



LÍDIA FARIAS MARTINS

ESTRUTURA POPULACIONAL E *STATUS* DE CONSERVAÇÃO DAS POPULAÇÕES  
DE *Liolaemus arambarensis* (SQUAMATA, LIOLAEMIDAE)

Dissertação 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 Mestre em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biologia e Comportamento Animal

Orientador: Profa. Dra. Laura Verrastro Viñas

Coorientador: Prof. Dr. Murilo Guimarães

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
PORTO ALEGRE  
2016

ESTRUTURA POPULACIONAL E *STATUS* DE CONSERVAÇÃO DAS POPULAÇÕES  
DE *Liolaemus arambarensis* (SQUAMATA, LIOLAEMIDAE)

LÍDIA FARIAS MARTINS

Aprovada em \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 2016.

Dr. Marcio Borges-Martins

Dr. Federico Kacoliris

Dr. Leonardo Wedekin

## AGRADECIMENTOS

À Profe Laura Verrastro por todo apoio e confiança desde o início lá em 2010 ainda.

Ao Murilo por me introduzir ao mundo dos modelos loucos, por aguentar meus momentos de atacação e por cuidar da louca quando tava tendo piripaque na Amazôna.

Aos meus pais e ao mano pelo exemplo de seres humanos, pelos puxões de orelha quando precisava (e quando não precisava), pelo amor, pelo carinho, pela atenção, pelo suporte. Pela parceria que temos em casa e da qual eu tanto me orgulho e por me fazerem ser quem eu sou. Vocês são os melhores do mundo!

À tia Sandra pelo incentivo e pelas intermináveis discussões sobre essa tal vida acadêmica.

Ao Raffaello por aparecer do nada no fim da confusão e fazer toda a diferença da vida.

Aos colegas, professores e monitores EFAnos 2015 (agora amigos), por aparecerem aos 45 do segundo tempo com tudo que eu precisava ouvir e sentir naquele momento e por participarem da experiência mais incrível da minha vida. Vocês são demais!! Tamo junto sempre!!!!

Aos ajudantes de campo sempre incríveis, que se disponibilizaram a me ajudar diversas vezes, sem ganhar nada em troca e ainda por aguentarem minhas deliciosas gororobas. Sem vocês esse trabalho não teria acontecido. Vou ser eternamente grata: Maurício, Manu, Malu, Rodri, Ney, Rogger, Tutu, Mila, Vini Ferri, Vini Santos, Camila Camargo, Erico, Paulo Barradas, Ludi, Frango, Matheus, Camana, Jhon, Fernanda, Nathi, Ezequiel, Lilith, Nadia, Alexis, Marcio, Braghi, Maia, Alvaro, Mari, Juliá, Valen, Debs, Ju, Nicholas, Bagé, Vitor, Leo.

À todo o Laboratório de Herpetologia pela parceria e ajuda em vários momentos. Em especial ao Diego, à Ju e à Debs pela amizade, pela confiança e por me fazerem me sentir sempre tão bem; e à Rê Cardoso pelos conselhos e pelas conversas.

Ao queridão Paulinho Barradas pelos ensinamentos no R.

À minha família colombiana: Tutu e Jhon. Por sempre me aguentarem, ouvirem minhas lamentações, darem conselhos e rirem muito de mim quando eu não controlo as coisas que eu falo. Amo muito!

Ao pessoal da 109 pelas conversas loucas e pelas risadas, pela alegria, pelas choradeiras e pelas conversas sérias também (bem menos frequentes haha). Em especial à Mi pelas discussões sobre o MARK e as confusões nas análises.

Às Bests do zapzap, Nathi, Malu, Raissa e Tutu. Pelas maluquices e pelas faceirices, por serem amigas do coração. Morro de saudades de vocês sempre! Em especial à Nathi pelas contribuições durante todo o mestrado e pelas discussões giganteeeeescas, malucas e empolgantes sobre os *Liolaemus* e sobre os nossos métodos.

À Mila Jaeger e à Luh, pela amizade de looonga data, pelo companheirismo e pela alegria que vocês me fazem sentir sempre que a gente tá perto (e longe também). Por permitirem que eu tenha certeza que vocês sempre vão estar junto comigo.

Ao trio mais incrível do mundo, Angel, Joninhas e Rei. Um em cada canto desse mundão. A nossa distância física é proporcional ao amor que eu sinto por vocês. Obrigado por serem meus irmãos de coração e por fazerem a distância não significar nada. Obrigada por sempre torcerem por mim.

À Capes pela bolsa de mestrado.

À Celulose Riograndense e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pelo  
financiamento para execução do projeto.

**MUITO OBRIGADA!**

## SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO .....	7
REFERÊNCIAS .....	10
ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DA LAGARTIXA-DAS-DUNAS COMO FERRAMENTAS PARA CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE E DE HABITATS DE RESTINGA .....	14
RESUMO .....	15
INTRODUÇÃO .....	16
MÉTODOS .....	19
Área de estudo .....	19
Coleta de dados .....	21
Modelo de marcação e recaptura.....	22
RESULTADOS .....	25
Tapes .....	26
Barra do Ribeiro .....	29
Viamão .....	33
DISCUSSÃO.....	35
REFERÊNCIAS .....	44
CONCLUSÃO GERAL .....	52
ANEXO 1 .....	54

## APRESENTAÇÃO

Nas últimas décadas, têm sido cada vez mais necessários estudos que prevejam e estimem as perdas de biodiversidade locais, principalmente com o crescimento das cidades e aumento das atividades antrópicas (Reed & Shine, 2002). Para maximizar os esforços de conservação dos habitats e das espécies nativas, é necessário compreender os processos que resultam em ameaças para os organismos e seus ecossistemas (Yu & Dobson, 2000). A partir do entendimento de fatores ecológicos intrínsecos que implicam em ameaça para determinadas espécies, podemos prever declínios e diminuir os impactos negativos com maior eficiência (Reed & Shine, 2002). Uma forma de aumentar a preservação da biodiversidade e diminuir as taxas de extinção das espécies é investir na seleção de áreas prioritárias para conservação e implementação de unidades de proteção ambiental (Fahrig, 2003; Sarkar *et al.*, 2006; Hoffman *et al.*, 2010; Kacoliris *et al.*, 2016). Para isso é necessária avaliação de fatores como custo-benefício, logística, chances de sucesso e aspectos biológicos das espécies (Mace *et al.*, 2007).

Uma das ferramentas essenciais utilizadas para seleção de áreas que necessitam maior atenção para programas de conservação é a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*, [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)). A Lista Vermelha da IUCN fornece estimativas globais do estado de conservação da biodiversidade e classifica espécies em diferentes graus de ameaça (Mace *et al.*, 2008). Para isso, a IUCN delimitou cinco critérios (A-E) que enquadram os organismos em três categorias de ameaça: Criticamente Ameaçada, Em Perigo e Vulnerável. Os critérios utilizam informações a cerca da distribuição das espécies, de áreas de ocupação e de estimativas populacionais como abundância, estrutura e tendências (IUCN, 2012). Devido ao alto custo, ao tempo despendido e à dificuldade de acesso a informações populacionais da maioria das espécies, os critérios relacionados com a dinâmica populacional ainda são pouco utilizados (Master, 1991).

Contudo, além de identificar flutuações e declínios, esses critérios permitem refinar o *status* de conservação dos táxons, e resultam em estimativas mais precisas dos parâmetros necessários para a avaliação do grau de ameaça dos organismos (Mace & Lande, 1991; King, Queral-Regil & Stanford, 2006; Sewell *et al.*, 2012).

Em geral, estimativas populacionais se concentram em mudanças temporais no tamanho ou na dinâmica das populações, buscando responder como e por qual motivo uma população muda ao longo do tempo (Williams, Nichols & Conroy, 2002). Para isso, determinados parâmetros como taxas de sobrevivência e probabilidade de emigração temporária dos indivíduos são determinantes para avaliação da viabilidade de uma população (Pike *et al.*, 2008). Um dos métodos mais utilizados para quantificar as taxas vitais das populações é baseado em modelos de marcação e recaptura, com organismos marcados individualmente. Uma das grandes vantagens dos modelos de marcação e recaptura utilizados atualmente é a possibilidade de assumir uma detecção imperfeita, em que a probabilidade de avistar e capturar os indivíduos é menor do que 100% (Williams *et al.*, 2002; Guimarães *et al.*, 2014). A detecção pode variar de acordo com o observador, com a raridade das espécies, com variáveis ambientais, ou ainda com a biologia dos organismos que estão sendo estudados (Kellner & Swihart, 2014). Estimar parâmetros sem considerar a detecção imperfeita pode ocasionar em estimativas tendenciosas e vieses nos resultados (Guimarães *et al.*, 2014; Kellner & Swihart, 2014).

Nesse estudo, buscamos avaliar qual o estado atual dos parâmetros vitais da lagartixa-das-dunas (*Liolaemus arambarensis*) e como a estrutura populacional da espécie se reflete na avaliação de seu *status* de conservação. *Liolaemus arambarensis* (Fig. 1) é uma espécie endêmica das áreas de restinga arenosa do Rio Grande do Sul com apenas cinco populações conhecidas (Viamão, Barra do Ribeiro, Tapes, Arambaré e São Lourenço do Sul). Contudo, a população de São Lourenço do Sul, limite sul de distribuição da espécie, há alguns anos não é



mais vista (Verrastro, observação pessoal). A lagartixa-das-dunas apresenta coloração críptica com o ambiente, como a maioria das espécies do subgrupo *wiegmannii*, e um dimorfismo sexual bem marcado tanto em tamanho como em coloração e número de poros cloacais – de dois a quatro poros para fêmeas e de quatro poros em diante para machos (Verrastro, 2001). A espécie é ovípara, com padrão de reprodução sazonal entre os meses de agosto e março e ninhada média de dois ovos por estação reprodutiva (Verrastro *et al.*, 2003; Verrastro, 2001). Apresenta dieta onívora e forrageamento do tipo senta-espera (Verrastro *et al.*, 2003; Verrastro, 2001). A espécie não constrói tocas e enterra-se facilmente no substrato para fuga de predadores e como uso de refúgio (Verrastro *et al.*, 2003).

*Liolaemus arambarensis* encontra-se como Em Perigo na Lista Vermelha da IUCN (Verrastro, 2003; Espinoza, 2010). Sua categoria de ameaça foi definida segundo o critério B1ab(iii), referente à sua extensão de ocorrência (menor que 1000 km<sup>2</sup>). Acreditamos que o grau de ameaça da espécie possa ter sido subestimado e que, com a avaliação dos parâmetros populacionais, possamos trazer informações-chave para um posterior monitoramento das populações do lagarto e do habitat em que ele ocorre.



**Figura 1** *Liolaemus arambarensis* (lagartixa-das-dunas). Foto: Márcio Borges-Martins.

## REFERÊNCIAS

- Espinoza, R. (2010). *Liolaemus arambarensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-4.RLTS.T178744A7607324.en> (Accessed 04 August 2015).
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **34**, 487–515.
- Guimarães, M., Doherty, P.F. & Munguía-Steyer, R. (2014). Strengthening population inference in herpetofaunal studies by addressing detection probability. *South Am. J. Herpetol.* **9**, 1–8.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A. *et al.* (2010). The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* **330**, 1503-1509.
- IUCN. (2012). The Starting Point for Conservation Action. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-documents> (Acesso 16 Dezembro 2015).
- IUCN. (2015). The IUCN Red List of Threatened Species Version 2015.1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org> (Acesso 04 Agosto 2015).
- Kacoliris, F.P., Velasco, M.A., Berkunsky, I., Celsi, C.E., Williams, J.D., Di-Pietro, D. & Rosset, S. (2016). How to prioritize allocating conservation efforts: an alternative method tested with imperilled herpetofauna. *Anim. Conserv.* **19**, 46-52.
- Kellner, K.F. & Swihart, R. K. (2014). Accounting for imperfect detection in ecology: a quantitative review. *PLoS ONE* **9**, e111436.
- King, R.B., Queral-Regil, A. & Stanford, K.M. (2006). Population size and recovery criteria of the threatened Lake Erie Watersnake : integrating multiple methods of population estimation. *Herpetol. Monogr.* **20**, 83–104.

