confirmada, de cerca de 140 espécies de anfíbios anuros (Bastos 2007). No entanto, se levarmos em consideração a área total das duas ecorregiões, enquanto o Cerrado tem uma área de mais de 2.000.000km², a ecorregião Savana Uruguai possui uma área de pouco mais de 376.000km², isso inclui uma maior amplitude de condições climáticas e de tipos de solo, que levam o Cerrado a apresentar uma maior diversidade de tipos de vegetação, de fisionomias campestres e florestais, e conseqüentemente a abrigar uma alta diversidade animal (Oliveira-Filho & Ratter 2002; Overbeck *et al.* 2009).

Garcia *et al.* (2007), fizeram uma primeira listagem das espécies de anuros para as ecorregiões localizadas na porção subtropical da América do Sul e compilaram para cada ecorregião as espécies de anfíbios com a distribuição conhecida ao sul do Trópico

de Capricórnio. Ainda que a riqueza de espécies observada para a ecorregião Savana Uruguia seja inferior à observada para ecorregiões florestais, como a Floresta Atlântica da Serra do Mar (165sp.) e Floresta Atlântica de Interior (111sp.) (Garcia *et al.* 2007), por exemplo. Esta ecorregião apresenta uma riqueza de espécies superior a sugerida para outras formação abertas limítrofes a mesma, como as Savanas Mesopotâmicas, os Pampas úmidos e as Savanas alagadas do Paraná, que apresentaram riqueza de 42, 43 e 47 espécies de anfíbios levantadas para cada uma, respectivamente (Garcia *et al.* 2007). Além disso, a ecorregião SU apresenta um alto grau de compartilhamento de espécies, principalmente com as ecorregiões adjacentes dos Pampas úmidos e das Savanas Mesopotâmicas, o que explica também o baixo grau de endemismo observado para a ecorregião (apenas 4 espécies endêmicas).

Neste sentido, não podemos considerar a SU como uma ecorregião com baixa riqueza de anfíbios, mas sim com riqueza equivalente as encontradas em outras ecorregiões de formação aberta. Além disso, é uma região importante para conservação de anfíbios, visto que apesar de possuir um baixo número de endemismos, representa o limite sul de distribuição para uma grande variedade de anfíbios. Desta forma, enfatizamos a necessidade de estudos indicando áreas prioritárias para a conservação dos anfíbios, buscando a manutenção de espécies e comunidades importantes da ecorregião.

Tabela 1. Lista das espécies de anfíbios anuros com ocorrência confirmada para a ecorregião Savana Uruguai. Indicamos, em ocorrência, a área de abrangência das espécies para os limites políticos em que a Savana Uruguia se estende (RS, Estado do Rio Grande do Sul, Brasil e URU para a República do Uruguai. Em categorias de ameaça, colocamos qual a categoria de ameaça, segundo os critérios estabelecidos pela IUCN, cada uma das espécies foi enquadrada tanto na avaliação global (IUCN 2011), quanto nas avaliações regionais, Rio Grande do Sul (Garcia & Vinciprova 2003) e Uruguai (Canavero *et al.* 2010). Onde, ”-“ = não se aplica, NA = não avaliada, LC = menos preocupante, DD= deficiente de dados, NT= quase ameaçada, VU= vulnerável, EN= em perigo, CR= criticamente em perigo. * espécies exótica e invasora.

FAMÍLIA/Espécie	Nome-comum	ocorrência		categoria de ameaça		
		RS	URU	GLOBAL	RS	URU
BUFONIDAE						
<i>Rhinella achavali</i>	sapo-cururu	X	X	LC	NA	NT
<i>Rhinella arenarum</i>	sapo-cururu	X	X	LC	LC	LC
<i>Rhinella azarai</i>	sapo-de-jardim	X		NA	NA	-
<i>Rhinella dorbignyi</i>	sapo-de-jardim	X	X	LC	LC	LC
<i>Rhinella fernandezae</i>	sapo-de-jardim	X	X	LC	LC	LC
<i>Rhinella henseli</i>	sapo-cruz	X		LC	NA	-
<i>Rhinella icterica</i>	sapo-cururu	X		LC	LC	-
<i>Rhinella schneideri</i>	sapo-cururu	X	X	LC	LC	LC
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	sapinho-de-barriga-vermelha	X	X	LC	LC	LC
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	sapinho-de-barriga-vermelha	X	X	EN	NA	EN
<i>Melanophryniscus dorsalis</i>	sapinho-de-barriga-vermelha	X		VU	VU	-
<i>Melanophryniscus langonei</i>	sapinho-de-barriga-vermelha		X	CR	-	NA
<i>Melanophryniscus montevidensis</i>	sapinho-de-barriga-vermelha	X	X	VU	NA	EN
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus</i>	sapinho-de-barriga-vermelha-marmoreada	X	X	DD	NA	DD
<i>Melanophryniscus sanmartini</i>	sapinho-de-barriga-vermelha	X	X	NT	NA	NT
<i>Melanophryniscus tumifrons</i>	sapinho-de-barriga-vermelha	X		LC	LC	-
CERATOPHRYDAE						
<i>Ceratophrys ornata</i>	sapo-boi	X	X	NT	VU	CR
CYCLORAMPHIDAE						
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	rã-das-pedras	X	X	LC	LC	LC
<i>Odontophrynus americanus</i>	sapo-da-enchente	X	X	LC	LC	LC
<i>Odontophrynus maisuma</i>	sapo-da-enchente	X	X	NA	NA	NA
HYLIDAE						
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	perereca-verde	X		LC	LC	-
<i>Argenteohyla siemersi</i>	rã-motor		X	EN	-	CR
<i>Dendropsophus minutus</i>	perereca-rajada	X	X	LC	LC	LC
<i>Dendropsophus nanus</i>	perereca	X	X	LC	NA	LC
<i>Dendropsophus sanborni</i>	perereca	X	X	LC	LC	LC
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	perereca-araponga	X	X	LC	NA	CR
<i>Hypsiboas caingua</i>	perereca-listrada	X		LC	NA	-
<i>Hypsiboas faber</i>	sapo-martelo	X		LC	LC	-
<i>Hypsiboas pulchellus</i>	perereca-do-banhado	X	X	LC	LC	LC
<i>Lysapsus limellum</i>	rãzinha-boiadora		X	LC	-	EN
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	perereca-macaca	X	X	LC	LC	LC
<i>Pseudis minuta</i>	rã-boiadora	X	X	LC	LC	LC
<i>Scinax aff. alter</i>	perereca	X		LC	NA	-
<i>Scinax aromothyella</i>	perereca-das-tormentas	X	X	DD	NA	DD
<i>Scinax berthae</i>	perereca-de-pintas-laranjas	X	X	LC	LC	LC
<i>Scinax fuscovarius</i>	perereca-raspa-de-cuia	X	X	LC	LC	LC
<i>Scinax granulatus</i>	perereca-de-banheiro	X	X	LC	LC	LC
<i>Scinax nasicus</i>	perereca-de-peito-manchado	X	X	LC	NA	LC
<i>Scinax squalirostris</i>	perereca-nariguda	X	X	LC	LC	LC

<i>Scinax uruguayus</i>	perereca-uruguaia	X	X	LC	LC	LC
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	perereca-leiteira	X		LC	LC	-
LEIUPERIDAE						
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	rã-chorona	X	X	LC	LC	LC
<i>Physalaemus cuvieri</i>	rã-cachorro	X	X	LC	LC	CR
<i>Physalaemus fernandezae</i>	rã		X	LC	-	EN
<i>Physalaemus gracilis</i>	rã-chorona	X	X	LC	LC	LC
<i>Physalaemus henselii</i>	rã	X	X	LC	LC	LC
<i>Physalaemus lisei</i>	rã-mosquito	X		LC	LC	-
<i>Physalaemus riograndensis</i>	rã-chorona	X	X	LC	LC	LC
<i>Pleurodema bibroni</i>	rã-de-quatro-olhos		X	NT	NA	VU
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	rãzinha	X	X	LC	LC	LC
LEPTODACTYLIDAE						
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	rã-criola	X	X	LC	LC	NT
<i>Leptodactylus furnarius</i>	rã-listrada	X	X	LC	DD	CR
<i>Leptodactylus fuscus</i>	rã-assoviadora	X		LC	LC	-
<i>Leptodactylus gracilis</i>	rã-listrada	X	X	LC	LC	LC
<i>Leptodactylus latinasus</i>	rã-piadora	X	X	LC	LC	LC
<i>Leptodactylus latrans</i>	rã-criola	X	X	LC	LC	LC
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	rã-de-bigode	X	X	LC	LC	LC
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	rã-assoviadora	X	X	LC	NA	CR
MICROHYLIDAE						
<i>Elachistocleis bicolor</i>	sapo-guarda	X	X	LC	LC	LC
RANIDAE						
<i>Lithobates catesbeianus*</i>	rã-touro	X	X	LC	-	-
Número total de espécies		55	48	60		

Checklist das espécies de anuros da ecorregião Savana Uruguaia

FAMÍLIA BUFONIDAE

***Melanophryniscus atroluteus* (Miranda-Ribeiro, 1920)** (figura 13a)

Localidade-tipo: "Estado do Rio Grande do Sul (Itaqui)", Itaqui, Rio Grande do Sul, Brasil (29°07'S, 56°33'W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre em algumas localidades ao sul do Paraguai, na Argentina próximo as fronteiras com o Uruguai e Estado do Rio Grande do Sul nas províncias de Corrientes, Entre Ríos e Misiones (Frost, 2011). Na ecorregião SU sua distribuição está concentrada principalmente na região extremo sul dos sistemas CMAC e CE. (figura 3a).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZVCB.

Melanophryniscus devincenzii Klappenbach, 1968 (figura 13b)

Localidade-tipo: “La Palma, Rubio Chico, próximo a Subida de Pena, Cuchilla Negra, Departamento de Rivera, Uruguai” (31°09'S, 55°55'W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre no Departamento de Guairá, Paraguai, nas Províncias de Corrientes e Misiones na Argentina, noroeste do Uruguai e Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Airaldi *et al.* 2009; Frost 2011). Na ecorregião SU ocorre no extremo sul da formação de CMAC nos Departamentos de Rivera e Tacuarembó no Uruguai e com um registro para o sistema ecológico CMAC, Município de Alegrete, e alguns registros para o sistema CBB, ambos no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (figura 3b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFMS e ZVCB.

Melanophryniscus dorsalis (Mertens, 1933) (figura 13c)

Localidade-tipo: "Torres bei Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Südbrasilien". Torres, Rio Grande do Sul, Brasil (29°20'S, 49°43'W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição geográfica está limitada a região costeira do Brasil que se estende de Imbituba, Santa Catarina a Rio Grande (Ilha dos Marinheiros), Rio Grande do Sul (Garcia & Vinciprova 2003; Quintela *et al.* 2007). Desta forma, a maior parte da sua distribuição está dentro dos limites da ecorregião SU, exclusivamente no sistema ecológico denominado de Campos Litorâneos. Durante a revisão dos espécimes na coleção do MCN, encontramos alguns indivíduos coletados para Itaimbezinho, Município de Cambará do Sul, Rio Grande do Sul (MCN 2988-2993, 2995), no entanto estes registros foram tratados como prováveis erros de procedência e esta localidade não foi considerada na área de distribuição da espécie (figura 3c).

Testemunhos: MCN, MCP e UFRGS.

Melanophryniscus langonei Maneyro, Naya & Baldo, 2008 (figura 13d)

Localidade-tipo: "Uruguay, Rivera: Establecimiento Trinidad (approximately 230 m elevation)". Establecimiento de Trinidad, Departamento de Rivera, Uruguai (30°59' S, 55°26' W) (Maneyro *et al.* 2008).

Distribuição geográfica: endêmica da ecorregião SU e conhecida até o momento apenas para duas localidades a noroeste do departamento de Rivera, Uruguai, no limite entre os sistemas ecológicos denominados de CSR e CMAC (figura 3d).

Testemunhos: ZVCB

***Melanophryniscus montevidensis* (Philippi, 1902)** (figura 13e)

Localidade-tipo: "Montevideo, Uruguay." Departamento de Montevideo, Uruguai (34° 53' S, 56°10' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: endêmica da ecorregião SU, ocorre ao longo da costa leste do Uruguai até o extremo sul da costa do Rio Grande do Sul, Brasil, na parte sul do sistema de Campos Litorâneos, e região extremo sul dos sistemas CA e CFCM (figura 3e).

Testemunhos: MCN, UFRGS e ZVCB.

***Melanophryniscus pachyrhynchus* (Miranda-Ribeiro, 1920)** (figura 13f)

Localidade-tipo: "São Lourenço, S. Paulo, Brazil". São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil (31°22' S, 51°59' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: endêmica da ecorregião SU, ocorrendo da região nordeste dos CMAC e estendendo-se ao longo deste sistema até a região extremo sul dos CA (figura 3f).

Comentários taxonômicos: Recentemente, Baldo *et al.* 2012 através da comparação de características morfológicas externas, caracteres osteológicos e sequencias parciais de gene Citocromo b, indicaram *M. orejasmirandai* como sinônimo júnior de *M. pachyrhynchus*.

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Melanophryniscus sanmartini Klappenbach, 1968 (figura 13g)

Localidade-tipo: "Villa Serrana, próximo a la represa del arroyo Aiguá, Departamento de Lavalleja, República del Uruguay". Villa Serrana, Departamento de Lavalleja, Uruguai (34°19' S, 54°59' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: endêmica da ecorregião SU, até recentemente era conhecida apenas para algumas poucas localidades a sudeste do Uruguai nos Departamentos de Florida, Lavalleja e Rocha e posteriormente a noroeste no Departamento de Rivera, sugerindo a sua presença para o Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Naya & Maneyro 2001; Maneyro & Kwet 2008). Durante amostragens realizadas nos Municípios de Pedras Altas e Pinheiro Machado, localizados a sudoeste do Rio Grande do Sul, registramos as primeiras população desta espécie para o Brasil. Desta forma, nós

ampliamos a distribuição conhecida de *M. sanmartini* em 190 km a partir do Estabelecimento de Rocha, Departamento de Rivera, e a 215 km do Parque Nacional San Miguel no Departamento de Rocha, no entanto em linha reta representa cerca de 40 km da fronteira com o Departamento uruguaio de Cerro Largo (figura 4a). Possui registro para os sistemas ecológicos CA, CL, CFCC e CMAC.

Testemunhos: UFRGS e ZVCB.

***Melanophryniscus tumifrons* (Boulenger, 1905)** (figura 13h)

Localidade-tipo: Originalmente descrita como "Pernambuco", Brasil. Bokermann (1966) coloca em dúvida a localidade-tipo e supõem que o tipo seja de "Rio Grande do Sul", Brasil. Mais recentemente, Caramaschi & Cruz (2002) concordam com a reatribuição de "Rio Grande do Sul, Brasil" como a localidade-tipo.

Distribuição geográfica: sua distribuição até o momento está relatada para os Estados do Rio Grande do Sul e Paraná no Brasil e para a Província de Misiones na Argentina. Caramaschi & Cruz (2002) confirmaram sua presença no Brasil para Bituruna no Paraná e para São Francisco de Paula, no Rio Grande do Sul. Atualmente, sua presença no Rio Grande do Sul dentro da ecorregião SU foi confirmada para algumas poucas localidades na porção nordeste da ecorregião dentro do sistema ecológico CMAC (figura 4b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZVCB.

***Rhinella achavali* (Maneyro, Arrieta & de Sá, 2004)** (figura 13i)

Localidade-tipo: Proximidades do Pueblo Valentines, Departamento de Treinta y Tres, Uruguai (33°16'S, 55°06'W) (Maneyro *et al.* 2004).

Distribuição geográfica: A espécie foi descrita em 2004 como endêmica do Uruguai, posteriormente Kwet *et al.* 2006, a registraram para algumas localidades no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A maior parte da distribuição desta espécie está concentrada na ecorregião SU, ao centro e nordeste da ecorregião, ocorrendo ao longo dos sistemas ecológicos CMAC e CA, além de alguns registros também para os CL a sudeste e CBB a noroeste (figura 4c).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZVCB e ZUFMS.

***Rhinella arenarum* (Hensel, 1867)** (figura 13j)

Localidade-tipo: “bei der Stadt Rio Grande do Sul” Brasil, que foi restringida para Município de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil em Bokermann (1966) (32°02'S, 52°05'W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição estende-se no centro e leste da Bolívia, sul da Província de Chubut Argentina, Brasil e Uruguai (Frost 2011). Na SU ocorre no Rio Grande do Sul, exclusivamente em áreas de CL, costa leste do Estado e no Uruguai ao sul ao longo dos sistemas CA, CFCM e também a oeste ao longo da fronteira com a Argentina na região de CE. Durante a revisão dos espécimes na coleção do MCN, encontramos alguns indivíduos coletados para Itaimbezinho, Município de Cambará do Sul, Rio Grande do Sul (MCN 3003-3004, 3007-3008, 3010-3016 e 3018-3021), no entanto estes registros foram tratados como prováveis erros de procedência e esta localidade não foi considerada na área de distribuição da espécie (figura 4d).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS ZVCB e ZUFMS.

***Rhinella azarai* (Gallardo, 1965)** (figura 13k)

Localidade-tipo: “Primavera, Alto Paraguai, Paraguay”. Primavera, Departamento de San Pedro, Paraguai (24°30'S, 56°40'W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre no Paraguai, em Posadas, Província de Misiones, Argentina, e possui um registro para o Estado do Mato Grosso do Sul, no Brasil. No presente estudo, em dezembro de 2009, realizamos o primeiro registro da espécie para a região sul do Brasil, no Estado do Rio Grande do Sul município de Manoel Viana. Este é, consequentemente também o primeiro registro desta espécie para a ecorregião SU, no sistema CAR (figura 4e).

Testemunhos: UFRGS

***Rhinella dorbignyi* (Duméril & Bibron, 1841)** (figura 13l)

Localidade-tipo: foi descrita originalmente como “Montevideo”, Uruguai, mas posteriormente foi corrigida para “Maldonado” por Gallardo (1957). No entanto, mais recentemente (Klappenbach & Langone 1992; Narvaes & Trefaut 2009), não aceitaram os argumentos dos autores subsequentes e a localidade-tipo do táxon voltou a ser considerada como Montevideo, Uruguai (34°53' S, 56°10' W).

Distribuição geográfica: ocorre na Argentina, na Província de Buenos Aires, no Brasil, Rio Grande do Sul e Uruguai. Possui ampla distribuição ao longo de toda ecorregião SU, sua distribuição estende-se no Rio Grande do Sul, principalmente no sistema ecológico CL, mas também com registros confirmados para CMAC, CBB e CSR (figura 4f).

Comentários taxonômicos: toda a ecorregião SU representa uma grande área de sobreposição geográfica entre as espécies *R. dorbignyi* e *R. fernandezae*, onde a observação de indivíduos com características intermediárias, e considerados híbridos entre estas espécies, tem sido frequente (Langone 1999; Narvaes 2003). Durante revisão dos espécimes, encontramos diversos indivíduos com características intermediárias, no entanto, estes indivíduos foram desconsiderados da distribuição, somente foram validados os espécimes que, seguindo chave de identificação proposta para o grupo por Narvaes & Trefaut 2009, se encaixaram perfeitamente na diagnose proposta para *R. dorbignyi*.

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZVCB e ZUFMS.

***Rhinella fernandezae* (Gallardo, 1957)** (figura 13m)

Localidade-tipo: Bella Vista, Província de Buenos Aires, Argentina (34°33'S, 58°41'W) (Narvaes & Trefaut 2009).

Distribuição geográfica: distribui-se na Província de Buenos Aires na Argentina, ao sul do Paraguai, ocorrendo também ao longo das várzeas dos rios Paraguai, Paraná e Uruguai, bem como no Rio Grande do Sul no Brasil e em grande parte do território Uruguaio. Além disso, ocorre ao longo de praticamente toda a ecorregião SU, mas concentrando-se principalmente nos sistemas ecológicos CL, CFCM e CE (figura 5a).

Comentários taxonômicos: assim como exposto anteriormente, toda a ecorregião SU representa uma grande área de sobreposição geográfica entre as espécies *R. dorbignyi* e *R. fernandezae*, onde a observação de indivíduos com características intermediárias, e considerados híbridos entre estas espécies, tem sido frequente (Langone 1999; Narvaes 2003). Assim como realizado com sua congênere *R. dorbignyi*, durante a revisão dos espécimes de *R. fernandezae*, encontramos diversos indivíduos com características intermediárias, no entanto, estes indivíduos foram desconsiderados da distribuição, somente foram validados os espécimes que, seguindo chave de identificação proposta

para o grupo por Narvaes and Trefaut (2009), se encaixaram perfeitamente na diagnose proposta para *R. fernandezae*.

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZVCB e ZUFMS.

***Rhinella henseli* (Lutz, 1934)** (figura 13n)

Localidade-tipo: São Bento, Santa Catarina, Brasil (26°14'S, 49°22'W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: distribui-se pela Mata Atlântica de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (incluindo o planalto e interior) no Brasil (Baldissera *et al.* 2004). Posteriormente, Lima *et al.* 2005 registrou a espécie para o Estado do Paraná, e durante nossas revisões validamos um registro da espécie para o Município de Uruguaiana, já mencionado anteriormente por Maneyro & Kwet 2008 (UFRGS 1770), e assim como já mencionado por Maneyro & Kwet 2008 devido a proximidade geográfica, é provável que a espécie também ocorra nas Províncias de Corrientes e Misiones na Argentina. Na ecorregião SU, ocorre na região nordeste do sistema CMAC, e em alguns pontos isolados nos sistemas CE e CBB (figura 5b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZUFMS.

***Rhinella icterica* (Spix, 1824)** (figura 13o)

Localidade-tipo: “Provinciae Rio de Janeiro”. Estado do Rio de Janeiro, Brasil (22°54'S, 43°12'W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre a leste do Paraguai, província de Misiones na Argentina e amplamente distribuído no Brasil desde a Bahia, passando por Goiás, com seu limite de distribuição centro-norte do Rio Grande do Sul (Frost 2011). Na ecorregião SU ocorre somente no Estado do Rio Grande do Sul, onde é uma espécie comum e distribui-se ao longo dos sistemas ecológicos CL, CMAC, CA e CBB (figura 5c).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZUFMS.

***Rhinella schneideri* (Werner, 1894)** (figura 13p)

Localidade-tipo: "Paraguay". Paraguai (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: amplamente distribuído a norte e nordeste da Argentina, Bolívia (a leste dos Andes), Paraguai, central, sul e sudeste do Brasil e noroeste do Uruguai (Frost, 2011). Na ecorregião SU ocorre a noroeste do Uruguai, principalmente

no sistema CE e no Rio Grande do Sul distribui-se na região centro-oeste e principalmente dentro do sistema ecológico CMAC (figura 5d).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZVCB e ZUFMS.

CERATOPHRYDAE

Ceratophrys ornata (Bell, 1843) (figura 13q)

Localidade-tipo: "Buenos Ayres", Argentina (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: distribui-se pelo Pampa argentino, nas Províncias de Buenos Aires, Cordoba, Entre Ríos, La Pampa, Mendoza e Santa Fe, além de algumas poucas localidades no Uruguai e Rio Grande do Sul, Brasil. Na ecorregião ocorre principalmente nas formações de CL e em uma localidade no CFCM. Na coleção da UFRGS existem dois registros de *C. ornata* para o Estado, no entanto nenhum dos espécimes foi encontrado, desta forma consideramos para nossas análises o espécime UFRGS 695 (Estação Ecológica do Taim - Fazenda Caçapava), e o registro referente à UFRGS 960 (Município de Porto Alegre, Parque Farroupilha) foi tratado como um provável erro de procedência, e portanto foi retirado dos dados de distribuição geográfica da espécie (figura 5e).

Testemunhos: MCN

CYCLORAMPHIDAE

Limnomedusa macroglossa (Duméril & Bibron, 1841) (figura 13r)

Localidade-tipo: "Montévideo", Uruguai. (34° 53' S, 56°10' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre no sul do Brasil do Paraná ao Rio Grande do Sul, Uruguai, nordeste da Argentina e norte do Paraguai (Brusquetti & Lavilla 2006; Conte *et al.* 2009; Frost 2011). Distribui-se ao longo de toda a ecorregião SU e em todos os sistemas ecológicos, no entanto os registros estão mais concentrados na região centro-sul da ecorregião (figura 5f).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZVCB.

Odontophrynus americanus (Duméril & Bibron, 1841) (figura 13s)

Localidade-tipo: "Buenos-Ayres", Argentina. No entanto, parece que a localidade-tipo não é necessariamente Buenos Aires, Argentina (at put. Frost 2011), segundo Lescure *et al.* 2002 os dados associados com o tipo indicam "Rio negro, Patagonie, Argentine".

Distribuição geográfica: ocorre na região central e norte da Argentina, sul do Paraguai, sul do Brasil e Uruguai. Na ecorregião SU apresenta distribuição ampla, ocorrendo ao longo de todos os sistemas ecológicos campestres da ecorregião (figura 6a).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB

***Odontophrynus maisuma* Rosset, 2008** (figura 13t)

Localidade-tipo: Cabo Polônio, Departamento de Rocha, Uruguai (34°23' S, 53°47' W) (Rosset, 2008).

Distribuição geográfica: ocorre na região costeira de dunas ao sul do Brasil e Uruguai. Foi descrito originalmente para algumas poucas localidades, ao sul do Balneário Gaivotas, Santa Catarina, até o sul do Uruguai em Carrasco, Departamento de Montevideo. Posteriormente, sua distribuição foi ampliada mais ao norte de Santa Catarina no Município de Palhoça (Wachlevski & Rocha 2010) e mais recentemente Kunz e Ghizoni-Jr (2011) fizeram o primeiro registro da espécie para uma ilha, na Praia dos Ingleses, Ilha de Santa Catarina, Município de Florianópolis. Na ecorregião ocorre principalmente nos sistemas CL e apenas um único registro no CFCM (figura 6b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZVCB.

HYLIDAE

***Aplastodiscus perviridis* Lutz, 1950** (figura 13u)

Localidade-tipo: “Peru” (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: se distribui a nordeste da Argentina, centro, sudeste e sul do Brasil (Frost, 2011). Na ecorregião SU ocorre de forma limítrofe, com apenas um registro confirmado para dentro dos limites da ecorregião, no Município de Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul (sistema ecológico dos CA). Esta localidade representa atualmente o limite meridional de distribuição para esta espécie, até então conhecido como sendo no Município de Itaara, região central do RS (sistema ecológico dos CBB) (Both *et al.* 2006) (figura 6c).

Testemunhos: MCP e ZUFISM.

***Argenteohyla siemersi* (Mertens, 1937)** (figura 13v)

Localidade-tipo: "Buenos Aires, Rio de la Plata", Provincia Buenos Aires, Argentina (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre em áreas de drenagem e na foz do rio Paraná, nas Províncias de Corrientes, Entre Ríos e Buenos Aires na Argentina, centro-sul do Paraguai e Uruguai (Brusquetti & Lavilla 2006; Frost 2011). Na ecorregião SU possui alguns poucos registros somente na costa sul do Uruguai, nos sistemas ecológicos de CL, CA e CFCM (figura 6d).

Testemunhos: ZVCB

Dendropsophus minutus (Peters, 1972) (figura 13x)

Localidade-tipo: "Umgebung von Rio de Janeiro", traduzida como Neu-Freiburg (= Nova Friburgo) e arredores do Rio de Janeiro, Brasil (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: espécie com ampla distribuição na América do Sul e Central, ocorrendo a leste dos Andes da Colômbia, Venezuela, Trinidad, passando ao sul pelo Equador, Peru, Brasil Bolívia, e leste do Paraguai, Uruguai e Argentina (Frost 2011). Na ecorregião SU ocorre ao longo de todos os sistemas ecológicos no Estado do Rio Grande do Sul, mas com distribuição marginal no Uruguai ocorrendo apenas a nordeste no Departamento de Cerro Largo, nos sistemas de CA e CMCO (figura 6e).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFMS e ZVCB.

Dendropsophus nanus (Boulenger, 1889) (figura 13z)

Localidade-tipo: "Colonia Resistencia, South Chaco, Argentine Republic". Resistencia, Departamento de San Fernando, Província do Chaco, Argentina (27°25' S, 58°56' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre no centro do Paraguai, norte da Argentina, leste da Bolívia, extremo sul do Brasil e Uruguai. Langone e Basso (1987), sugerem a provável presença desta espécie no Rio Grande do Sul somente para a região oeste do Estado. Somente em 2001 foi feito o primeiro registro da espécie para o Estado (Giasson & Cechin 2001). Durante nossa revisão as coleções, confirmamos a presença desta espécie para diversas localidades ainda não confirmadas para o Estado do Rio Grande do Sul. Ampliando a sua distribuição no Estado para nordeste, sudeste e centro-oeste da ecorregião SU, além da sua distribuição já conhecida no extremo noroeste do Uruguai, nos Departamento de Salto e Artigas, ocorrendo ao longo dos sistemas de CL, CMAC, CA, CE e CSR (figura 6f).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFMS e ZVCB.

***Dendropsophus sanborni* (Schmidt, 1944)** (figura 13w)

Localidade-tipo: Hacienda Alvarez, 15 km a nordeste de San Carlos, Uruguai (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange o sul do Paraguai, região central e leste da Argentina, Uruguai e sul do Brasil (Frost, 2011). Na ecorregião SU está amplamente distribuída ao longo de todos os sistemas ecológicos (figura 7a).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Hypsiboas albopunctatus* (Spix, 1824)** (figura 13y)

Localidade-tipo: Não foi designada (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre a leste da Bolívia e do Paraguai, na Província de Corrientes na Argentina, nas regiões central, sul e sudeste de Brasil e norte do Uruguai (Frost 2011). Sua ocorrência para a ecorregião SU foi reportada no Rio Grande do Sul por Kopp *et al.* 2002 para o Município de Santa Maria e no mesmo ano para o Departamento de Rivera ao norte do Uruguai (Kwet *et al.* 2002). Distribui-se na porção centro-oeste do Estado do Rio Grande do Sul nos sistemas de CAR, CBB e CE, além do único registro uruguaio para a região de CMAC (figura 7b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Hypsiboas caingua* (Carrizo, 1991)** (figura 13aa)

Localidade-tipo: Iguazú, Departamento de Misiones, Argentina (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: sua ocorrência está reportada para as Províncias de Corrientes e Misiones na Argentina, sudeste do Paraguai, e no Brasil para algumas populações isoladas para o Estado de São Paulo e Rio Grande do Sul (Frost, 2011). Garcia e Vinciprova (1998) reportaram a ocorrência da espécie para algumas localidades ao norte do Estado do Rio Grande do Sul. Durante nosso estudo registramos esta espécie para mais 11 localidades novas no Estado do Rio Grande do Sul, nos sistemas de CAR e CBB. Desta forma, ampliando sua distribuição ao sul em mais de 100 km da distribuição até então conhecida (figura 7c).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZUFISM.

***Hypsiboas faber* (Wied-Neuwied, 1821)** (figura 13ab)

Localidade-tipo: "S. Agnés" (= Santa Inês, na Fazenda St. Agnes), Bahia, Brasil (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: distribui-se a leste do Paraguai, na Província de Misiones na Argentina e de leste a sul do Brasil. Na ecorregião SU, ocorre principalmente a nordeste e centro-oeste da ecorregião ao norte dos sistemas ecológicos de CL, CMAC, CA e FE (figura 7d).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZUFMS.

***Hypsiboas pulchellus* (Duméril & Bibron, 1841)** (figura 13ac)

Localidade-tipo: "Montevideo", Uruguai (34° 53' S, 56° 10' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ampla distribuição geográfica na Argentina (a leste, centro e norte do país), sudeste do Paraguai, sudeste do Brasil e Uruguai (Frost 2011). Além disso, a espécie é comum e amplamente distribuída ao longo de toda a ecorregião SU (figura 7e).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFMS e ZVCB.

***Lysapsus limellum* Cope, 1862** (figura 13ad)

Localidade-tipo: "Paraguay. Taken on ___ river". Foi corrigido por Cope, (1982) para Río Curumba, Paraguai, que representa Rio Paraguai, Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil (19° 00' S, 57° 39' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: distribui-se no Uruguai, Paraguai, Bolívia e norte da Argentina e ao norte e centro-oeste do Brasil (Garda *et al.* 2010; Frost 2011). Na ecorregião SU ocorre somente a norte e oeste do Uruguai (nos sistemas de CE, CMAC e CSR), ainda não há registro confirmado desta espécie para o Estado do Rio Grande do Sul, no entanto devido à proximidade dos registros uruguaios com a fronteira deste Estado sugere-se fortemente a presença desta espécie também para o Estado do Rio Grande do Sul (figura 7f).