- Mace, G.M., & Lande, R. (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conserv. Biol.* **5**, 148–157.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. & Stuart, S.N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conserv. Biol.* **22**, 1424–1442.
- Mace, G.M., Possingham, H.P. & Leader-Williams, N. (2007). Prioritizing choices in conservation. In *Key topics in conservation biology: 17-34*. Macdonald, D. W. & Service, K. (Eds.). United Kingdom: Blackwell Publishing.
- Master, L. (1991). Assessing threat and setting priorities for conservation. *Conserv. Biol.* **5**, 559–563.
- Pike, D.A., Pizzatto, L., Pike, B.A. & Shine, R. (2008). Estimating survival rates of uncatchable animals: the myth of high juvenile mortality in reptiles. *Ecology* **89**, 607-611.
- Reed, R.N. & Shine, R. (2002). Lying in wait for extinction: Ecological correlates of conservation status among Australian elapid snakes. *Conserv. Biol.* **16**, 451–461.
- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H. & Andelman, S. (2006). Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **31**, 123–159.
- Sewell, D., Guillera-Aroita, G., Griffiths, R.A, & Beebee, T.J.C. (2012). When is a species declining? Optimizing survey effort to detect population changes in reptiles. *PLoS ONE* **7**, e43387
- Verrastro, L. (2001). *Descrição, estratégias reprodutiva e alimentar de uma nova espécie do gênero Liolaemus no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Iguania :Tropiduridae)*. PhD thesis, Federal University of São Carlos.

Verrastro, L., Veronese, L., Bujes, C.S. & Dias-Filho, M.M. (2003). A new species of

*Liolaemus* from southern Brazil (Iguania, Tropiduridae). *Herpetologica* **59**, 252-277.

Williams, B. K., Nichols, J.D. & Conroy, M.J. (2002). *Analysis and management of animal populations*. New York: Elsevier.

Yu, J. & Dobson, F.S. (2000). Seven forms of rarity in mammals. *J. Biogeogr.* **27**, 131–139.

**Nota:** Conforme Artigo 43 do Regimento do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, esta dissertação de Mestrado será apresentada em forma de artigo. O manuscrito foi formatado e referenciado conforme normas editoriais para publicação no periódico *Animal Conservation*.

ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DA LAGARTIXA-DAS-DUNAS COMO  
FERRAMENTAS PARA CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE E DE HABITATS DE  
RESTINGA

Lídia Farias Martins

Murilo Guimarães

Laura Verrastro

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Autor Correspondente: Lídia Farias Martins – [lidiafariasmartins@gmail.com](mailto:lidiafariasmartins@gmail.com)

Av. Bento Gonçalves 9500, Prédio 43435, Sala 127, CEP: 91540-000, Porto Alegre – RS,  
Brasil

ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DA LAGARTIXA-DAS-DUNAS

## RESUMO

Até o momento poucos estudos sobre a estrutura de populações da fauna foram realizados e a maioria das espécies ainda é categorizada por distribuição e extensão de ocorrência em fontes como a Lista Vermelha da IUCN. Estimativas populacionais precisas de parâmetros como abundância e sobrevivência são necessárias para avaliar o estado da população e para sugestão de atividades de manejo para as espécies e seus habitats. Por meio de modelos de marcação e recaptura e com o uso do modelo robusto de Pollock, estimamos o tamanho populacional, a sobrevivência e a detectabilidade em três populações da lagartixa-das-dunas, *Liolaemus arambarensis*. Buscamos avaliar como a estrutura populacional da espécie reflete seu *status* de conservação e quais as relações com o habitat em que ela ocorre. O tamanho populacional para indivíduos maduros foi maior do que 250 indivíduos e menor do que 2500 indivíduos, o que confere, segundo a IUCN, com a categoria Em Perigo de extinção. Um diferencial do nosso estudo foi a viabilidade de estimarmos parâmetros populacionais para indivíduos jovens. Ainda assim, as estimativas para jovens foram bastante próximas dos valores para os adultos. A probabilidade de sobrevivência nos três grupos (fêmeas adultas, machos adultos e jovens) foi alta (variando de 0.74 a 0.85), ao passo que as probabilidades de captura e de recaptura foram baixas (variando de 0.01 a 0.22). Sugerimos fortemente que a espécie seja monitorada a longo prazo para detecção de padrões na flutuação das populações e possíveis declínios. Programas de monitoramento da espécie beneficiariam também as áreas de restinga arenosas da Planície Costeira do sul do Brasil, região extremamente fragmentada e que sofre por degradação e alteração de seu habitat. Com essas informações, haveria a possibilidade de planejar ações de conservação efetivas para diversos organismos ocorrentes nessas áreas.

**Palavras-Chave:** Modelo Robusto, detecção imperfeita, tamanho populacional, sobrevivência, Lista Vermelha IUCN, monitoramento, Planície Costeira

## INTRODUÇÃO

Listas de espécies ameaçadas de extinção são ferramentas importantes na tomada de decisões sobre seleção de áreas prioritárias e conservação de espécies e de habitats. A importância dessas listas tem crescido ao longo dos anos, buscando monitorar táxons ocorrentes em habitats com declínio de biodiversidade, definir prioridades para busca de recursos para conservação e atingir áreas geográficas ainda não exploradas (ver Miller *et al.*, 2007). Atualmente, a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*, [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)) é reconhecida como a maior e mais atualizada fonte de informações sobre o estado de conservação de plantas, de animais e de fungos, além de suas relações com a conservação das áreas em que ocorrem (Miller *et al.*, 2007; IUCN, 2012a). A Lista Vermelha da IUCN possibilita que planejamentos, não só com relação às espécies, mas também aos ambientes e às interações, sejam implementados em escalas locais, regionais ou globais, tornando-se uma ferramenta fundamental no âmbito conservacionista (Rodrigues *et al.*, 2006).

Para isso, a IUCN delimitou critérios que permitem a classificação das espécies em diversas categorias de ameaça. Os critérios mais utilizados são embasados em dados de distribuição geográfica como extensão de ocorrência e área de ocupação. Contudo, a IUCN (2015) recomenda que sejam realizados estudos que revelem estimativas populacionais, como tamanho e estrutura e, principalmente, tendências como declínio e flutuações (ver Sewell *et al.*, 2012). O conhecimento de estimativas populacionais permite o acompanhamento e a persistência a longo prazo de espécies com alta probabilidade de extinção por causas demográficas ou genéticas que muitas vezes não são conhecidas (Mace & Lande, 1991). É grande a falta de informação sobre esses parâmetros para a maioria das espécies e, por esse motivo, os critérios populacionais ainda são pouco utilizados.



Uma das regiões mais estudadas no Brasil para implementação de programas de conservação do habitat e monitoramento de espécies são as áreas florestais (Overbeck *et al.*, 2015). Contudo, ecossistemas chamados não-florestais são pouco visados, mesmo cobrindo grandes áreas do País, abrigando alta biodiversidade e evidenciando altas taxas de endemismo (Overbeck *et al.*, 2015). Áreas de restinga da Planície Costeira do Brasil são exemplos de regiões não-florestais consideradas bastante frágeis e muito propensas à degradação e fragmentação do habitat (Moreno-Casassola, Martínez & Castillo-Campos, 2008). As áreas de restingas arenosas, em sua grande maioria, são pequenas, altamente fragmentadas e o sistema de unidades de conservação é precário (WWF, 2001; Bilenca & Miñarro, 2004).

O efeito que a fragmentação dessas regiões gera na comunidade de espécies que nelas ocorrem ainda é desconhecido (Constantino *et al.*, 2003). Além da redução do habitat, o surgimento de pequenas manchas isoladas também gera mudanças nas propriedades e no microclima do habitat remanescente (ver Saunders, Hobbs & Margules, 1991; Fahrig, 2003; Laurance *et al.*, 2002, 2011). Alguns dos fatores que resultam na fragmentação dos habitats de restinga são a ocupação humana e a especulação imobiliária, com elevação da densidade demográfica da zona costeira nas últimas décadas (Rocha *et al.*, 2004, 2005, 2008; Zamith & Scarano, 2006). A região concentra cerca de um quarto da população humana do Brasil - em aproximadamente 400 municípios – resultando em uma densidade demográfica média de 87 ind/km<sup>2</sup> (Ministério do Meio Ambiente, 2007). Esse valor é aproximadamente cinco vezes maior do que a densidade média de todo o País (17 ind/km<sup>2</sup>; Ministério do Meio Ambiente, 2007). Além disso, a região também está ameaçada pelo aumento da silvicultura, que vêm ocupando gradativamente as áreas naturais, principalmente com plantações de espécies exóticas como *Pinus* e *Eucalyptus* (Viera & Rangel, 1988; Seeliger, Odebrecht & Castello, 1998; Becker, Ramos & Moura, 2007; Souza-Filho & Verrastro, 2012); pela diminuição da

umidade e da cobertura vegetal do solo; e pela drenagem dos banhados e rebaixamento do nível das lagoas (Vega, Bellagamba & Fitzgerald, 2000; Vega, 2001).

A perda de habitat e a fragmentação causam ainda mais impacto em espécies com habitat muito especializado e distribuição restrita. Esse é o caso da lagartixa-das-dunas, *Liolaemus arambarensis* (Verrastro *et al.*, 2003). A espécie é conhecida somente para uma área de 993 km<sup>2</sup>, sendo endêmica da Planície Costeira do estado do Rio Grande do Sul, no Brasil. Enquadra-se na categoria Em Perigo na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, devido à sua extensão de ocorrência menor do que 1000 km<sup>2</sup>, segundo o critério B1ab(iii) (Espinoza, 2010). A espécie também se encontra na categoria Em Perigo na Lista de Espécies da Fauna do Rio Grande do Sul Ameaçadas de Extinção (LIVE, 2014) e na Lista de Espécies da Fauna do Brasil Ameaçadas de Extinção (ICMBio, 2014). As listas do Rio Grande do Sul e do Brasil utilizam os mesmos critérios da IUCN para classificação das espécies.

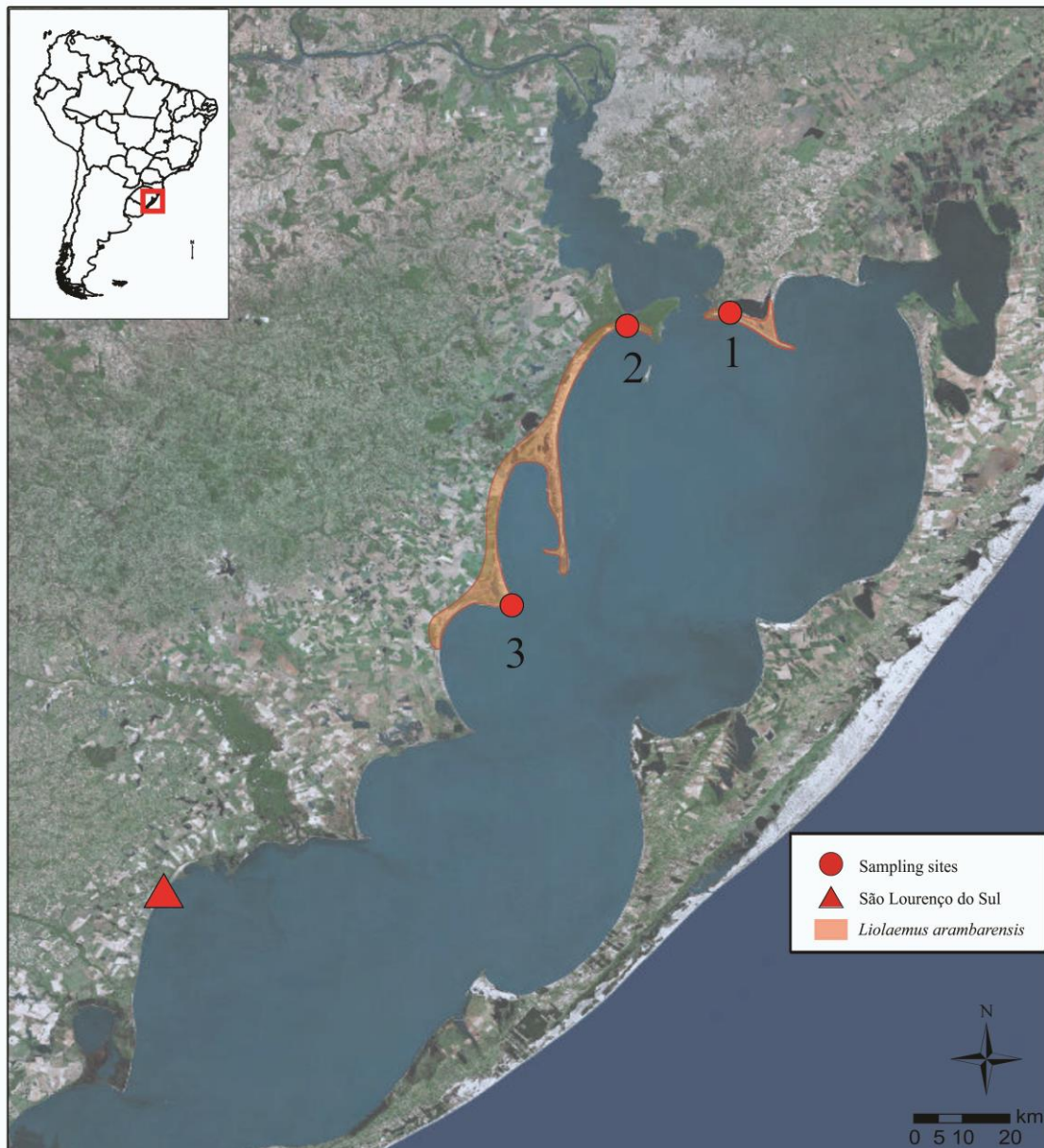
Apenas cinco populações de *L. arambarensis* são conhecidas dentro da sua área de ocorrência (Municípios de Viamão, Barra do Ribeiro, Tapes, Arambaré e São Lourenço do Sul). Contudo, a população de São Lourenço do Sul, limite sul da espécie, não tem sido encontrada nos últimos anos (Verrastro, observação pessoal). Silva (2013) encontrou evidência de que as cinco populações estão isoladas geneticamente. A faixa de areia entre as localidades em que a espécie ocorre é descontínua, impedindo, assim, a migração de indivíduos entre as populações. A espécie é encontrada apenas nas áreas de restinga, associada ao solo arenoso e à vegetação herbácea e arbustiva nas margens da Lagoa dos Patos (Verrastro *et al.*, 2003). Devido a sua restrição a uma região de grande interesse econômico, pode ser observada ao longo do tempo uma diminuição do habitat natural da espécie. Isso faz com que essas últimas áreas de restinga remanescentes tornem-se importantes locais de conservação das espécies ocorrentes, principalmente das espécies endêmicas. Assim,

buscamos avaliar o estado atual dos parâmetros vitais da espécie (tamanho populacional e sobrevivência) e como a estrutura populacional de *L. arambarensis* reflete a avaliação de seu *status* de conservação. Acreditamos que o grau de ameaça da espécie possa ter sido subestimado por considerar apenas a distribuição restrita da espécie como critério de avaliação. Com a avaliação dos parâmetros populacionais, podemos trazer informações que permitam uma avaliação mais refinada do seu *status* de conservação.