Testemunhos: ZVCB

Phyllomedusa iheringii Boulenger, 1885 (figura 13ae)

Localidade-tipo: “S. Lorenzo, on the southern border of the Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brazil”. São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil (31°21' S, 51°58' W) (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: distribui-se no sudeste Rio Grande do Sul e Uruguai, ao longo da região central e leste da ecorregião SU, espécie é praticamente endêmica da ecorregião SU, ocorrendo fora da mesma para apenas algumas poucas localidades próximas ao limite norte da ecorregião. A distribuição de *P. iheringii*, segue o mesmo padrão observado para *R. achavali*, ocorrendo ao longo dos sistemas de CA, CMAC, CMCO, CG e CFCO (figura 8a).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Pseudis minuta Günther, 1858 (figura 13af)

Localidade-tipo: “Südamerika” restringido posteriormente por Klappenbach (1985) para “Maldonado, República del Uruguay”. Maldonado, Uruguai (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: nordeste da Argentina, Uruguai e extremo sul do Brasil (Rio Grande do Sul) (Garda 2010; Frost 2011). Na ecorregião SU ocorre desde o centro do Estado do Rio Grande do Sul ao extremo sul do Uruguai, distribuído em todos os sistemas ecológicos da SU (figura 8b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Scinax aff. alter (Lutz, 1973) (figura 13ag)

Localidade-tipo: não indicada (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: ocorre no sul e sudeste do Brasil, do nordeste do Estado do Rio Grande do Sul ao Rio de Janeiro (Kwet *et al.* 2010). Na ecorregião SU confirmamos sua presença, principalmente a nordeste do Rio Grande do Sul, no sistema de CL, mas também ocorrendo no CMAC e FE (figura 8c).

Comentários taxonômicos: trata-se de uma espécie nova de *Scinax* grupo *ruber* ainda não descrita e está proximamente relacionada com a *Scinax alter* do sudeste do Brasil (Ivan Nunes com. pess.).

Testemunhos: MCN, MCP e UFRGS.

***Scinax aromothyella* Faivovich, 2005** (figura 13ah)

Localidade-tipo: Argentina: Misiones: Departamento Guarany: San Vicente, Km 1272, Ruta Nacional 14, Campo Anexo INTA 'Cuartel Rio Victoria' (26° 55' S, 54° 25' W) (Faivovich, 2005).

Distribuição geográfica: no artigo de sua descrição foi indicada para apenas três localidades na Província de Misiones, Argentina (Faivovich 2005), e indica sua provável presença para o Estado do Rio Grande do Sul, na denominação de *Scinax* cf. *berthae* em Kwet & Di-Bernardo (1999); Kwet (2001). Posteriormente, foi ampliada sua distribuição para os Departamentos de Treinta y Tres, Maldonado e Cerro Largo no Uruguai (Prigioni *et al.* 2005; Borteiro *et al.* 2007; Laufer *et al.* 2009), assim como a confirmação de sua presença para o Estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Lucas & Fortes 2008; Busin *et al.* 2010). No presente estudo confirmamos a presença desta espécie na ecorregião SU para apenas mais uma localidade ao sul do Estado do Rio Grande do Sul (Município de Pedras Altas), além das três localidades já reportadas anteriormente para o Uruguai (ocorrendo nos sistemas ecológicos de CA, CG e CMCO). Além desse registro, confirmamos a presença de populações desta espécie também para algumas localidades na região nordeste e norte do Estado, incluindo os espécimes tratados como *S.cf. berthae* (Kwet & Di-Bernardo (1999) e Kwet (2001) e posteriormente como *S.cf. aromothyella* (Kwet *et al.* 2010) (figura 8d).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Scinax berthae* (Barrio, 1962)** (figura 13ai)

Localidade-tipo: “Punta Lara”, Departamento de Buenos Aires, Argentina (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: possui distribuição bastante extensa, ocorrendo no sul do Paraguai, nordeste da Argentina, Uruguai e sul do Brasil (Faivovich 2005; Frost 2011). Na ecorregião SU também possui uma ampla distribuição ocorrendo em todas os sistemas ecológicos no Estado do Rio Grande do Sul (com exceção apenas do CSR), já no Uruguai ocorre em algumas localidades a sudeste, sul e oeste, não possuindo ocorrência confirmada para toda a região central do país (figura 8e).

Comentários taxonômicos: observamos uma grande variação morfológica para *Scinax berthae*, como já foi observado por Faivovich (2005), que também indicou naquele momento a necessidade de estudos para definir os limites de variação desta espécie.

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Scinax fuscovarius (Lutz, 1925) (figura 13aj)

Localidade-tipo: “Água Branca”, corresponde a Água Limpa, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil (Frost 2011).

Distribuição geográfica: norte da Argentina, Paraguai, Bolívia, centro-sul do Brasil e Uruguai (Da Fonte 2010). Na ecorregião SU ocorre em todos os sistemas ecológicos campestres ao longo da região central da SU, e um registro isolado ao sul do Uruguai (figura 8f).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Scinax granulatus (Peters, 1871) (figura 13ak)

Localidade-tipo: Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil (Frost, 2011).

Distribuição geográfica: sua área de ocorrência abrange o sul do Brasil, Uruguai e Argentina (Da Fonte 2010). Na SU ocorre ao longo de toda a ecorregião, com exceção apenas da fronteira oeste do Estado do Rio Grande do Sul com a Argentina, no sistema ecológico CA e a norte dos CE (figura 9a).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Scinax nasicus (Cope, 1862) (figura 13al)

Localidade-tipo: não foi mencionada na descrição original. Posteriormente, Müller & Hellmich, 1936 designaram “Paraguai” como localidade-tipo (Frost 2011).

Distribuição geográfica: ocorre a norte e centro da Argentina, Paraguai, Bolívia, Uruguai e Rio Grande do Sul no Brasil (Frost 2011). Na ecorregião SU era conhecida anteriormente para algumas poucas localidades a sudeste e noroeste do Uruguai e a oeste do Rio Grande do Sul (Giasson 2001; Cechin *et al.* 2002). Durante os últimos anos, vem sendo registrada para diversas áreas, como por exemplo, para o município de Porto Alegre e arredores (sistema de CMAC), assim como o litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul (sistema de CL), ampliando desta forma a sua distribuição conhecida, também para a região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul (figura 9b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Scinax squalirostris (Lutz, 1925) (figura 13am)

Localidade-tipo: “Serra da Bocaina”, corrigida para “Bonito, Serra da Bocaina, divisa dos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro, Brasil” por Cochran (1961), e Bokermann (1966) indicou como “Fazenda do Bonito, Serra da Bocaina, São José do Barreiro, São Paulo”, Brasil (Frost 2011).

Distribuição geográfica: amplamente distribuída ao longo da Argentina, Bolívia, Paraguai, Uruguai e nas regiões sudeste, centro-oeste e sul do Brasil (Frost 2011). Espécie comum e ocorrendo ao longo de todos os sistemas ecológicos da ecorregião SU (figura 9c).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Scinax uruguayus (Schmidt, 1944) (figura 13an)

Localidade-tipo: Quebrada de los Cuervos, Departamento de Treinta y Tres, Uruguai (45 km a norte do centro de Treinta y Tres) (Frost 2011).

Distribuição geográfica: espécie de ampla distribuição, abrangendo Argentina, sul do Brasil e Uruguai. Apesar de apresentar ampla distribuição o seu registro é raro. Na ecorregião SU ocorre ao longo da região central do Rio Grande do Sul, nos sistemas de CA, CG e CMAC, no Uruguai ocorre mais a leste e norte, nas regiões de CA, CMAC e CMCO (figura 9d).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Trachycephalus mesophaeus (Hensel, 1867) (figura 13ao)

Localidade-tipo: “Provinz S. Pedro de Rio Grande do Sul”, Brasil, dado por Duellman, 1977 como “Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil” (Frost 2011).

Distribuição geográfica: espécie característica das regiões baixas da Mata Atlântica, no sul e sudeste do Brasil, até o sul de Pernambuco (Frost 2011). Na ecorregião SU ocorre somente na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, nos sistemas ecológicos de CMAC e CA (figura 9e).

Testemunhos: MCN, MCP e UFRGS.

LEIUPERIDAE

Physalaemus biligonigerus (Cope, 1861) (figura 13ap)

Localidade-tipo: Buenos Aires, Argentina (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sua ocorrência abrange o norte e centro da Argentina, Bolívia, Paraguai, Uruguai e sul do Brasil (Frost 2011). Está amplamente distribuída ao longo da ecorregião SU, principalmente na região central da mesma, ocupando todos os diferentes sistemas ecológicos campestres (figura 9f).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826 (figura 13aq)

Localidade-tipo: “America, Brasília” (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange leste do Paraguai, Argentina (nas Províncias de Corrientes, Entre Ríos e Misiones), Bolívia, ampla distribuição no Brasil (nordeste, centro, sudeste e sul) e marginalmente no Uruguai (Frost 2011). Espécie comum ao longo do Estado do Rio Grande do Sul, com exceção apenas das regiões sudeste e fronteira oeste do Estado, no Uruguai foi registrado somente no Departamento de Rivera, próximo a fronteira com o Rio Grande do Sul (Maneyro & Beheregaray 2007). Ocorre ao norte dos sistemas ecológicos CMAC, CA e FE, além de alguns registros também nos sistemas CAR e CBB (figura 10a).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Physalaemus fernandezae (Muller, 1926) (figura 13ar)

Localidade-tipo: “Christiano muerto (zwischen Neochaea und Bahia Blanca), Prov. Buenos Aires, Argentinien”. Província de Buenos Aires, Argentina (Frost 2011).

Distribuição geográfica: ocorre na Argentina, nas Províncias de Buenos Aires, Corrientes e Entre Ríos e no Uruguai nos Departamentos de Florida e Montevideo (Frost 2011). Portanto, sua distribuição na ecorregião SU está limitada a apenas duas localidades ao sul do Uruguai nos sistemas ecológicos CFM e CFCC (figura 10b).

Testemunhos: ZVCB.

Physalaemus gracilis (Boulenger, 1883) (figura 13as)

Localidade-tipo: “province of Rio Grande do Sul”, restringido para “Taquara, Estado de Rio Grande do Sul, Brasil” por Klappenbach & Langone (1992).

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange Argentina, sul do Brasil e Uruguai. Na ecorregião SU é bastante comum em toda a região central e leste da mesma, no entanto não possui registros na região oeste do Uruguai e Rio Grande do Sul (figura 10c).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Physalaemus henselii (Peters, 1872) (figura 13at)

Localidade-tipo: "aus Rio Grande", Rio Grande do Sul, Brasil (Frost 2011).

Distribuição geográfica: distribui-se na Argentina na Província de Entre Ríos, no Uruguai e sul do Brasil. Na ecorregião SU possui registros concentrados nas regiões centrais e leste, com ausência de registro apenas para o sistema de CFCC (figura 10d).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

Physalaemus lisei Braun & Braun, 1977 (figura 13au)

Localidade-tipo: Município de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil (Frost 2011).

Distribuição geográfica: é uma espécie, até o momento, endêmica do Estado Rio Grande do Sul. No entanto, há fortes indícios de que deva ocorrer também no Estado de Santa Catarina, principalmente pela proximidade de alguns dos seus pontos de ocorrência confirmados com a divisa deste Estado. Apesar de alguns autores já considerarem sua presença para ambos Estados (e.g. Kwet *et al.* 2010; Silvano & Garcia 2004), não há registro confirmado para Santa Catarina até o presente momento. Na ecorregião SU possui distribuição marginal a nordeste da mesma, nos sistemas ecológicos de CMAC e CL (figura 10e).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZUFISM.

Physalaemus riograndensis Milstead, 1960 (figura 13av)

Localidade-tipo: "small pond flooded by rains, 4 kilometers southeast of Osório, Rio Grande do Sul, Brazil". Município de Osório, Rio Grande do Sul, Brasil (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange a Argentina, sul do Paraguai, Uruguai e Rio Grande do Sul no Brasil. É uma espécie pouco comum, no entanto, há registros de sua presença ao longo de toda a ecorregião SU, com exceção apenas da

região noroeste do Rio Grande do Sul e sudoeste do Uruguai, nos sistemas ecológicos CFCC, CBB e FE (figura 10f).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Pleurodema bibroni* Tschudi, 1838** (figura 13ax)

Localidade-tipo: “America merid. (Monte-Video)”. Montevideo, Uruguai (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sul do Uruguai e nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. Na ecorregião SU possui registros apenas para a região sudeste do Uruguai, ao longo dos sistemas ecológicos de CL, CFCM, CA e CMCO (figura 11a).

Comentários taxonômicos: recentemente Kwet *et al.* 2010, indicaram que os espécimes que ocorrem a nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, tratam-se de uma espécie muito similar a *P. bibroni*, mas que provavelmente trata-se de um taxón novo e a denominam como *Pleurodema aff. bibroni*.

Testemunhos: ZVCB.

***Pseudopaludicola falcipes* (Hensel, 1867)** (figura 13az)

Localidade-tipo: "Provinz S. Pedro do Rio Grande do Sul", Brasil (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange Paraguai, nordeste da Argentina, sul do Brasil e Uruguai (Frost 2011). Na ecorregião SU é uma espécie bastante comum e amplamente distribuída ao longo de toda a extensão da ecorregião (figura 11b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

LEPTODACTYLIDAE

***Leptodactylus chaquensis* Ceí, 1950** (figura 13aw)

Localidade-tipo: não especificado, na descrição original, mas por implicação é considerado o Departamento de Tucumán, Argentina (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição é abrangente incluindo norte da Argentina, leste da Bolívia, Paraguai, norte do Uruguai e no Brasil (do extremo norte a região sul do país no Rio Grande do Sul). No Rio Grande do Sul é conhecido, até o momento, para quatro localidades (Garcia & Vinciprova 1998; Santos & Cechin 2008). Durante revisão das coleções do RS, (Leonardo F. Stahnke com. pess. e neste presente estudo), confirmamos a distribuição desta espécie no Rio Grande do Sul para diversas localidades ao longo da ecorregião SU, ampliando sua distribuição conhecida em cerca de 220 km a leste. Portanto, sua distribuição reportada neste momento para a ecorregião

SU engloba desde a região nordeste da ecorregião no Rio Grande do Sul até noroeste do Uruguai (figura 11c).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Leptodactylus furnarius* Sazima & Bokermann, 1978** (figura 13ay)

Localidade-tipo: “Campo Grande, (900 m) Paranapiacaba, São Paulo, Brasil” (Frost 2011).

Distribuição geográfica: ampla distribuição geográfica abrangendo Paraguai, nordeste da Argentina, Uruguai e região central, leste, sudeste e sul do Brasil. Na ecorregião SU é uma espécie de difícil registro, e pouco abundante em suas áreas de ocorrência. No Uruguai foi registrada por Canavero *et al.* 2001 para o Departamento de Rivera, no Rio Grande do Sul foi redescoberta para o Município de Santa Maria e ampliada sua distribuição para mais três localidades por Zank *et al.* 2008 (ao longo dos sistemas dos CMAC, CG e CAR). Durante revisão as coleções científicas, registramos uma nova ocorrência para a espécie, para o Município de Cruz Alta, RS (MCN 8867) (figura 11d).

Testemunhos: MCN, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799)** (figura 13ba)

Localidade-tipo: não designada (Frost 2011).

Distribuição geográfica: ampla distribuição desde as áreas de Savana do Panamá, leste dos Andes, Bolívia, Paraguai, Argentina e sul e sudeste do Brasil (Frost 2011). Na ecorregião SU possui distribuição confirmada somente para o Estado do Rio Grande do Sul, ao longo dos sistemas de CMAC e CBB. Sua presença no Uruguai é bastante provável, visto que há registro desta espécie no Rio Grande do Sul para o Município de Santana do Livramento (que faz fronteira com o Uruguai) (Anés, A. , Leonardi, S. , Santos, J.R.A. com.pess.) (figura 11e).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZUFISM.

***Leptodactylus gracilis* (Duméril & Bibron, 1841)** (figura 13bb)

Localidade-tipo: não designada na descrição da espécie, foi dado por Duméril & Bibron (1841) como "Montevideo", Uruguai.

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange Paraguai, Bolívia, norte da Argentina, sul do Brasil e Uruguai. É uma espécie bastante comum e amplamente distribuída ao longo de toda a ecorregião SU (figura 11f).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Leptodactylus latinasus* Jiménez de la Espada, 1875** (figura 13bc)

Localidade-tipo: “Montevideo”, Uruguai (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sua área de ocorrência abrange a região de Chaco na Argentina, Bolívia, Paraguai, Uruguai e sul do Brasil (Frost 2011). Na ecorregião SU é uma espécie comum e amplamente distribuída ao longo de todos os sistemas ecológicos da ecorregião (figura 12a).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Leptodactylus latrans* (Steffen, 1815)** (figura 13bd)

Localidade-tipo: “Brasília”. Neótipo pertencente ao Vale dos Agriões, Município de Teresópolis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil (22°25'S, 42°58'W) (Frost 2011).

Distribuição geográfica: amplamente distribuído ao longo de toda a América do Sul tropical até leste dos Andes (Frost 2011). Na ecorregião SU também é uma espécie bastante comum e amplamente distribuída ao longo de seus diferentes sistemas ecológicos (figura 12b).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Leptodactylus mystacinus* (Burmeister, 1861)** (figura 13be)

Localidade-tipo: “Rozario”, Argentina (Frost 2011).

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange do Paraguai ao centro da Argentina, sudeste da Bolívia e sul, centro e leste do Brasil e Uruguai (Frost 2011). Na ecorregião SU é uma espécie comum e distribui-se ao longo de todos os sistemas ecológicos campestres e florestais da ecorregião (figura 12c).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

***Leptodactylus podicipinus* (Cope, 1862)** (figura 13bf)

Localidade-tipo: “Paraguay” (Frost 2011).

Distribuição geográfica: Distribui-se ao longo de formações abertas ao sul do Paraguai, Bolívia, Argentina, Uruguai e Brasil central se estendendo ao longo da Bacia Amazônica (Frost 2011). Na ecorregião SU é uma espécie extremamente rara, possuindo apenas uma ocorrência confirmada para o Departamento de Salto no Uruguai

(em região de CSR), e está sendo reportada neste estudo pela primeira vez para o Estado do Rio Grande do Sul, para os Municípios de Garruchos e Bossoroca na fronteira oeste do Estado (no sistema ecológico de CBB) (figura 12d).

Testemunhos: MCN e ZVCB.

MICROHYLIDAE

Elachistocleis bicolor (Valenciennes in Guérin-Ménéville, 1838) (figura 13bg)

Localidade-tipo: “l’Amerique meridional =South America”, restringido por Lavilla *et al.* 2003 como “Buenos Aires, Argentina”.

Distribuição geográfica: sua distribuição abrange a Argentina, Bolívia, Paraguai, Uruguai e sul Brasil (Lavilla *et al.* 2003). Na ecorregião SU é uma espécie comum e sua área de ocorrência abrange todos os sistemas ecológicos da ecorregião (figura 12e).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS, ZUFISM e ZVCB.

RANIDAE

Lithobates catesbeianus (Shaw, 1802) (figura 13bh)

Localidade-tipo: “many parts of North America, Carolina, Virginia”, restringido para próximo de Charleston, South Carolina, EUA por Schmidt (1953).

Distribuição geográfica: é uma espécie nativa da metade leste dos Estados Unidos. No Brasil foi introduzida como iguaria no ano de 1935, e hoje, é considerada uma espécie invasora, sendo encontrada com frequência em ambientes naturais. Na ecorregião SU encontra-se amplamente distribuída, principalmente na região central e leste do Estado do Rio Grande do Sul (Both *et al.* 2011) e no Uruguai possui registro apenas para os Departamentos de Canelones, Cerro Largo e Soriano (figura 12f).

Testemunhos: MCN, MCP, UFRGS e ZVCB.

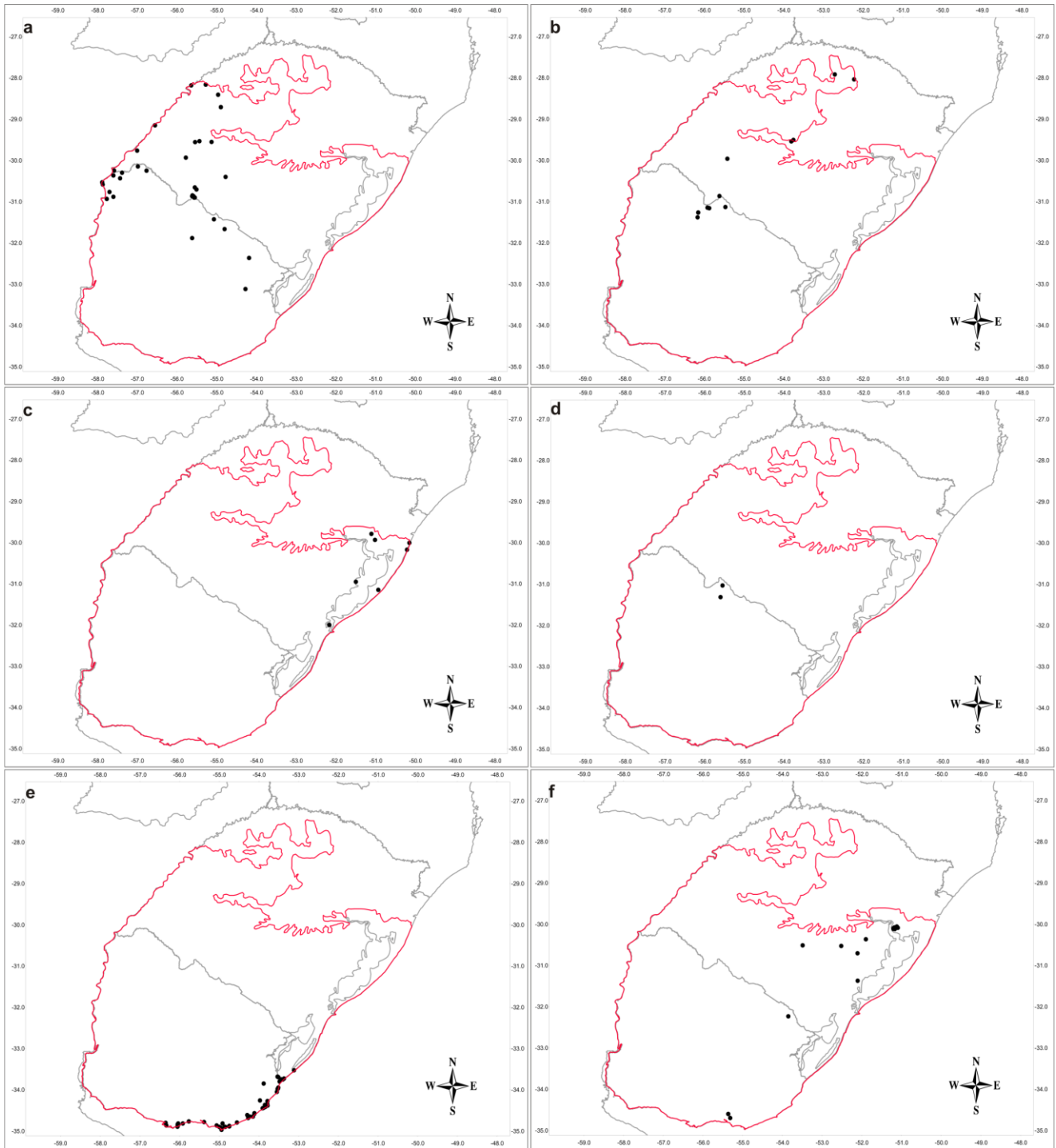


Figura 3. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguia. **a-** *Melanophryniscus atroluteus*, **b-** *Melanophryniscus devincenzii*, **c-** *Melanophryniscus dorsalis*, **d-** *Melanophryniscus langonei*, **e-** *Melanophryniscus montevidensis*, **f-** *Melanophryniscus pachyrhynus*.

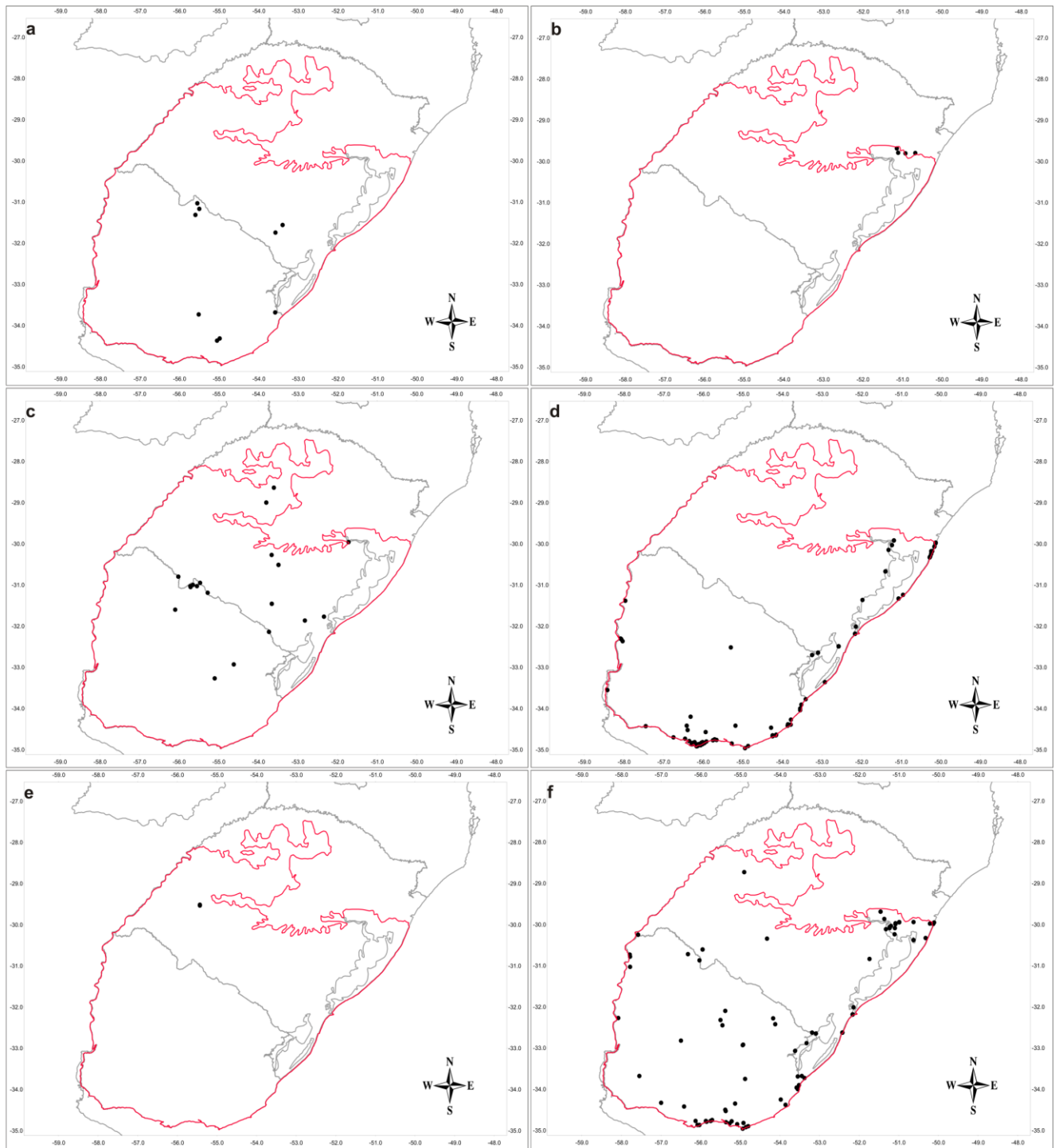


Figura 4. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguia. **a-** *Melanophryniscus sanmartini*, **b-** *Melanophryniscus tumifrons*, **c-** *Rhinella achavali*, **d-** *Rhinella arenarum*, **e-** *Rhinella azarai* **f-** *Rhinella dorbignyi*.

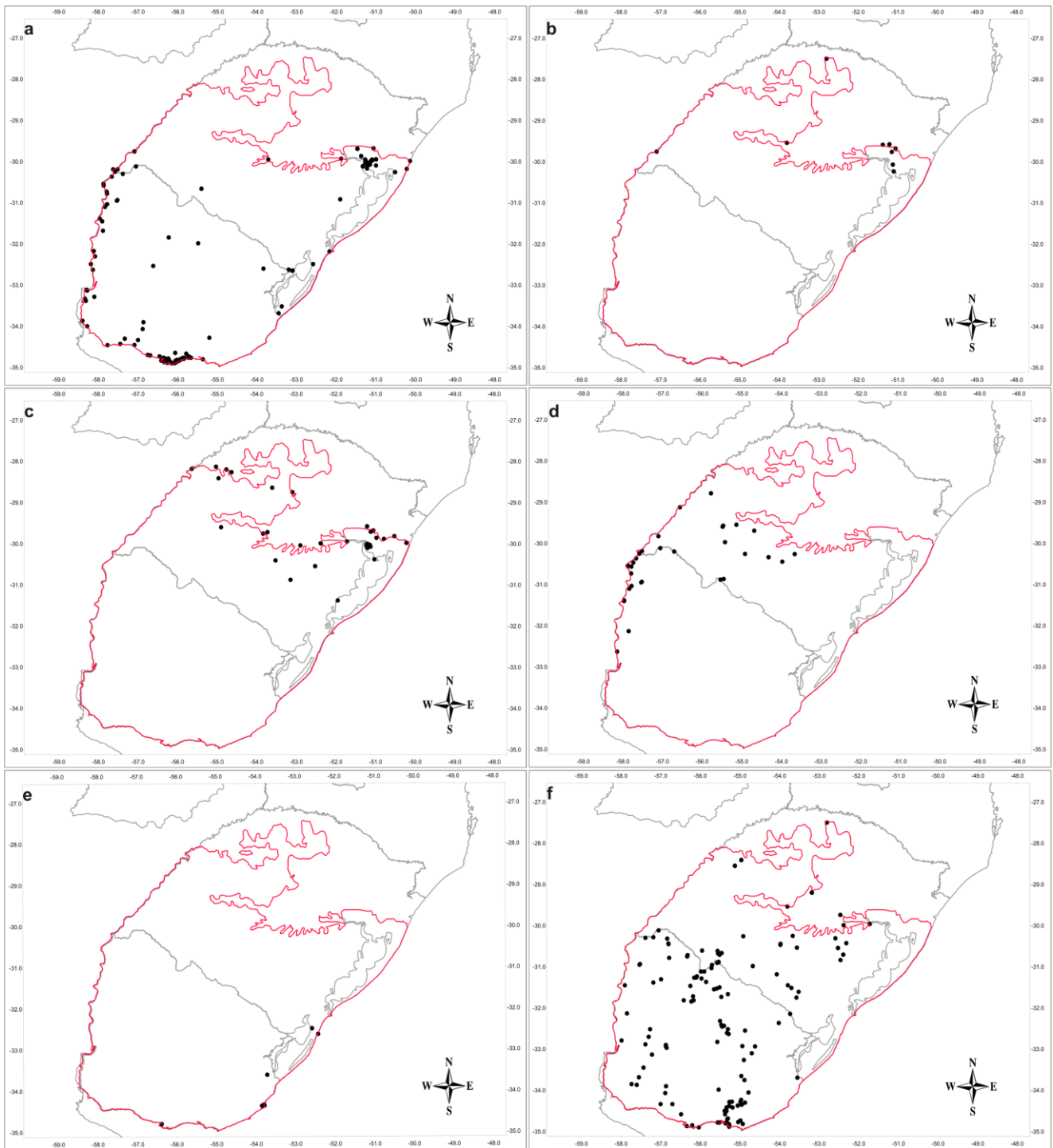


Figura 5. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguia. **a-** *Rhinella fernandezae*, **b-** *Rhinella henseli*, **c-** *Rhinella icterica*, **d-** *Rhinella schneideri*, **e-** *Ceratophrys ornata*, **f-** *Limnomedusa macroglossa*.

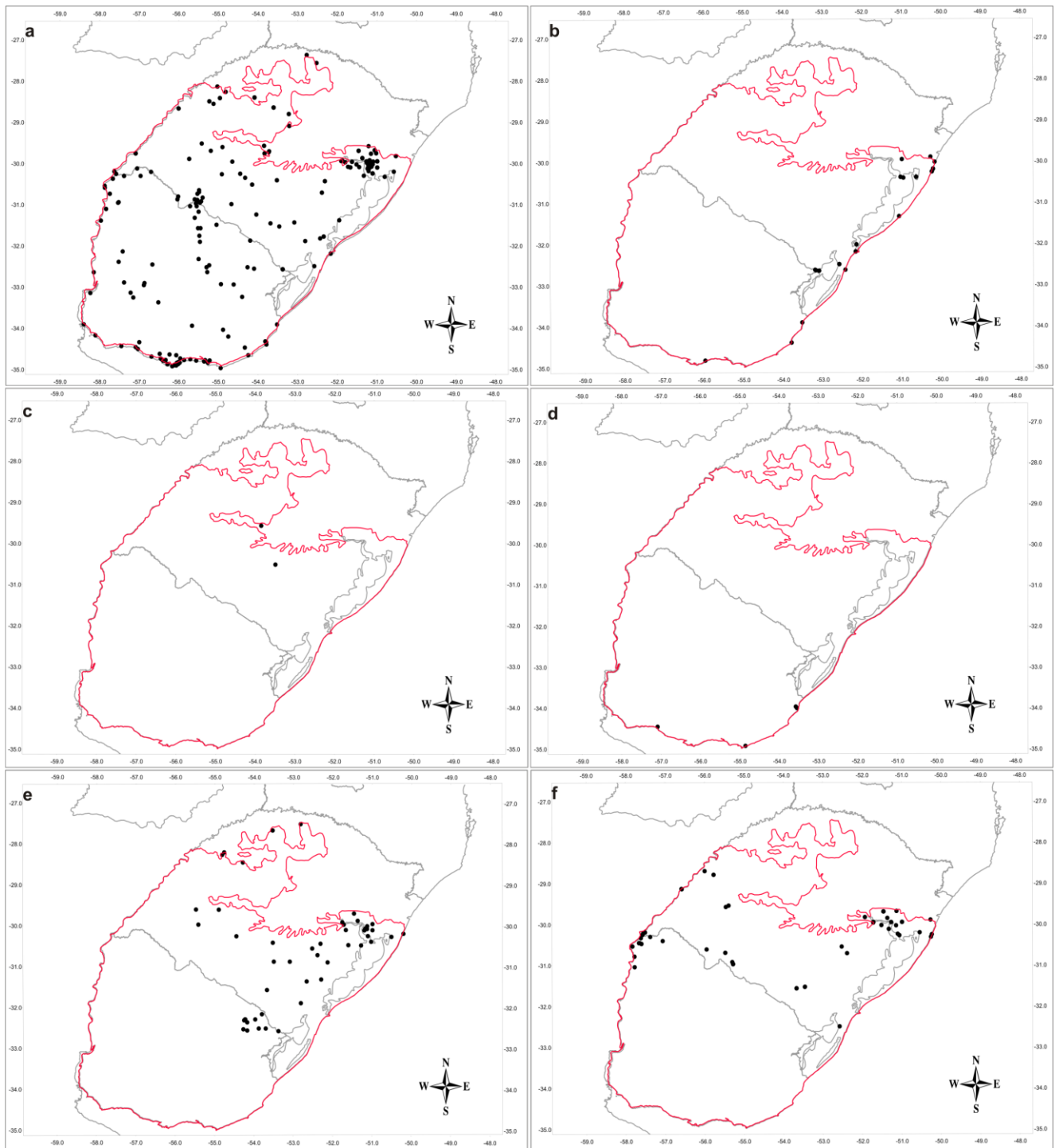


Figura 6. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguaia. **a-** *Odontophrynus americanus*, **b-** *Odontophrynus maisuma*, **c-** *Aplastodiscus perviridis*, **d-** *Argenteohyla siemersi*, **e-** *Dendropsophus minutus*, **f-** *Dendropsophus nanus*.

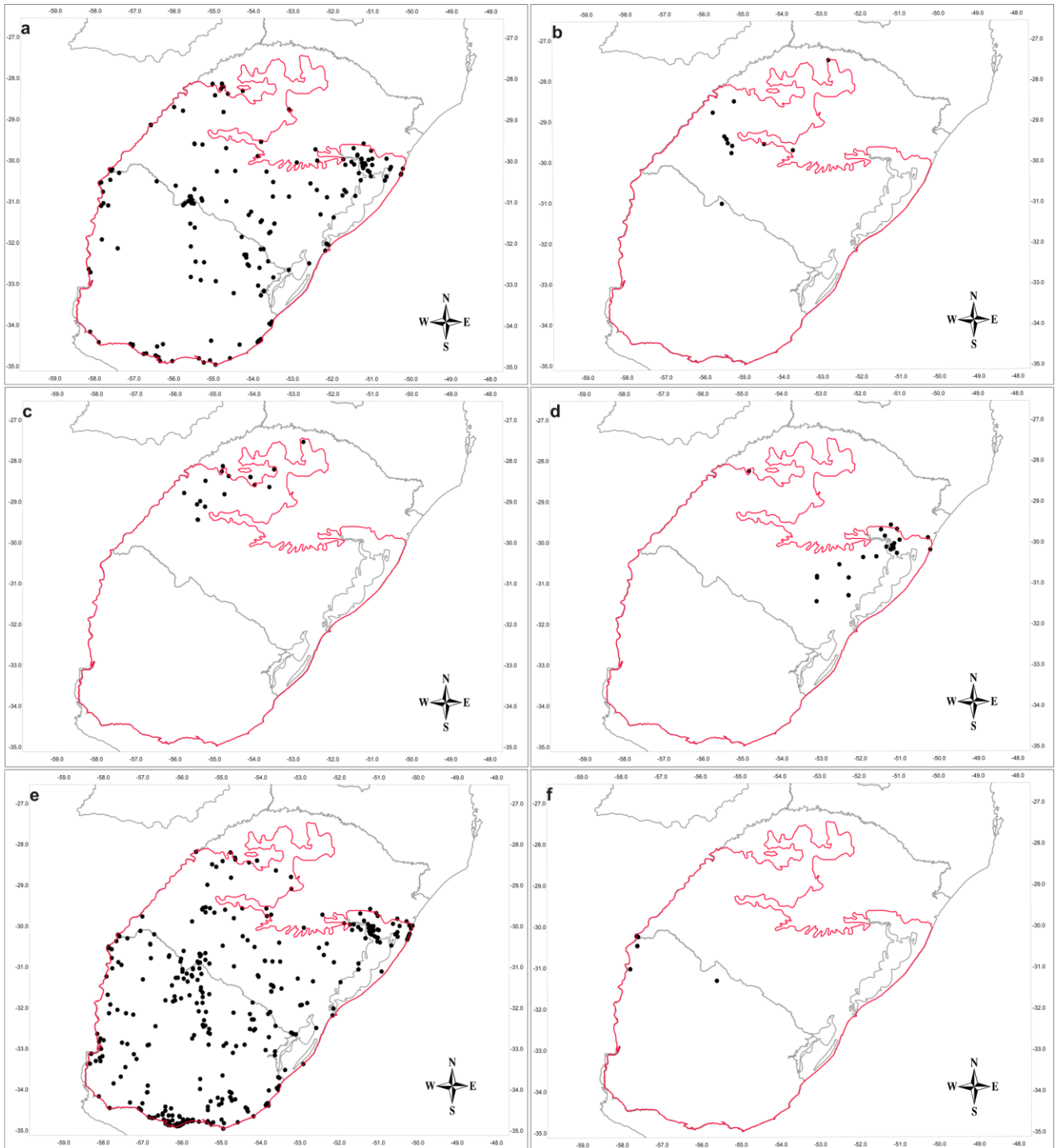


Figura 7. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguiaia. **a-** *Dendropsophus sanborni*, **b-** *Hypsiboas albopunctatus*, **c-** *Hypsiboas caingua*, **d-** *Hypsiboas faber*, **e-** *Hypsiboas pulchellus*, **f-** *Lysapsus limellum*.

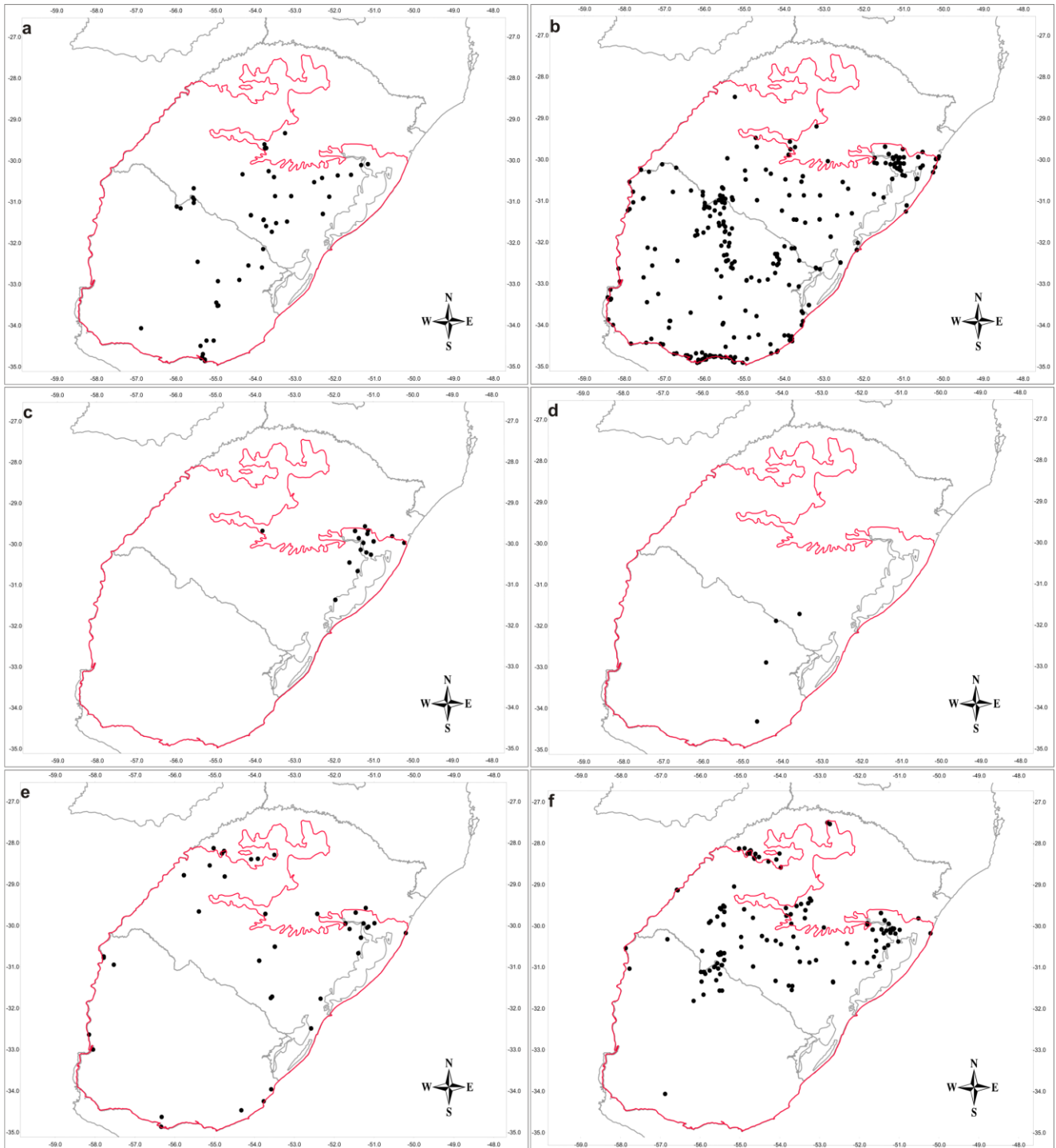


Figura 8. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguia. **a-** *Phyllomedusa iheringii*, **b-** *Pseudis minuta*, **c-** *Scinax aff. alter*, **d-** *Scinax aromothyella*, **e-** *Scinax berthae*, **f-** *Scinax fuscovarius*.

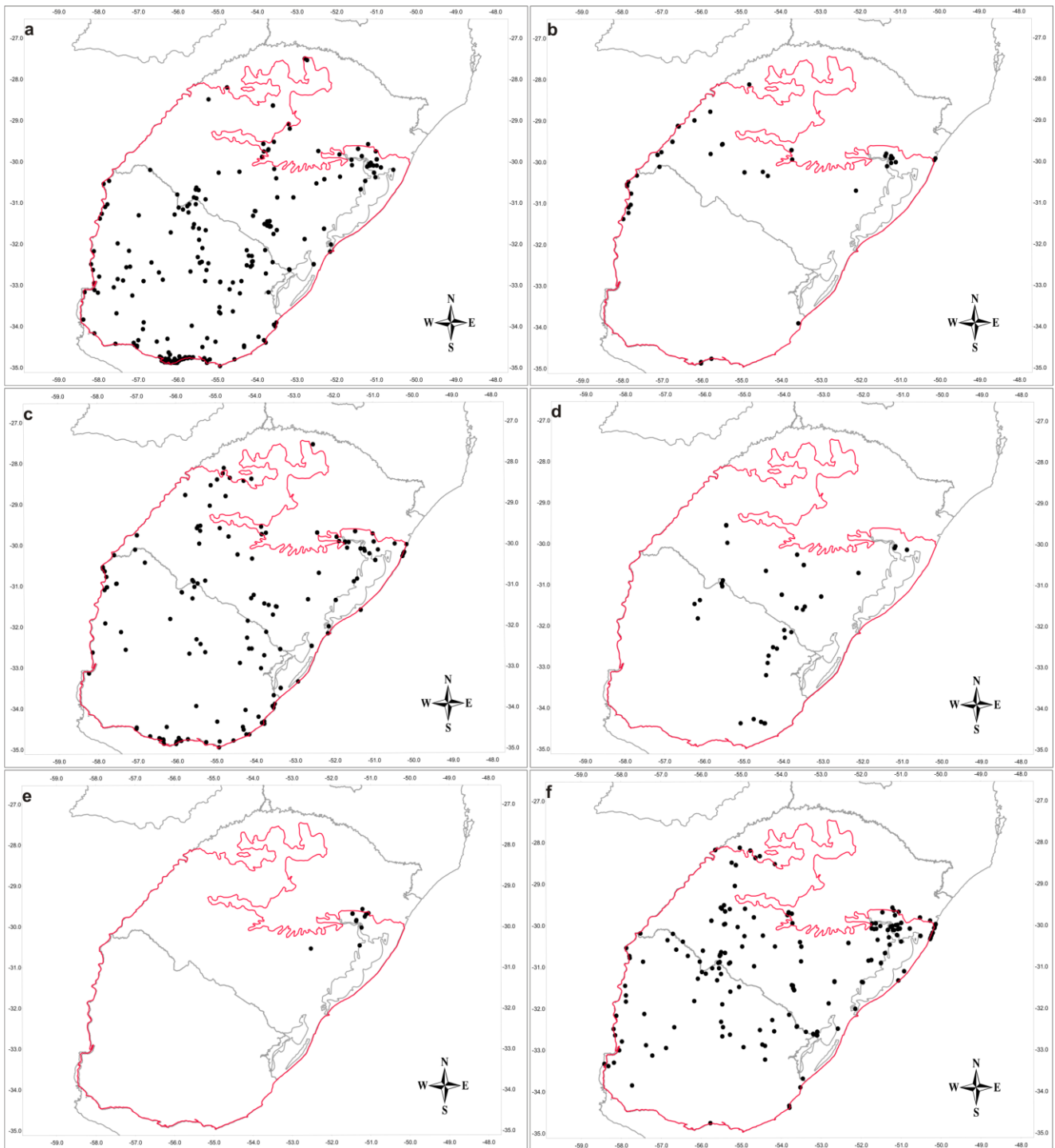


Figura 9. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguia. **a-** *Scinax granulatus*, **b-** *Scinax nasicus*, **c-** *Scinax squalirostris*, **d-** *Scinax uruguayus*, **e-** *Trachycephalus mesophaeus*, **f-** *Physalaemus biligonigerus*.

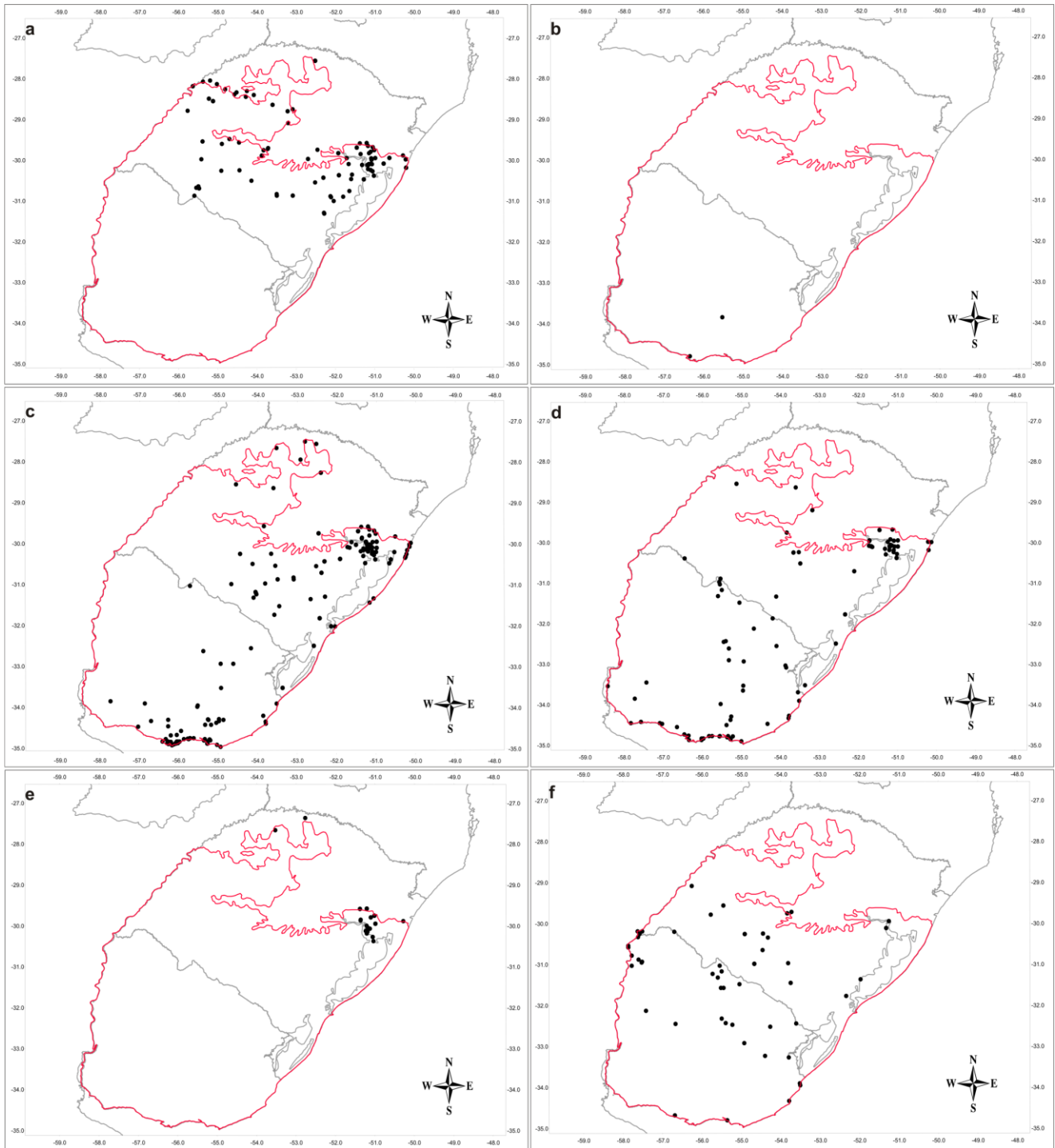


Figura 10. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguiaia. **a-** *Physalaemus cuvieri*, **b-** *Physalaemus fernandezae*, **c-** *Physalaemus gracilis*, **d-** *Physalaemus henselii*, **e-** *Physalaemus lisei*, **f-** *Physalaemus riograndensis*.

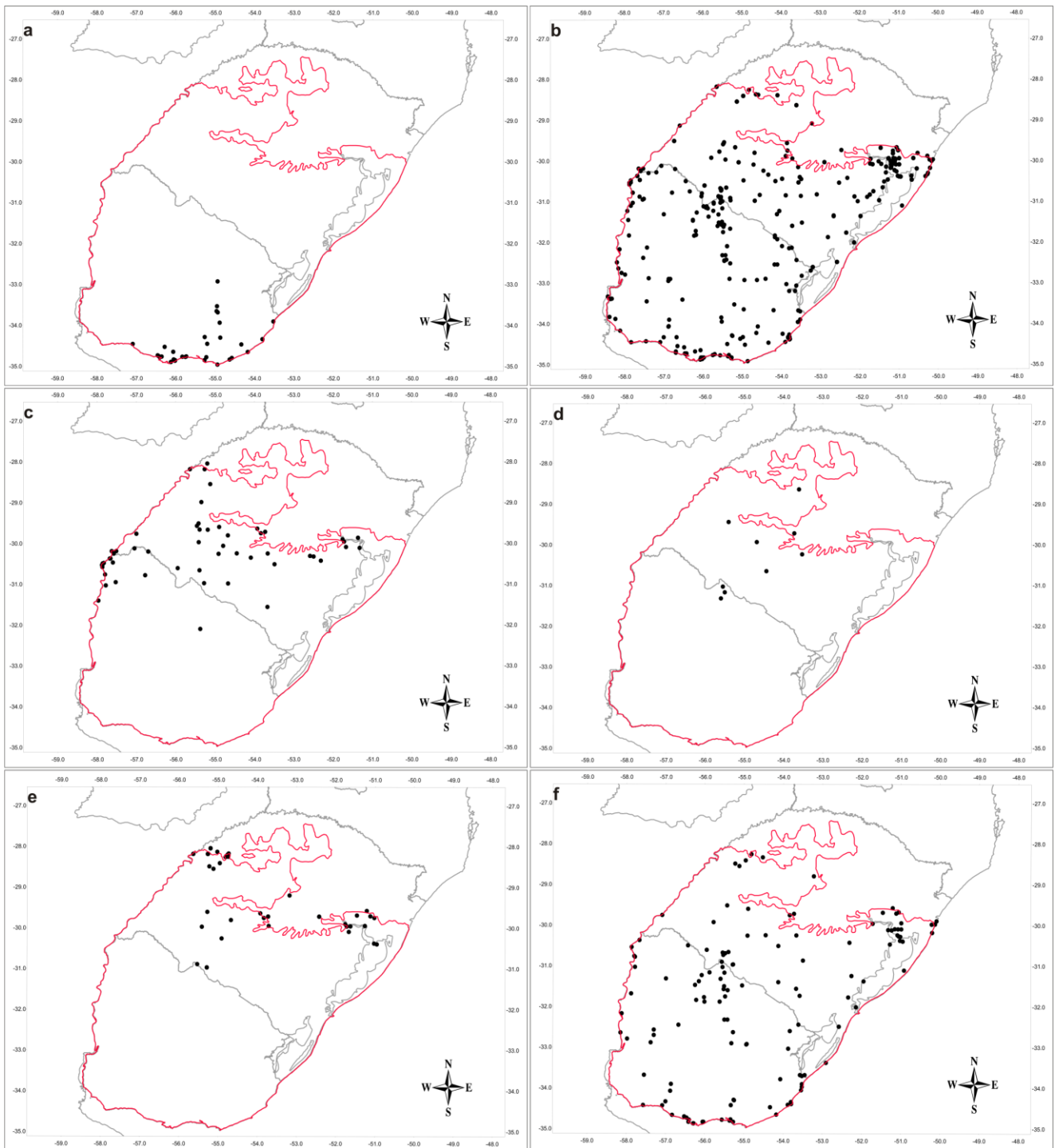


Figura 11. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguaia. **a-** *Pleurodema bibroni*, **b-** *Pseudopaludicola falcipes*, **c-** *Leptodactylus chaquensis*, **d-** *Leptodactylus furnarius*, **e-** *Leptodactylus fuscus*, **f-** *Leptodactylus gracilis*.

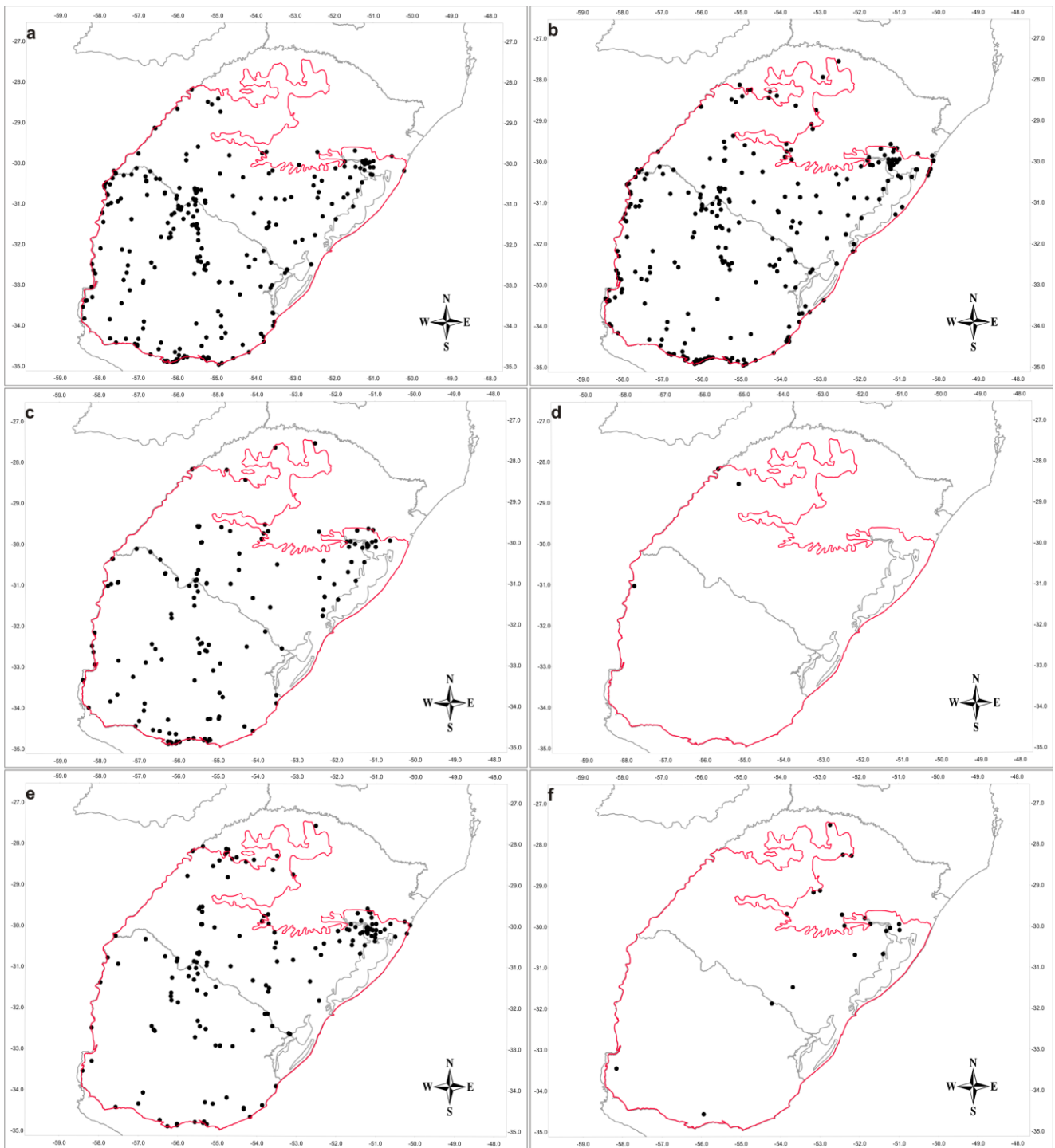


Figura 12. Localidades com ocorrência confirmada para espécie ao longo da ecorregião Savana Uruguia. **a-** *Leptodactylus latinasus*, **b-** *Leptodactylus latrans*, **c-** *Leptodactylus mystacinus*, **d-** *Leptodactylus podicipinus*, **e-** *Elachistocleis bicolor*, **f-** *Lithobates catesbeianus*.







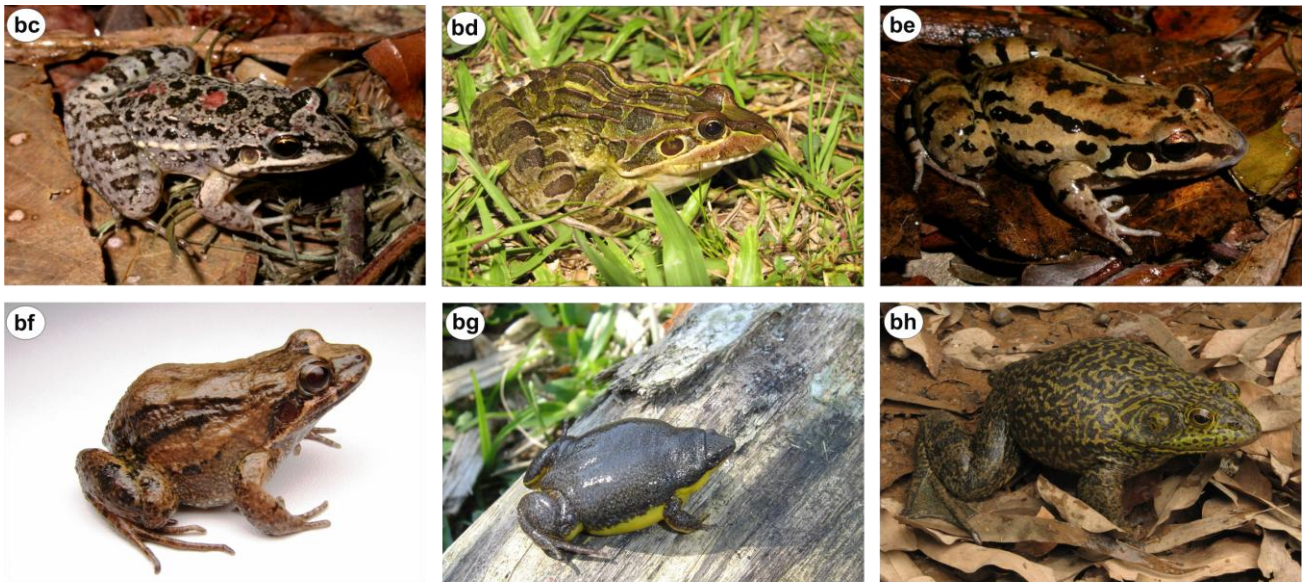


Figura 13. Anfíbios anuros com ocorrência confirmada para a ecorregião Savana Uruguuaia. **a-** *Melanophryniscus atroluteus* (foto M. Borges-Martins), **b-** *Melanophryniscus devincenzii* (foto P. Colombo), **c-** *Melanophryniscus dorsalis* (foto M. Borges-Martins), **d-** *Melanophryniscus langonei* (foto F. Kolenc e C. Borteiro), **e-** *Melanophryniscus montevidensis* (foto P. Colombo), **f-** *Melanophryniscus pachyrhynchus* (foto C. Zank), **g-** *Melanophryniscus sanmartini* (foto C. Zank), **h-** *Melanophryniscus tumifrons* (foto C. Zank), **i-** *Rhinella achavali* (foto C. Zank), **j-** *Rhinella arenarum* (foto M. Borges-Martins), **k-** *Rhinella azarai* (foto C. Zank), **l-** *Rhinella dorbignyi* (foto M. Borges-Martins), **m-** *Rhinella fernandezae* (foto M. Borges-Martins), **n-** *Rhinella henseli* (foto C. Zank), **o-** *Rhinella icterica* (foto C. Zank), **p-** *Rhinella schneideri* (foto C. Zank), **q-** *Ceratophrys ornata* (foto D. Loebmann), **r-** *Limnomedusa macroglossa* (foto M. Borges-Martins), **s-** *Odontophrynus americanus* (foto C. Zank), **t-** *Odontophrynus maisuma* (foto M. Borges-Martins), **u-** *Aplastodiscus perviridis* (foto C. Zank), **v-** *Argenteohyla siemersi* (foto M. Canevari), **x-** *Dendropsophus minutus* (foto M. Borges-Martins), **z-** *Dendropsophus nanus* (foto M. Borges-Martins), **w-** *Dendropsophus sanborni* (foto M. Borges-Martins), **y-** *Hypsiboas albopunctatus* (foto C. Zank), **aa-** *Hypsiboas caingua* (foto C. Zank), **ab-** *Hypsiboas faber* (foto M. Borges-Martins), **ac-** *Hypsiboas pulchellus* (foto C. Zank), **ad-** *Lysapsus limellum* (foto A. Kwet), **ae-** *Phyllomedusa iheringii* (foto C. Zank), **af-** *Pseudis minuta* (foto C. Zank), **ag-** *Scinax aff. alter* (foto P. Colombo), **ah-** *Scinax aromothyella* (foto M. Borges-Martins), **ai-** *Scinax berthae* (foto M. Borges-Martins), **aj-** *Scinax fuscovarius* (foto C. Zank), **ak-** *Scinax granulatus* (foto M. Borges-Martins), **al-** *Scinax nasicus* (foto C. Zank), **am-** *Scinax squalirostris* (foto C. Zank), **an-** *Scinax uruguayus* (foto C. Zank), **ao-** *Trachycephalus mesophaeus* (foto M. Borges-Martins), **ap-** *Physalaemus biligonigerus* (foto M. Borges-Martins), **aq-** *Physalaemus cuvieri* (foto M. Borges-Martins), **ar-** *Physalaemus fernandezae* (foto G. Agostini), **as-** *Physalaemus gracilis* (foto M. Borges-Martins), **at-** *Physalaemus henselii* (foto M. Borges-Martins), **au-** *Physalaemus lisei* (M. Borges-Martins), **av-** *Physalaemus riograndensis* (M. Borges-Martins), **ax-** *Pleurodema bibroni* (foto R. Maneyro), **az-** *Pseudopaludicola falcipes*

(foto M. Borges-Martins), **aw-** *Leptodactylus chaquensis* (foto C. Zank), **ay-** *Leptodactylus furnarius* (foto C. Zank), **ba-** *Leptodactylus fuscus* (foto M. Borges-Martins), **bb-** *Leptodactylus gracilis* (foto M. Borges-Martins), **bc-** *Leptodactylus latinasus* (M. Borges-Martins), **bd-** *Leptodactylus latrans* (foto C. Zank), **be-** *Leptodactylus mystacinus* (foto M. Borges-Martins) **bf-** *Leptodactylus podicipinus* (M. Borges-Martins), **bg-** *Elachistocleis bicolor* (foto C. Zank), **bh-** *Lithobates catesbeianus* (M. Borges-Martins).

4. AGRADECIMENTOS

À Heinich Hasenack por disponibilizar seus dados sobre sistemas ecológicos da ecorregião Savana Uruguiaia e Diego Alvares auxílio na utilização do GVsí. À Patrick Colombo pelas troca de informações sobre as espécies. À auxílio na obtenção de dados de coleção Diego Alvares, Michelle Abadie, Thayná Mendes e Diego Baldo. Luis Fernando Marin da Fonte auxílio durante a obtenção dos dados da coleção da ZUFISM. Curadores das coleções consultadas, Maria Lúcia Alves e Moema Leitão (MCN), Gláucia Funk Pontes e Taran Grant (MCP) e Sônia Cechin (ZUFISM). CZ recebeu suporte através de bolsa de doutorado concedida pela CAPES e as amostragens a campo receberam suporte financeiro da Fundação Grupo o Boticário. Nós também agradecemos ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO/ICMBio) pela licença de coleta número: 10341-1.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Achaval, F., & Olmos, A. (2007) *Anfíbios y Reptiles del Uruguay*. 3ª Ed. Graphis, Impresora, Montevideo, Uruguay, pp.136.