## MÉTODOS

### Área de estudo:

Selecionamos três populações de *L. arambarensis* para amostragem, dentre as cinco conhecidas. Buscamos maximizar o número de populações amostradas dentro da extensão de ocorrência da espécie considerando restrições logísticas. Assim, selecionamos as seguintes populações: Parque Estadual de Itapuã, Município de Viamão (30°23'01.0"S 51°00'32.0"W); na Reserva Particular do Patrimônio Natural Barba Negra, Município de Barra do Ribeiro (30°24'17.8"S 51°10'59.1"W); e em uma fazenda particular, Município de Tapes (30°52'32.0"S 51°22'37.1"W) (Fig. 1). As três localidades estão situadas na Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil, e compreendem uma faixa de areia de cerca de 30 km. A Planície Costeira é composta por mosaicos de regiões de areia e de dunas, com a presença de áreas úmidas como banhados, turfeiras e matas paludosas e complexos sistemas de lagoas (Tomazelli, Dillenburg & Villwock, 2000; Becker *et al.*, 2007). O clima da região é subtropical úmido, com precipitação anual variando entre 1100 e 1300 mm e temperatura anual entre 16 e 18°C (Moreno, 1961).



**Figura 1** Mapa de distribuição de *Liolaemus arambarensis*. O polígono laranja indica a área de ocorrência da espécie. Os círculos vermelhos indicam as áreas de amostragem desse estudo. O triângulo vermelho representa São Lourenço do Sul, região considerada limite sul de distribuição da espécie e onde há alguns anos não são mais avistados os lagartos (Verrastro, observação pessoal). 1 – Parque Estadual de Itapuã, Município de Viamão; 2 – Reserva Particular do Patrimônio Natural Barba Negra, Município de Barra do Ribeiro; 3 – Fazenda particular, Município de Tapes.

### **Coleta de dados:**

Realizamos entre cinco e seis visitas a campo de Dezembro de 2014 a Dezembro de 2015, em cada uma das populações. Cada visita a campo variou de três a cinco dias de amostragem, totalizando cinco ocasiões em Tapes (21 dias de amostragem), cinco ocasiões em Barra do Ribeiro (22 dias de amostragem), e seis ocasiões em Viamão (23 dias de amostragem).

O tamanho da área de amostragem variou em cada localidade – 7,2 ha (cerca de 34% da área) em Tapes, 3,02 ha (cerca de 4% da área) em Barra do Ribeiro e 4 ha (cerca de 3% da área) em Viamão. A área selecionada foi inteiramente percorrida ao longo do dia de coleta. Com o auxílio de dois a quatro observadores, buscamos localizar os indivíduos por Procura Visual (Crump & Scott, 1994), não limitada por tempo. Marcamos os lagartos capturados utilizando amputação de falanges em códigos alfanuméricos. Em cada captura registramos o comprimento rostro-cloacal (CRC) com paquímetro (0.05 mm de precisão), o sexo e a classe etária, divididos em jovens ou adultos. Fêmeas apresentam de dois a quatro poros pré-cloacais e machos de quatro a sete. Além disso, machos apresentam, quando adultos, coloração alaranjada na região do papo e das coxas (Verrastro *et al.*, 2003). Fêmeas foram consideradas adultas a partir de 40,7 mm de CRC e machos a partir de 45,8 mm de CRC (Verrastro, 2001). Os indivíduos foram soltos no mesmo local em que foram avistados pela primeira vez, após a coleta de informações. As variáveis ambientais de interesse - temperatura média do ar, pluviosidade, velocidade do vento e radiação solar - foram obtidas por meio das estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) mais próximas das áreas de amostragem: Estação Automática de Camaquã e Estação Automática de Porto Alegre. O projeto foi aprovado pelo comitê de ética (nº 22984 CEUA/UFRGS) e possuiu licença para coleta e atividades científicas (SISBIO 34260-2).

### **Modelo de marcação e recaptura:**

Para estimar as taxas vitais das populações de *L. arambarensis* utilizamos o modelo robusto de Pollock (Pollock, 1982). O modelo robusto estima a probabilidade de sobrevivência aparente ( $\Phi$ , probabilidade real de sobreviver e permanecer na área), a probabilidade de emigração temporária ( $\Upsilon$ ), a probabilidade da primeira captura ( $p$ ), a probabilidade de recaptura ( $c$ , probabilidade de não emigrar e ser encontrado) e a abundância. Utilizamos o estimador “*Huggins closed capture*” para testar as covariáveis individuais (Huggins 1989, 1991).

O modelo robusto considera aspectos de populações fechadas e abertas, assumindo pressupostos de ambos os modelos (Williams, Nichols & Conroy, 2002). Entre as ocasiões primárias (visitas a campo), a população é considerada aberta e o modelo estima probabilidade de sobrevivência aparente ( $\Phi$ ) e a probabilidade de emigração temporária ( $\Upsilon$ ). Entre as ocasiões secundárias (dias de amostragem), a população é considerada fechada, ou seja, sem ganhos (de natalidade e de imigração) e sem perdas (de morte e de emigração). Nesse caso, o modelo estima a probabilidade de captura ( $p$ ), a probabilidade de recaptura ( $c$ ) e a abundância ( $N$ , como um parâmetro derivado, a partir da comparação da proporção de animais marcados e não marcados em amostragens sucessivas). Os intervalos de tempo entre ocasiões secundárias precisam ser curtos o suficiente, de acordo com informações biológicas, para que seja assumido o fechamento da população (Cooch & White, 2015). Posteriormente, calculamos a densidade dividindo o número de indivíduos pelo tamanho da área amostrada, assumindo uma área homogênea, com mesma probabilidade de ocorrência dos lagartos em toda a área. Antes da construção dos modelos ajustamos os intervalos de tempo entre as ocasiões primárias por serem irregulares.

A amostragem em duas escalas temporais distintas (ocasiões primárias e ocasiões secundárias) apresenta vantagens com relação a outros modelos (Williams *et al.*, 2002). Uma vantagem é a obtenção de estimativas mais robustas dos parâmetros, principalmente com relação à heterogeneidade nas probabilidades de captura (Williams *et al.*, 2002). Outra possibilidade que o modelo permite, e que não é possível quando consideramos modelos de população aberta e fechada separadamente, é a estimativa de emigração temporária, que considera a indisponibilidade temporária dos indivíduos na área de estudo (Kendall, Nichols & Hines, 1997). As estimativas de emigração temporária são demonstradas por dois parâmetros:  $\gamma''$  e  $\gamma'$ . O parâmetro  $\gamma''$  se refere à probabilidade do indivíduo que estava dentro da área de estudo em uma determinada ocasião  $t$ , sair da área em uma ocasião  $t+1$ . Já o parâmetro  $\gamma'$  é a probabilidade do indivíduo que estava fora da área de estudo em uma ocasião  $t$ , permanecer fora da área em uma ocasião  $t+1$  (ver Kendall *et al.*, 1997). Devido ao fato de *L. arambarensis* ser uma espécie altamente territorialista, ser forrageador de espreita e possuir tamanhos pequenos de área de vida (Verrastro, dados não publicados), assumimos que a emigração temporária é nula, ou seja, não há movimento temporário na área de amostragem. Para isso, fixamos em zero os parâmetros  $\gamma$  dos modelos testados.

Obtivemos estimativas de todos os parâmetros para os três grupos já definidos: fêmeas adultas, machos adultos e jovens (sem determinação do sexo). Com isso, construímos modelos em que a sobrevivência aparente variou em função dos grupos (GROUP) ou permaneceu constante (.). Para incluir a detecção imperfeita nos modelos, consideramos variações na probabilidade de captura e na de recaptura em função dos grupos (GROUP) e das variáveis ambientais (ABIOTIC – médias diárias da temperatura do ar, da velocidade do vento, da pluviosidade e da radiação solar), além de modelarmos captura e recaptura constante (.). Utilizamos em todos os modelos as quatro variáveis juntas (efeito aditivo) e chamamos as quatro covariáveis de ABIOTIC. Suspeitamos que a captura e a recaptura variem de acordo

com o sexo e com a idade devido às diferenças de área de vida entre os grupos (Verrastro, dados não publicados) e à dificuldade de captura de indivíduos de menor tamanho (jovens).

Nesse contexto, construímos seis modelos representando hipóteses *a priori* a respeito dos efeitos das covariáveis sobre os parâmetros. Os modelos construídos foram os mesmos para as três populações amostradas. Devido ao fato do modelo robusto não incluir um teste de ajuste dos modelos aos dados (*Goodness-of-fit*, GOF), realizamos o “*median c-hat test*” unindo as ocasiões secundárias e utilizando a abordagem do modelo Cormarck-Jolly-Seber. As estimativas dos parâmetros foram transformadas utilizando a função de ligação logit, com intervalo de confiança de 95%. Todos os modelos foram construídos no programa MARK (White & Burnham, 1999).

Classificamos os modelos utilizando o Critério de Informação de Akaike (Akaike’s Information Criterion, AIC), ajustado para tamanhos amostrais pequenos e para o valor do *c-hat* (QAICc) (Burnham & Anderson, 2002). Calculamos as estimativas a partir da média dos modelos, de acordo com o peso de cada um, para incluir a incerteza dos modelos (*model averaging*, Burnham & Anderson, 2002). Testamos *a priori* as diferenças quando considerados  $p$  igual a  $c$  ou  $p$  diferente de  $c$  (esses dados não estão representados). A partir disso, decidimos considerar apenas os modelos que separavam a probabilidade de captura da probabilidade de recaptura. Utilizamos o modelo com menor valor de QAIC (melhor ranqueado) para reportar os valores de  $\beta$ , ou seja, o efeito das covariáveis utilizadas. Esse efeito pode ser significativo ou não e, se influente, pode ser positivo ou negativo. Calculamos o peso relativo de cada variável somando o peso dos modelos ( $w$ ) em que elas estão incluídas, segundo Burnham & Anderson (2002). Consideramos relevantes os pesos maiores do que 50% (Barbieri & Berger, 2004).



## RESULTADOS

O número total de capturas entre as populações amostradas variou de 193 a 805 (Tabela 1). O número de capturas em cada ocasião primária variou de 104 a 299 em Tapes, de 36 a 161 em Barra do Ribeiro e de 2 a 91 em Viamão. Em Tapes, 64,7% dos lagartos (334 indivíduos) foram capturados apenas uma vez e 5,4% (28 indivíduos) foram capturados de quatro a seis vezes. Já em Barra do Ribeiro, 76,2% (225 indivíduos) foram capturados apenas uma vez e 2,3% (7 indivíduos) foram capturados de quatro a seis vezes. Os números correspondentes para a população de Viamão foram 82,6% (133 indivíduos) capturados apenas uma vez e apenas um animal foi capturado quatro vezes. Nenhum indivíduo foi capturado mais de quatro vezes.

**Tabela 1** Números totais de capturas, número de indivíduos marcados e número de indivíduos entre os três grupos (fêmeas adultas, machos adultos e jovens) de *L. arambarensis* nas três populações amostradas (Tapes, Barra do Ribeiro e Viamão).