Airaldi, K., Baldo, D., & Lavilla, E.O. (2009) Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: First record for Paraguay and geographic distribution map. *Check List*, 5, 377–379.

Baldissera-Jr, F.A., Caramaschi, U. & Haddad, C.F.B. (2004) Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro*, 62, 3, 255-282.

Baldo, D., Borteiro, C., Kolenc, F., Rosset, S., Prigioni, C. & Debat, C.M. (2012) The taxonomic status of *Melanophryniscus orejasmirandai* Prigioni & Langone, 1987 "1986" (Anura: Bufonidae). *Zootaxa*, 3235, 45–61.

Bastos, R. (2007) Anfíbios do Cerrado. *In*: Nascimento, L. B. & Oliveira, M. E. (Eds.) *Herpetologia no Brasil II*. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, pp.87-100.

Berreta, E. (2008) Produção animal em pastagens naturais no Uruguay. *In*: Dall'Agnol, M., Nabinger, C., Santos R.J. (Eds.). *Anais do III Simpósio de forrageiras e produção animal*. Porto Alegre, UFRGS, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, pp. 55-91.

Bilenca, D. & Miñarro, F. (2004) *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 352pp.

Bokermann, W.C.A. (1966) Lista Anotada das Localidades Tipo de Anfíbios Brasileiros. São Paulo: *Servicio de Documentação, Universidade Rural São Paulo*.

Boldrini, I.I. (2009) A flora dos campos do Rio Grande do Sul. *In*: Pillar, V.D.P., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A. (Eds.). *Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília, MMA, pp. 63-77.

Boldrini, I.I., Both, R., & Forneck, E.D. (2009) Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. *In*: Pillar, V.D.P.; Müller, S.C.; Castilhos, Z.M. de S.; Jacques, A.V.A. (Eds.). *Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília, MMA, pp.26-41.

Borges-Martins, M., Colombo, P., Zank, C., Becker, F.G. & Melo, M.T.Q. (2007) Anfíbios. *In*: Becker, F.G. Ramos, R.A. & Moura, L.A. (Eds.). *Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do*

Sul. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, pp. 276-291.

Borteiro, C., Nieto, C. & Kolenc, F. (2007) Amphibia, Anura, Hylidae, *Scinax aromothyella*: Distribution extension and habitat. *Check List*, 3, 98-99.

Both, C., Lingnau, R., Santos-Jr., A.P., Madalozzo, B., Lima, L.P. & Grant, T. (2011) Widespread occurrence of the american bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (shaw, 1802) (anura: ranidae), in Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 6, 127-134.

Both, C., Kaefer, I.L. & Cechin, S.Z. (2006) Amphibia, Anura, *Aplastodiscus perviridis* (Hylidae): range extension for Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Check List*, 2, 30-31.

Braun, P.C. & Braun, C.A.S. (1980) Lista prévia dos anfíbios do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 56, 121-146.

Braun, P.C. & Braun, C.A.S. (1981) Ocorrência de *Hyla pinima* Bokermann & Sazima, 1973, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Anura, Hylidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 57, 113-118.

Braun, P.C., Braun, C.A.S. & Pineda, M.D.S. (1981) Ocorrência de *Physalaemus nanus* (Boulenger, 1888) no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Anura, Leptodactylidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 57, 99-104.

Brusquetti, F. & Lavilla, E.O. (2006) Lista comentada de los anfíbios de Paraguay. *Cuadernos de Herpetología*, 20, 3-79.

Busin, C.S., Zanella, N., Guaragni, S.A., Paula, A. & Lima, M.C.K. *Herpetological Review*, 4, 376.

Canavero, A., Carreira, S., Langone, J.A., Achaval, F., Borteiro, C., Camargo, A., Rosa, I., Estrades, A., Fallabrino, A., Kolenc, F., López-Mendilaharsu, M.M., Maneyro, R., Meneghel, M., Nuñez, D., Prigioni, C.M., & Ziegler, L. (2010) Conservation status

assessment of the amphibians and reptiles of Uruguay. *Iheringia, Série. Zoologia*, 100, 5-12.

Canavero, A., Naya, D.E. & Maneyro, R. (2001) *Leptodactylus furnarius* Sazima y Bokermann, 1978 (Anura: Leptodactylidae). *Cuadernos de Herpetología*, 15, 89-91.

Caramaschi, U. & Cruz, C.A.G. (2002) Taxonomic status of *Atelopus pachyrhynus* Miranda-Ribeiro, 1920, redescription of *Melanophryniscus tumifrons* (Boulenger, 1905), and descriptions of two new species of *Melanophryniscus* from the state of Santa Catarina, Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Arquivos do Museu Nacional*, 60, 303-414.

Cechin, S., Santos, T.G., Kopp, K.A., Spies, M.R., Trevisan, R. (2002) *Scinax nasica*. Rio Grande do Sul, Brazil. *Herpetological Review*, 33, 222.

Cechin, S.Z., Giasson, L.O.M., Hartmann, M.A., Santos, T.G. & Boelter, R. (2002) Anfíbios. In: Itaqui, J. (Eds.). *Quarta Colônia, Inventários Técnicos: Flora e Fauna*. Palotti, Santa Maria, pp.199-205.

Cochran, D.M. (1961) Type specimens of reptiles and amphibians in the U.S. National Museum. *Bulletin of the United States National Museum*, 220, 289.

Colombo, C. & Zank, C. (2008) Anfíbios. In: Buckup, G.B. (Eds.). *Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra*. Libretos, Porto Alegre, pp. 104-111.

Colombo, P., Kindel, A., Vinciprova, G. & Krause, L. (2008) Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 8, 1-11.

Colombo, P., Zank, C., Schmidt, L.E.C., Gonçalves, G. & Marinho, J.R. (2007) Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus simplex*: Distribution extension. Check List, 3, 305-307.

Conte, C.E., Garey, M.V., Lingnau, R., Silva, M.X., Armstrong, C. & Hartmann, M.T. (2009) Amphibia, Anura, *Limnomedusa macroglossa*, *Dendropsophus anceps*, *D. berthaltutzae*, *D. seniculus*, *Scinax littoralis*: new state records, distribution extension and filling gaps. *Check List*, 5, 154-172.

Cope, E.D. (1862) Catalogues of the reptiles obtained during the explorations of the Parana, Paraguay, Vermejo and Uruguay Rivers, by Capt. Thos. J. Page, U.S.N.; and of those procured by Lieut. N. Michler, U.S. Top. Eng., Commander of the expedition conducting the survey of the Atrato River. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 14, 346-359.

Da-Fonte, L.F.M. (2010) Revisão morfológica e na estrutura do canto em *Scinax granulatus* (Peters, 1871) (Anura, Hylidae). Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, 76pp.

Deiques, C.H., Stahnke, L.F., Reinke, M. & Schmitt, P. (2007) *Guia ilustrado dos anfíbios e répteis do Parque Nacional de Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Santa Catarina*. USEB, Pelotas, 120pp.

Di-Bernardo, M., Maneyro, R. & Grillo, H. (2006) New Species of *Melanophryniscus* (Anura: Bufonidae) from Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Journal of Herpetology* 40, 261-266.

Duellman, W.E. (1977) Liste der rezenten Amphibien und Reptilien. Hylidae, Centrolenidae, Pseudidae. *Das Tierreich*, 95, 1-225.

Duellman, E., & Trueb, L. (1994) *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, pp.670.

Duméril, A.M.C. & Bibron, G. (1841) *Erpétologie Générale ou Histoire Naturelle Complète des Reptiles*. Volume 8. Paris: Librairie Encyclopedique de Roret.

Faivovich, J. (2005) A new species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from Misiones, Argentina. *Herpetologica*, 61, 69-77.

Frost, D.R., Grant, T., Faivovich, J., Bain, R., Haas, A., Haddad, C.F.B., De Sá., R., Channing, A., Wilkinson, M., Donnellan, S.C., Raxworthy, C.J., Campbell, J.A., Blotto, B.L., Moler, P., Drewes, R.C., Nussbaum, R.A., Lynch, J.D., Green, D.M. & Weeler, W.C. (2006) The Amphibian Tree of Life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297, 1-370.

Frost, D.R. (2011) *Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5* (31 January, 2011). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> American Museum of Natural History, New York, USA.(Access on May 2012).

Gabriel Laufer, G., Piñeiro-Guerra, J.M., Pereira-Garbero, R., Barreneche, J.M. & Ferrero, R. (2009) Distribution extension of *Scinax aromothyella* (Anura, Hylidae). *Biota Neotropica*, 9, 275-277.

Gallardo, J.M. (1957) Las subespecies argentinas de *Bufo granulosis* Spix. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*, Zoología, 3, 337-374.

Garcia, P.C.A. & Vinciprova, G. (1998) Range extensions of some anuran species for Santa Catarina and Rio Grande do Sul states, Brazil. *Herpetological Review*, 29, 117-118.

Garcia, P.C.A. & Vinciprova, G. (2003) Anfíbios. In: Fontana, C.S., Bencke, G.A. & Reis, R.E. (Eds), *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* EDIPUCRS, Porto Alegre, pp.85-100.

Garcia, P.C.A., Lavilla, E., Langone, J. Segalla, M.V. (2007) Anfíbios da região subtropical da América do Sul, Padrões de distribuição. *Ciência e Ambiente*, 35, 65-100.

Garda, A.A., Santana, D.J., & São-Pedro, V.A. (2010) Taxonomic characterization of Paradoxical frogs (Anura, Hylidae, Pseudae): geographic distribution, external morphology, and morphometry. *Zootaxa*, 2666, 1-28.

Giasson, L.O.M. & Cechin, S.T.Z. (2001) *Hyla nana* Brazil: Rio Grande do Sul. *Herpetological Review*, 32, 271.

Giasson, L.O.M. (2001) *Scinax nasica*. Rio Grande do Sul, Brazil. *Herpetological Review*, 32, 273.

Hasenack, H., Weber, E., Boldrini, I.I., Trevisan, R. (2010) Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das Savanas Uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos projeto IB/CECOL/TNC. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro de Ecologia. 18pp.

IUCN (2011) *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.* <<http://www.iucnredlist.org>>. (Access on April 2012).

IUCN, Standards and Petitions Subcommittee (2010) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 8.1. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee in March 2010. Downloadable from <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.

Klappenbach, M.A. (1985) Notas herpetológicas, V. 1. Sobre la identidad de *Pseudis mantidactylus* Cope, 1862 con *Pseudis minutus* Günther, 1858 (Amphibia, Anura). 2. Ubicación genérica de *Pseudis minutus* Günther, 1858. 3. La familia Pseudidae (Amphibia, Anura) en el Uruguay. *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo*, 11, 1-23.

Klappenbach, M.A. & Langone, J.A. (1992) Lista sistemática y sinonímica de los anfibios del Uruguay con comentarios y notas sobre su distribución. *Anales del Museo Nacional de Historia Natural de Montevideo*, 8, 163-222.

Kopp, K.A., Santos, T.G.D., Trevisan, R., Spies, M.R. & Cechin, S.T.Z. (2002) Geographic distribution: *Hyla albopunctata*. *Herpetological Review*, 33, 220.

Kunz, T.S. & Ghizoni-Jr, I.R. (2011) Amphibia, Anura, Cycloramphidae, *Odontophrynus maisuma* Rosset, 2008: Distribution extension and geographic distribution map. *Check List*, 7, 131-132.

Kwet, A., Solé, M., Miranda, T., Melchioris, J., Naya, D.E. & Maneyro, R. (2002) First Record of *Hyla albopunctata* Spix, 1824 (Anura: Hylidae) in Uruguay, with comments on the advertisement call. *Boletín de la Sociedad Herpetológica Española*, 13, 1-2.

Kwet, A. (2001) *Frösche im brasilianischen Araukarienwald - Anurengemeinschaft des Araukarienwaldes von Rio Grande do Sul: Diversität, Reproduktion und Ressourcenaufteilung*. Natur und Tier-Verlag, Münster, 192pp.

Kwet, A. (2008) New species of *Hypsiboas* (Anura: Hylidae) in the *pulchellus* group from southern Brazil. *Salamandra*, 44, 1-14.

Kwet, A., Di-Bernardo, M. & Maneyro, R. (2006) First record of *Chaunus achavali* (Anura: Bufonidae) from Rio Grande do Sul, Brazil, with a key for the identification of the species in the *Chaunus marinus* group. *Iheringia, Série Zoologia*, 96, 479-485.

Kwet, A., Lingnau, R., Di-Bernardo, M. (2010) *Pró-Mata: Anfíbios da Serra Gaúcha, sul do Brasil- Amphibien der Serra Gaúcha, Südbrasilien- Amphibians of the Serra Gaúcha, South Brazil*. Brasilien-Zentrum, University of Tübingen, Germany. 148pp.

Langone, J.A. & Basso, N.G. (1987) Distribucion geografica y sinonimia de *Hyla nana* Boulanger, 1889 y *Hyla sanborni* Schmidt, 1944 (Anura:Hylidae) y observaciones sobre formas afines. *Comunicaciones Zoologicas del Museo de Historia Natural de Montevideo*, 9, 1-17.

Langone, J.A. (1994) Ranas y Sapos del Uruguay (Reconocimiento y aspectos biológicos). *Museu Dámaso Antonio Larrañaga - Série de Divulgação, Montevideo*, 5, 80-81.

Langone, J.A. (1999) Anfibios de Aguas Corrientes, Departamento de Canelones, Uruguay (Amphibia). *Museo Nacional de Historia Natural*, 48, 1-6.

Lavilla, E.O., Vaira, M. & Ferrari, L. (2003) A new species of *Elachistocleis* (Anura: Microhylidae) from the Andean Yungas of Argentina, with comments on the *Elachistocleis ovalis* – *E. bicolor* controversy. *Amphibia-Reptilia*, 24, 269-284.

Lescure, J., Bour, R., Ineich, I., Ohler, A. & Ortiz, J.C. (2002) List inédite des reptiles et amphibiens récoltes par Alcide d'Orbigny en Amérique méridionale. *Comptes Rendus Palevol Paris*, 1, 527-532.

Lima, A.M.X., Rodrigues, R.G., Bittencourt, S., Condrati, L.H. & Machado, R.A. (2005) Geographic distribution: *Bufo henseli*. *Herpetological Review*, 36, 198.

Lingnau, R., Zank, C., Colombo, P. & Vinciprova, G. (2006) Amphibia, Hylidae, *Itapotihyla langsdorffii*: distribution extension. *Check List*, 2, 38-39.

Loebmann, D. & Vieira, J.P. (2005) Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22, 339-341.

Loebmann, D. (2005) *Guia Ilustrado: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil*. USEB, Pelotas, 76pp.

Lucas, E.M. & Fortes, V.B. (2008) Frog diversity in the Floresta Nacional de Chapecó, Atlantic Forest of Southern Brazil. *Biota Neotropica*, 8, 51-61.

Machado, I.F., Maltchik, L. (2007) Check-list da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. *Neotropical Biology and Conservation*, 2, 101-116.

Maneyro, R., Forni, F., Santos, M. (1995) Anfíbios del Departamento de Rocha. *Serie Divulgación Técnica*, 1, 1-24.

Maneyro, R. & Langone, J.A. (2001) Categorización de los anfíbios del Uruguay. *Cuadernos herpetologia*, 15, 107-118.

Maneyro, R., & Carreira, S. (2006) *Herpetofauna de la costa uruguaya*. In: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.). Bases para la conservación y el de la costa uruguay, pp. 233-246.

Maneyro, R. & Beheregaray, M. (2007) First record of *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 (Anura, Leptodactylidae) in Uruguay, with comments on the anuran fauna along the borderline Uruguay-Brazil. *Boletín de la Sociedad Zoológica Del Uruguay*, 16, 36-41.

Maneyro, R. & Kwet, A. (2008) Amphibians in the border region between Uruguay and Brazil: Updated species list with comments on taxonomy and natural history (Part I: Bufonidae). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A, Neue Serie*, 1, 95–121.

Ministério do Meio Ambiente (2003) Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente n° 03/2003. *Diário Oficial da União*, 101, 88-97.

Ministério do Meio Ambiente (2007) Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA n°9, de 23 de janeiro de 2007. / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília, 328pp.

Moreno, J. A. (1961) *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura, 42pp.

Müller, L. & Hellmich, W. (1936) *Amphibien und Reptilien*. In: Teil: Amphibia, Chelonia, Loricata, Wissenschaftliche Ergebnisse der Deutschen Gran Chaco-Expedition. Amphibien und Reptilien. Strecker und Schröder, Stuttgart, 120pp.

Narvaes, P. (2003) *Revisão taxonômica das espécies de Bufo do complexo granuloso (Amphibia-Anura-Bufonidae)*, Tese de doutorado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Zoologia, 305pp.

Narvaes, P., & Rodrigues, M.T. (2009) Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura, Bufonidae), with a description of a new species. *Arquivos de Zoologia, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo*, 40, 1-73.

Naya, D. E., & Maneyro, R. (2001) *Melanophryniscus sanmartini* Klappenbach, 1968 (Anura, Bufonidae). *Cuadernos de Herpetología*, 15, 89-91.

Núñez, D., Maneyro, R., Langone, J. & De Sá, R.O. (2004) Distribución geográfica de la fauna de anfibios del Uruguay, Smithsonian Herpetological Information Service, 134, 34pp.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (2002) Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). *The cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, pp.91-120.

Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. & Kassem, K.R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth. *BioScience*, 51, 933-938.

Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. P., Blanco, C.C., Pillar, V.P., Boldrini, I.I., Both, R. & Forneck, E.D. (2009) *Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado*. In: Pillar, V.P., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S. & Jacques,

A.V.A. (Eds.). Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 26-41.

Prigioni, C., Borteiro, C., Tedros, M. & Kolenc, F. (2005) Geographic distribution. *Scinax aramothyella*. *Herpetological Review*, 36, 464.

Quintela, F.M., Medvedowsky, I.G., Neves, L.F., Loebmann, D., & Figueiredo, M.R.C. (2007) Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus dorsalis*: Distribution extension in the State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*, 3, 100-103.

Rosset, S.D. (2008) New species of *Odontophrynus* Reinhardt and Leutken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. *Journal of Herpetology*, 42, 134-144.

Santos, T.G. & Cechin, S.Z. (2008) Amphibia, Anura, Leptodactylidae, *Leptodactylus chaquensis*: Distribution extension in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*, 4, 142-144.

Schmidt, K. P. (1953) *A Check List of North American Amphibians and Reptiles. 6th Edition*. Chicago, U.S.A.: American Society of Ichthyologists and Herpetologists and University of Chicago Press.

Segalla, M.V., Caramaschi, U., Cruz, C.A.G., Garcia, P.C.A., Grant, T., Haddad, C.F.B & Langone, J. (2012) *Brazilian amphibians – List of species*. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Accessible at <http://www.sbherpetologia.org.br>. (Access on May, 2012).

Silvano, D. & Garcia, P.C.A. (2004) *Physalaemus lisei*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. (Access on 26 April 2012).

Temperate Grasslands Conservation Initiative (2008) *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.

Wachlevski, M. & Rocha, C.F.D. (2010) Amphibia, Anura, restinga of Baixada do Maciambu, municipality of Palhoça, state of Santa Catarina, southern Brazil. *Check List*, 6, 602-604.

Zanella, N., Busin, C.S., Giusti, A., Crestani, L. & Oliveira, R.S. (2007) First Record of *Hyla albopunctata* Spix, 1824 (Anura: Hylidae) in Uruguay, with comments on the advertisement call. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: first record for Brazil. *Check List*, 3,104.

Zank, C., Kaefer, I.L., Colombo, P., Lingnau, R., Santos-Jr, A.P., Both, C., D'Agostini, F.M., 5 Caruccio, R., Cechin, S.Z. (2008) Amphibia, Anura, Leptodactylidae, *Leptodactylus furnarius*: Rediscovery and distribution extension in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*,4, 89-91.

5. CAPÍTULO II

SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DE ANFÍBIOS ANUROS NA ECORREGIÃO SAVANA URUGUAIA

– Manuscrito a ser submetido à Biological Conservation

Seleção de áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros na Ecorregião Savana Uruguaia

Caroline Zank^{1*}, Diego Janish Alvarez¹, Fernando Gertun Becker², Heinrich Hasenack³, Raúl Maneyro⁴ & Márcio Borges-Martins¹

1. Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43435, 91501– 970, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail addresses: carolzank@gmail.com (C. Zank), borges.martins@ufrgs.br (M. Borges-Martins) and diego.jalvares@gmail.com (D. J. Alvares).

2. Laboratório de Ecologia de Paisagem, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43422, 91501– 970, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail address: fgbecker@ufrgs.br

3. Laboratório de Geoprocessamento, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43411, 91501–970, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail address: hhasenack@ufrgs.br.

4. Laboratorio de Sistemática e Historia Natural de Vertebrados, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. E-mail address: rmaneyro@adinet.com.uy.

*Corresponding author: Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43435, 91501 – 970. Porto Alegre, RS, Brasil.

E-mail: carolzank@gmail.com Tel.: 55 51 33087738.

RESUMO

Os campos temperados da ecorregião Savana Uruguaia representam uma das formações de campo mais ricas do mundo. No entanto, a velocidade de conversão destes ambientes para implantação de agroecossistemas e monoculturas florestais está modificando substancialmente a estrutura e o funcionamento destes ecossistemas. A falta de dados detalhados sobre a composição e distribuição de espécies representam um fator limitante na tomada de decisões. Dificultando a identificação de áreas prioritárias para a conservação, bem como para um planejamento de estratégias de conservação compatíveis com a realidade deste ecossistema. Neste contexto, buscamos descrever o padrão espacial da riqueza de anuros ao longo da ecorregião. Identificar áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros na ecorregião através de aplicação do algoritmo Zonation. Propor ações específicas para cada região indicada como prioritária para a conservação da anurofauna. E desta forma, avaliar a concordância do atual sistema de unidades de conservação existente ao longo da ecorregião Savana Uruguaia em abranger as áreas prioritárias para conservação de anuros. Como resultado, as áreas de maior riqueza projetadas estão principalmente no limite nordeste da ecorregião. Indicamos nove regiões de altíssima prioridade para conservação de anfíbios na Savana Uruguaia, e que englobaram todas as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção que ocorrem na ecorregião. Como ações prioritárias sugerimos levantamentos e monitoramento das principais fontes de ameaça conhecidas, bem como a criação de unidades de conservação nas áreas prioritárias A1, A2 e A9.

Palavras-chave: riqueza, anurofauna, seleção de reservas, Pampa, Zonation.

1. INTRODUÇÃO

Os efeitos das alterações ambientais provocadas pelo homem, como a destruição dos habitats naturais, representam uma das principais ameaças as populações de anfíbios. Os declínios e perdas de populações de anfíbios são um problema global com causas locais complexas. A fragmentação de habitats, o desmatamento, o avanço da fronteira agrícola, “habitat split”, doenças, mudanças no clima, além dos projetos de desenvolvimento como construção de barragens, estradas e expansão imobiliária, e interação entre estes fatores, são algumas das causas sugeridas para o declínio de populações de anfíbios (Blaustein and Wake, 1995; Alford and Richards, 1999; Young et al. 2001; Silvano and Segalla, 2005; Becker et al. 2007; Lips et al. 2008).

O rápido declínio e extinção de espécies de anfíbios vêm sendo reportados para várias regiões do mundo (Stuart et al. 2004; Pounds et al. 2006; Griffiths et al. 2010), e ressalta a necessidade urgente de implementação de estratégias imediatas, buscando maximizar os esforços para a conservação deste grupo (Young et al. 2001, Silvano and Segalla, 2005).

Os campos temperados da ecorregião Savana Uruguaia estão caracterizados por uma cobertura vegetal constituída predominantemente por gramíneas com cerca de 4000 espécies vegetais conhecidas e representando uma das formações de campo mais ricas do mundo (Boldrini, 2009; Bilenca and Miñarro, 2004). Em termos de diversidade de espécies, embora não possa ser comparada a diversidade observada em ecossistemas florestais tropicais (como a Mata Atlântica, por exemplo), estes campos temperados constituem comunidades biológicas muito ricas (Bencke, 2009).

Esta alta diversidade de espécies esperada é contrastante com a falta de conhecimento básico, como a composição e distribuição de espécies em muitas dessas regiões. Até recentemente, pouca atenção foi dispensada para a conservação das

formações de savana, se comparada às florestais tropicais (TGCI, 2008). A Savana Uruguaia é um bom exemplo deste problema, visto que apenas recentemente se iniciaram alguns esforços para a elaboração de diagnósticos da situação da ecorregião em si, bem como das espécies da fauna e da flora que a compõe (e.g. Bilenca and Miñarro, 2004; MMA, 2007). Reflexo disso, é a grande número de áreas distribuídas ao longo de toda a ecorregião que estão sub-amostradas ou ainda necessitam de inventários.

Com os anfíbios observamos o mesmo padrão, apesar dos numerosos estudos desenvolvidos com os anuros da região, este conhecimento ainda está muito limitado à limites geográficos. Neste sentido, as ecorregiões foram desenvolvidas justamente para auxiliar no planejamento de estratégias de conservação da biodiversidade global, através da identificação de regiões com comunidades naturais distintas que compartilham espécies, condições ambientais e padrões evolutivos (Olson et al. 2001; WWF, 2012). Para a ecorregião Savana Uruguaia, somente nos últimos anos surgiram iniciativas buscando diagnosticar e caracterizar a anurofauna da região como um todo. Estudos que chegaram ao levantamento de pelo menos 59 espécies de anfíbios com ocorrência confirmada para a ecorregião (Garcia et al. 2007; Zank et al. in prep.).

Um fator agravante é a velocidade de conversão dos campos naturais para implantação de agroecossistemas, que estão modificando substancialmente a estrutura e o funcionamento dos nossos campos temperados (TGCI, 2008; Pillar et al. 2009). Dos 363.000 km² da área total de extensão desta ecorregião, 38,2% são áreas convertidas para uso antrópico na forma de agricultura, silvicultura e áreas urbanas, e cerca de 58.6% são considerados remanescentes campestres e florestais, nos quais os campos nativos com uso pecuário extensivo estão incluídos (Hasenack et al. 2010). Nestas áreas de campo convertidas em lavouras ou em plantios de espécies arbóreas, a vegetação

campestre é eliminada pela a remoção da vegetação original durante o preparo para o cultivo, tornando-se incompatível com a conservação dos campos na mesma área (Pillar et al. 2006).

As principais ameaças aos anfíbios na ecorregião Savana Uruguaia são decorrentes da agricultura, criação extensiva de gado e atualmente a utilização de grandes extensões para o plantio de monoculturas com espécies exóticas. O uso intenso e prolongado do solo, já alterou consideravelmente a paisagem da região apresentando áreas remanescentes extremamente pequenas e fragmentadas e, além disso, o sistema de unidades de conservação é precário, contemplando menos de 0,5% da área da ecorregião (Bilenca and Miñarro, 2004; Pillar et al. 2009).

Neste sentido, a pressão que os cultivos anuais e a silvicultura exercem nessa ecorregião sugerem a necessidade de medidas urgentes buscando identificar áreas passíveis de conservação (Hasenack et al. 2010). Unindo-se a este fato, alguns dos declínios e extinções de espécies reportados para a América do Sul devem-se principalmente a falta de uma política de conservação adequada e efetiva observada em muitos países (Juncá, 2001). Os planos de conservação regionais são limitados, principalmente, pela inexistência de dados detalhados sobre a diversidade e distribuição das espécies que são fundamentais para se identificar áreas prioritárias para a conservação, bem como para um planejamento de estratégias de conservação compatíveis com a realidade de cada local e grupo animal (Carroll et al. 2010). Alguns esforços mais recentes vêm combinando modelos de distribuição geográfica mais robustos, com softwares que unem um grande número de dados sobre as espécies, a dados sobre a qualidade de habitats ao longo de extensas áreas (Lehtomäki et al., 2009; Thomson et al., 2009; Embert et al. 2011). Essas ferramentas aperfeiçoam a seleção de áreas prioritárias através da seleção de áreas com uma qualidade de habitat superior.

Os anfíbios representam um grupo de vertebrados com necessidades ambientais peculiares que devem ser levadas em consideração na seleção de áreas prioritárias para a conservação dos mesmos. Algumas características importantes na seleção de áreas prioritárias, como padrão de endemismo, não coincidem com o encontrado para outros vertebrados terrestres, desta forma a identificação de áreas para a conservação de anfíbios não pode ser substituída por outros grupos de vertebrados (Loyola et al. 2007; Embert et al. 2011).

Neste contexto, buscamos descrever o padrão espacial da riqueza de anuros ao longo da ecorregião. Identificar áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros na ecorregião através de aplicação do algoritmo Zonation. Propor ações específicas para cada região indicada como prioritária para a conservação da anurofauna. E desta forma, avaliar a concordância do atual sistema de unidades de conservação existente ao longo da ecorregião Savana Uruguaia em abranger as áreas prioritárias para conservação de anuros.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A região de estudo está situada em uma área de campos temperados que abrange toda a metade sul do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil e todo o território do Uruguai, englobando uma extensão aproximada de 363.000km² (figura 1). Esta área representa uma das 867 unidades biogeográficas descritas por Olson et al. (2001). A Savana Uruguai, como é denominada, está caracterizada por uma fisionomia predominantemente campestre. A fim de delimitar unidades espaciais homogêneas Hasenack et al. (2010), basearam-se em dados de altitude, declividade, solo, vegetação, uso da terra, além de fisionomias campestres descritas anteriormente em Boldrini (2009) e Berreta (2008). No presente estudo, utilizamos como base a classificação campestre

proposta por Hasenack et al. 2010, a qual classifica a ecorregião em 13 sistemas ecológicos (figura 1).

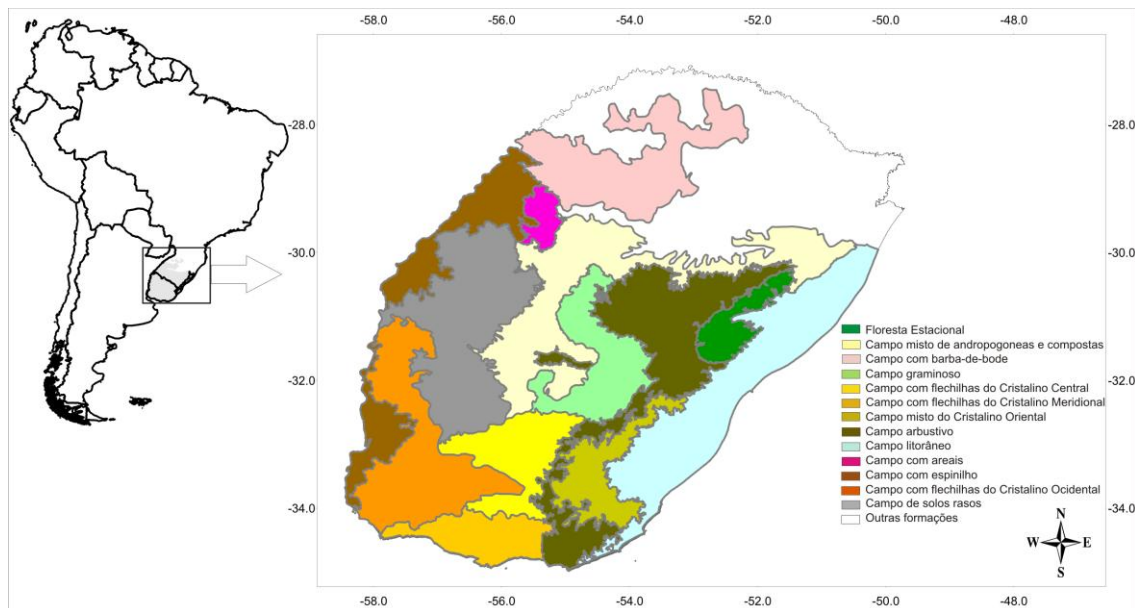


Figura 1. Limites da área de estudo com a delimitação dos 13 sistemas ecológicos propostos por Hasenack et al. (2010). A área demarcada em cinza (todo RS e URU) representa a área de projeção utilizada para os modelos do MAXENT, que inclui a área dos 13 sistemas ecológicos mais a área de “outras formações”.

2.2 Dados da anurofauna

Nossa base de dados foi baseada em três diferentes tipos de registro. O primeiro deles foi obtido através da revisão direta dos registros originais de materiais testemunhos depositados em coleções científicas para a área de estudo. As coleções visitadas correspondem as quatro principais coleções científicas do Rio Grande do Sul e uma do Uruguai, que possuem coletivamente em torno de 54.000 espécimes depositados. As coleções consultadas foram a do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (MCP), do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica (MCN), da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), da Universidade Federal de Santa Maria (ZUFMS) e da Sección de Zoología de Vertebrados da Facultad de Ciencias de Montevideo (ZVCB).

Outros registros foram obtidos através de coletas em campo direcionadas a regiões pouco amostradas dentro do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, nas quais foram contemplados os municípios de Alegrete, Amaral Ferrador, Bagé, Barra do Quaraí, Canguçu, Caibaté, Coronel Barros, Ijuí, Itaqui, Manoel Viana, Mato Queimado, Pedras Altas, Pinheiro Machado, Piratini, Quaraí, Rosário do Sul, Santana da Boa Vista, Santana do Livramento, São Borja, São Francisco de Assis e São Lourenço do Sul. Todos os espécimes coletados como material testemunho estão depositados na coleção do Setor de Herpetologia, Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Todos os espécimes depositados nas coleções científicas e coletados em campo para dentro da área de interesse foram examinados e confrontados com revisões taxonômicas e descrições originais para uma correta identificação. De maneira complementar, foram acrescentados os dados compilados para o Uruguai por Núñez et al. (2004). A nomenclatura e a classificação utilizadas seguem Frost et al. (2006), Frost, (2011) e Segalla et al. (2012).

Consideramos anuros com ocorrência para a ecorregião Savana Uruguai, aquelas espécies com pelo menos um espécime testemunho depositado em coleção científica para dentro dos limites da ecorregião. O polígono utilizado para delimitação da ecorregião foi o mesmo, produzido e utilizado por Hasenack et al. 2010 para a delimitação dos sistemas ecológicos.

2.2 Modelagem de nicho ecológico com MAXENT e dados ambientais

Para gerar os modelos de distribuição geográfica potencial, utilizamos o software MAXENT versão 3.3.3k que é baseado em um algoritmo que utiliza o conceito de máxima entropia, e necessita como dados de entrada somente de pontos de presença (Phillips et al. 2006; Phillips and Dudík 2008; Elith et al. 2011). Os modelos gerados

associam espécies e variáveis ambientais em um determinado espaço e, portanto, representam os locais com condições ambientais mais apropriadas para ocorrência do organismo em questão.

Optamos pelo MAXENT por dispormos somente de dados de presença, assim como pelos bons resultados gerados pelo algoritmo em comparação com os outros métodos alternativos disponíveis. Este algoritmo mostrou resultados mais robustos para uma grande variedade de organismos e regiões (Elith et al. 2006; Phillips and Dudík, 2008). Estudos recentes verificaram que o algoritmo de máxima entropia, apesar de apresentar melhores resultados com mais de dez amostras, é ainda o método menos sensível ao tamanho da amostra, desta forma é o que melhor se comporta com um baixo número de pontos de ocorrência (Pearson et al. 2007; Wisz et al. 2008).

Inicialmente, nós rodamos o MAXENT com a sua configuração padrão, para todas as espécies com pelo menos cinco pontos de ocorrência dentro da ecorregião, redefinindo apenas o valor máximo de iterações para 1.000. Para a obtenção de modelos binários, de presença e ausência, a partir das probabilidades contínuas geradas pelo MAXENT nós optamos pela seleção de duas regras de limiares distintas, com diferentes graus de restrição. O primeiro limiar escolhido foi o que iguala o valor de sensibilidade e especificidade (equal training sensitivity and specificity), assim o valor absoluto da diferença entre sensibilidade e especificidade é minimizado (Cantor et al. 1999). Este limiar provou ser uma abordagem onde a taxa de falsos positivos combinado à taxa de falsos negativos é menor, inferior a 0.2 (Liu et al. 2005). O segundo limiar utilizado foi onde o valor de treinamento considerado é o mínimo valor de presença, representando deste forma um limiar bem menos restritivo que o anterior. Este limiar representa o menor valor modelado de probabilidade de ocorrência para o qual existe evidência empírica de ocorrência da espécie.

Posteriormente, foi utilizada a partição dos dados para teste dos modelos, como sugerido em Phillips et al. (2006), para tanto rodamos o MAXENT novamente com 10 réplicas através do tipo de rodagem replicada “Crossvalidate”. Este método utiliza o número de ocorrências como regra para a seleção da proporção de dados a ser utilizada para o teste, neste sentido, se tivermos duas ocorrências a taxa de treino:teste deve ser 50:50, se forem cinco ocorrências será 67:33 e se forem superior a dez devem ser 75:25 (Franklin, 2009).

Para avaliar a capacidade de predição dos modelos gerados utilizamos o valor da média do AUC teste gerado a partir das 10 réplicas. O AUC é o cálculo da área sob a curva, referindo-se a curva ROC (Receiver Operation Characteristic), e o intervalo de valores de AUC varia entre 0.5 para os modelos sem capacidade preditiva e 1.0 para os modelos gerando previsões perfeitas. De acordo com Swets, (1988), a capacidade de predição dos modelos pode ser categorizada com base nos intervalos de valores de AUC, sendo $AUC > 0.9$ = "muito boa", $AUC > 0.8$ = “boa”, e $AUC > 0.7$ = "aceitável". Desta forma, todos os modelos que apresentaram uma capacidade preditiva inferior a 0.7 foram descartados, e para estas espécies utilizamos somente os pontos de registro como dados de entrada para as análises posteriores.

Nós utilizamos para as análises dez variáveis bioclimáticas ou topográficas disponíveis na base de dados do projeto WorldClim que não apresentaram colinearidade, conforme Nori et al. (2011). Portanto, com uma resolução espacial de 2.5 segundos as variáveis utilizadas foram: Média da faixa diurna de temperatura (BIO2), Isotermalidade (BIO3), Temperatura máxima do mês mais quente (BIO5), Faixa de temperatura anual (BIO7), Temperatura média do trimestre mais úmido (BIO8), Temperatura média do trimestre mais quente (BIO10), Precipitação do mês mais

chuvoso (BIO13), Sazonalidade de precipitação (BIO15), Precipitação no trimestre mais seco (BIO17) e a altitude.

Nós restringimos a extensão geográfica dos modelos para a região compreendida entre as latitudes 27° e 35° e longitude 49° e 58°, área onde tínhamos os dados de registros validados, e que corresponde todo o Estado do Rio Grande do Sul, incluindo sua metade norte e todo o território Uruguaio (figura 1).

Com base nos modelos binários de distribuição potencial, gerados pelo MAXENT, mais os pontos de ocorrência conhecidos das espécies com menos de cinco localidades e das espécies cujos modelos apresentaram baixa capacidade de predição ($AUC < 0.7$), geramos dois mapas de riqueza projetada para a ecorregião. Os modelos foram comparados com os dados empíricos de riqueza conhecida, baseado nas informações disponíveis por município e departamento, no Rio Grande do Sul e Uruguai, respectivamente, com as riquezas projetadas pelos diferentes modelos binários gerados pelo MAXENT.

2.3 Priorização de áreas utilizando o Zonation

Nós identificamos as áreas prioritárias para a conservação de anuros utilizando o método e o software Zonation versão 2.0 (Moilanen et al. 2005, 2008). O algoritmo implementado no Zonation é diferente de outros algoritmos de priorização, pois gera uma hierarquia de prioridade de conservação através de toda a paisagem avaliada (Moilanen et al. 2005; Moilanen, 2007). Esta hierarquia é gerada através de uma estratégia de minimização da perda marginal, ou seja a remoção de células é feita de uma forma cuja perda provoca o menor declínio do valor de conservação da rede de reserva restante (Moilanen et al. 2005). Outras vantagens da utilização do Zonation, é que ele trabalha com um grande volume de dados probabilísticos e fornece uma ligação

direta entre os modelos de distribuição geográfica e o planejamento espacial de unidades de conservação.

Em nosso estudo utilizamos duas diferentes regras para a remoção das células, a de área-núcleo (core-area) e a função do benefício aditivo (additive benefit function), conforme sugerido por em Moilanen et al. (2012). A primeira delas, a análise de área-núcleo leva em consideração áreas com a presença de espécies importantes (ou seja as espécies com maior peso), mesmo que sejam áreas com baixa riqueza, enquanto que a análise de função do benefício aditivo fornece um maior peso para áreas com alta riqueza de espécies (Moilanen, 2007).

Utilizamos como dados para entrada no Zonation os três diferentes conjuntos de mapas de distribuição potencial gerados através do algoritmo MAXENT. No primeiro conjunto utilizamos os mapas contínuos de distribuição (com as probabilidades de ocorrência variando entre 0 e 1), o segundo e terceiro conjunto de mapas utilizados foram modelos binários, de presença e ausência gerados pela seleção das duas regras distintas de limiar de corte (ver métodos item 2.2).

Foram utilizados para as análises, as espécies com os mapas gerados que obtiveram modelos com valores de AUC superiores a 0.7 (material suplementar). As espécies que apresentaram valores de AUC inferiores, assim como aquelas que possuíam menos de cinco pontos de ocorrência conhecidos, foram utilizados os pontos de registros conhecidos como dados de entrada para o Zonation.

No arquivo denominado “lista de características da biodiversidade” (Biodiversity feature list file) utilizamos diferentes pesos para as espécies, os pesos foram fornecidos considerando espécies endêmicas e/ou globalmente ameaçadas registradas para a ecorregião (IUCN, 2011). Neste sentido, receberam um peso de valor 4.0 as espécies endêmicas e globalmente ameaçadas, um peso 3.0 foi dado as espécies

globalmente ameaçadas, mas que não são endêmicas da ecorregião, um peso 2.0 receberam as espécies endêmicas da ecorregião, mas que não estão ameaçadas globalmente, e o valor padrão 1.0 foi dado ao restante das espécies (material suplementar).

Além disso, utilizamos uma camada de máscara de remoção (Removal mask layer), que tem como o objetivo incluir ou excluir áreas da solução final, determinando a hierarquia de remoção das células de borda (Cabeza and Moilanen, 2006). Para tanto, utilizamos um mapa de remanescentes campestres e florestais e áreas antropizadas elaborado por Hasenack et al. (2007), (2010) (figura 2). Deste modo, demos valor dois (2) para a células que deveriam ser removidas primeiramente por se tratarem de áreas altamente antropizadas, com a presença de manchas urbanas, área cultivada ou silvicultura, por exemplo. Foi dado o valor zero (0) para o restante das áreas remanescentes, visando evitar a priorização de algumas áreas ao invés de outras.

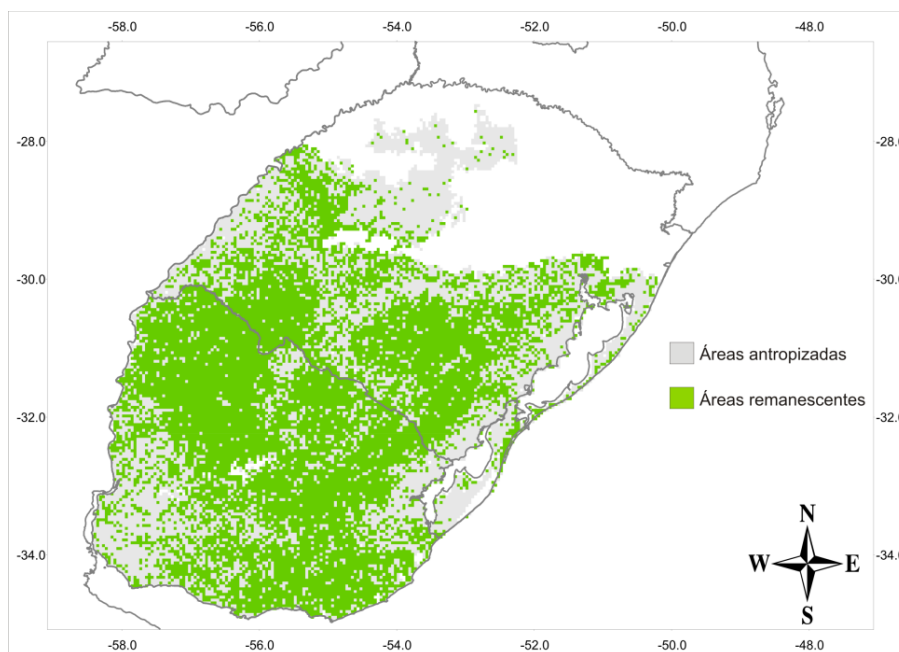


Figura 2. Mapa de áreas remanescentes campestres e florestais e áreas antropizadas conforme Hasenack et al. (2007), (2010) e utilizada no Zonation como camada de máscara de remoção.

Geramos assim, um total de seis modelos hierarquicos distintos de prioridade de conservação, através dos três diferentes conjuntos de mapas de distribuição e a utilização de duas regras de remoção de células diferentes para cada um. Posteriormente, selecionamos os modelos gerados a partir da regra de remoção, que indicou áreas prioritárias melhor distribuídas ao longo da ecorregião, e assim abrangendo o maior número de sistemas ecológicos possíveis. A fim de lidar com as incertezas a que estão sujeitas as projeções e os modelos de riqueza, optamos pela sobreposição das áreas de altíssima prioridade (valores acima de 0.95) geradas pelos três diferentes modelos a partir da mesma regra de remoção, selecionada a partir de descrição indicada acima.

3. RESULTADOS

Confirmamos a presença de 59 espécies de anfíbios anuros com pelo menos um ponto de ocorrência confirmado para dentro da ecorregião Savana Uruguiaia (material suplementar). As espécies catalogadas pertencem a sete famílias diferentes, Hylidae (21 spp.), Bufonidae (16 spp.), Leiuperidae (9 spp.), Leptodactylidae (8 spp.), Cycloramphidae (3 spp.), Ceratophrydae (1 sp.) e Microhylidae (1 spp.). O número de pontos de ocorrência levantados variou de duas localidades, para espécies mais raras e/ou com distribuições mais restritas ao longo da ecorregião, como *Melanophryniscus langonei*, *Rhinella azarai* e *Physalaemus fernandezae*, por exemplo, até 354 localidades para uma espécie bastante comum e amplamente distribuída na região, como *Hypsiboas pulchellus* (material suplementar).

Os modelos de distribuição potencial gerados pelo MAXENT para as espécies com pelo menos cinco pontos de ocorrência confirmados, apresentaram valores de AUC médio que variaram de 0.992 para *Melanophryniscus montevidensis*, até modelos sem capacidade preditiva como observado para *M. sanmartini* com AUC médio de 0.478

(material complementar). Desta forma, os modelos de distribuição de *M. sanmartini*, *Rhinella achavali*, *Leptodactylus furnarius* e *L. mystacinus* não foram utilizados para as análises posteriores por apresentarem valores de AUC médio inferiores a 0.7 (material suplementar), para estas espécies utilizamos somente os pontos de ocorrência conhecidos.

Com relação aos mapas de riqueza gerados verificamos que no mapa de riqueza a partir do limiar mais restritivo (onde o valor do treinamento de sensibilidade e especificidade são iguais) a riqueza projetada variou de zero a 37 espécies por grid (figura 3). Por outro lado, o mapa de riqueza utilizando o limiar menos restritivo (onde o valor de treinamento considerado é o mínimo valor de presença) apresentou uma riqueza projetada de sete a 41 espécies por grid (figura 4), indicando assim, como esperado, riquezas projetadas superiores às obtidas a partir do outro limiar.

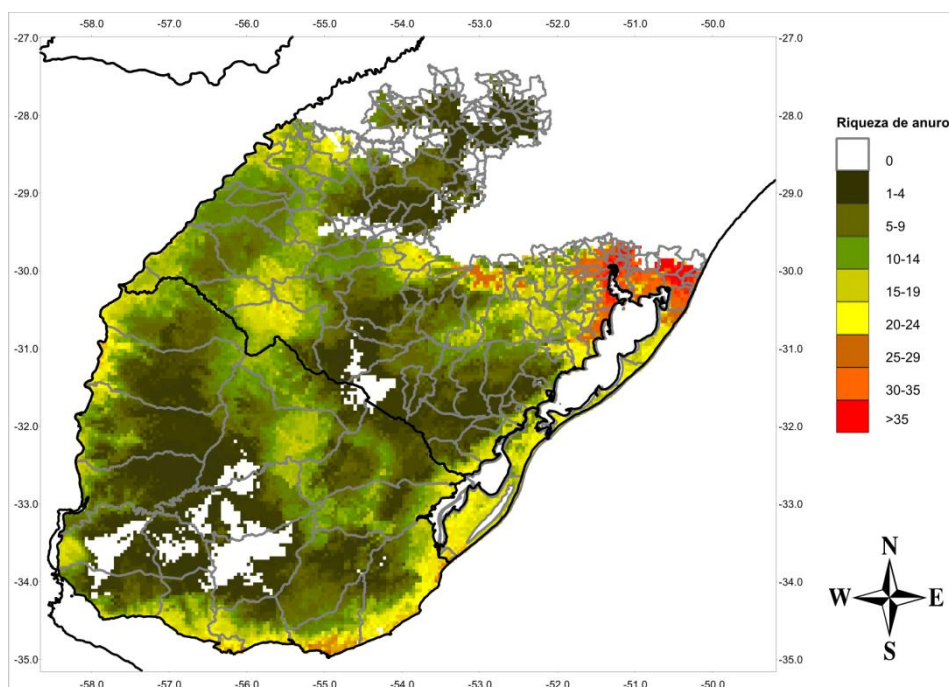


Figura 3. Mapa de riqueza de anfíbios anuros projetada para ecorregião Savana Uruguia através dos modelos de distribuição geográfica gerados pelo limiar mais restritivo (onde o valor de treinamento de sensibilidade e especificidade são iguais).

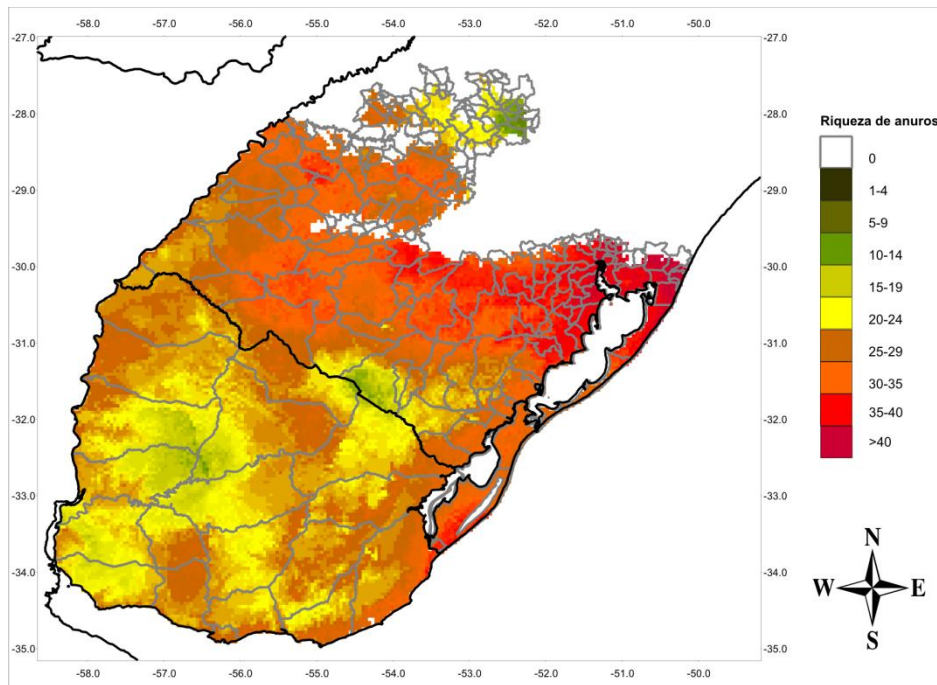


Figura 4. Mapa de riqueza de anfíbios anuros projetada para ecorregião Savana Uruguaia através dos modelos de distribuição geográfica gerados pelo limiar menos restritivo (onde o valor de treinamento considerado é o mínimo valor de presença).

Além disso, as áreas de maior riqueza projetadas por ambos os modelos coincidem principalmente no limite nordeste da ecorregião, representado pelos municípios de Cidreira, Osório e Santo Antônio da Patrulha, assim como na região de Porto Alegre e grande parte da sua região metropolitana (figuras 2 e 3).

Os modelos gerados pelo Zonation a partir de seis conjunto de dados distintos, apresentaram resultados também bastante distintos (figura 4). De maneira geral os modelos gerados através da regra de remoção de células da função do benefício aditivo expandiu consideravelmente as áreas prioritárias, indicando áreas bastante extensas com valores de prioridades de média a alta (valores entre 0.6 e 0.9) (figura 4). Já os mapas gerados a partir da regra de remoção de área núcleo, indicaram áreas com prioridade extremamente alta menos extensas e bem distribuídas ao longo das diferentes fisionomias da ecorregião (com valores entre 0.9 e 1) (figura 5).

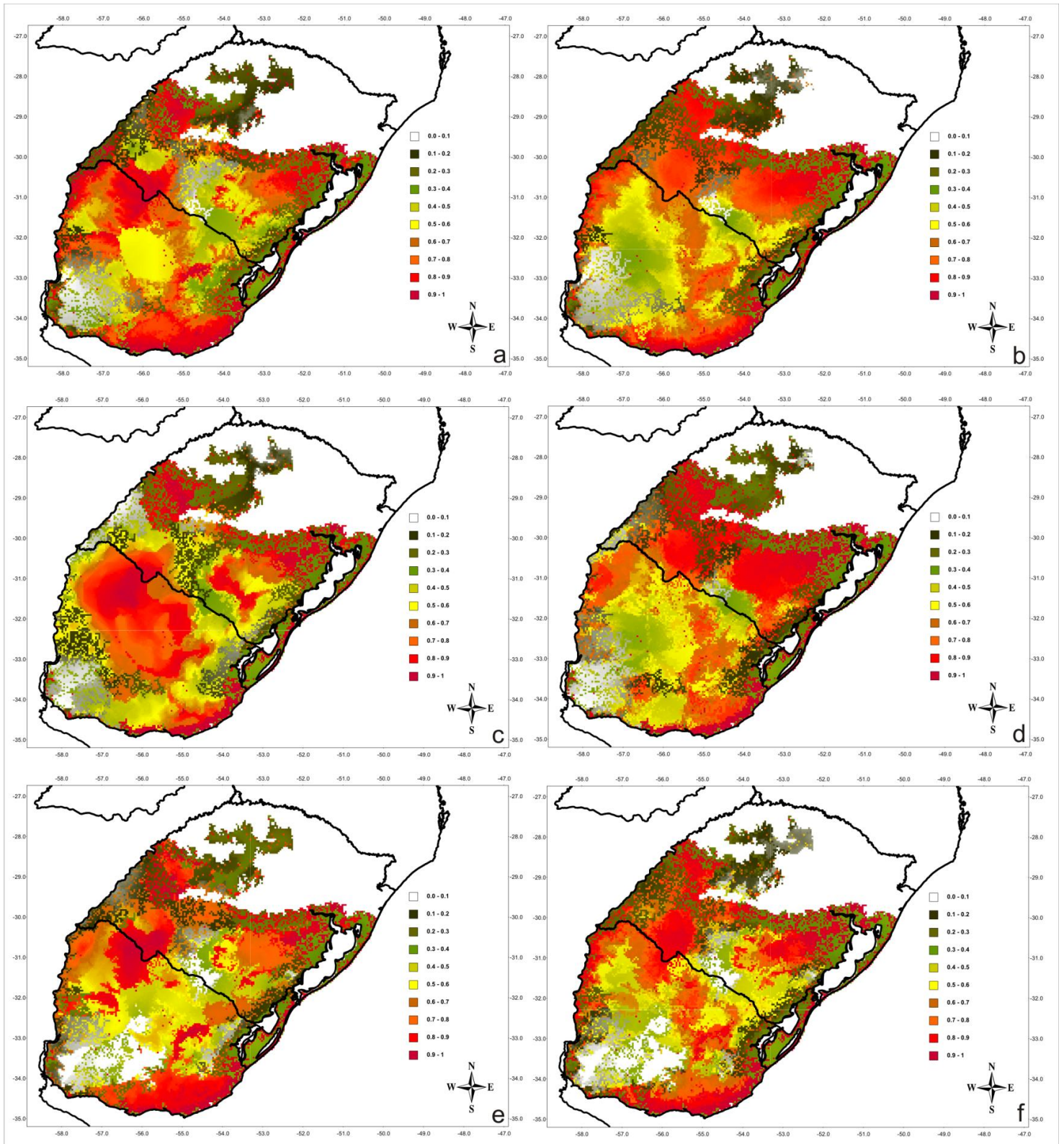


Figura 5. Modelos hierarquicos das áreas prioritárias para a conservação de anfíbios anuros indicadas pelo algoritmo Zonation ao longo da ecorregião Savana Uruguaia, onde **a** e **b**, representam os modelos gerados a partir de mapas contínuos de distribuição potencial, com regra de remoção de area-núcleo e do benefício aditivo respectivamente. Para **c** e **d** utilizamos os mapas binários gerados pelo limiar de mínima presença e com regra de remoção de area-núcleo e do benefício aditivo respectivamente. Em **e** e **f** utilizamos os mapas binários gerados pelo limiar onde o valor de treinamento de sensibilidade e especificidade são iguais, e com regra de remoção de area-núcleo e do benefício aditivo respectivamente.

Além disso, verificou-se que as áreas de com alta prioridade indicadas pela regra de remoção de área núcleo, indicou áreas prioritárias para a conservação melhor distribuídas ao longo da ecorregião, e abrangendo áreas de ocorrência de todas as espécies ameaçadas de extinção e endêmicas da ecorregião. Com relação aos mapas gerados com base nos três tipos distintos de modelos de distribuição potencial, dois binários e um contínuo, verificamos que apesar dos mapas apresentarem diferenças na extensão e no grau de prioridade das áreas prioritárias, as principais regiões indicadas como as mais importantes a partir dos diferentes modelos foram coincidentes (figura 5).

Baseando-se somente nos resultados do Zonation a partir da regra de remoção de área núcleo que mostrou-se mais eficiente, e selecionando somente as áreas de altíssima prioridade (valores entre 0.95 e 1), verificamos que estas áreas apresentam grandes áreas de extensão de sobreposição para os diferentes mapas. As áreas de altíssima prioridade para conservação indicadas por pelo menos dois dos modelos tiveram uma extensão aproximada de 17.698 km², enquanto que as áreas indicadas pelos três modelos como de altíssima prioridade de conservação tiveram uma extensão de cerca de 9.021km² (figura 6).

Desta forma, indicamos nove regiões de altíssima prioridade para conservação de anfíbios na Savana Uruguaia, esta divisão buscou selecionar regiões pertencentes aos sistemas ecológicos distintos, conforme proposto por Hasenack et al. (2010). As nove regiões indicadas foram:

Área 1 (A1)- está localizada no sistema ecológico de Campo de Barba-de-bode na região das Missões do Rio Grande do Sul, abrangendo pequenas áreas dos municípios como Coxilha, Passo Fundo, Palmeira das Missões e Chiapeta (figura 5, A1).

Área 2 (A2)- representa uma área mais extensa e contínua, localizada parte no sistema ecológico dos Campos de Areais e parte nos Campos com Barba-de-bode, e abrangendo municípios como Manoel Viana, São Francisco de Assis, Maçambará, Unistalda, Itacurubi, São Luis Gonzaga e Bossoroca (figura 5, A2).

Área 3 (A3)- é caracterizada por formações de Campo de Espinilho, abrange a região centro-oeste do município de Uruguaia e município de Barra do Quaraí no Rio Grande do Sul e região extremo oeste dos departamentos de Artigas e Salto no Uruguai (figura 5, A3).

Área 4 (A4)- esta área está inserida na região fitoecológica denominada de Campos de Solos Rasos, mais especificamente, na região de contato entre os departamentos de Artigas, Salto, Rivera e Tacuarembó no Uruguai e região central e sudoeste do município de Santana do Livramento no Rio Grande do Sul (figura 5, A4).

Área 5 (A5)- está localizada no sistema ecológico de Campos Arbustivos, em uma região de Serra de baixa altitude denominada Sierras del Este localizada na região extremo norte do departamento de Treinta y Tres até próximo ao contato com departamento de Cerro Largo (figura 5, A5).

Área 6 (A6)- está localizada principalmente nos Campos Litorâneos, mas estende-se pelo litoral até o Campo com Flechilhas do Cristalino Meridional. Compreende litoral

Uruguiaio ao sul dos departamentos Montevideo, Canelones, Maldonado e Rocha, assim como o litoral extremo sul do Estado do Rio Grande do Sul nos municípios de Santa Vitória do Palmar e Chuí (figura 5, A6).

Área 7 (A7)- localizada somente na extensão do sistema ecológico Campo Litorâneo, no litoral sul e central do Rio Grande do Sul, nos municípios de Tavares, Mostardas, Palmares do Sul, Balneário Pinhal, Cidreira, Osório e Santo Antônio da Patrulha (figura 5, A7).

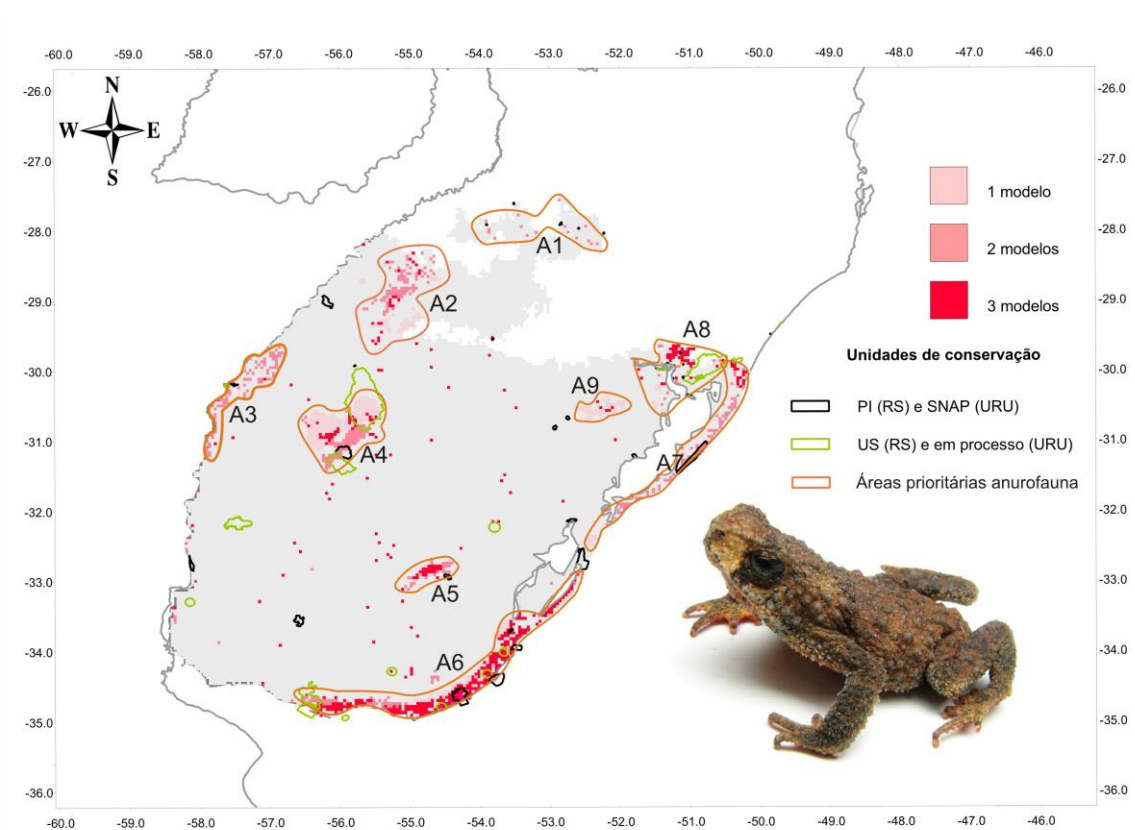


Figura 6. Áreas prioritárias para a conservação de anfíbios anuros na ecorregião Savana Uruguaia. Foto de *Melanophryniscus pachyrhynus* (M.Borges-Martins).

Área 8 (A8)- está inserida no sistema ecológico de Campo Misto com Andropogôneas e Compostas na região do Escudo Cristalino no município de Porto Alegre e região metropolitana (municípios como Canoas, Guaíba, Gravataí, Novo Hamburgo, Sapucaia do Sul, Portão, Eldorado do Sul e Nova Santa Rita) (figura 5, A8).

Área 9 (A9)- inserida na região fitoecológica do Campo Arbustivo, denominada de Serra do Sudeste nos municípios de Dom Feliciano, São Jerônimo e Encruzilhada do Sul no Rio Grande do Sul (figura 5, A9).

Das áreas de altíssima prioridade indicadas para a conservação de anfíbios no Rio Grande do Sul, 1.256 km² destas áreas indicadas por um dos modelos e apenas 424 km² e 296 km² das mesmas áreas indicadas por dois e os três modelos respectivamente, estão abrangidas por unidades de conservação federais ou municipais. No Uruguai, esta realidade não é diferente, onde apenas 18 km² destas áreas indicadas por um modelo 487 km² e 460km² destas áreas indicadas por dois dos modelos ou pelos três modelos, respectivamente estão dentro de áreas implementadas ou em fase de estudo e implementação no Sistema Nacional de Áreas Protegidas do Uruguai (SNAP).

4. DISCUSSÃO

4.1 Riqueza de espécies

A fauna de anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguiaia é caracterizada por um baixo índice de endemismo (Garcia et al. 2007; Zank et al. dados não publicados). As áreas de maior riqueza projetadas por nossos modelos indicaram a região nordeste da ecorregião como a potencialmente mais rica, além de uma riqueza superior da região norte da ecorregião e comparação com a região sul. Esta área indicada como de alta riqueza trata-se de uma área de transição entre diferentes sistemas ecológicos de campo e floresta (Hasenack et al. 2010), apresentando um mosaico de formações abertas e florestais, além de um relevo também variável com grandes áreas de planície, algumas áreas de encosta com formações florestais, assim como serras de baixa altitude com afloramentos rochosos. Esta é a região em que a ecorregião Savana Uruguiaia faz contato com outras três ecorregiões florestais bastante ricas, que são a Floresta de Interior do Paraná-Paraíba, Floresta da Costa da Serra do Mar e Floresta Úmida com

Araucária (Olson, 2001; WWF, 2012). Desta forma, nesta região da Savana Uruguaia são encontradas espécies tipicamente florestais como *Scinax* aff. *alter*, *Trachycephalus mesophaeus*, ou características dos campos de altitude como *Aplastodiscus perviridis*, por exemplo.