	Tapes	Barra do Ribeiro	Viamão
Captures	805	402	193
Individuals	516	295	161
Females	104	63	39
Males	90	33	32
Juveniles	322	199	90

Os modelos foram ajustados a partir do teste de bondade de ajuste com valores de 2.43, 1.93 e 1.43 de *c-hat* para as três áreas amostradas - Tapes, Barra do Ribeiro e Viamão, respectivamente. Para Tapes e Barra do Ribeiro, as variáveis que apresentaram maior peso de QAICc acumulado foram os dados abióticos nas probabilidades de captura e de recaptura (Tabela 2). Para Viamão, o que apresentou maior influência foi o grupo na probabilidade de sobrevivência aparente, contudo não foi considerada relevante (Tabela 2).

**Tabela 2** Peso do AICc acumulado das variáveis utilizadas para modelar probabilidade de sobrevivência aparente ( $\phi$ ), probabilidade de captura (p) e probabilidade de recaptura (c).

Variable	Cumulative AICc weight		
	Tapes	Barra do Ribeiro	Viamão
$\phi$ (Group)	0.31	0.53	0.24
p(Abiotic)	0.98	0.79	0.01
p(Group)	0.13	0.00	0.00
c(Abiotic)	0.98	0.79	0.01
c(Group)	0.13	0.00	0.00

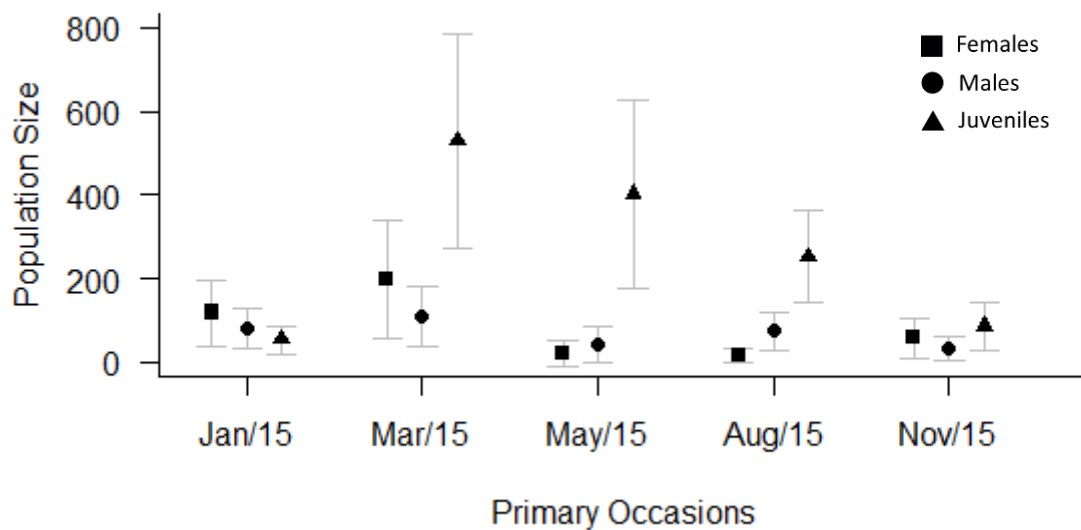
**Tapes:**

Os modelos candidatos foram ranqueados de forma diferente nas três populações (Tabelas 3, 4 e 5). Para a população de Tapes, os três modelos melhor ranqueados foram mais parcimoniosos, dividindo o peso entre eles (Tabela 3). Apesar disso, a diferença entre os modelos ( $\Delta$ QAICc) é alta. O modelo melhor ranqueado foi o que incluiu as variáveis climáticas nas probabilidades de captura e de recaptura (Tabela 3). De acordo com seu peso, o modelo explicou cerca de 67% dos dados.

**Tabela 3** Resultado da seleção de modelos para a população de *L. arambarensis* amostrada no Município de Tapes. QAICc - Critério de Informação de Akaike ajustado para tamanhos amostrais pequenos e para o valor de *c-hat*;  $\Delta$ QAICc - diferença entre o primeiro modelo e o modelo atual; *w* - peso do modelo; *k* - número de parâmetros; QDeviance - diferença entre o modelo atual e o modelo saturado.

Model	QAICc	$\Delta$ QAICc	<i>w</i>	<i>k</i>	QDeviance
$\phi$ (.) $\gamma$ "(Fix) $\gamma$ "(Fix) p(Abiotic) c(Abiotic)	1481.72	0.00	0.67	13	1455.26
$\phi$ (Group) $\gamma$ "(Fix) $\gamma$ "(Fix) p(Abiotic) c(Abiotic)	1484.32	2.60	0.18	15	1453.72
$\phi$ (Group) $\gamma$ "(Fix) $\gamma$ "(Fix) p(Group+Abiotic) c(Group+Abiotic)	1484.92	3.20	0.13	19	1445.95
$\phi$ (Group) $\gamma$ "(Fix) $\gamma$ "(Fix) p(.) c(.)	1493.04	11.32	0.00	7	1482.96
$\phi$ (.) $\gamma$ "(Fix) $\gamma$ "(Fix) p(.) c(.)	1493.83	12.11	0.00	5	1483.75
$\phi$ (Group) $\gamma$ "(Fix) $\gamma$ "(Fix) p(Group) c(Group)	1496.07	14.35	0.00	11	1473.74

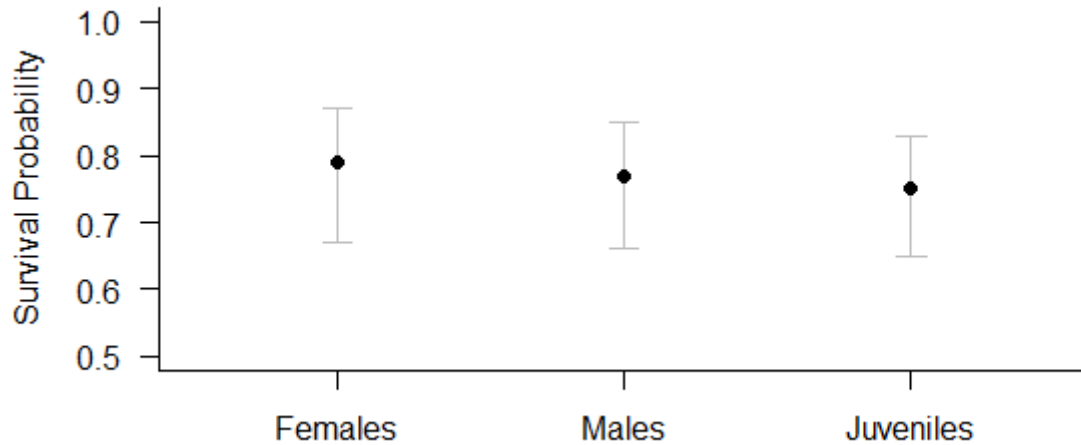
A abundância variou, entre as ocasiões primárias, de 16 a 199 indivíduos com relação aos adultos (16 a 199 fêmeas e 34 a 108 machos) e de 53 a 529 indivíduos com relação aos jovens (Fig. 2). Estimamos uma densidade variando, também entre as ocasiões primárias, de 2 a 27 indivíduos adultos por hectare e de 7 a 74 indivíduos jovens por hectare.



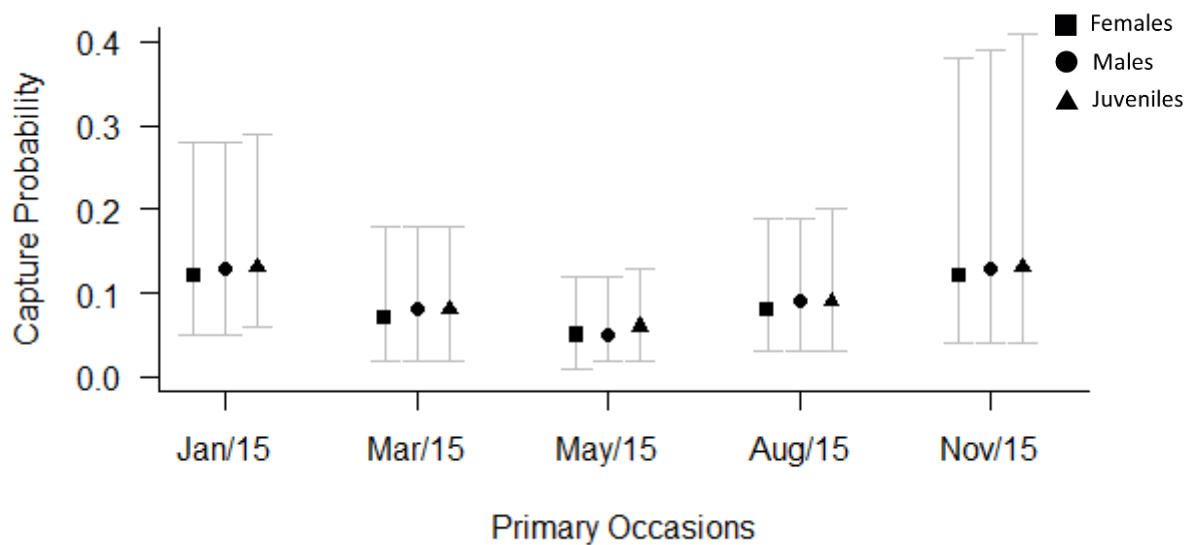
**Figura 2** Estimativas de tamanho populacional de fêmeas adultas (quadrado), de machos adultos (círculo) e de jovens (triângulo) de *L. arambarensis* na população de Tapes. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam o intervalo de confiança de 95%.

A probabilidade de sobrevivência mensal foi similar entre os três grupos de indivíduos que comparamos (Fig. 3). Nos parâmetros relativos à detecção, as probabilidades de captura e de recaptura foram semelhantes entre os sexos em cada ocasião secundária e ligeiramente mais altas nos meses mais quentes do ano (Janeiro e Novembro, Fig. 4 e 5). Os valores de  $p$  e  $c$  variaram, de acordo com os dias de amostragem, entre 0.03 – 0.19 e 0.07 – 0.19, respectivamente. A velocidade do vento e a radiação solar foram as únicas variáveis abióticas

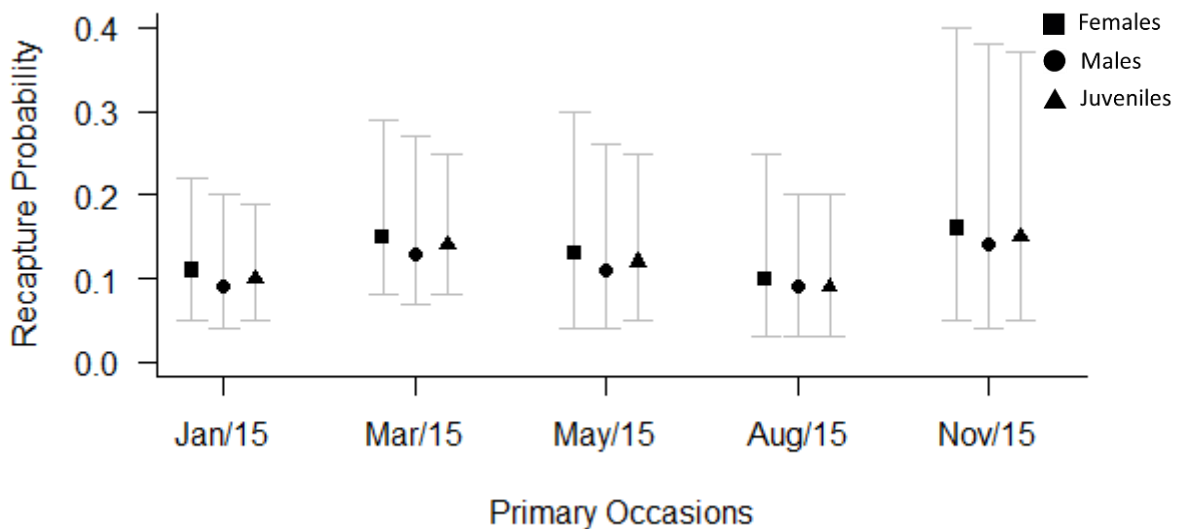
que apresentaram efeito na detecção ( $\beta_{\text{vento}}=-0,73$  IC=-1,11 - -0,35,  $\beta_{\text{Radiação}}=0,001$  IC=0,0001 - 0,001, respectivamente).



**Figura 3** Sobrevivência aparente mensal de fêmeas adultas, machos adultos e jovens de *L. arambarensis* na área amostrada no Município de Tapes. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança de 95%.



**Figura 4** Probabilidades de captura ( $p$ ) de fêmeas adultas (quadrado), de machos adultos (círculo) e de jovens (triângulo) de *L. arambarensis* na área amostrada no Município de Tapes. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança de 95%.



**Figura 5** Probabilidades de recaptura ( $c$ ) de fêmeas adultas (quadrado), de machos adultos (círculo) e de jovens (triângulo) de *L. arambarensis* na área amostrada no Município de Tapes. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança de 95%.