Por outro lado, os modelos também indicaram áreas com baixa riqueza de anfíbios esperada, que estão localizadas na região centro-oeste do Uruguai (no sistema ecológico de Campo de Solos Rasos) e na fronteira entre Rio Grande do Sul e Uruguai (no sistema ecológico de Campo Graminoso) (figuras 3 e 4). Os CRS são caracterizados por uma baixa retenção de umidade, associada a um déficit hídrico no verão Hasenack et al. (2010), indicando assim uma possível causa para uma menor riqueza de anfíbios esperada para a região.

4.2 Áreas prioritárias e ações para conservação de anfíbios na ecorregião Savana Uruguaia

Um problema recorrente de alguns métodos de indicação de áreas prioritárias é a falta de representatividade de espécies importantes, bem como a incongruência de áreas indicadas com a presença de remanescentes com ambientes adequados para a manutenção de populações (Vane-Wright et al. 1991; Prendergast et al. 1993; Arpoden et al. 2005). Neste sentido a aplicação do algoritmo Zonation nos permitiu priorizar na análise a presença de espécies endêmicas e ameaçadas da ecorregião, bem como a exclusão de ambientes altamente antropizados da seleção de áreas prioritárias para a conservação. Além disso, a partir da comparação dos resultados encontrados com as diferentes regras de remoção de células utilizadas através do algoritmo Zonation, verificamos que a regra de remoção de área-núcleo mostrou-se mais eficaz. Os mapas de áreas prioritárias indicadas por esta regra indicou áreas prioritárias melhor distribuídas ao longo das diferentes fisionomias da ecorregião, além de conseguir

englobar em seus limites todas as espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção presentes na região.

Em nosso estudo identificamos nove áreas prioritárias indicadas para a conservação da anurofauna que estão inseridas em sistemas ecológicos distintos, com características ambientais como tipos de vegetação, relevo, solo e clima diferentes, que levam também a usos de solo e portanto a presença de proporção de remanescentes nativos diferenciados (Cordeiro and Hasenack, 2009; Hasenack et al. 2010). No entanto, parte destas áreas prioritárias são coincidentes, e principalmente as ações indicadas como prioritárias para as regiões concordam com o que foi proposto em MMA (2007).

Em nossa área prioritária A1, verificamos que não forma-se uma área contínua, apenas pequenos pontos (pixels isolados). Como utilizamos uma camada de remanescentes para o Zonation, a indicação de apenas alguns pontos de alta importância, se deve principalmente a falta de remanescentes nesta região. A região das Missões do Estado do Rio Grande do Sul, representa uma região insuficientemente conhecida, mas com grande preocupação biológica. Os campos nativos desta região sofrem historicamente com a pressão de conversão em monoculturas de soja e milho. Persistem com uma baixa proporção de remanescentes (apenas um quarto da extensão original) atualmente (Hasenack et al. 2010), representados por pequenos fragmentos que normalmente estão limitados a áreas ao longo de cursos d'água. A parte mais ao norte da área prioritária A2 está inserida no mesmo sistema ecológico de A1, no entanto, nesta porção ainda há áreas mais extensas com a formação campestre original. A porção ao sul desta região, inserida no sistema de Campos com Areais, trata-se de uma região bastante rica e abrigando espécies exclusiva da anurofauna da ecorregião SU. Visto que, representa o limite de distribuição na ecorregião SU de espécies como *Hypsiboas caingua*, além da espécie *Rhinella azarai* que possui registro conhecido para a

ecorregião somente para os limites da A2 (Zank et al. dados não publicados). Este sistema ecológico ainda dispõe de áreas remanescentes bem preservadas, onde o uso dos campos para a pecuária ainda se dá de forma extensiva (Hasenack et al. 2010). No entanto, além da conversão dos campos naturais em monoculturas de soja e milho, outra preocupação atual e crescente na região é a conversão dos campos para silvicultura, que deu-se principalmente devido ao baixo custo das terras, por serem de baixa fertilidade e tratadas como pouco produtivas.

A área prioritária A3, inserida no sistema ecológico de Campo com Espinilho, extremamente carente de levantamentos e estudos com a fauna da região. Além disso, sofre grande pressão da agricultura de arroz irrigado, restando apenas 36% dos remanescentes originais (Hasenack et al. 2010). Por outro lado, possui duas unidades de conservação, uma do lado brasileiro, o Parque Estadual do Espinilho (SEUC, 1998) e no Uruguai existe uma unidade de conservação ainda em processo de implementação no SNAP denominada Rincón de Franquía (SNAP, 2012).

Algumas espécies como *Hypsiboas albopunctatus* e *Leptodactylus furnarius* que também são compartilhadas com o Bioma Cerrado, possuem seu limite sul de distribuição na ecorregião SU na quarta área prioritária identificada para conservação de anfíbios. Nesta região também ocorrem espécies endêmicas da ecorregião e ameaçadas de extinção em âmbito mundial como *Melanophryniscus langonei* e *M. sanmartini* (IUCN, 2011; Maneyro and Kwet, 2008). Esta região está inserida na região fitoecológica denominada de Campos de Solos Rasos, representando o sistema ecológico melhor conservado, com cerca de 86% de sua extensão ocupada por remanescentes campestres e florestais, devido aos solos rasos que dificultam sua mecanização pela pouca profundidade e pedregosidade (Hasenack et al. 2010). Para a anurofauna da região que ainda é, pouco conhecida, principalmente no Rio Grande do

Sul, destacamos a importância de unidades de conservação de uso sustentável como a Área de Proteção Ambiental do Rio Ibirapuitã (Rio Grande do sul, Brasil) e as unidades Valle del Lunarejo (já implementada) e a Laureles-Cañas (ainda em processo de ingresso no SNAP do Uruguai), ambas no Uruguai.

A Área prioritária A5 localizada na região denominada de Sierras del Este, nesta região há registro de *Pleurodema bibroni* espécie enquadrada globalmente e nacionalmente no Uruguai como ameaçada nas categorias, quase ameaçada e vulnerável, respectivamente (Núñez et al. 2004; Canavero et al. 2010; IUCN, 2011). Além disso, devido ao tipo de formação presente na região caracterizada por uma grande heterogeneidade quanto ao relevo e pela presença de afloramentos rochosos (Baeza et al. 2010), também é uma área de ocorrência potencial para espécies endêmicas da ecorregião como *Melanophryniscus sanmartini* e *M. pachyrhynchus*. Destacamos a necessidade de levantamento de anfíbios na área já pertencente ao SNAP, denominada Quebrada de los Cuervos, área com características ambientais semelhantes a encontradas na A5, e onde podemos garantir a conservação de populações de espécies importantes como *P. bibroni*, *M. sanmartini* e *M. pachyrhynchus*.

Já as áreas prioritárias A6 e A7, estão localizadas principalmente no sistema ecológico de Campos Litorâneos, onde há a menor proporção de remanescentes campestres, visto que muitas destas áreas, especialmente as úmidas, cederam lugar às plantações de arroz (Hasenack et al. 2010). Mas, que apesar disso apresentam anurofauna e níveis de conservação bastante distintos, e por isso foram separadas em áreas prioritárias distintas. A área A6, apresenta um grande contingente de áreas protegidas como o Cerro Verde, Cabo Polonio e Laguna de Rocha já implementadas no SNAP/URU, além de pelo menos outras quatro áreas ainda em fase de estudo ou implementação (SNAP, 2012). Áreas protegidas que possuem a ocorrência confirmada

de espécies de interesse especial como as ameaçadas de extinção mundialmente e no Uruguai, *P. bibroni*, *Argenteohyla siemersi*, *Ceratophys ornata* e *Melanophryniscus montevidensis*, esta última também endêmica da ecorregião (Canavero et al. 2010; IUCN, 2011). A área A7, também possui alguma representatividade em unidades de conservação, onde destacamos a importância da área de proteção integral do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Além disso, as áreas de conservação de uso sustentável, APA do Banhado Grande e APA Morro de Osório (SEUC, 1998) também apresentam um papel importante na manutenção desta área prioritária para a conservação de anfíbios da ecorregião SU.

Na região metropolitana de Porto Alegre, onde está inserida a área A8, é uma área bastante heterogênea em relevo, além de abrigar um mosaico de formações florestais e campestres. Em decorrência disso, possui uma anurofauna bastante rica e relativamente bem conhecida, mas que a principal ameaça é decorrente da urbanização desordenada crescente em toda a região. Neste sentido, destacamos a importância do Parque Estadual Delta do Jacuí e a Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande para a manutenção dos anfíbios anuros nesta área indicada como prioritária para conservação. Na área prioritária A9, há ocorrência confirmada de uma espécie globalmente ameaçada e endêmica da ecorregião, *M. pachyrhynchus*, que ocorre exclusivamente em áreas de afloramentos rochosos, apesar de alguns estudos recentes, sua biologia e ecologia ainda são insuficientemente conhecidos (Vaz-Silva et al. 2008; Santos et al. 2011).

Diversas medidas são sugeridas para a conservação dos anfíbios na América do Sul, entre as quais ressalta-se a importância da proteção integral de habitats, a necessidade de políticas públicas e de proteção legal, educação ambiental, pesquisas sobre doenças infecciosas, inventários, além de novas abordagens de pesquisa para a

identificação de problemas chave, espécie a espécie (Stuart et al. 2004 Young et al. 2004).

Na ecorregião SU, a atividade pecuária é uma das principais atividades econômicas (Nabinger, 2000). Até recentemente, as monoculturas agrícolas em larga escala eram a principal atividade de degradação na região, no entanto atualmente a silvicultura vem recebendo crescente incentivo tanto dos governos quanto das indústrias privadas, e vem avançando rapidamente sobre os campos nativos, acarretando na perda de espécies campestres (Pillar et al., 2002; Gautreau & Vélez, 2011). Estudos já demonstraram o efeito negativo da silvicultura sobre solos, água e biodiversidade vegetal (Céspedes-Payret et al. 2009; Pillar et al. 2006; Jobbágy et al. 2006). O pouco que se sabe sobre o efeito da silvicultura sobre a anurofauna indica redução na riqueza de anfíbios adultos e girinos em corpos d'água sob influência de monoculturas de *Pinus* sp. (Machado et al., 2012). Efeitos específicos em decorrência de culturas de *Eucalyptus* e *Acácia* são desconhecidos. Na ecorregião SU todas as áreas indicadas como prioritárias para a conservação de anfíbios estão sofrendo forte ameaça das culturas florestais de *Eucalyptus* e *Acacia*.

Uma das alternativas sugeridas para a região é o incentivo à pecuária extensiva, o que também auxilia no controle do avanço natural das áreas floresta estacional sobre os campos nativos, que representa uma tendência observada para a região (Pillar, 2003; Pillar et al. 2009). No entanto, o principal fator limitante na tomada de decisões para a conservação é a falta de conhecimento sobre a biologia e ecologia das espécies, que são as peças fundamentais para a indicação de ações eficientes. Justamente pela anurofauna da região ainda ser insuficientemente conhecida, a principal ação prioritária indicada para a região é a pesquisa, desde as mais básicas, como inventários, até o monitoramento de comunidades. Este, buscando avaliar, principalmente o efeito das

principais ameaças potenciais a anurofauna, como monoculturas agrícolas e florestais, além da possível compatibilidade de manejo da anurofauna em áreas com uso de pecuária extensiva. Como fator agravante destacamos a ausência de uma rede de unidades de conservação representativa e eficiente para as diferentes fisionomias e conjunto de fauna observadas na ecorregião, que contempla menos de 0,5% da região. Neste sentido, em algumas das áreas indicadas como prioritárias, como a A1, A2 e A9 que estão completamente desprovidas de áreas protegidas e que ainda dispõem de áreas pouco alteradas, destacamos a importância de estudos e iniciativas propondo a criação de unidades de conservação federais ou estaduais, além de uma rede de Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN's) para cada uma destas áreas.

Nossos modelos mostraram-se bastante eficazes em indicar áreas prioritárias para anfíbios ao longo de diferentes fisionomias da ecorregião, além de conseguir englobar todas as espécies endêmicas e ameaçadas em seus limites. Desta forma, indicamos a necessidade de políticas públicas em toda a região buscando a implementação e gestão adequada das áreas protegidas, a fim de tornar efetiva a conservação de uma parcela representativa da anurofauna da ecorregião. Além disso, indicamos a necessidade de levantamentos mais detalhados nas áreas indicadas como prioritárias, visando identificar locais passíveis de estudos para a criação de novas unidades de conservação.

5. AGRADECIMENTOS

Aos curadores das coleções consultadas, Maria Lúcia Alves e Moema Leitão (MCN), Gláucia Funk Pontes e Taran Grant (MCP) e Sônia Cechin (ZUFMS). À Bruna Meneses pelo auxílio com o programa IDRISI-Taiga. À Diego Alvares, Diego Baldo, Michelle Abadie e Thayná Mendes pelo auxílio durante a obtenção dos dados nas coleções. Luis

Fernando Marin da Fonte auxílio durante a obtenção dos dados da coleção da ZUFISM. CZ recebeu suporte através de bolsa de doutorado concedida pela CAPES e as amostragens a campo receberam suporte financeiro da Fundação Grupo o Boticário. Nós também agradecemos ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO/ICMBio) pela licença de coleta número: 10341-1.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alford, R.A., Richards, S.J., 1999. Global amphibian decline: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 30, 133-165.

Arponen, A., Heikkinen, R.K., Thomas, C.D., Moilanen, A., 2009. The Value of Biodiversity in Reserve Selection: Representation, Species Weighting, and Benefit Functions. *Conservation Biology*. 19, 2009–2014.

Baeza, S., Gallego, F., Lezama, F., Altesor, A., Paruelo, J., 2010. Cartografía de los pastizales naturales em las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales, in: Altesor, A., Ayala, W., Paruelo, J.M., (Eds.), Proyecto FPTA-175, Descripción de la heterogeneidad florística y seguimiento de la productividad primaria y secundaria Del campo natural. Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA, Montevideo, Uruguay.

Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F., Prado, P.I., 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*. 318, 1775-1777.

Bencke, G.A., 2009. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil, in: Pillar, V.D., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A., (Eds.), Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, pp. 101-121.

- Bilenca, D., Miñarro, F., 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil, 1° ed. Buenos Aires, Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B., 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American*. 72, 52-57.
- Boldrini, I.I., 2009. A flora dos campos do Rio Grande do Sul, in: Pillar, V.D., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A., (Eds.), *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, pp.63-77.
- Cabeza, M., Moilanen, A., 2006. Replacement cost: A practical measure of site value for cost-effective reserve planning. *Biological Conservation*. 132, 336-342.
- Canavero, A., Carreira, S., Langone, J.A., Achaval, F., Borteiro, C., Camargo, A., Rosa, I., Estrades, A., Fallabrino, A., Kolenc, F., López-Mendilaharsu, M.M., Maneyro, R., Meneghel, M., Nuñez, D., Prigioni, C.M., Ziegler, L., 2010. Conservation status assessment of the amphibians and reptiles of Uruguay. *Iheringia, Série. Zoologia*. 100, 5-12.
- Cantor, S.B., Sun, C.C., Tortolero-luna, G., Richards-kortum, R., Follen, M., 1999. A Comparison of C / B Ratios from Studies Using Receiver Operating Characteristic Curve Analysis. *Journal of Clinical Epidemiology*. 52, 885 – 892.
- Carroll, C., Dunk, J.R., Moilanen, A., 2010. Optimizing resiliency of reserve networks to climate change: multispecies conservation planning in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology*. 16, 891–904.
- Céspedes-Payret, C., Piñeiro, G., Achkar, M., Gutiérrez, O., Panario, D., 2009. The irruption of new agro-industrial technologies in Uruguay and their environmental impacts on soil, water supply and biodiversity: a review. *Int. J. Environment and Health*. 3, 175–197.

Cordeiro, J.L.P., Hasenack, H., 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul, in: Pillar, V.D., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A., (Eds.), Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, pp. 285-299.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29, 129 – 151.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., Yates, C.J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*. 17, 43 – 57.

Embert, D., Reichle, S., Larrea-Alcázar, D.M., Cortez, C., Muñoz, A., Gonzales, L., Montañó, R., Aguayo, R., Domic, E., Padial, J.M., Maldonado, M., Caballero, P., Guerrero, M., 2011. Priority areas for amphibian conservation in a neotropical megadiverse country: the need for alternative, non place based, conservation. *Biodivers Conserv*. 20,1557–1570.

Franklin, J., 2009. *Mapping Species Distributions, Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, New York.

Frost, D.R., Grant, T., Faivovich, J., Bain, R., Haas, A., Haddad, C.F.B., De Sá, R., Channing, A., Wilkinson, M., Donnellan, S.C., Raxworthy, C.J., Campbell, J.A., Blotto, B.L., Moler, P., Drewes, R.C., Nussbaum, R.A., Lynch, J.D., Green, D.M. & Weeler, W.C. (2006) The Amphibian Tree of Life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297, 1-370.

Frost, D.R., 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5 (31 January, 2011). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> American Museum of Natural History, New York, USA. (Access on May 2012).

Garcia, P.C.A., Lavilla, E., Langone, J. Segalla, M.V., 2007. Anfíbios da região subtropical da América do Sul, Padrões de distribuição. *Ciência e Ambiente*. 35, 65-100.

Gautreau, P., Vélez, E., 2011. 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. *Cybergeog: European Journal of Geography, Enlign, Environnement, Nature, Paysage*.

Griffiths, R.A., Sewell, D., McCrea, R.S., 2010. Dynamics of a declining amphibian metapopulation: Survival, dispersal and the impact of climate. *Biological Conservation*. 143, 485–491.

Hasenack, H., Weber, E., Boldrini, I.I., Trevisan, R. 2010. Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das Savanas Uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos projeto IB/CECOL/TNC. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro de Ecologia.

IUCN, 2011. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. (Access on April 2012).

Jobbágy, E.G., Vasallo, M., Farley, K.A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F., Noretto, M.D., Jackson, R.B., Paruelo, J.M., 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y sus costos ecológicos. *Agrociencia*. 10, 109-124.

- Juncá, F.A., 2001. Declínio mundial das populações de anfíbios. *Sitienbus*, série Ciências Biológicas. 1, 84-87.
- Lehtomäki, J., Erkki Tomppo, E., Kuokkanen, P., Hanski, I., Moilanen, A., 2009. Applying spatial conservation prioritization software and high-resolution GIS data to a national-scale study in forest conservation. *Forest Ecology and Management*. 258, 2439–2449.
- Lips, K.R., Diffendorfer, J., Mendelson, J.R., Sears, M.W., 2008. Riding the Wave: Reconciling the Roles of Disease and Climate Change in Amphibian Declines. *PLoS Biology*. 6, 441-454.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P., Pearson, R.G., 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*. 28, 385 – 393.
- Loyola, R.D., Kubota, H., Lewinsohn, T.M, 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions*.13, 389–396.
- Machado, E.F., Moreira, L.F.B., Maltchik, L., 2012. Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia*. 33, 227-237.
- Maneyro, R., Kwet, A., 2008. Amphibians in the border region between Uruguay and Brazil: Updated species list with comments on taxonomy and natural history (Part I: Bufonidae). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A, Neue Serie*. 1, 95–121.
- Ministério do Meio Ambiente, 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.
- Moilanen, A., 2007. Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*.134, 571-579.

- Moilanen, A., Franco, M.A.A., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of The Royal Society*. 272, 1885–1891.
- Moilanen, A., Leathwick, J., Elith, J., 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology*. 53, 577–592.
- Moilanen, A., Meller, L., Leppänen, J., Pouzols, F.M., Arponen, A., Kujala, H., 2012. Spatial conservation planning framework and software, Zonation 3.1-User Manual. Biodiversity Conservation Informatics Group, Department of Biosciences University of Helsinki, Finland.
- Nabinger, C., De Moraes, A., Maraschin, G.E., 2000. Campos in southern Brazil, in: Leilare, G., Hodgson, J. De Moraes, A., Carvalho, P.C.L.F., Nabinger, C., (Eds.), *Grassland ecophysiology and grazing ecology*. Cambridge, CABI Publishing, pp. 355-376.
- Nori, J., Urbina-Cardona, J.N., Loyola, R.D., Lescano, J.N., Leynaud, G.N., 2011. Climate Change and American Bullfrog Invasion: What Could We Expect in South America? *PlosOne*. 6, 1-8.
- Núñez, D., Maneyro, R., Langone, J., De Sá, R.O., 2004. Distribución geográfica de la fauna de anfibios del Uruguay, *Smithsonian Herpetological Information Service*. 134, 1-34.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. & Kassem, K.R., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth. *BioScience*. 51, 933-938.

- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*. 34, 102 – 117.
- Phillips, S., Anderson, R., Schapire, R., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190, 231 – 259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31, 161 – 176.
- Pillar, V.D., Boldrini, I.I., Hasenack, H., Jacques, A.V.A., Both, R., Muller, S., Eggers, L., Fidelis, A.T., Santos, M.M.G., Oliveira, J.M., Cerveira, J., Blanco, C.C., Joner, F., Cordeiro, J.L.F., Pinillos Galindo, M., 2006. Estado atual e desafios para a conservação dos campos. Porto Alegre, UFRGS. (Relatório disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>).
- Pillar, V.D., Boldrini, I.I., Lange, O., 2002. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 37, 753-761.
- Pillar, V.P., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A., 2009. Campos Sulinos, Conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S.R., Sánchez-Azofeifa, G.A., Still, C.J., Young, B.E., 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*. 439, 161-167
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C., Gibbons, D.W., 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*. 365, 335–337.

Quadros, F.L.F., Pillar, V.D., 2002. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul: Hipóteses sobre clima e interação fogo-vegetação. *Ciência & Ambiente*, 24, 109-118.

Santos, T.G., Maneyro, R., Cechin, S.Z., Haddad, C.F.B., 2011. Breeding habitat and natural history notes of the toad *Melanophryniscus pachyrhynchus* (Miranda-Ribeiro, 1920) (Anura, Bufonidae) in southern Brazil. *Herpetological Bulletin*. 116, 15-18.

Segalla, M.V., Caramaschi, U., Cruz, C.A.G., Garcia, P.C.A., Grant, T., Haddad, C.F.B., Langone, J., 2012. Brazilian amphibians – List of species. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Accessible at <http://www.sbherpetologia.org.br>. (Access on May, 2012).

SEUC, 1998. Sistema Estadual de Unidades de Conservação do Estado do Rio Grande do Sul Decreto Estadual n.º 38.814, de 26 de agosto de 1998- Regulamenta o Sistema Estadual de Unidades de Conservação- SEUC www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao.

Silvano, D.L., Segalla, M.V., 2005. Conservation of Brazilian Amphibians. *Conservation Biology*. 19, 653-658.

Swets, J.A. 1988. Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Science*. 240, 1285-1293.

SNAP, 2012. Sistema Nacional de Areas Protegidas de Uruguay. www.snap.gub.uy (Access on May 2012).

Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W., 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*. 306, 1782-1785.

Temperate Grasslands Conservation Initiative, 2008. 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.

Thomson, J.R., Moilanen, A.J., Veski, P.A., Bennett, A.F., MacNally, R., 2009. Where and when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction. *Ecol. Appl.* 19, 817–828.

Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., Williams, P.H., 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55, 235–254.

Vaz-Silva, W., Balestrin, R.L., Di-Bernardo, M., 2008. Rediscovery of *Melanophryniscus pachyrhynchus* (Miranda-Ribeiro, 1920) (Amphibia: Anura: Bufonidae) in southern Brazil, with addenda to species redescription. *South American Journal of Herpetology*. 3, 36-42.

Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A., NCEAS, 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*. 14, 763 – 773.

World Wildlife Fund, 2012. Science, ecoregions. <http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions> (Access on May, 2012).

Young, B.E., Lips, K.R., Reaser, J.K., Ibañez, R., Salas, A.W., Cedeno, J.R., Coloma, L.A., Ron, S., La Marca, E., Meyer, J.R., Muñoz, A., Bolanos, F., Chaves, G., Romo, D., 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*. 15, 1213-1223.

Young, B.E., Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Boucher, T.M., 2004. Joyas que Están Desapareciendo: El Estado de Conservación de los Anfibios en el Nuevo Mundo. NatureServe, Arlington.

Material suplementar

Suplementar 1- Espécies de anfíbios anuros com registro confirmado para a ecorregião Savana Uruguaia. Representando o número de localidades com registros levantados para cada uma das espécies dentro da ecorregião Savana Uruguaia. O valor de AUC médio utilizado para avaliação da qualidade dos modelos de distribuição geográfica gerados pelo algoritmo MAXENT. Valor dos limiares utilizados para gerar os mapas binários de distribuição potencial onde, acima desse valor foi considerado presença e abaixo ausência, limiar onde o valor do treinamento de sensibilidade e especificidade são iguais (E.T.S.S.) e limiar onde o valor de treinamento considerado é o mínimo valor de presença (M.T.P.). O Status de conservação indicando o grau de ameaça para cada uma das espécies em âmbito mundial (IUCN, 2011). Peso utilizado para as espécies no algoritmo Zonation.

FAMÍLIA/Espécie	registros	AUC médio	valor do limiar		status na IUCN	peso Zonation
			E.T.S.S.	M.T.P.		
BUFONIDAE						
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	35	0.855	0.357	0.092	LC	1.0
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	13	0.799	0.492	0.372	EN	3.0
<i>Melanophryniscus dorsalis</i>	11	0.877	0.135	0.108	VU	3.0
<i>Melanophryniscus langonei*</i>	2	-	-	-	CR	4.0
<i>Melanophryniscus montevidensis*</i>	38	0.992	0.123	0.094	VU	4.0
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus*</i>	13	0.863	0.517	0.272	DD	2.0
<i>Melanophryniscus sanmartini*</i>	8	<u>0.478</u>	-	-	NT	4.0
<i>Melanophryniscus tumifrons</i>	7	0.925	0.488	0.488	LC	1.0
<i>Rhinella achavali</i>	23	<u>0.697</u>	-	-	LC	1.0
<i>Rhinella arenarum</i>	66	0.951	0.175	0.005	LC	1.0
<i>Rhinella azarai</i>	2	-	-	-	NA	1.0
<i>Rhinella dorbignyi</i>	70	0.829	0.283	0.061	LC	1.0
<i>Rhinella fernandezae</i>	101	0.905	0.158	0.009	LC	1.0
<i>Rhinella henseli</i>	27	0.873	0.368	0.287	LC	1.0
<i>Rhinella icterica</i>	92	0.889	0.328	0.171	LC	1.0
<i>Rhinella schneideri</i>	31	0.91	0.28	0.136	LC	1.0
CERATOPHRYDAE						
<i>Ceratophrys ornata</i>	6	0.952	0.396	0.396	NT	3.0
CYCLORAMPHIDAE						
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	154	0.705	0.444	0.042	LC	1.0
<i>Odontophrynus americanus</i>	105	0.79	0.353	0.161	LC	1.0

<i>Odontophrynus maisuma</i>	21	0.955	0.32	0.177	NA	1.0
HYLIDAE						
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	2	-	-	-	LC	1.0
<i>Argenteohyla siemersi</i>	4	-	-	-	EN	3.0
<i>Dendropsophus minutus</i>	97	0.823	0.4	0.131	LC	1.0
<i>Dendropsophus nanus</i>	52	0.856	0.269	0.044	LC	1.0
<i>Dendropsophus sanborni</i>	182	0.746	0.415	0.155	LC	1.0
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	11	0.874	0.33	0.231	LC	1.0
<i>Hypsiboas caingua</i>	15	0.948	0.275	0.222	LC	1.0
<i>Hypsiboas faber</i>	54	0.893	0.313	0.093	LC	1.0
<i>Hypsiboas pulchellus</i>	354	0.709	0.413	0.063	LC	1.0
<i>Lysapsus limellum</i>	5	0.951	0.127	0.127	LC	1.0
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	47	0.811	0.363	0.107	LC	1.0
<i>Pseudis minuta</i>	250	0.774	0.399	0.080	LC	1.0
<i>Scinax aff. alter</i>	32	0.973	0.128	0.070	LC	1.0
<i>Scinax aromothyella</i>	19	0.93	0.25	0.093	DD	1.0
<i>Scinax berthae</i>	53	0.825	0.328	0.079	LC	1.0
<i>Scinax fuscovarius</i>	155	0.783	0.477	0.095	LC	1.0
<i>Scinax granulatus</i>	234	0.709	0.408	0.156	LC	1.0
<i>Scinax nasicus</i>	42	0.891	0.224	0.007	LC	1.0
<i>Scinax squalirostris</i>	147	0.716	0.379	0.115	LC	1.0
<i>Scinax uruguayus</i>	38	0.832	0.371	0.216	LC	1.0
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	18	0.947	0.158	0.129	LC	1.0
LEIUPERIDAE						
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	157	0.761	0.418	0.054	LC	1.0
<i>Physalaemus cuvieri</i>	144	0.854	0.343	0.107	LC	1.0
<i>Physalaemus fernandezae</i>	2	-	-	-	LC	1.0
<i>Physalaemus gracilis</i>	173	0.817	0.317	0.034	LC	1.0
<i>Physalaemus henselii</i>	99	0.778	0.325	0.145	LC	1.0
<i>Physalaemus lisei</i>	42	0.965	0.331	0.016	LC	1.0
<i>Physalaemus riograndensis</i>	53	0.747	0.383	0.111	LC	1.0
<i>Pleurodema bibroni</i>	30	0.925	0.161	0.020	NT	3.0
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	275	0.739	0.423	0.023	LC	1.0
LEPTODACTYLIDAE						
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	54	0.853	0.378	0.024	LC	1.0
<i>Leptodactylus furnarius</i>	9	<u>0.676</u>	-	-	LC	1.0
<i>Leptodactylus fuscus</i>	47	0.906	0.299	0.025	LC	1.0
<i>Leptodactylus gracilis</i>	153	0.734	0.403	0.122	LC	1.0
<i>Leptodactylus latinasus</i>	238	0.741	0.413	0.137	LC	1.0
<i>Leptodactylus latrans</i>	301	0.712	0.389	0.125	LC	1.0
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	147	<u>0.642</u>	0.412	0.181	LC	1.0
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	3	-	-	-	LC	1.0
MICROHYLIDAE						
<i>Elachistocleis bicolor</i>	198	0.701	0.401	0.112	LC	1.0

*Espécies endêmicas da ecorregião Savana Uruguiaia.

6. CAPÍTULO III

CLIMATE CHANGE AND THE DISTRIBUTION OF NEOTROPICAL
REDBELLY TOADS (*MELANOPHRYNISCUS*, ANURA, AMPHIBIA): HOW TO
PRIORITIZE SPECIES AND POPULATIONS?

- *Manuscrito submetido à Biological Conservation*

**Climate change and the distribution of neotropical redbelly toads
(*Melanophryniscus*, Anura, Amphibia): How to prioritize species and populations?**

Caroline Zank^{a*}, Fernando Gertum Becker^b, Michelle Abadie^a, Diego Baldo^c, Raúl Maneyro^d and Márcio Borges Martins^a

a. Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43435, 91501 – 970 Porto Alegre, RS, Brasil.

b. Laboratório de Ecologia de Paisagem, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43422, 91501 – 970, Porto Alegre, RS, Brasil.

c. Laboratorio de Genética Evolutiva, Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Misiones, Félix de Azara 1552, (3300), Posadas, Misiones, Argentina.

d. Laboratorio de Sistemática e Historia Natural de Vertebrados, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay.

*Corresponding author: Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43435, 91501 – 970. Porto Alegre, RS, Brasil.

E-mail: carolzank@gmail.com Tel.: 55 51 33087738.

E-mail addresses: carolzank@gmail.com (C. Zank), fgbecker@ufrgs.br (F. G. Becker), abadie.mi@gmail.com (M. Abadie), diegobaldo@gmail.com (D. Baldo), rmaneyro@adinet.com.uy (R. Maneyro), borges.martins@ufrgs.br (M. Borges-Martins).

ABSTRACT

Neotropical amphibians contain a large numbers of threatened species for which little is known about their ecological requirements, so it is crucial to prioritize species

and populations as a conservation strategy. The *Melanophryniscus* toads are small in size and limited in mobility, and a high percentage of these species are endangered or restricted in their geographical distribution. The potential effect of projected climate change must be analyzed by developing models that provide working hypotheses to support research and conservation strategies. We used the MaxEnt algorithm to generate current and projected (2020, 2050, 2080) potential distribution maps for 25 species of the genus *Melanophryniscus*. To prioritize species and populations, we evaluated the magnitude of the impact of climate change by assessing changes in the estimated potential distribution areas and the numbers of occurrence points within the distribution limits for each period. We found that eight species are predicted to lose over 50% of their potential occurrence area by the year 2080, whereas six species are predicted to lose less than 2%. For some species, over 80% of the currently confirmed occurrence points fall outside of the predicted future distribution limits. We identified species for which the potential loss of distribution area is particularly high and determined which populations of each species will experience immediate or delayed effects of climate change. We suggest that our results can be used to identify species and populations that should be prioritized for research, conservation and long-term monitoring.