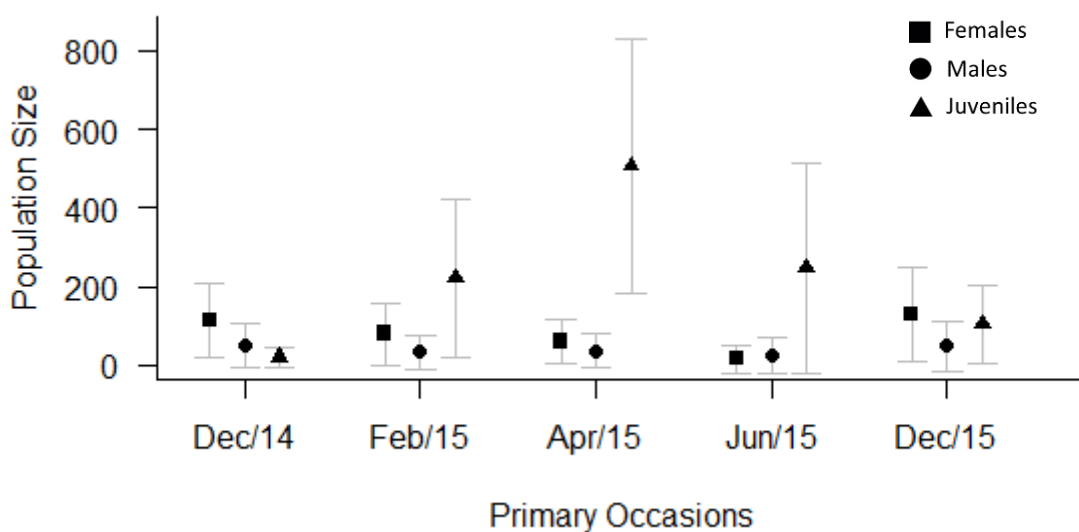
#### **Barra do Ribeiro:**

Para a população de Barra do Ribeiro, os dois primeiros modelos ranqueados dividiram grande parte do peso entre todos os modelos (Tabela 4). O primeiro considerou a influência do grupo na sobrevivência e das variáveis abióticas na captura e na recaptura. O segundo considerou apenas a influência das variáveis abióticas na detecção. A diferença entre os dois modelos ( $\Delta Q A I C c$ ) é baixa (0.99). O primeiro modelo explica 49% dos dados, enquanto o segundo explica 30% dos dados, segundo o peso de cada modelo.

**Tabela 4** Resultado da seleção de modelos para a população de *L. arambarensis* amostrada no Município de Barra do Ribeiro. QAICc - Critério de Informação de Akaike ajustado para tamanhos amostrais pequenos e para o valor de *c-hat*;  $\Delta$ QAICc - diferença entre o primeiro modelo e o modelo atual; *w* - peso do modelo; *k* - número de parâmetros; QDeviance - diferença entre o modelo atual e o modelo saturado.

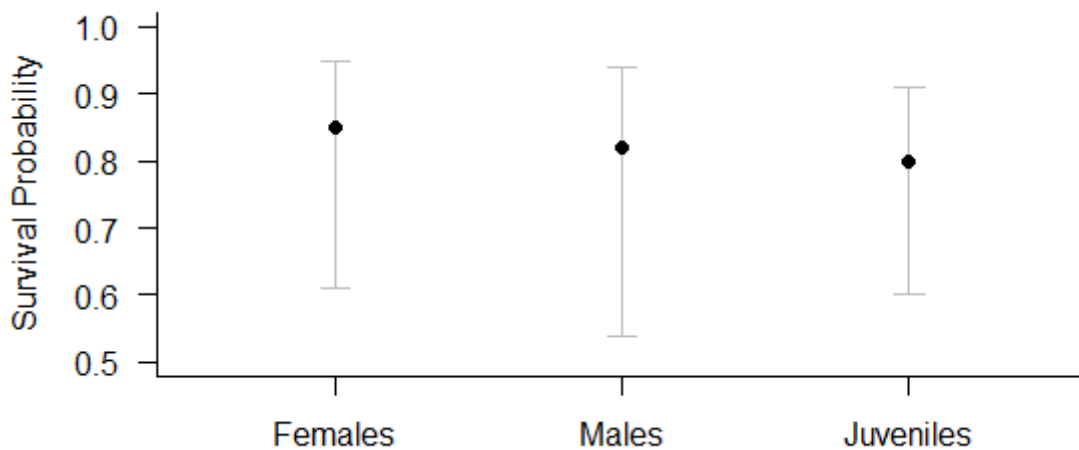
Model	QAICc	$\Delta$ QAICc	<i>w</i>	<i>k</i>	QDeviance
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Abiotic}) c(\text{Abiotic})$	927.50	0.00	0.49	15	900.56
$\phi(.) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Abiotic}) c(\text{Abiotic})$	928.50	0.99	0.30	13	901.56
$\phi(.) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(.) c(.)$	929.99	2.48	0.14	5	919.83
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(.) c(.)$	932.27	4.76	0.04	7	917.99
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Group}) c(\text{Group})$	937.40	9.89	0.00	11	914.72
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Group+Abiotic}) c(\text{Group+Abiotic})$	937.86	10.35	0.00	19	897.87

A abundância na população de Barra do Ribeiro variou, entre as ocasiões primárias, de 17 a 128 indivíduos com relação aos adultos (17 a 128 fêmeas e 25 a 49 machos) e de 19 a 505 indivíduos com relação aos jovens (Fig. 6). Estimamos uma densidade variando, também entre as ocasiões primárias, de 5 a 42 indivíduos adultos por hectare e de 6 a 167 indivíduos jovens por hectare.

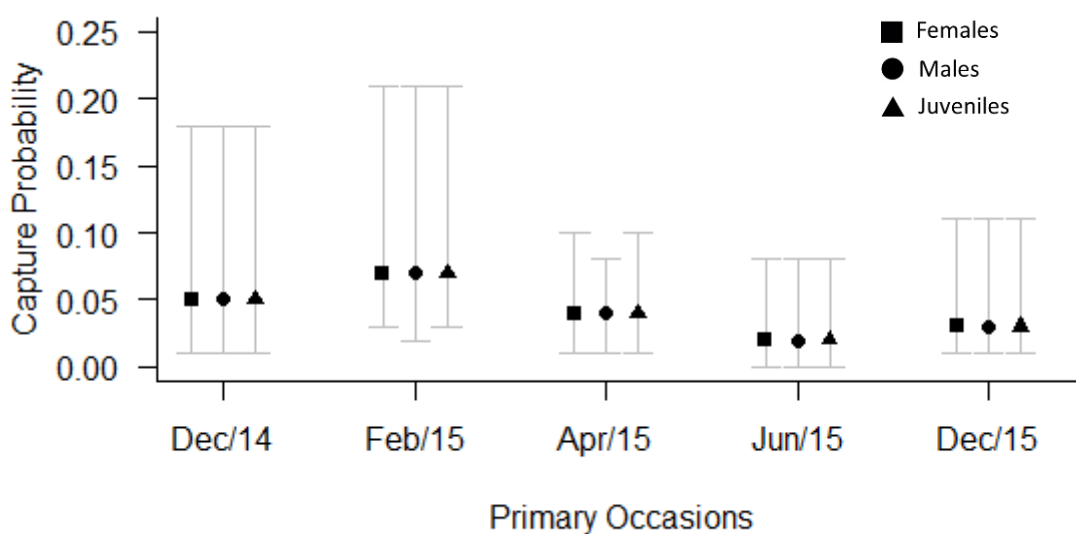


**Figura 6** Estimativas de tamanho populacional de fêmeas adultas (quadrado), de machos adultos (círculo) e de jovens (triângulo) de *L. arambarensis* na população de Barra do Ribeiro. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam o intervalo de confiança de 95%.

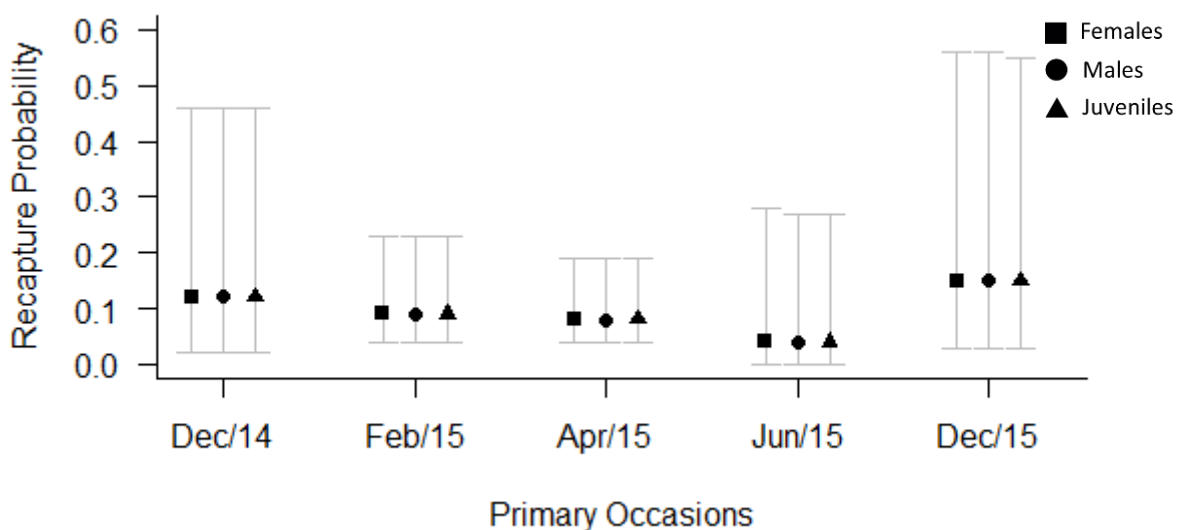
A probabilidade de sobrevivência mensal em Barra do Ribeiro foi um pouco mais alta do que a observada na população de Tapes, mas apresentou a mesma similaridade entre os três grupos (0,85 para fêmeas adultas, 0,82 para machos adultos e 0,80 para jovens, Fig. 7). As probabilidades de captura e de recaptura foram próximas entre os sexos em cada ocasião secundária e mais altas entre os meses de Dezembro e Fevereiro (Fig. 8 e 9). Os valores de  $p$  e  $c$  variaram, de acordo com os dias de amostragem, entre 0.01 – 0.08 e 0.03 – 0.22, respectivamente. A radiação solar foi a única variável que apresentou efeito na captura ( $\beta_{\text{Radiação}}=0.001$  IC=0,0003 – 0,002).



**Figura 7** Sobrevivência aparente mensal de fêmeas adultas, machos adultos e jovens de *L. arambarensis* na área amostrada no Município de Barra do Ribeiro. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança de 95%.



**Figura 8** Probabilidades de captura ( $p$ ) de fêmeas adultas (quadrado), de machos adultos (círculo) e de jovens (triângulo) de *L. arambarensis* na área amostrada no Município de Barra do Ribeiro. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança de 95%.



**Figura 9** Probabilidades de recaptura ( $c$ ) de fêmeas adultas (quadrado), de machos adultos (círculo) e de jovens (triângulo) de *L. arambarensis* na área amostrada no Município de Barra do Ribeiro. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança de 95%.



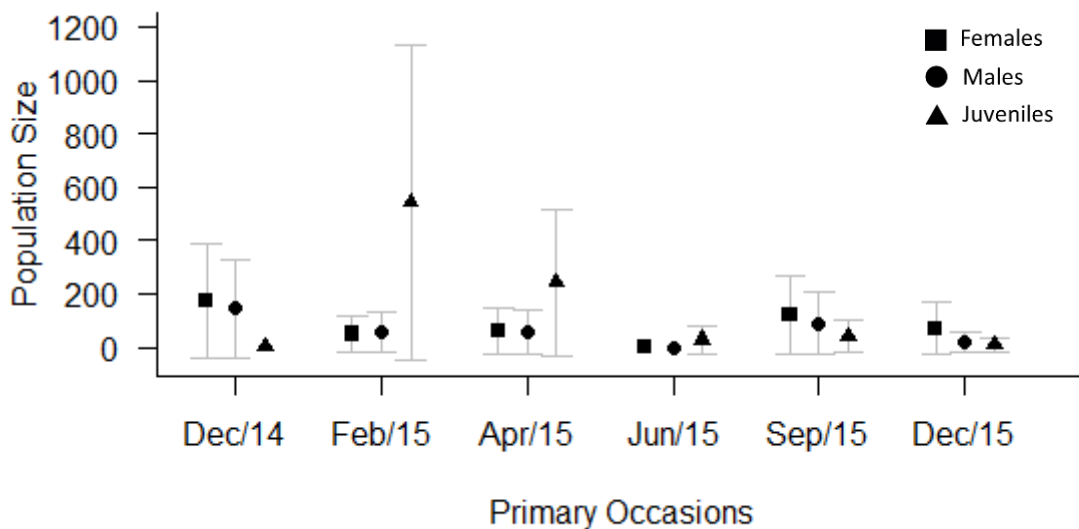
### Viamão:

Na população de Viamão, o modelo melhor ranqueado indica que as covariáveis não tiveram efeito sobre os parâmetros estimados (Tabela 5). O modelo explicou cerca de 74% dos dados obtidos.

**Tabela 5** Resultado da seleção de modelos para a população de *L. arambarensis* amostrada no Município de Viamão. QAICc - Critério de Informação de Akaike ajustado para tamanhos amostrais pequenos e para o valor de *c-hat*;  $\Delta$ QAICc - diferença entre o primeiro modelo e o modelo atual; *w* - peso do modelo; *k* - número de parâmetros; QDeviance - diferença entre o modelo atual e o modelo saturado.

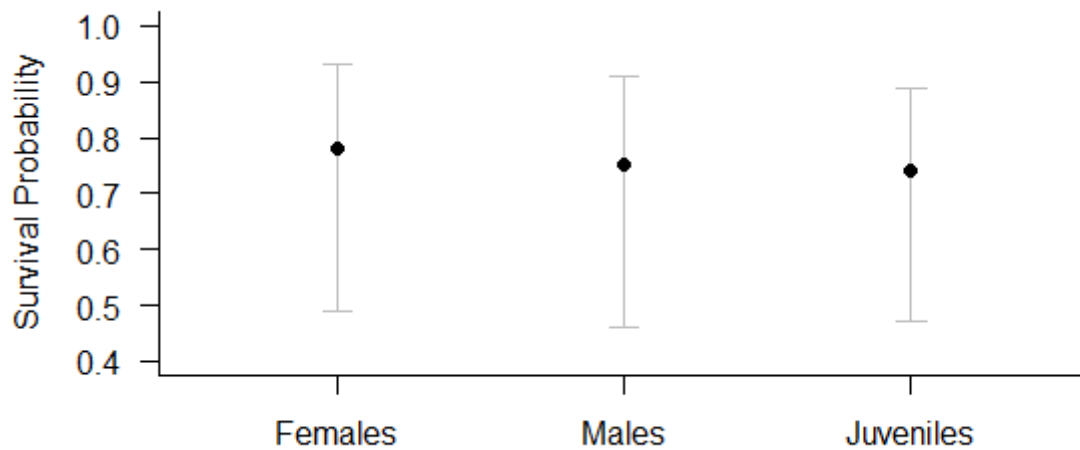
Model	QAICc	$\Delta$ QAICc	<i>w</i>	<i>k</i>	QDeviance
$\phi(\cdot) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\cdot) c(\cdot)$	544.83	0.00	0.74	5	534.51
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\cdot) c(\cdot)$	547.12	2.28	0.23	7	532.52
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Abiotic}) c(\text{Abiotic})$	553.17	8.33	0.01	15	525.13
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Group}) c(\text{Group})$	553.89	9.05	0.00	11	530.43
$\phi(\cdot) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Abiotic}) c(\text{Abiotic})$	555.44	10.60	0.00	13	527.41
$\phi(\text{Group}) \gamma''(\text{Fix}) \gamma'(\text{Fix}) p(\text{Group+Abiotic}) c(\text{Group+Abiotic})$	566.19	21.35	0.00	19	523.80

Em Viamão observamos uma variação mais alta na abundância, oscilando, de acordo com as ocasiões primárias, entre zero e 172 indivíduos adultos (0 a 172 fêmeas e 0 a 144 machos) e 2 e 540 indivíduos jovens (Fig. 10). Estimamos uma densidade variando, também entre as ocasiões primárias, de zero a 43 indivíduos adultos por hectare e de zero a 135 indivíduos jovens por hectare.



**Figura 10** Estimativas de tamanho populacional de fêmeas adultas (quadrado), de machos adultos (círculo) e de jovens (triângulo) de *L. arambarensis* na população de Viamão. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam o intervalo de confiança de 95%.

A probabilidade de sobrevivência aparente mensal foi bastante semelhante à das outras duas populações, seguindo os mesmos padrões (0,78 para fêmeas adultas, 0,75 para machos adultos e 0,74 para jovens, Fig. 11). Os valores de  $p$  e  $c$  foram mais baixos para essa população, com 2% de probabilidade de captura para fêmeas (IC=0,00 – 0,07), machos (IC=0,00 – 0,13) e jovens (IC=0,00 – 0,07) em todas as ocasiões e 5% (IC=0,03-0,10) de probabilidade de recaptura para os três grupos, também em todas as ocasiões. Os dados abióticos não apresentaram um peso acumulado relevante na detecção (0,01, Tabela 2).



**Figura 11** Sobrevivência aparente mensal de fêmeas adultas, machos adultos e jovens de *L. arambarensis* na área amostrada no Município de Viamão. Os valores foram gerados a partir da média dos modelos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança de 95%.

## DISCUSSÃO

As estimativas de tamanho populacional envolvendo as três áreas amostradas variaram entre zero e 199 indivíduos adultos e dois e 540 indivíduos jovens. O tamanho populacional variou pouco durante o ano entre os adultos, mas ainda assim podemos observar um aumento no número de indivíduos nos meses relativos ao período reprodutivo da espécie (setembro a março; Verrastro, 2001). O pico de indivíduos jovens ocorreu entre os meses de fevereiro e abril, o que corresponde com o período de nascimento dos lagartos no final da época reprodutiva descrita para a espécie (Verrastro *et al.*, 2003). Devido ao intervalo de confiança menor das estimativas e a uma maior porcentagem de área amostrada, acreditamos que Tapes tenha sido a população com valores mais próximos à realidade. Viamão foi a área em que tivemos maior dificuldade de captura e de recaptura dos indivíduos e isso explica estimativas altas na abundância – devido ao fato de que o tamanho populacional é estimado como um parâmetro derivado comparando o número de indivíduos marcados e não marcados. Contudo, a densidade calculada apresentou valores próximos para adultos e para jovens entre as

populações de Barra do Ribeiro e de Viamão (Tapes: 2 a 27 adultos/ha e 7 a 74 jovens/ha; Barra do Ribeiro: 5 a 42 adultos/ha e 6 a 167 jovens/ha; Viamão: zero a 43 adultos/ha e zero a 135 jovens/ha).

Um dos critérios utilizados pela IUCN para enquadrar um táxon em uma das categorias de ameaça da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas é relativo ao número de indivíduos maduros e ao declínio continuado das populações (critério C). O critério C assume que, para que um táxon seja enquadrado na categoria Em Perigo de extinção (EN), as populações devem ser menores do que 2500 indivíduos maduros e devem estar em declínio continuado estimado em pelo menos 20% durante seis anos (ou duas gerações) - ou em declínio continuado observado, projetado ou inferido em número de indivíduos maduros com flutuações acentuadas (IUCN, 2012b). Nossas estimativas de tamanho populacional indicam valores maiores do que 250 indivíduos maduros e menores do que 2500 indivíduos maduros. Essas estimativas são ferramentas cruciais para classificação da espécie como Em Perigo segundo o critério C da IUCN. Já o critério D é relativo a populações muito pequenas ou restritas. Segundo o critério D, *L. arambarensis* seria classificada como Vulnerável (VU) com tamanho estimado da população menor do que 1000 indivíduos maduros e população com número de localizações restritas (menor ou igual a cinco) – estando vulnerável aos efeitos das atividades humanas ou a acontecimentos estocásticos – podendo passar a Criticamente Ameaçada em um espaço curto de tempo (IUCN, 2012b).

A incorporação da detecção imperfeita para estimativa de parâmetros populacionais permite a diminuição do erro e do viés nas estimativas de sobrevivência e, conseqüentemente, na abundância (Williams *et al.*, 2002; MacKenzie *et al.*, 2006; Guimarães *et al.*, 2014; Durso & Seigel, 2015). Em nosso estudo, a probabilidade de sobrevivência aparente mensal da espécie diferiu pouco entre os grupos amostrados (fêmeas adultas, machos adultos e jovens). Para fêmeas adultas, entre as três populações, a sobrevivência variou entre 0.78 e 0.85. Um

pouco mais baixa, para machos adultos a sobrevivência variou entre 0.75 e 0.82. Já com relação aos jovens, a sobrevivência variou entre 0.74 e 0.80. Para répteis, a sobrevivência pode apresentar uma grande variação (Kacoliris, Berkunsky & Velasco, 2013) dependendo da espécie, do habitat em que ocorrem e do tipo de forrageio. Rocha (1998) encontrou uma probabilidade de sobrevivência muito mais baixa para adultos de *L. lutzae* após o período reprodutivo da espécie (cerca de 3,8%). Contudo, nesse estudo não foi incorporada a detecção imperfeita, ou seja, há a possibilidade da sobrevivência ser mais alta e os indivíduos não terem sido detectados. *Liolaemus arambarensis* apresenta um comportamento de forrageio do tipo “senta-espera” (de espreita), que permite uma baixa movimentação e o consumo de presas ativas (Verrastro, 2001). Essa diminuição de movimento reduz o gasto energético e o risco de predação (Rocha, 1989), ocasionando uma menor mortalidade. Não testamos diferenças sazonais entre as estimativas de sobrevivência devido à permanência do lagarto ativo durante todo o ano de amostragem, além da disponibilidade constante e alta abundância de presas no período (Verrastro, 2001).

Um dos grandes diferenciais do nosso estudo é a possibilidade de estimar parâmetros populacionais para indivíduos jovens. A dificuldade de amostragem e a baixa taxa de captura de répteis jovens ainda formam uma lacuna com relação às informações sobre suas fases iniciais de vida (Pike *et al.*, 2008). Para os jovens de *L. arambarensis*, estimamos uma probabilidade de sobrevivência próxima a dos adultos. Essa taxa de sobrevivência de jovens semelhante com a dos adultos para répteis, comparando indivíduos da mesma espécie, corrobora com os resultados encontrados por outros autores (Lind, Welsh Jr & Tallmon, 2005; Zúñiga-Vega *et al.*, 2007; Pike *et al.*, 2008; Molina-Zuluaga *et al.*, 2013). Pike e colaboradores (2008) enfatizam que uma estimativa de sobrevivência próxima entre os grupos etários pode ocorrer em várias espécies de lagartos que apresentam semelhanças morfológicas e comportamentais entre os indivíduos jovens e adultos. As semelhanças na sobrevivência de

*L. arambarensis* entre os três grupos observados são coerentes com o fato de que o comportamento dos lagartos jovens não parece distinguir do comportamento dos adultos (Martins, observação pessoal). Isso permite com que todos os indivíduos enfrentem os mesmos riscos de mortalidade (predadores, doenças ou flutuações de recursos). Molina-Zuluaga e colaboradores (2013), em um estudo com um lagarto do gênero *Xenosaurus*, atribuem a similaridade nas estimativas de sobrevivência entre as classes etárias estipuladas ao hábito restrito da espécie de viver em fendas, o que aparentemente é um refúgio seguro para o lagarto. Essa restrição a um tipo de habitat também é observada para a lagartixa-das-dunas. Apesar do risco de mortalidade em jovens devido às altas temperaturas do substrato arenoso, o hábito de permanecer enterrado nas dunas e a similaridade entre indivíduos jovens e adultos parecem permitir estimativas altas de sobrevivência para ambas as classes etárias. Pike e colaboradores (2008) também sugerem que, então, a principal razão para a baixa detecção de jovens pode estar relacionada com o tamanho corporal pequeno e não com estimativas de sobrevivência baixas (ver Blomberg & Shine, 2004). Isso é bastante plausível para a lagartixa-das-dunas.

Para *L. arambarensis*, a probabilidade de detecção entre adultos e jovens foi semelhante. Em nenhuma das três populações estudadas o grupo pareceu influenciar a probabilidade de captura e de recaptura. Seguindo o que foi proposto por Pike e colaboradores (2008), uma explicação para essa semelhança pode ser a grande variação de tamanhos corporais dentro do grupo que selecionamos como jovens. Consideramos jovens os indivíduos imaturos reprodutivamente. Nesse grupo foram incluídos tanto indivíduos recém-nascidos (com CRC de aproximadamente 26 mm), como também indivíduos próximos ao tamanho mínimo reprodutivo (CRC de 40.7 mm para fêmeas e 45.8 mm para machos; Verrastro, 2001). Isso pode ter ocasionado um viés nas estimativas de probabilidade de captura e de recaptura, incluindo, em um mesmo grupo, indivíduos mais fáceis (jovens próximos ao

mínimo reprodutivo) e indivíduos mais difíceis (jovens recém-nascidos) de serem detectados. Uma explicação alternativa é a semelhança entre os indivíduos jovens e adultos, principalmente no comportamento de forrageio, como já mencionado anteriormente. Nas duas classes etárias observamos o hábito de se enterrar como fuga ou termorregulação, o forrageio de espreita e a baixa movimentação na área de estudo.