Keywords species distribution modelling, global change, conservation, potential distribution, rare species.

1. INTRODUCTION

Future climate projections predict major changes in most subtropical regions, including an increased average global temperature and decreased precipitation (Christensen et al., 2007; Allison et al., 2009). Based on projected climate change through the 21st century, the distribution of current global climate conditions is likely to shift such that some extant climates will disappear while new ones emerge (Williams et

al., 2007). Impacts of global climate change can already be observed in several physical and biological systems (Menzel et al., 2006; Meehl et al., 2007; Scheffer et al., 2009), and these impacts might change the potential distribution areas of a wide variety of organisms by the end of the century, increasing the risk of extinction for some species (Parmesan and Yohe, 2003; Thomas et al., 2004; Attorre et al., 2007). Taxa with very restricted distributions are potentially more vulnerable to such changes (Penman et al., 2009; Gibson et al., 2010). Similarly, species that are already threatened might suffer further negative changes in status (Marini et al., 2010).

The ability of any particular species to survive climate change is intimately associated with its ability to either adapt to new conditions or shift its spatial distribution by tracking suitable habitat conditions (Martínez-Meyer et al., 2004; Tingley et al., 2009). Species that do not display either of these abilities will become extinct (Peterson et al., 2005). Should predictions of atmospheric carbon accumulation come to effect, successful adjustment to climate change may require high rates of evolution and/or migration, and biodiversity may consequently be reduced both through extinction and through selection of highly mobile and opportunistic species (Malcolm et al., 2002; Loarie et al., 2009). Therefore, the persistence of many species will be determined by their dispersal abilities.

Amphibians are potentially sensible to climatic changes for several reasons (Stuart et al., 2004), including limited dispersal ability (although a few species have proven highly invasive, *e.g.* *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) and *Rhinella marina* (Linnaeus, 1758)). In most amphibian species, dispersal occurs mainly in the juvenile phase. . Juvenile amphibians, which are smaller, more limited in mobility and subject to losing water faster than adults, are typically adapted to disperse over distances of 1-10 km (Smith and Green, 2005; Semlitsch, 2008). Moreover, ecosystem fragmentation

poses another challenge to amphibians, which are usually unable to track suitable climatic conditions (Tylianakis et al., 2008).

Amphibians are experiencing accelerating worldwide population declines and species extinctions (Stuart et al., 2004). Approximately 30% of all amphibian species are currently listed as threatened to some degree by the International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2011). Tropical anuran amphibians are among those most threatened by human impacts on the environment, and given their aquatic/terrestrial life histories, these species are particularly vulnerable to climate change. Amphibian population declines and losses are a global problem with complex local causes rooted in climate change and in habitat alteration and fragmentation caused by human activities (Stuart et al., 2004; Thomas et al., 2004; Pounds et al., 2006; Griffiths et al., 2010). Changing climates imply a shift in the spatial distribution of suitable climatic regions for amphibians. As amphibians are relatively sensible to climate conditions (Duarte et al., 2012), population persistence under climate change would depend either on adaptation of local populations to new conditions, or on dispersal (to track suitable climatic conditions). Therefore, spatial shifts of suitable climatic areas would represent a major threat to conservation of amphibian species with low dispersal capabilities.

Despite the uncertainties inherent in models of climate change (Araújo et al., 2005), atmospheric carbon levels are increasing (Meehl et al., 2007), and there is strong evidence that changes at least as severe as those projected will occur in the coming decades. There are evident detrimental effects of such changes on biodiversity, especially for taxa with restricted distributions and limited mobility. The potential effects of climate change must be analyzed by developing models that provide working hypotheses to support research and conservation strategies. In this context, it is

important to assess the degree to which climate change will be experienced in different regions by different species. In the particular case of Neotropical amphibians, a group that contains large numbers of threatened species and for which little is known about their ecological requirements, it is crucial to prioritize species and populations for *in situ* monitoring to evaluate the effects projected by models.

In this study, we used species distribution modeling (SDM, *sensu* Elith & Leathwick, 2009) investigate the potential effects of projected climate change in three scenarios projected for the years 2020, 2050, and 2080 for 22 known species and three additional populations (potentially new species) of Neotropical anurans of the genus *Melanophryniscus*. These toads are small in size (below 40.3 mm) and limited in mobility, and a high percentage of species are endangered or restricted in their geographical distribution (IUCN, 2011). To compile the data for modeling, we made a comprehensive taxonomic and georeferencing validation of 4,000 records from 22 scientific collections in six countries. The main objective of this study was to support decisions about research and conservation priorities through the development of models that quantify the potential effects of climate change. Based on comparisons of current and projected models, we aimed to answer the following questions: (1) What is the potential magnitude of change in the geographical distribution of each species?; (2) What is the potential number of currently known populations of each species that would be located in non-suitable climatic conditions in the future (potential loss of known populations)?; (3) Are there any patterns related to the short-, medium- or long-term climate change; and (4) Is there any relation between the magnitude of change in the potential geographical distribution and the original potential distribution range of each species? (5) Can we determine candidate areas and populations for prioritization in research and conservation?

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Study species

The red bellied toad, *Melanophryniscus* Gallardo, 1961, is a Neotropical genus that was recovered as the sister taxon of all remaining Bufonidae in several phylogenetic analyses (e.g. Frost et al. 2006; Pramuk et al., 2008; Van Bocxlaer et al., 2010). The distribution of this genus is restricted to subtropical and tropical South America, including northern Argentina, central and southern Brazil, Uruguay, Paraguay and Bolivia. *Melanophryniscus* is currently represented by 26 recognized species (Frost, 2011; Caramaschi and Cruz, 2011). Most of these species exhibit restricted distributions, and in some cases, the distribution of a species is limited to only one or two known locations. In addition, these toads are considered rare and/or difficult to record, mostly due to their explosive mode of reproduction (*sensu* Wells, 1977), which occurs over a short period of time in temporary bodies of water during and immediately after intense rainfall (Vaira, 2005; Goldberg et al., 2006; Santos and Grant, 2010). Precipitation and temperature appear to strongly influence the activity patterns of the species in this genus (e.g., Vaira, 2005; Santos and Grant, 2010). Moreover, these species constitute a group associated with great conservation concern, with at least 11 of the 26 species being included on endangered species lists at the regional, national or global level according to criteria established by the IUCN and five others being listed as having insufficient data (Lavilla et al., 2000; Garcia and Vinciprova, 2003; Haddad, 2008; Motte et al., 2009; Canavero et al., 2010; IUCN, 2011). This genus therefore represents a group of vulnerable species that might experience shifts of habitat suitability in their potential distribution ranges due to climate change, and that can be used as models in studies addressing the impacts on and adaptation of species facing climate change.

In the present study we used data from, 25 species (Supplementary 1), including 22 recognized species in the genus *Melanophryniscus* (Frost, 2011) and three undescribed species, hereafter referred to as *Melanophryniscus* sp.1, *Melanophryniscus* sp.2, and *Melanophryniscus* sp.3. Four recently described species, *M. admirabilis* Di-Bernardo, Maneyro, and Grillo, 2006, *M. alipioi* Langone, Segalla, Bornschein, and de Sá, 2008, *M. vilavelhensis* Steinbach-Padilha, 2008 and *M. peritus* Caramaschi and Cruz, 2011, were excluded from the analyses because they are each characterized by only one known location of occurrence.

Presence locations were obtained primarily from published literature (Supplementary 2) and later validated by a review of voucher specimens. We reviewed approximately 4,000 voucher specimens deposited in 22 scientific collections in Argentina, Brazil, Uruguay, Paraguay, Germany and France (Supplementary 3).

2.2 Climate data

For each species, we generated models of current potential distribution using altitude and 19 bioclimatic variables obtained from the WorldClim version 1.4 database (Supplementary 4), which is based on the interpolation of climatic conditions recorded from 1950 to 2000, with a 30 s (~1 km) resolution (Hijmans et al., 2005a; <http://www.worldclim.org/>).

To assess the effects of climate change, we used projected environmental data for the years 2020, 2050, and 2080 from the global climate model of the Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCMA), which was recently evaluated as a top performing model (Radic and Clarke, 2011). In addition, we used data specified by emission scenario (SRES) A2a described in the 2001 Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Third Assessment Report, which simulated climate system responses to increasing levels of greenhouse gases based on different hypotheses about

projected population size, technological advances and socioeconomic trends. Although other scenarios are available, we selected scenario A2a, which projects relatively intense changes, based on recent observations suggesting that climate change will be more severe than previously expected (Rahmstorf et al., 2007; Smith et al., 2009). Projected data for the maximum temperature, minimum temperature and average precipitation for the years 2020, 2050, and 2080 were obtained from the WorldClim database and processed using DIVA-GIS software, version 5.2 (Hijmans et al., 2005b), to generate the same 19 bioclimatic variables used for the current distribution models.

2.2 Species distribution models

We generated species distribution models using MaxEnt method (MaxEnt software version 3.3.2), which is based on an algorithm that uses the concept of maximum entropy and requires only presence points as input data (Phillips et al. 2006; Phillips and Dudík 2008; Elith et al. 2011). The MaxEnt models estimate the relation between species presence and environmental variables in a particular geographic space and therefore represent locations with suitable environmental conditions for the occurrence of a given organism. In this sense, we here estimated the future distribution of the climatic suitability of *Melanophryniscus* species and compared it to the geographic distribution of present day climatic suitability.

We opted for using the MaxEnt models because only presence data were available for the selected species, and satisfactory results are generated by the algorithm in relation to other approaches (Elith et al., 2006; Dupin et al., 2011), particularly for small sample sizes (Hernandez et al. 2006; Philips et al., 2006; Phillips and Dudík, 2008; Wisz et al., 2008). We did not partition data for testing as suggested by Phillips et al. (2006), because the numbers of records for most species were low, usually representing fewer than 10 locations.

We ran MaxEnt software using the default settings, which have been validated in studies involving a variety of species and types of environmental data (Phillips and Dudik, 2008). To obtain presence/absence binary models from the continual probabilities generated by MaxEnt, we selected a threshold at which the training sensitivity and specificity values were the same, minimizing the absolute difference between sensitivity and specificity (Cantor et al., 1999). This threshold approach yields low rates of both false positives and false negatives (both < 0.2 ; Liu et al., 2005).

We restricted the geographical extent of the models to a region on *ca.* 72 degrees in latitude and 52 degrees in longitude, to cover all South America.

To assess the predictive power of our models, we used the AUC (the area under the receiver operating characteristics (ROC) curve). AUC values range from 0.5 for models with no predictive power to 1.0 for models with perfect predictive power. According to the classification proposed by Swets (1988), AUC values greater than 0.9 denote “very good” predictive power, values between 0.8 and 0.9 denote “good” predictive power and values between 0.7 and 0.8 indicate “useful” predictive power.

We produced potential current and future (2080) distribution maps for each of the 25 selected species of *Melanophryniscus*. Additionally, for the eight species with more than 10 presence locations (12 to 70 locations per species), we generated models for the future in three different years (2020, 2050, and 2080) to take into consideration the short-, medium- and long-term effects of climate change. Models based on more than 10 presence points usually present good performance (Wisiz et al., 2008).

2.3 Potential effects on species and populations and ranking criteria

To estimate the effects of climate change on different species, we used two different approaches. Firstly we analyzed general change in the areas of current

potential distribution of all 25 species. Additionally, for the eight species with more than 10 presence points each, we evaluated the relative changes in their potential distribution areas and in the probabilities of occurrence at each known presence location for the years 2020, 2050, and 2080.

To evaluate the changes in the potential distribution areas of each of the 25 species, we overlaid the current and 2080 potential presence maps to check for coincident regions. These coincident regions represent persistent presence from present time to 2080. The overlay operation is algebraically equivalent to $P_{2080} = P_{\text{present}} * P_{2080}$; where P can be either 0 (absence) or 1 (presence). When $P_{2080} = 1$ for a given location, we then interpreted predicted presence as persistent presence from present time to 2080.

For the eight species with more than 10 presence points, we also produced the potential persistence maps for 2080, but now as the product of overlaying all the potential presence maps: $P_{2080} = P_{\text{present}} * P_{2020} * P_{2050} * P_{2080}$. This is a rigid estimation of potential persistence because it does not allow for recolonization of areas once a local extinction has taken place, even if climatic conditions become suitable again in the future. For example, if absence was predicted for a given location in 2050, then $\text{Persistence}_{2080} = 1 * 1 * 0 * 1$, and $P_{2080} = 0$ (i.e., 0 = predicted absence, or “local extinction” in 2080). The opposite result - and interpretation - would be obtained if only two dates were considered (present and 2080). In this case, $\text{Persistence}_{2080} = 1 * 1 = 1$ (i.e., 1 = predicted presence, or “long-term persistence from present to 2080”). These analyses were based on the assumption that none of the studied species would be able to disperse to new potential areas within the modelling time frame. Therefore, any future increase in area was not considered. Similarly, we also disregarded the ability of any of the species to adapt to new conditions. We made these assumptions due to the lack of information about the adaptive potential of *Melanophryniscus* species and because they

seem to have low dispersal ability (Santos and Grant, 2010). We acknowledge the debatable nature of these assumptions (Araújo and Pearson, 2005; Elith and Leathwick, 2009; Peterson, 2011), however they can be considered plausible within the relatively short time frame (80 years) and spatial extent of our study.

To quantify the effects of climate change at each known occurrence point, we calculated the average probabilities of occurrence, both current and projected for 2080, in a 5 km² area centered on each point, using Idrisi Taiga GIS software (Eastman, 2009). This approach was used to attenuate the potential errors associated to using the values of a single point location (*i.e.*, the unknown error in accuracy of the geographical coordinates of presence data taken from museum records). We assumed each presence location as a distinct population. For each species, we checked whether the probability of occurrence at each recorded occurrence point was above or below the presence threshold. Populations were then classified into two groups: (a) populations with occurrence probabilities below the presence threshold in 2080 and (b) populations with occurrence probabilities above the presence threshold in 2080. To rank the study species according to the degree of impact caused by climate change, we used three criteria: (a) the percent decreases in the area of distributions projected for each species by 2080, (b) the average percent reduction in the potential distribution areas and (c) the percent reduction in the number of present populations included in the 2080 potential distributions.

3. RESULTS

The potential distribution models presented high AUC values ranging from 0.98 to 1 (Table 1). The presence threshold values determined using the sensitivity-specificity equality criteria varied across species from less lenient thresholds, such as

that observed for *M. cambaraensis* (threshold = 0.721), to more lenient values, such as that of *M. dorsalis* (threshold = 0.038) (Table 1).

The current potential geographical distribution areas varied from 727 178 km², estimated for *M. klappenbachi*, to 1 594 km², for *M. orejasmirandai*. The potential distribution ranges estimated for most species (14) were less than 100 000 km² in area. In four species, the estimated distribution ranges were smaller than 10 000 km², and for six species they were between 10 000 and 50 000 km² (Table 1).

3.1 Potential magnitude of change in the size of species distributions

The estimated reduction in geographic range of suitable conditions was widely variable at the species level (Table 1), with 32% species were estimated to have less than 10% reduction in their potential distribution, but ca. 25% being estimated to present more than 75% reduction. Reductions of almost 100% were estimated for three species, including the reasonably well sampled *M. montevidensis* (Table 1).

The potential distribution ranges of eight species were estimated to decrease in area by more than 50% by the year 2080. Particularly large losses of favorable habitat within potential distribution ranges were projected for *M. langonei*, *M. spectabilis*, and *M. montevidensis*, which were associated with estimated decreases of 97.7%, 97.9% and 100%, respectively (Table 1).

3.2 Potential loss of known populations

The MaxEnt models for the year 2080 indicated that by that time, the climatic conditions at a number of known presence sites – here assumed to be different population units or subunits - may no longer be suitable for the persistence of certain species. In the models, nine *Melanophryniscus* species experienced a reduction in the number of known presence sites with suitable climatic conditions. For some species, as *M. devincenzii* (n = 41, -85%), *M. montevidensis* (n = 47, -97.8%), and *M. spectabilis* (n

= 5, -100%), this reduction was pronounced, with over 80% of the sites shifting below the presence threshold. (Table 1). Nevertheless, for most species (60%), all of the currently known occurrence sites remained above the presence thresholds in 2080. In general, those species with larger estimated percent loss in area also presented the largest percent loss in currently known presence sites ($r^2 = 0.91$).

3.3 Patterns related to short-, medium- or long-term climate change

In the detailed temporal analysis of the models for ten species with at least 10 known occurrence locations each, we found that four of these species (*M. atroluteus*, *M. devincenzii*, *M. fulvoguttatus*, and *M. rubriventris*), would have the greatest losses in potential distribution areas between the years 2050 and 2080 (Table 2, Fig. 1). However, we found that even over the shortest term that was modeled (*i.e.*, by 2020), some species, like *M. montevidensis* and *M. stelzneri*, could already lose their whole potential distribution areas (Table 2, Fig. 1). Furthermore, known populations of at least three species (*M. atroluteus*, Fig. 2a; *M. devincenzii*, Fig. 2b, and *M. rubriventris*; Fig. 2c) would fall in areas below the threshold of low climatic suitability. In contrast, *M. dorsalis* and *M. klappenbachi* exhibited little reduction in their original potential distribution areas over the time period considered (Table 2, Fig. 1).

3.4 Relation between change in future distribution and the size of present potential distribution

We found no significant correlation between the estimated percent area loss by 2080 and the size of the original distribution range (Spearman rank order correlation, $r_s = 0.187$ $p = 0.370$ Fig. 3). Nevertheless, we found considerable variation across species in the magnitude of the projected area losses, especially for species with initial distribution ranges less than 100 000 km² in area. The magnitudes of the losses

projected for this group of species seem to be grouped as either very high or very low (Fig. 3).

4. DISCUSSION

Our results suggest that species within *Melanophryniscus* species may be affected differently by climate changes. As far as climatic suitability is concerned, the area of potential distribution of some species will be drastically affected, while other species will suffer only minor changes. We also found that the magnitude of potential change was not related to the size of the present distributions, *i.e.*, species with more restricted ranges are not differently affected by climate change than are more broadly distributed species.

All of our models exhibited AUC values greater than 0.9, indicating that they had very good predictive power. These models did not indicate the presence of significant additional areas with suitable climatic conditions beyond the currently known distribution ranges of any *Melanophryniscus* species, supporting the idea that these species do in fact have restricted distributions.

Species that differ in their habitat and dispersal characteristics often face different degrees of threat from climate change and differ in their ability to adapt, despite close phylogenetic relationships (Warren et al., 2001; Thomas, 2005; Willis et al., 2008). Because effects of climate change will differ among different species of *Melanophryniscus*, conservation, research and monitoring efforts should be set specifically for those species which are expected to be more readily and largely affected by climate change.

Among the species for which marked reductions in potential distribution areas are expected by 2080, *M. rubriventris*, *M. stelzneri*, and *M. montevidensis* should be given special attention because the areas with a suitable climate for these toads are very

restricted, which might consequently make these species more sensitive to climate change. Our models also indicated that large losses of potential area are likely for *M. spectabilis*, *M. moreirae*, and *M. langonei* by 2080. However, these last results should be treated with caution, as they were based on fewer than 10 occurrence points for each species, and some studies suggest that predictive power decreases with decreasing sample size (Pearson et al., 2007; Wisz et al., 2008).

The models for six other species (*M. cupreuscapularis*, *M. klappenbachi*, *M. krauczuki*, *M. orejasmirandai*, *M. sanmartini*, and *M. sp.2.*) predicted small losses of potential occurrence areas by 2080, indicating that the effects of climate change can differ, even between congeneric species. Moreover, the relative loss of area projected to occur by the year 2080 was not significantly related to the extent of the current potential distribution range for each species. This result is in contrast to the findings of a previous study (Broennimann et al., 2006) in which the current potential distribution range was found to be inversely related to the projected area loss, suggesting disproportionately greater vulnerability for species with restricted distributions.

Models projecting short-, medium-, and long-term effects of climate change support the construction of hypotheses addressing the temporal pattern of these effects. In examining the projected changes in the climatic suitability for known populations of each species, we identified two extreme groups of populations. The first group includes populations (each known presence site) for which areas with suitable climatic conditions were not expected to decrease by the year 2080. The second group includes populations projected to lose areas with suitable climatic conditions by the year 2020. This group include the populations of *M. atroluteus* in Uruguaiana (Rio Grande do Sul, Brazil), and General Delgado (Itapúa Department, Paraguay), Fig.2a; the population of *M. rubriventris* in López Mendoza (Cochabamba Department, Bolivia), Fig.2c; and at

least 23 populations of *M. devincenzii* distributed in Province of Misiones, Argentina (13 populations), in Department of Rivera and Tacuarembó, Uruguay (six populations), and in State of Rio Grande do Sul, Brazil (four populations), Fig.2b. Monitoring this second group of populations by recording climate change and population sizes could provide empirical data against which the accuracy of our projections should be checked. Data on these populations should also prove useful in supporting the development of more effective conservation plans for these species. Additionally, because these populations are expected to be the first *Melanophryniscus* populations affected by climate change, they are the most suited to be targets for *in situ* conservation efforts, such as breeding site enhancement and manipulation of the hydroperiod or water levels at breeding sites (Shoo et al., 2011).

The limited availability of information about the environmental conditions required for the presence and persistence of *Melanophryniscus* species currently hinders conservation efforts aimed at these toads. Studies addressing biological parameters, such as the life history, reproductive biology and trophic ecology of each species, must be conducted to obtain reliable data that can serve as the basis for effective habitat management.

Similarly, we consider *in situ* studies, particularly those involving long-term monitoring of known populations, to be the best approach for testing the accuracy of our model projections. In the absence of ecological information, the bioclimatic variables that contribute most in generating the potential distribution models for each species may indicate which bioclimatic parameters we should monitor in the future. In this study, the most informative variables were isothermality (the diurnal temperature range divided by the seasonal temperature range, BIO 3), seasonal temperature (standard deviation \times 100, BIO 4), precipitation in the driest month (BIO 14) and the coefficient of variation of

seasonal precipitation (BIO 15). We suggest that local scale monitoring of these variables and their relation with *Melanophryniscus* population sizes could be informative of thresholds and habitat requirements useful in conservation actions.

The usefulness of species distribution models with respect to the conservation of species and communities of different taxa is undisputed (e.g. García, 2006; Ficetola et al., 2007; Pineda and Lobo, 2009; Brito et al., 2009, Marini et al., 2010). However, employing these tools to predict the effects of climate change on species distributions is controversial (Pearson and Dawson, 2003; Hampe, 2004; Araújo et al., 2005; Hijmans and Graham, 2006; Morin and Lechowicz, 2008), mainly due to the considerable intrinsic uncertainty of climate model projections (Beaumont et al., 2008; Kriticos and Leriche, 2010). Pearson and Dawson (2003) suggested using models as first approximations to indicate potential general patterns of future impacts rather than to precisely simulate future distributions of species. Although we are not certain that the effects of climate change will be as intense as predicted by models, climate change can already be detected, and it is possible that it may be more severe than models project (Rahmstorf et al., 2007; Smith et al., 2009). Therefore, the relevance of projections generated by bioclimatic models is undeniable, although such projections should be interpreted with caution.

The scenarios projected for some amphibian species may be aggravated by other factors than climate, such as habitat alteration and fragmentation (“habitat splitting”), chemical environmental pollution and susceptibility to diseases, each of which may operate alone or synergistically with climate change (Young et al., 2001; Lovejoy, 2005; Becker et al., 2007; Lips et al., 2008). Moreover, changes in global temperature and precipitation patterns combined with novel species interactions in new biological assemblages may result in distinct selective pressures on species and populations

(Peterson et al., 2005). Although this scenario was not considered in our modeling approach, we recognize that it might trigger phenotypic change as a result of climate change, as has been observed in some other plant and animal groups (Root and Hughes, 2005).

The evolutionary history of each species may affect its response to climate change caused by humans (Willis et al., 2008), and thus, climate change might directly or indirectly drive the evolution of species and populations in this century (Thomas, 2005). At present, we lack information about the phylogenetic relationships between species of the genus *Melanophryniscus*, and such information might help us understand the patterns we observed in this study.

Our approach allowed us to ascertain which of the species in a particular genus are most vulnerable to climate change by calculating the projected percent reduction in their potential distribution ranges. At the population level, analyzing the average percent reduction in the number of known presence sites that persist in the future, along with this percent reduction in potential ranges, may provide a more realistic estimate vulnerability for a given species. In fact, by combining empirical data (analyses based on occurrence points) with projections generated by distribution models (analyses of potential distribution areas), we were able to increase the comprehensiveness and reliability of our projections with respect to the magnitude of the impact of climate change. Based on our models, the species for which high losses in area were projected should be considered under higher risk, and efforts to conserve them should be given priority. We were also able to determine which known populations of each species will most immediately experience the effects of climate change. Thus, our results allow us to identify which species and population groups should be prioritized for further action. One important component of future studies should be long-term monitoring of

biological and ecological characteristics that allow to directly test the projected effects of climate change on known populations. Only this type of data will allow us to determine how reliable our short-term projections are and how our long-term projections should be improved to make them more realistic.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to H. Hasenack and D. J. Alvares for aid in IDRISI-Taiga and DIVA programs use. We thank P. Colombo, M. Freire and T. Kunz for the exchange of information and fruitful discussions on the species of the genus *Melanophryniscus*. We also thank the collections curator managers, especially C.F.B. Haddad (CFBH); S. Kretzschmar, M. Cánepa, and E. Lavilla (FML); F. Brusquetti and F. Netto (IIBP); G. Carrizo and J. Faivovich (MACN); M. Di-Bernardo, G.M. Funk Pontes, and T. Grant (MCP); M. Motte (MHNP); J. Williams and S. Rosset (MLP); J. Langone and D. Arrieta (MNHN); U. Caramaschi, J. Pombal Jr., and C. Cruz (MNRJ), C. Mello, P. Narvaez, and H. Zaher (MZUSP); G. Winck and S. Cechin (ZUFISM); to their help during visits and by lending the specimens under their care. CZ was supported by a doctorate fellowship from CAPES. DB is grateful to CONICET for Doctoral Scholarship and Grants PIP 1112008010 2422; and acknowledges ANPCyT for Grants (PICT 06–233, 07–2202, and PICT-O 37035). The field data was supported by Fundação Grupo o Boticário and Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios of Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (RAN/ICMBio). We thank the Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO/ICMBio) for allowing us to collect specimens (license numbers: 10341-1 and 23504-1).

REFERENCES

- Allison, I., Bindoff, N.L., Bindschadler, R.A., Cox, P.M., de Noblet, N., England, M.H., Francis, J.E., Gruber, N., Haywood, A.M., Karoly, D.J., Kaser, G., Le Quéré, C., Lenton, T.M., Mann, M.E., McNeil, B.I., Pitman, A.J., Rahmstorf, S., Rignot, E., Schellnhuber, H.J., Schneider, S.H., Sherwood, S.C., Somerville, R.C.J., Steffen, K., Steig, E.J., Visbeck, M., Weaver, A.J., 2009. The Copenhagen Diagnosis: Updating the World on the Latest Climate Science, the University of New South Wales Climate Change Research Centre (CCRC), Sydney, Australia.
- Araújo, M.B., Pearson R.G., 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*. 28, 693–695.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W., Erhard, M., 2005. Validation of species – climate impact models under climate change. *Global Change Biology*. 11, 1504 – 1513.
- Attorre, F., Francesconi, F., Taleb, N., Scholte, P., Saed, A., Alfo, M., Bruno, F., 2007. Will dragonblood survive the next period of climate change? Current and future potential distribution of *Dracaena cinnabari* (Socotra, Yemen). *Biological Conservation*. 138, 430 – 439.
- Beaumont, L.J., Hughes, L., Pitman, A.J., 2008. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology letters*. 11, 1135 – 1146.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F., Prado, P.I., 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*. 318, 1775 – 1777.
- Brito, J.C., Acosta, A.L., Álvares, F., Cuzin, F., 2009. Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African canids. *Biological Conservation*. 142, 3020 – 3029.

- Broennimann, O., Thuiller, W., Hughes, G., Midgley, G.F., Alkemade, J.M.R., Guisan, A., 2006. Do geographic distribution, niche property and life form explain plants vulnerability to global change? *Global Change Biology*. 12, 1079 – 1093.
- Canavero, A., Carreira, S., Langone, J.A., Achaval, F., Borteiro, C., Camargo, A., Rosa, I., Estrades, A., Fallabrino, A., Kolenc, F., López-mendilaharsu, M.M., Maneyro, R., Meneghel, M., Nuñez, D., Prigioni, C.M., Ziegler, L., 2010. Conservation status assessment of the amphibians and reptiles of Uruguay. *Iheringia, Série Zoologia*. 100, 5 – 12.
- Cantor, S.B., Sun, C.C., Tortolero-luna, G., Richards-kortum, R., Follen, M., 1999. A Comparison of C / B Ratios from Studies Using Receiver Operating Characteristic Curve Analysis. *Journal of Clinical Epidemiology*. 52, 885 – 892.
- Caramaschi, U., Cruz, C.A.G., 2011. A new, possibly threatened species of *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 from the state of Minas Gerais, southeastern Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Boletim do Museu Nacional*. 528, 1 – 9.
- Christensen, J.H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R.K., Kwon, W.T., Laprise, R., Magaña Rueda, V., Mearns, L., Menéndez, C.G., Räisänen, J., Rinke, A., Sarr A., Whetton, P., 2007. Regional Climate Projections, in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, pp. 849 – 940.
- Duarte, H., Tejado, M., Katzenberger, M., Marangoni, F., Baldo, D., Beltra, J.F., Martí, D.A., Richter-Boix, A., Gonzalez-Voyer, A., 2012. Can amphibians take the heat?

Vulnerability to climate warming in subtropical and temperate larval amphibian communities. *Global Change Biology*. 18, 412 – 421.

Dupin, M., Reynaud, F., Jarosík, V., Baker, R., Brunel, S., Eyre, D., Pergl, P., Makowski, D., 2011. Effects of the Training Dataset Characteristics on the Performance of Nine Species Distribution Models: Application to *Diabrotica virgifera virgifera*. *PlosOne*. 6, 1–11.

Eastman, J.R., 2009. *IDRISI Taiga*. Clark University, Worcester, MA.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29, 129 – 151.

Elith, J., Leathwick, J., 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 40, 677 – 697.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., Yates, C.J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*. 17, 43 – 57.

Ficetola, G.F., Thuiller, W., Miaud, C., 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. *Diversity and Distributions*. 13, 476 – 485.

Frost, D. R., 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5 (31 January, 2011). Electronic Database accessible at

<http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> American Museum of Natural History, New York, USA. Accessed on 20 December 2011.

Frost, D.R., Grant, T., Faivovich, J., Bain, R., Haas, A., Haddad, C.F.B., de Sá, R.O., Channing, A., Wilkinson, M., Donnellan, S.C., Raxworthy, C.J., Campbell, J.A., Blotto, B.L., Moler, P., Drewes, R.C., Nussbaum, R.A., Lynch, J.D., Green, D., Wheeler, W.C., 2006. The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. 297, 1–370.

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

Garcia, P.C.A., Vinciprova, G., 2003. Anfíbios, in: Fontana, C.S., Bencke, G.A., Reis, R.E (Eds.), *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Rio Grande do Sul*, EDIPUCRS, Porto Alegre, pp.147 – 164.

Gibson, L., McNeill, A., Tores, P.D., Wayne, A., Yates, C., 2010. Will future climate change threaten a range restricted endemic species, the quokka (*Setonix brachyurus*), in south west Australia? *Biological Conservation*. 143, 2453 – 2461.

Goldberg, F.J., Quinzio, S., Vaira, M., 2006. Oviposition site selection by the toad *Melanophryniscus rubriventris* in an unpredictable environment in Argentina. *Canadian Journal of Zoology*. 84, 699–705.

Griffiths, R.A, Sewell, D., McCrea, R.S., 2010. Dynamics of a declining amphibian metapopulation: Survival, dispersal and the impact of climate. *Biological Conservation*. 143, 485 – 491.

Haddad, C.F.B., 2008. Uma Análise da Lista Brasileira de Anfíbios Ameaçados de Extinção, in: Machado, B.M., Drummond, G.M., Paglia, A.P. (Eds.), *Livro Vermelho*

da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção Volume II, MMA Biodiversidade 19, Brasília, pp. 287 – 320.

Hampe, A., 2004. Bioclimatic models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography*. 11, 469 – 471.

Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*. 29, 773 – 785.

Hijmans, R.J., Graham, C.H., 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*. 12, 2272 – 2281.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005a. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25, 1965 – 1978.

Hijmans, R.J., Guarino, L., Jarvis, A., O'Brien, R., Prem, M., Bussink, C., Cruz, M., Barrantes, I., Rojas, E., 2005b. DIVA-GIS Version 5.2. A geographic information system for the analysis of species distribution data. (manual available at: <http://www.diva-gis.org>).

IUCN, 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 21 December 2011.

Kriticos, D. J., Leriche, A., 2010. The effects of climate data precision on fitting and projecting species niche models. *Ecography*. 33, 115 – 127.