Considerando os três grupos amostrados, os valores de  $p$  foram ligeiramente mais baixos que os valores de  $c$ . A probabilidade de captura variou de 0.03 a 0.19 para Tapes, de 0.01 a 0.08 para Barra do Ribeiro e foi estimada em 0.02 para Viamão. Enquanto isso, a probabilidade de recaptura variou de 0.07 a 0.19 para Tapes, de 0.03 a 0.22 para Barra do Ribeiro e foi estimada em 0.05 para Viamão. As probabilidades de recaptura mais altas do que de captura podem ser explicadas pelo fato de que os lagartos dessa espécie se movimentam pouco e, normalmente, ocorrem associados às mesmas moitas de vegetação (Martins, observação pessoal). As diferenças de probabilidade de detecção entre as áreas podem ter ocorrido devido a variação na cobertura vegetal. Apesar de nas três populações os lagartos utilizarem moitas semelhantes para termorregulação e forrageio, a população em que encontramos mais dificuldade na captura foi a de Viamão. As dunas dessa região apresentam maior cobertura vegetal e poucas moitas esparsas, o que dificulta a visibilidade dos observadores (Martins, observação pessoal). Estimamos probabilidades de detecção baixas nas três populações também devido à cobertura vegetal, somado à facilidade dos indivíduos se enterrarem. Lagartos arenícolas, em geral, ocorrem altamente associados à vegetação característica de seus habitats (*e.g.* Menezes & Rocha, 2013). Isso foi reforçado por Vega e colaboradores (2000) em seu estudo com *L. multimaculatus* na Argentina. Após a construção de uma estrada em uma área de ocorrência do lagarto, os autores observaram uma redução de 87% da população da espécie. Eles atribuíram essa redução principalmente à drástica diminuição da cobertura vegetal da região. Redução da cobertura vegetal ocasionando queda

populacional também já foi documentada em *L. lutzae* por Rocha e Bergallo (1992) e em *Cnemidophorus littoralis* por Conseney, Rocha e Menezes (2016). A partir de observações em campo durante nossa amostragem, também observamos associação constante da lagartixa-das-dunas às espécies arbustivas das áreas que visitamos. Essas informações reforçam a importância da preservação dos habitats de restinga remanescentes na zona costeira. A manutenção da cobertura vegetal e o restabelecimento das condições dos habitats já degradados favoreceriam fortemente a permanência das populações de *L. arambarensis*.

Além disso, o ano de 2015 foi bastante afetado pelo volume de chuvas gerado pelo fenômeno El Niño (INMET, 2015). Conforme observamos nos nossos dados, as variáveis que apresentaram maior peso acumulado (pelo menos em duas das populações estudadas) foram as médias diárias da temperatura do ar, da velocidade do vento, da radiação solar e da pluviosidade, influenciando a probabilidade de detecção (Tabela 2). Assim, devido ao período de amostragem ter sido restrito a um ano de eventos climáticos atípicos, as probabilidades de captura e de recaptura que estimamos podem estar abaixo do que realmente é esperado para a espécie. Esperamos que em anos típicos, com parâmetros climáticos variando de forma menos brusca, a detecção possa ser maior do que o observado nesse estudo. Somado a isso, grandes alterações na precipitação e na temperatura podem modificar o aparecimento de artrópodes e aumentar a biomassa de material vegetal, itens característicos da dieta de *L. arambarensis* (Verrastro, 2001). Estudos em outras espécies de áreas áridas indicam que flutuações na abundância dos indivíduos podem estar diretamente relacionadas com variações na disponibilidade de alimento, principalmente devido sua influência na atividade reprodutiva das espécies (Whitford & Creusere, 1977; Rocha, 1998). Pelas variações climáticas incomuns no ano de amostragem do nosso estudo, faz-se necessário o acompanhamento das populações para identificar padrões nas flutuações populacionais em anos sem a influência do El Niño. Reforçamos, assim, a recomendação de um monitoramento a longo prazo, incorporando



diferentes padrões anuais nas variáveis abióticas, possibilitando encontrar maior precisão para valores de p e c e nas variações de abundância das populações estudadas.

Diversas espécies endêmicas, ameaçadas e de interesse especial podem ser listadas como ocorrentes na zona costeira do Rio Grande do Sul. Com relação à composição florística da região, cerca de 20 espécies estão categorizadas como ameaçadas para o Estado (Becker *et al.*, 2007; LIVE, 2014) e duas consideradas imunes ao corte (*Ficus sp.* e *Erythrina sp.*; Brasil, 2012). Já com relação à fauna, são listadas: duas espécies de aves de distribuição restrita - com principal área de ocorrência os banhados costeiros do Estado; três espécies de anfíbios ameaçadas de extinção e exclusivos dessa região; duas espécies endêmicas de lagartos de regiões arenosas (*L. arambarensis* e *L. occipitalis*); uma espécie de serpente exclusiva da Planície Costeira do Uruguai, Rio Grande do Sul e Santa Catarina; e, pelo menos duas espécies de mamíferos ameaçadas de extinção (ver Becker *et al.*, 2007). Atualmente, existem na zona costeira do Rio Grande do Sul 14 áreas protegidas na forma de Unidades de Conservação (UCs), sob jurisdição federal ou estadual, totalizando apenas 6,9% da área da Planície Costeira do Estado (Becker *et al.*, 2007).

Degradação e alteração de habitat de regiões com características ecológicas únicas como a Planície Costeira do Rio Grande do Sul é uma grande ameaça para diversas espécies ocorrentes nessas áreas. Por ser uma espécie de hábitos restritos às áreas de restinga, possíveis declínios nas populações da lagartixa-das-dunas podem estar relacionados com aumento da degradação de fragmentos dessa região. Leavitt e Fitzgerald (2013) demonstraram como uma comunidade de lagartos em uma área arenícola é afetada com o aumento da fragmentação da paisagem. Os autores compararam uma área fragmentada a outra não fragmentada e apontaram, além da perda de diversidade das espécies, a forte queda na abundância de duas espécies ocorrentes nesses habitats (*Sceloporus arenicolus* e *Holbrookia maculata*).

Recentemente, Consedey e colaboradores (2016) observaram uma marcante diminuição na

densidade de *C. littoralis* em três áreas de restinga no Rio de Janeiro devido ao aumento dos níveis de degradação e da fragmentação do habitat, também avaliados no estudo. Um diferencial interessante é que nesse caso, os autores consideraram erro de detecção nas análises de densidade populacional. Por esse motivo, a alta fragmentação da região em que *L. arambarensis* ocorre é bastante preocupante. Já sabemos que a migração entre as populações conhecidas para a espécie é bastante baixa e que não há evidência de uma expansão populacional recente (Silva, 2013). Assim, enfatizamos a necessidade de pesquisas que avaliem o grau de isolamento das populações conhecidas, o nível de perturbação em cada população e o efeito das perturbações incidentes nelas.

Monitorar o estado das populações e identificar declínios em espécies é essencial para gestão das áreas em que elas ocorrem e para aumento na eficácia de planos para a conservação (Gibbons *et al.*, 2000; Nichols & Williams, 2006; Winnie *et al.*, 2007; Wintle, Runge & Bekessy 2010; Tulloch, Chadès & Possingham, 2013; Wilson, Rhodes & Possingham, 2015). Sugerimos fortemente que sejam implementados programas de monitoramento das populações resistentes aos remanescentes das áreas de restinga, principalmente de espécies restritas, endêmicas e ameaçadas, como *L. arambarensis*. Esses programas podem fornecer informações-chave para entendermos melhor a dinâmica nesse ecossistema, além da elaboração de ações efetivas para a conservação dessa espécie em particular. Para monitoramento de *L. arambarensis*, sugerimos amostragens ao longo de todo o ano. Apesar da diminuição da atividade do lagarto nos períodos mais frios do ano, observamos que a incidência de indivíduos varia muito mais com relação às modificações diárias de temperatura, vento, precipitação e incidência solar, do que sazonalmente. Em nenhum período do ano os lagartos hibernam e passam a ser totalmente “não detectáveis”. Além disso, aparentemente a captura manual e a procura ativa são os métodos mais eficazes para captura dessa espécie.

Acreditamos que, entre as populações estudadas, a área localizada no Município de Tapes deveria receber maior atenção em um primeiro momento. Apesar de ser uma região de difícil acesso, observamos ao longo do ano de amostragem a constante chegada de turistas de barco ou de moto na praia e uma grande quantidade de lixo acumulado. As outras duas populações encontram-se em áreas fechadas, com acesso mais restrito de pessoas (Parque Estadual de Itapuã e RPPN Barba Negra). Seria interessante analisar se essa perturbação em Tapes é uma ameaça para a lagartixa-das-dunas e para as outras espécies ocorrentes. Devido ao fato de não ter sido mais encontrada a espécie no seu limite sul de ocorrência (Município de São Lourenço do Sul), sugerimos, também, uma avaliação criteriosa da região para uma possível reintrodução em um programa de recuperação de habitat. Uma reintrodução bem sucedida para *L. lutzae*, espécie aparentada da lagartixa-das-dunas, em áreas semelhantes às de ocorrência de *L. arambarensis* já foi documentada (Soares & Araujo, 2008). Independente dessas ações, é importante também que possamos pensar em programas educacionais nos municípios ao longo da costa da Lagoa dos Patos. Por ser uma região influenciada pelo turismo, materiais didáticos e informativos sobre as espécies ameaçadas e as áreas de restinga poderiam ser confeccionados para sensibilização da população local e visitante.

Neste trabalho obtivemos resultados chave para ações de conservação de *L. arambarensis* e do habitat em que ela ocorre e para o refinamento do seu *status* de conservação segundo a IUCN. Contudo, devido ao curto período de amostragem do nosso estudo, é necessário que um acompanhamento das populações seja realizado para identificação de possíveis flutuações ou declínios continuados. Com essas informações, haveria a possibilidade de planejar ações de conservação efetivas para a espécie e, conseqüentemente, para diversos organismos ocorrentes nessas áreas.

## REFERÊNCIAS

- Barbieri, M.M. & Berger, J.O. (2004). Optimal predictive model selection. *Ann. Stat.* **32**, 870-897.
- Becker, F., Ramos R. & Moura L. (2007). *Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Bilenca, D. & Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Blomberg, S. & Shine, R. (2004). Reptiles. In *Practical census techniques for animal populations*: 218-226 Sutherland, W. (Ed.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Brasil. (2012). Código Florestal. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York: Springer.
- Constantino, R., Britez, R.M., Cerqueira, R., Espindola, E.L.G., Grelle, C.E.V., Lopes, A.T.L., Nascimento, M.T., Rocha, O., Rodrigues, A.A.F., Scariot, A., Sevilha, A.C. & Tiepolo, G. (2003). Causas naturais. In *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*: 43-63 Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S. (Eds.). Brasília: MMA/SBF.
- Cooch, E. & White, G.C. (2015). Program MARK: A Gentle Introduction. Available at: <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/> (Accessed 29 August 2015).
- Cosendey, B.N., Rocha, C.F.D. & Menezes, V.A. (2016). Population density and conservation status of the teiid lizard *Cnemidophorus littoralis*, an endangered species endemic to the sandy coastal plains (resting habitats) of Rio de Janeiro state, Brazil. *J. Coast. Conserv.* DOI 10.1007/s11852-016-0421-4.

- Crump, M.L. & Scott, N.J. (1994). Visual encounter surveys. In *Measuring and Monitoring Biological Diversity - Standard Methods for Amphibians*: 84-92. Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, M.W., Hayek, L.A.C. & Foster, M.S. (Eds.). Washington: Smithsonian Institution Press.
- Durso, A.M. & Seigel, R.A. (2015). A snake in the hand is worth 10000 in the bush. *J. Herpetol.* **49**, 503-506.
- Espinoza, R. (2010). *Liolaemus arambarensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-4.RLTS.T178744A7607324.en> (Accessed 04 August 2015).
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **34**, 487–515.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S. & Winne, C.T. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* **50**, 653–666.
- Guimarães, M., Doherty, P.F. & Munguía-Steyer, R. (2014). Strengthening population inference in herpetofaunal studies by addressing detection probability. *South Am. J. Herpetol.* **9**, 1–8.
- Huggins, R.M. (1989). On the statistical analysis of capture-recapture experiments. *Biometrika* **76**, 133–140.
- Huggins, R.M. (1991). Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. *Biometrika* **47**, 725–732.
- ICMBio. (2014). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Available at: [www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies) (Accessed 01 April 2016).