Lavilla, E.O., Ponssa, M.L., Baldo, D., Basso, N., Bosso, A., Céspedes, J., Chebez J.C., Faivovich J., Ferrari, L., Lajmanovich, R., Langone, J.A., Peltzer, P., Úbeda C., Vaira, M., Vera Candiotti, F., 2000. Categorización de los Anfibios de Argentina, in: Lavilla,

- E.O., Richard, E., Scrocchi, G.J. (Eds.), Asociación Herpetológica Argentina, Tucumán, pp. 11–34.
- Lips, K.R., Diffendorfer, J., Mendelson, J.R., Sears, M.W., 2008. Riding the wave: reconciling the roles of disease and climate change in amphibian declines. *PLoS biology*. 6, 441 – 454.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P., Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*. 28, 385 – 393.
- Loarie, S.R., Duffy, P.B., Hamilton, H., Asner, G.P., Field, C.B., Ackerly, D.D., 2009. The velocity of climate change. *Nature*. 462, 1052 – 1055.
- Lovejoy, T.E., 2005. Conservation with a Changing Climate, in: Lovejoy, T.E., Hannah, L. (Eds.), Yale University Press, New Haven & London, pp. 325 – 328.
- Malcolm, J.R., Markham, A., Neilson, R.P., Garaci, M., 2002. Estimated migration rates under scenarios of global climate change. *Journal of Biogeography*. 29, 835 – 849.
- Marini, M.Â., Barbet-Massin, M., Martinez, J., Prestes, N.P., Jiguet, F., 2010. Applying ecological niche modelling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (*Amazona pretrei*). *Biological Conservation*. 143, 102 – 112.
- Martínez-Meyer, E., Peterson, A.T., Hargrove, W.W., 2004. Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology and Biogeography*. 13, 305 – 314.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J., Zhao, Z.C., 2007. Global Climate Projections, in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to*

the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, pp.747 – 845.

Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., Chmielewski, F.M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, Å., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatczak, K., Måge, F., Mestre, A., Nordli, O., Peñuelas, J., Pirinen, P., Remišová, V., Scheifinger, H., Striz, M., Susnik, A., Van Vliet, A.J.H., Wielgolaski, F., Zach, S., Zust, A., 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology*. 12, 1969 – 1976.

Morin, X., Lechowicz, M. J., 2008. Contemporary perspectives on the niche that can improve models of species range shifts under climate change. *Biology Letters*. 4, 573 – 576.

Motte, M., Nuñez, K., Cacciali, P., Brusquetti, F., Scott, N., Aquino, A.L., 2009. Categorización del estado de conservación de los anfibios y reptiles de Paraguay. *Cuadernos de herpetología*. 23, 5–18.

Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*. 421, 37 – 42.

Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*. 12, 361 – 371.

Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*. 34, 102 – 117.

- Penman, T.D., Pike, D.A., Webb, J.K., Shine, R., Penman, C.T.D., 2009. Predicting the impact of climate change on Australia's most endangered snake, *Hoplocephalus bungaroides*. *Diversity and Distributions*. 1 – 10.
- Peterson, A.T., 2011. Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography*. 38, 817–827.
- Peterson, A.T., Tian, H., Martínez-Meyer, E., Soberón, J., Sánchez-Cordero, V., Huntley, B., 2005. Modeling distributional Shifts of Individual Species and Biomes, in: Lovejoy, T.E., Hannah, L. (Eds.), *Climate Change and Biodiversity*, Yale University Press, New Haven & London, pp. 211 – 228.
- Phillips, S., Anderson, R., Schapire, R., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190, 231 – 259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31, 161 – 176.
- Pineda, E., Lobo, J.M., 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology*. 78, 182 – 190.
- Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S. R., Sánchez-Azofeifa, G.A., Still, C.J., Young, B.E., 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*. 439, 161 – 167.
- Pramuk, J.B., Robertson, T., Sites, J.W., Noonan, B.P., 2008. Around the world in 10 million years: biogeography of the nearly cosmopolitan true toads (Anura: Bufonidae). *Global Ecology and Biogeography*. 17, 72 – 83.
- Radic, V., Clarke, G.K.C., 2011. Evaluation of IPCC Models' Performance in Simulating Late-Twentieth-Century Climatologies and Weather Patterns over North America. *Journal of Climate*. 24, 5257 – 5274.

- Rahmstorf, S., Cazenave, A., Church, J.A., Hansen, J.E., Keeling, R.F., Parker, D.E., Somerville, R.C.J., 2007. Recent Climate Observations Compared to Projections. *Science*. 316, 709.
- Root T.L., Hughes L., 2005. Present and future phenological changes in wild plants and animals, in: Lovejoy, T.E., Hannah, L. (Eds.), *Climate Change and Biodiversity*, Yale University Press, New Haven & London, pp. 61 – 69.
- Santos, R.R., Grant, T., 2010. Diel pattern of migration in a poisonous toad from Brazil and the evolution of chemical defenses in diurnal amphibians. *Evolutionary Ecology*. 25, 249 – 258.
- Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W.A., Brovkin, V., Carpenter, S.R., Dakos, V., Held, H., Nes, E.H. van, Rietkerk, M., Sugihara, G., 2009. Early-warning signals for critical transitions. *Nature*. 461, 53 – 59.
- Semlitsch, R.D., 2008. Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. *Journal of Wildlife Management*. 72, 260 – 267.
- Shoo, L.P., Olson, D.H., McMenamin, S.K., Murray, K.A., Van Sluys, M., Donnelly, M.A., Stratford, D., Terhivuo, J., Merino-Viteri, A., Herbert, S.M., Bishop, P.J., Corn, P.S., Dovey, L., Griffiths, R.A., Lowe, K., Mahony, M., MacCallum, H., Shuker, J.D., Simpkins, C., Skerratt, L.F., Williams, S.T., Hero, J., 2011. Engineering a future for amphibians under climate change. *Journal of Applied Ecology*. 1 – 6.
- Smith, A.M., Green, D.M., 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*. 28, 110 – 128.
- Smith, J.B., Schneider, S.H., Oppenheimer, M., Yohe, G.W., Hare, W., Mastrandrea, M.D., Patwardhan, A., Burton, I., Corfee-Morlot, J., Magadza, C.H.D., Füssel, H.M., Pittock, A.B., Rahman, A., Suarez, A., Ypersele, J.P., 2009. Assessing dangerous

climate change through an update of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) "reasons for concern". Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 106, 4133 – 4137.

Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science. 306, 1783 – 1786.

Swets, K., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science. 240, 1285 – 1293.

Thomas, C.D., 2005. Recent Evolutionary Effects of Climate Change, in: Lovejoy, T.E., Hannah, L. (Eds.), Climate Change and Biodiversity, Yale University Press, New Haven & London, pp. 75 – 88.

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., De Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. Nature. 427, 145 – 148.

Tingley, M.W., Monahan, W.B., Beissinger, S.R., Moritz C., 2009. Birds track their Grinnellian niche through a century of climate change. Proceedings of the National Academy of Sciences. 106, 19637 – 19643.

Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J., Wardle, D.A., 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. Ecology Letters. 11, 1351 – 1363.

Vaira, M., 2005. Annual variation of breeding patterns of the toad, *Melanophryniscus rubriventris* (Vellard, 1947). Amphibia-Reptilia. 26, 193 – 199.

- Van Bocxlaer, I., Loader, S.P., Roelants, K., Biju, S.D., Menegon, M., Bossuyt, F., 2010. Gradual adaptation toward a range-expansion phenotype initiated the global radiation of toads. *Science*. 327, 679–682.
- Warren M.S., Hill J.K., Thomas J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Daevis, J.N., Moss, D., Thomas, C.D., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*. 414, 65 – 69.
- Wells, K. D., 1977. The social behaviour of anuran amphibians. *Animal Behaviour*. 25, 449 – 455.
- Williams, J.W., Jackson, S.T., Kutzbach, J.E., 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 104, 5738 – 5742.
- Willis, C.G., Ruhfela, B., Primack, R.B., Miller-Rushing, A.J., Davis, C.C., 2008. Phylogenetic patterns of species loss in Thoreau’s woods are driven by climate change. *PNAS*. 105, 17029 – 17033.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A., NCEAS, 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*. 14, 763 – 773.
- Young, B.E., Lips, K.R., Reaser, J.K., Ibañez, R., Salas, A.W. Cedeno, J.R. Coloma, L. A. Ron, S., La Marca, E., Meyer, J.R., Muñoz, A., Bolanos, F., Chaves, G., Romo, D., 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*. 15, 1213 – 1223.

Table 1. Estimation of % reduction in the number of known presence sites and in the potential distribution area of *Melanophryniscus* species between present and 2080. See methods for threshold and AUC explanation.

Species (n)	AUC	Threshold	Presence sites (n)			Range area (km ²)		
			Current	2080	% reduction (sites)	Current	2080	% reduction (area)
<i>M. montevidensis</i> (47)	0.998	0.319	46	1	97.8	10 234	0	100
<i>M. spectabilis</i> (5)	0.999	0.537	5	0	100	37 940	79	97.9
<i>M. langonei</i> (2)	0.997	0.559	2	0	100	55 908	1 264	97.7
<i>M. moreirae</i> (4)	0.999	0.397	4	1	75	74 418	7 663	89.7
<i>M. stelzneri</i> (34)	0.998	0.289	34	9	73.5	38 472	6 264	83.7
<i>M. devincenzii</i> (41)	0.993	0.177	40	6	85	288 682	71 211	75.3
<i>M. rubriventris</i> (14)	0.998	0.22	13	5	61.5	64 898	21 101	67.4
<i>M. atroluteus</i> (70)	0.992	0.138	68	24	64.7	340 098	131 329	61.3
<i>M. sp.1</i> (9)	0.989	0.427	8	9	0	429 423	232 233	45.9
<i>M. fulvoguttatus</i> (20)	0.992	0.192	19	16	15.8	404 032	270 442	33.0
<i>M. pachyrhynchus</i> (12)	0.996	0.263	11	11	0	134 828	97 971	27.3
<i>M. sp.3</i> (9)	0.991	0.574	8	7	12.5	201 020	155 718	22.5
<i>M. estebani</i> (3)	0.996	0.582	2	3	0	140 341	110 163	21.5
<i>M. tumifrons</i> (7)	0.993	0.353	7	7	0	190 336	154 189	18.9
<i>M. simplex</i> (12)	0.998	0.417	11	12	0	68 110	55 935	17.8
<i>M. paraguayensis</i> (10)	0.998	0.573	8	10	0	23 678	19 558	17.4
<i>M. cambaraensis</i> (3)	1	0.721	2	3	0	6 105	5 349	12.3
<i>M. dorsalis</i> (20)	0.998	0.038	19	20	0	146 823	134 799	8.1
<i>M. macrogranulosus</i> (2)	1	0.61	2	2	0	4 462	4 118	7.7
<i>M. sanmartini</i> (9)	0.984	0.412	8	8	0	394 799	387 764	1.7
<i>M. sp.2</i> (5)	0.999	0.514	4	5	0	11 251	11 177	0.6
<i>M. orejasmirandai</i> (2)	1	0.649	1	2	0	1 594	1 591	0.1
<i>M. klappenbachi</i> (20)	0.993	0.07	19	20	0	727 178	726 648	0.07
<i>M. krauczuki</i> (8)	1	0.647	5	8	0	6 669	6 669	0
<i>M. cupreuscapularis</i> (6)	0.999	0.177	5	6	0	21 572	21 572	0

Table 2. Potential distribution range predicted for the current time (total potential distribution), and the potential distribution range remaining and lost in each future projections (by 2020 2050 or 2080).

Species	current	2020		2050		2080	
		remaining	lost	remaining	lost	remaining	lost
<i>M. klappenbachi</i> (20)	727 179	726 609	0.569	726 507	0.102	726 138	0.369
<i>M. dorsalis</i> (20)	146 824	125 505	21 318	119 233	6 273	116 647	2 586
<i>M. simplex</i> (12)	68 110	45 653	22 456	45 565	0.089	42 989	2 576
<i>M. fulvoguttatus</i> (20)	404 032	366 670	37 362	350 156	16 514	249 852	100 304
<i>M. pachyrhynchus</i> (12)	134 828	70 518	64 309	67 273	3 245	63 977	3 296
<i>M. atroluteus</i> (70)	324 098	275 918	48 18	266 169	9 749	125 579	140 589
<i>M. rubriventris</i> (14)	64 898	57 255	7 643	43 848	13 407	20 746	23 103
<i>M. devincenzii</i> (41)	288 682	139 801	148 881	133 461	6 340	66 084	67 377
<i>M. montevidensis</i> (47)	10 234	0.136	10 098	0.000	0.136	0.000	0.000
<i>M. stelzneri</i> (34)	38 472	0.000	38 472	0.000	0.000	0.000	0.000

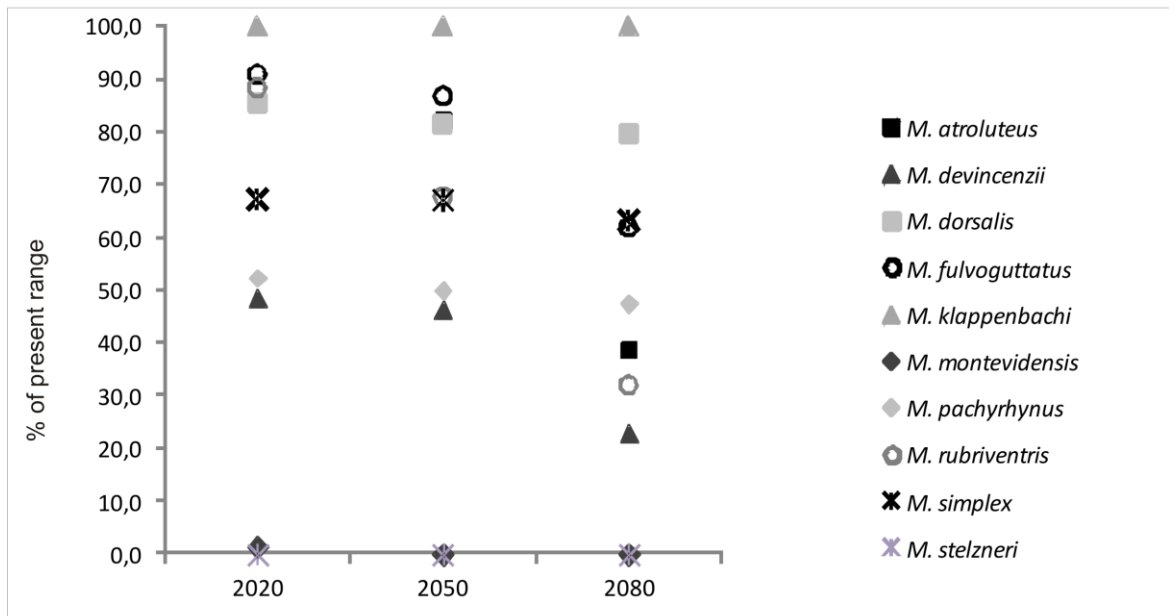


Fig. 1. The percentage of the potential distribution range predicted for the current time and lost during each future projection (2020, 2050 and 2080), for ten species of *Melanophryniscus* with more than 10 known recorded presence localities.

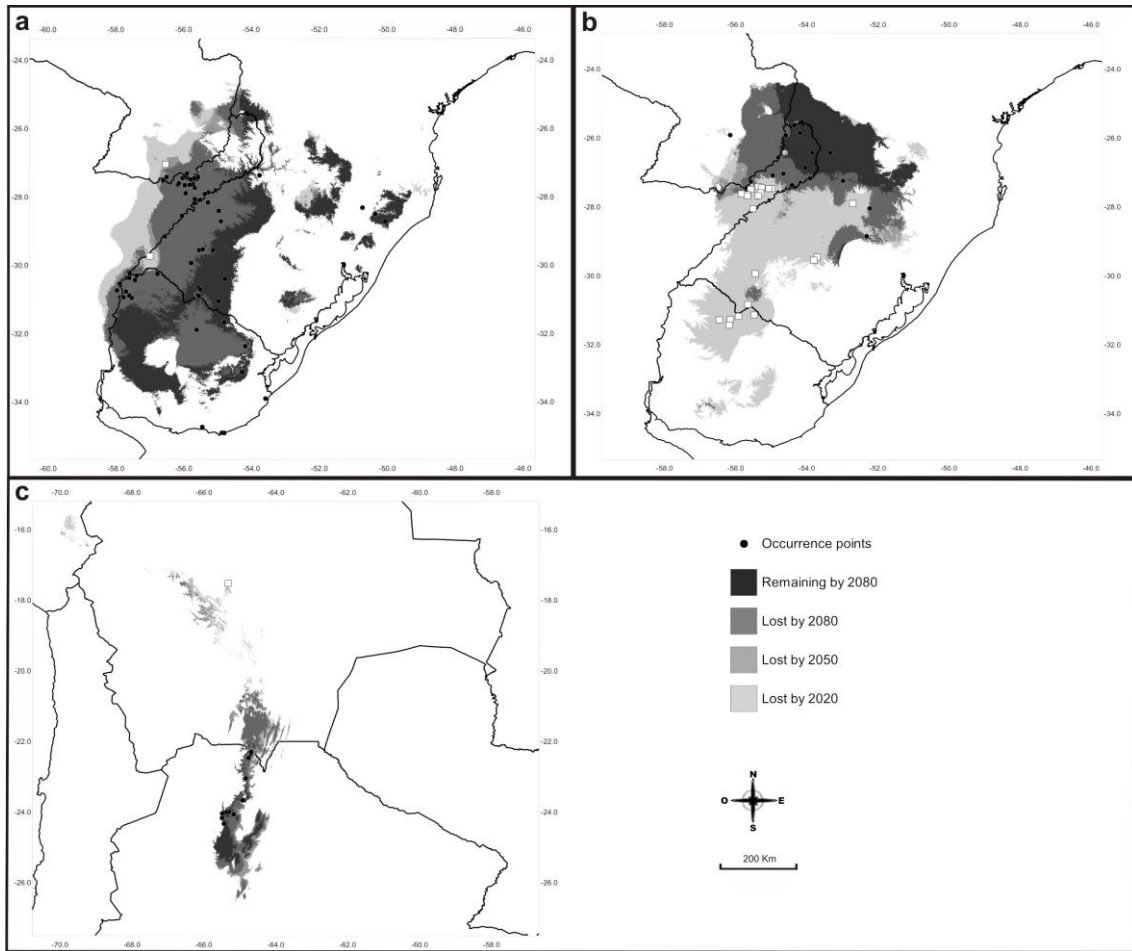


Fig. 2. Predicted distribution range for *M. atroluteus* (a), *M. devincenzii* (b), and *M. rubriventris* (c), representing the areas lost for each future projection (2020, 2050 and 2080) and the remaining areas by 2080. The black dots represent each of the known occurrence localities for each species, and the white squares are the localities where climatic conditions may become inadequate earlier (see text for locality names).

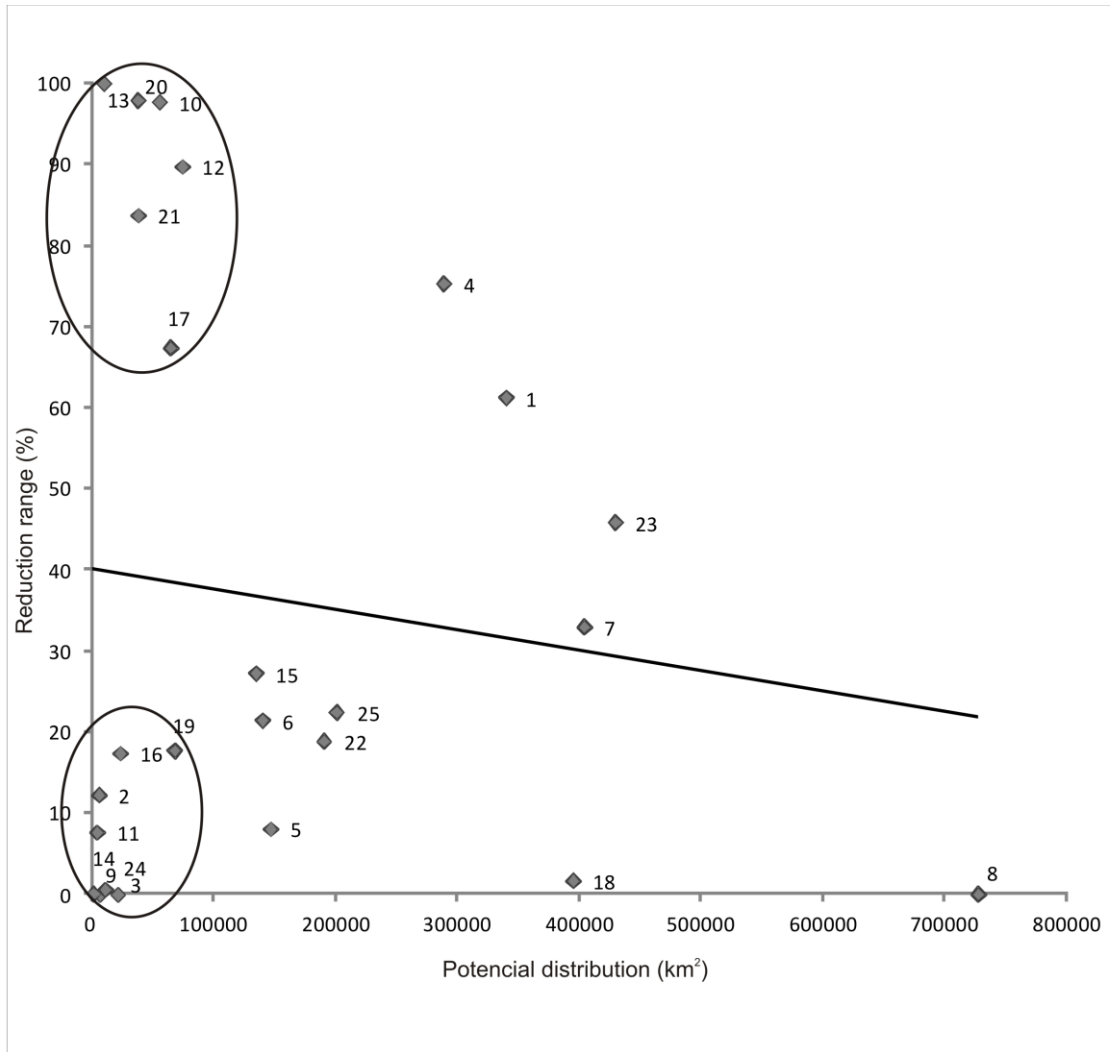


Fig. 3. The relationship between the extent of the potential distribution in the current time and the percentage reduction projected by 2080 for each species of *Melanophryniscus*. 1- *M. atroluteus*, 2- *M. cambaraensis*, 3- *M. cupreuscapularis*, 4- *M. devincenzii*, 5- *M. dorsalis*, 6- *M. estebani*, 7- *M. fulvoguttatus*, 8- *M. klappenbachi*, 9- *M. krauczuki*, 10- *M. langonei*, 11- *M. macrogranulosus*, 12- *M. moreirae*, 13- *M. montevidensis*, 14- *M. orejasmirandai*, 15- *M. pachyrhynus*, 16- *M. paraguayensis*, 17- *M. rubriventris*, 18- *M. sanmartini*, 19- *M. simplex*, 20- *M. spectabilis*, 21- *M. stelzneri*, 22- *M. tumifrons*, 23- *M. sp.1*, 24- *M. sp.2* e 25- *M. sp.3*.

Supplementary material

Supplementary 1 – Species of the genus *Melanophryniscus* included in this study.

Melanophryniscus atroluteus (Miranda-Ribeiro, 1920), *Melanophryniscus cambaraensis* Braun and Braun, 1979, *Melanophryniscus cupreuscapularis* Céspedes and Alvarez, 2000, *Melanophryniscus devincenzii* Klappenbach, 1968, *Melanophryniscus dorsalis* (Mertens, 1933), *Melanophryniscus estebani* Céspedes, 2008, *Melanophryniscus fulvoguttatus* (Mertens, 1937), *Melanophryniscus klappenbachi* Prigioni and Langone, 2000, *Melanophryniscus krauczuki* Baldo and Basso, 2004, *Melanophryniscus langonei* Maneyro, Naya, and Baldo, 2008, *Melanophryniscus macrogranulosus* Braun, 1973, *Melanophryniscus montevidensis* (Philippi, 1902), *Melanophryniscus moreirae* (Miranda-Ribeiro, 1920), *Melanophryniscus orejasmirandai* Prigioni and Langone, 1987, *Melanophryniscus pachyrhynchus* (Miranda-Ribeiro, 1920), *Melanophryniscus paraguayensis* Céspedes and Motte, 2007, *Melanophryniscus rubriventris* (Vellard, 1947), *Melanophryniscus sanmartini* Klappenbach, 1968, *Melanophryniscus simplex* Caramaschi and Cruz, 2002, *Melanophryniscus spectabilis* Caramaschi and Cruz, 2002, *Melanophryniscus stelzneri* (Weyenbergh, 1875) and *Melanophryniscus tumifrons* (Boulenger, 1905). Additionally, we use three new taxon not yet described for the genus (Diego Baldo, Personal Observation), called here as *Melanophryniscus* sp.1, *Melanophryniscus* sp.2 and *Melanophryniscus* sp.3.

Supplementary 2 – The published literature used primarily to obtain the presence locations for each study species: Caramaschi and Cruz, 2002; Baldo and Basso, 2004; Kwet et al., 2005; Brusquetti et al., 2007; Weber et al., 2007; Colombo et al., 2007; Langone et al., 2008; Maneyro and Kwet, 2008; Airdi et al., 2009; Boeris et al., 2010; Bidau et al., 2011.

References:

Airdi, K., Baldo, D., Lavilla, E. O., 2009. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: First record for Paraguay and geographic distribution map. Check List. 5, 377 – 379.

Baldo, D., Basso, N.G., 2004. A New Species of *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae), with Comments on the Species of the Genus Reported for Misiones, Northeastern Argentina. Journal of Herpetology. 38, 393 – 403.

Bidau, C.J., Martí, D.A., Baldo, D., 2011. Inter- and Intraspecific Geographic Variation of Body Size in South American Redbelly Toads of the Genus *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae). Journal of Herpetology. 45, 66 –74.

Boeris, J., Ferro, M.J., Krauczuk, E., Baldo, D., 2010. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii* Klappenbach, 1968: First record for Corrientes Province, Argentina. Check List. 6, 395 – 396.

Brusquetti, F., Baldo, D., Motte, M., 2007. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus krauczuki*: Geographic distribution map and the first record for Paraguay. Check List. 3, 141 – 142.

Caramaschi, U., Cruz, C.A.G., 2002. Taxonomic status of *Atelopus pachyrhynchus* Miranda-Ribeiro, 1920, redescription of *Melanophryniscus tumifrons* (Boulenger, 1905), and descriptions of two new species of *Melanophryniscus* from the state of Santa

- Catarina, Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). Arquivos do Museu Nacional. 60, 303 – 314.
- Colombo, P., Zank, C., Schmidt, L.E.S., Gonçalves, G., Marinho, J.R., 2007. Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus simplex*: Distribution extension. Check List. 3, 305 – 307.
- De La Riva, I., 1995. *Melanophryniscus rubriventris*. Herpetological Review. 26, 152 – 153.
- Kwet, A., Maneyro, R., Zillikens, A., Mebs, D., 2005. Advertisement calls of *Melanophryniscus dorsalis* (Mertens, 1933) and *M. montevidensis* (Philippi, 1902), two parapatric species from southern Brazil and Uruguay, with comments on morphological variation in the *Melanophryniscus stelzneri* group (Anura: Bufonidae). Salamandra. 41, 1 – 18.
- Langone, J.A., Segalla, M.V., Bornschein, M., Sá, R.O.D., 2008. A new reproductive mode in the genus *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae) with description of a new species from the state of Paraná, Brazil. South American Journal of Herpetology. 3, 1 – 9.
- Maneyro, R., Kwet, A., 2008. Amphibians in the border region between Uruguay and Brazil : Updated species list with comments on taxonomy and natural history (Part I : Bufonidae). Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde. 1, 95 – 121.
- Weber, L.N., Procaci, L.S., Salles, R.O.L., Silva, S.P., Corrêa, A.L., Carvalho e Silva, S.P., 2007. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus moreirae*: Distribution extension. Check List. 3, 346 – 347.

Supplementary 3 – List of scientific collections containing *Melanophryniscus* samples reviewed for record and species validation.

Brazil: Coleção de Anfíbios Universidade de Passo Fundo (CAUPF), Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (MCN), Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (MCP), Coleção de Anfíbios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Coleção de Anfíbios da Universidade Federal de Santa Maria (ZUFISM), Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ), Coleção Adolpho Lutz no MNRJ (AL-MN), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), Coleção Célio Fernando Baptista Haddad (CFBH). **Argentina:** Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (MACN), Fundación Miguel Lillo - Instituto de Herpetología, (FML), Universidad Nacional de Misiones (CHUNAM), Museo Argentino Ameghino (MFA-ZV.H), Museo de Zoología, Universidad Nacional de Córdoba (MZUC), Colección Herpetológica Museo La Plata (MLP) and Museo de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta (MCN-UNSA). **Uruguay:** Museo Nacional de Historia Natural (MNHN) and Colección de Vertebrados, Facultad de Ciencias, UDELAR (ZVCB). **Paraguay:** Colección. Zoológica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (CZCEN) and Instituto de Investigación Biológica del Paraguay (IIBP). **Germany:** Staatlichen Museums für Naturkunde Stuttgart (SMNS). **France:** Museum National d'Histoire Naturelle de Paris (MNHN).

Supplementary 4 – List of variables used to model the potential distributions range of

Melanophryniscus species. Source: project Worldclim versão 1.4

(<http://www.worldclim.org>).

Variable Type	Variable Code
Annual Mean Temperature	BIO1
Mean Diurnal Range: Mean of monthly (max temp - min temp)	BIO2
Isothermality: (P2/P7)* 100	BIO3
Temperature Seasonality (standard deviation *100)	BIO4
Max Temperature of Warmest Month	BIO5
Min Temperature of Coldest Month	BIO6
Temperature Annual Range (P5-P6)	BIO7
Mean Temperature of Wettest Quarter	BIO8
Mean Temperature of Driest Quarter	BIO9
Mean Temperature of Warmest Quarter	BIO10
Mean Temperature of Coldest Quarter	BIO11
Annual Precipitation	BIO12
Precipitation of Wettest Month	BIO13
Precipitation of Driest Month	BIO14
Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)	BIO15
Precipitation of Wettest Quarter	BIO16
Precipitation of Driest Quarter	BIO17
Precipitation of Warmest Quarter	BIO18
Precipitation of Coldest Quarter	BIO19
Altitude	alt

7. CONCLUSÕES GERAIS

Indicamos para a Savana Uruguaia uma fauna rica em anfíbios anuros, composta por 59 espécies nativas e uma exótica invasora, distribuídas em oito famílias. Dos anuros registrados quatro são endêmicos da ecorregião, os sapos-de-barriga-vermelha *Melanophryniscus langonei*, *M. montevidensis*, *M. pachyrhynchus* e *M. sanmartini*. Reportamos pela primeira vez a presença de *Rhinella azarai* para a ecorregião Savana Uruguaia, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, e realizamos o primeiro registro de *Melanophryniscus sanmartini* e *Leptodactylus podicipinus* para o Estado do Rio Grande do Sul. Além disso, registramos a ocorrência de oito espécies globalmente enquadradas em alguma das categorias de ameaças estabelecidas pela IUCN, *Melanophryniscus sanmartini*, *Ceratophrys ornata* e *Pleurodema bibroni* como quase ameaçada (NT), *Melanophryniscus devincenzii* e *Argenteohyla siemersi* como em perigo (EN), *Melanophryniscus dorsalis* e *M. montevidensis* como vulnerável (VU) e *M. langonei* como criticamente em perigo (CR). Portanto, ainda que a riqueza de espécies observada para a ecorregião Savana Uruguaia seja inferior à observada para ecorregiões florestais, como a Floresta Atlântica, por exemplo, esta ecorregião apresenta uma riqueza de espécies superior à sugerida para outras formações abertas limítrofes a mesma.

Destacamos nove regiões como de altíssima prioridade para conservação de anfíbios na Savana Uruguaia. As áreas prioritárias indicadas pelos modelos estão bem distribuídas ao longo dos diferentes sistemas ecológicos presentes na ecorregião, além disso conseguiram abranger em seus limites todas as espécies endêmicas e ameaçadas conhecidas para a ecorregião. Algumas das áreas indicadas como prioritárias, estão completamente desprovidas de áreas protegidas e ainda dipõem

de áreas pouco alteradas, desta forma destacamos a importância de estudos e iniciativas propondo a criação de unidades de conservação federais ou estaduais, além de uma rede de Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN's) para cada uma destas áreas. E por fim, indicamos a necessidade de políticas públicas em toda a região buscando a implementação e gestão adequada das áreas protegidas, a fim de tornar efetiva a conservação de uma parcela representativa da anurofauna da ecorregião.

Avaliando os efeitos das mudanças climáticas sobre as espécies do gênero *Melanophryniscus*, a fim de identificar espécies e populações prioritárias para conservação, indicamos as espécies com as maiores taxas de perda de área projetadas e que devem ser consideradas como prioritárias para esforços de conservação. Além disso, conseguimos determinar quais das populações conhecidas para cada species irão sentir imediatamente os efeitos das alterações climáticas projetadas. Desta forma, conseguimos identificar grupos de espécies e populações que devem ser priorizadas em ações para conservação. Além disso, indicamos a importância de monitoramentos de longa duração sobre aspectos biológicos e ecológicos das espécies que nos permitam avaliar diretamente nas populações os efeitos projetados pelas mudanças climáticas.