- INMET. (2015). Instituto Nacional de Meteorologia. Available at: [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br) (Accessed 26 January 2016).
- IUCN. (2012a). The Starting Point for Conservation Action. The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-documents> (Accessed 16 December 2015).
- IUCN. (2012b). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. United Kingdom: IUCN.
- IUCN. (2015). The IUCN Red List of Threatened Species Version 2015.1. Available at: <http://www.iucnredlist.org> (Accessed 04 August 2015).
- Kacoliris, F.P., Berkunsky, I. & Velasco, M.A. (2013). Sex and size affect annual survival in a threatened sand lizard. *Herpetol. J.* **23**, 59–62.
- Kendall, W.L., Nichols, J.D. & Hines, J.E. (1997) Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. *Ecology* **78**, 563–578.
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Luizão, R.C.C., Laurance, S.G., Pimm, S.L., Bruna, E.M., Stouffer, P.C., Williamson, G.B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H.L., Van Houtan, K.S., Zartman, C.E., Boyle, S.A., Didham, R.K., Andrade, A. & Lovejoy, T.E. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biol. Conserv.* **144**, 56–67.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G. & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* **16**, 605–618.
- Leavitt, D.J. & Fitzgerald, L.A. (2013). Disassembly of a dune-dwelling lizard community due to landscape fragmentation. *Ecosphere* **4**, 1-15.

- Lind, A.J., Welsh Jr., H.H. & Tallmon, D.A. (2005). Garter snake population dynamics from a 16-year study: considerations for ecological monitoring. *Ecol. Appl.* **15**, 294-303.
- LIVE. (2014). Avaliação do Estado de Conservação de Espécies. Available at: <http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livlof/> (Accessed 27 January 2016).
- Mace, G.M., & Lande, R. (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conserv. Biol.* **5**, 148–157.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. & Hines, J.E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. New York: Elsevier.
- Menezes, V.A. & Rocha, C.F.D. (2013). Geographic distribution, population densities, and issues on conservation of whiptail lizards in restinga habitats along the eastern coast of Brazil. *North-West. J. Zool.* **9**, 337-344.
- Miller, R.M., Rodríguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gardenfor, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S. & Pollock, C. (2007). National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: current status and future perspectives. *Conserv. Biol.* **21**, 684–696.
- Ministério do Meio Ambiente - MMA (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*. Brasília: MMA.
- Molina-Zuluaga, C., Doherty Jr, P.F., Zúñiga-Vega, J.J. & Zamora-Abrego, J.G. (2013). Survivorship, growth, and detection of a Knob-scaled lizard in Queretaro, Mexico. *J. Herpetol.* **47**, 156-161.
- Moreno, J.A. (1961). *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura.
- Moreno-Casasola, P., Martínez, M.L. & Castillo-Campos, G. (2008). Designing ecosystems in degraded tropical coastal dunes. *Ecoscience* **15**, 44–52.

- Nichols, J.D. & Williams, B.K. (2006). Monitoring for conservation. *Trends Ecol. Evol.* **21**, 668–673.
- Overbeck, G.E., Vélez-Martin, E., Scarano, F.R., Lewinsohn, T.M., Fonseca, C.R., Meyer, S.T., Muller, S.C., Ceotto, P., Dadalt, L., Durigan, G., Ganade, G., Gossner, M.M., Guadagnin, D.L., Lorenzen, K., Jacobi, C.M., Weisser, W.W. & Pillar, V.D. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers. Distrib.* **21**, 1455–1460.
- Pike, D.A., Pizzatto, L., Pike, B.A. & Shine, R. (2008). Estimating survival rates of uncatchable animals: the myth of high juvenile mortality in reptiles. *Ecology* **89**, 607–611.
- Pollock, K.H. (1982). A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *J. Wildlife Manage.* **46**, 752–757.
- Rocha, C.F.D. (1989). Diet of a tropical lizard (*Liolaemus lutzae*) of southeastern Brazil. *J. Herpetol.* **23**, 292–294
- Rocha, C.F.D. (1998). Population dynamics of the endemic tropidurid lizard *Liolaemus lutzae* in a tropical seasonal restinga habitat. *Ci. Cult.* **50**, 446–451.
- Rocha, C.F.D. & Bergallo, H. (1992). Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southeastern Brazil. *Ci. Cult.* **44**, 52–54.
- Rocha, C.F.D., Hatano, F.H., Vrcibradic, D. & Van Sluys, M. (2008). Frog species richness, composition and beta-diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Braz. J. Biol.* **68**, 101–107.
- Rocha, C.F.D., Nunes-Freitas, A.F., Cogliatti-Carvalho, L. & Rocha-Pessôa, T.C. (2004). Habitat disturbance in the Brazilian coastal sand dune vegetation and related richness and diversity of bromeliad species. *Vidalia* **2**, 49–55.



- Rocha, C.F.D., Van Sluys, M., Bergallo, H.G. & Alves, M.A.S. (2005). Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in eastern Brazil. *Braz. J. Biol.* **65**, 159–168.
- Rodrigues, A., Pilgrim, J., Lamoreux, J., Hoffmann, M., & Brooks, T. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends Ecol. Evol.* **21**, 71–76.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* **5**, 18–32.
- Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J.J.P. (1998). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Rio Grande: Ecoscientia.
- Sewell, D., Guillera-Aroita, G., Griffiths, R.A., & Beebee, T.J.C. (2012). When is a species declining? Optimizing survey effort to detect population changes in reptiles. *PLoS ONE* **7**, e43387
- Silva, C.M. (2013). *Filogeografia de três espécies de Liolaemus do grupo Boulengeri, subgrupo "Wiegmannii": L. occipitalis, L. arambarensis e L. wiegmannii*. PhD thesis, Federal University of Rio Grande do Sul.
- Soares, A.H.B. & Araujo, A.F.B. (2008). Experimental introduction of *Liolaemus lutzae* (Squamata: Iguanidae) in Praia das Neves, State of Espírito Santo, Brazil: a descriptive study 18 years later. *Rev. Bras. Zool.* **25**, 640-646.
- Souza-Filho, G.A. & Verrastro, L.V. (2012). Reptiles of the Parque Estadual de Itapuã, state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Check List* **8**, 847–851.
- Tomazelli, L.J., Dillenburg, S.R. & Villwock, J.A. (2000). Late quaternary geological history of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. *Rev. Bras. Geoc.* **30**, 470-472.
- Tulloch, A.I.T., Chadès, I. & Possingham, H.P. (2013). Accounting for complementarity to maximize monitoring power for species management. *Conserv. Biol.* **27**, 988–999.

- Vega, L.E. (2001). Herpetofauna: diversidad, ecología e historia natural. In *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*: 213-226. Iribarne, O. (Ed.). Mar del Plata: Editorial Martín.
- Vega, L.E., Bellagamba, P.J. & Fitzgerald, L.A. (2000). Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes in Argentina. *Can. J. Zool.* **78**, 1653-1660.
- Verrastro, L. (2001). *Descrição, estratégias reprodutiva e alimentar de uma nova espécie do gênero Liolaemus no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Iguania :Tropiduridae)*. PhD thesis, Federal University of São Carlos.
- Verrastro, L., Veronese, L., Bujes, C.S. & Dias-Filho, M.M. (2003). A new species of *Liolaemus* from southern Brazil (Iguania, Tropiduridae). *Herpetologica* **59**, 252-277.
- Vieira, E.F. & Rangel, S.S. (1988). *Planície Costeira do Rio Grande do Sul: Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-econômica*. Porto Alegre: Sagra.
- White, G.C. & Burnham, K.P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* **46**, S120–S139.
- Whitford, W.G. & Creusere, F.M. (1977). Seasonal and yearly fluctuations in Chihuahuan desert lizard communities. *Herpetologica* **33**, 54-65.
- Williams, B. K., Nichols, J.D. & Conroy, M.J. (2002). *Analysis and management of animal populations*. New York: Elsevier.
- Wilson, H.B., Rhodes, J.R. & Possingham, H.P. (2015). Two additional principles for determining which species to monitor. *Ecology* **96**, 3016–3022.
- Winne, C.T., Willson, J.D., Todd, B.D., Andrews, K.M. & Gibbons, J.W. (2007). Enigmatic decline of a protected population of eastern kingsnakes, *Lampropeltis getula*, in South Carolina. *Copeia* **2007**, 507–519.

- Wintle, B.A., Runge, M.C. & Bekessy, S.A. (2010). Allocating monitoring effort in the face of unknown unknowns. *Ecol. Lett.* **13**, 1325–1337.
- WWF. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World. Available at:  
<http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions/terrestrial.cfm> (Accessed 8 April 2014).
- Zamith, L.R. & Scarano, F.R. (2006). Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. *Restor. Ecol.* **14**, 87–94.
- Zúñiga-Vega, J.J., Valverde, T., Rojas-González, R.I. & Lemos-Espinal, J.A. (2007). Analysis of the population dynamics of an endangered lizard (*Xenosaurus grandis*) through the use of projection matrices. *Copeia* **2007**, 324–335.

## CONCLUSÃO GERAL

Buscando estimar parâmetros vitais para as populações da lagartixa-das-dunas, *Liolaemus arambarensis*, e avaliar as relações com seu *status* de conservação na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, obtivemos resultados chave para ações de conservação da espécie e do habitat em que ela ocorre. Estimamos que, nas três populações estudadas, a abundância encontra-se acima de 250 indivíduos maduros. Essa informação é essencial para avaliação de uma espécie segundo o critério C da IUCN, relativo ao número de indivíduos maduros e a possíveis declínios populacionais em um determinado período. O tamanho populacional estimado indica a permanência da espécie como Em Perigo, segundo a IUCN. Contudo, devido ao curto período de amostragem do nosso estudo, é necessário que um acompanhamento das populações seja realizado para identificação de possíveis flutuações e declínios continuados.

Adicionalmente, obtivemos estimativas populacionais para indivíduos jovens de *L. arambarensis*, e pudemos discutir suas relações de sobrevivência e detectabilidade com indivíduos adultos. Poucos estudos até então conseguem inferir padrões para jovens, principalmente em répteis, devido à dificuldade de captura. Encontramos estimativas de sobrevivência e detectabilidade para jovens bastante próximas dos valores dos indivíduos maduros. A probabilidade de sobrevivência aparente entre as ocasiões primárias para os três grupos (fêmeas adultas, machos adultos e jovens) foi relativamente alta nas três populações amostradas. As probabilidades de captura e de recaptura foram baixas e apresentaram algumas diferenças entre as populações.

Sugerimos fortemente que as quatro populações conhecidas para *Liolaemus arambarensis* (Viamão, Barra do Ribeiro, Tapes e Arambaré) sejam monitoradas a longo prazo para detecção de padrões na flutuação das populações e possíveis declínios. Além disso, programas de monitoramento da espécie, beneficiariam também as áreas de restinga arenosas

da Planície Costeira do sul do Brasil, região extremamente fragmentada e que sofre por degradação e alteração de seu habitat. Com essas informações, haveria a possibilidade de planejar ações de conservação efetivas para diversos organismos ocorrentes nessas áreas.

## **ANEXO 1**

### **Author Guidelines**

*Animal Conservation* provides a forum for novel, peer-reviewed research into the conservation of animal species and their habitats. The focus is on rigorous quantitative studies of an empirical or theoretical nature, which may relate to populations, species or communities and their conservation. The journal publishes single-species papers only when they have clear broader implications for conservation of other species or systems. A central theme is to publish important new ideas of broad interest and with findings that advance the scientific basis of conservation.

### **Instructions To Authors**

Papers should be submitted online at <http://mc.manuscriptcentral.com/acv> Full upload instructions and support are available online from the submission site via the 'Get Help Now' button. Please submit your covering letter or comments to the editor when prompted online.

The submissions listed below are considered:

**Research papers:** must be limited to 4000 words, excluding references, tables and figures

**Reviews:** Review articles should provide a succinct analysis of the subject and can include quantitative meta-analysis, syntheses and modeling approaches, and critical evaluation.

Prospects for future research directions should be described. Reviews should be no more than 4000 words with a maximum of 80 references, 70% of which must have been published within 5 years of the submission. Extensive literature reviews will not be considered.

Prospective review authors should submit a 300-word abstract, a list of up to 20 key references, and a cover letter (two pages maximum) outlining what will be discussed in the review article, to the Reviews Editor ([nathalie.pettorelli@ioz.ac.uk](mailto:nathalie.pettorelli@ioz.ac.uk)). The editor will supply guidelines on manuscript preparation if the review proposal is accepted. The submission of

completed review manuscripts without prior consultation with the Editor is strongly discouraged. Authors should note that all articles in *Animal Conservation* are peer-reviewed and publication cannot be guaranteed.

**Correspondence:** criticisms or additions to papers already published; limited to 1000 words.

**Letters from the Conservation Front Line:** submissions and responses should be emailed to [elina.rantanen@zsl.org](mailto:elina.rantanen@zsl.org); limited to 1000 words.

Papers that report experimental work must comply with the standards and procedures laid down by British national or equivalent legislation. Attention is drawn to the 'Guidelines for the Use of Animals in Research' published in each January issue of the journal *Animal Behaviour*. Papers will not be accepted if they are based on work involving cruelty to animals or if the work may have put at risk endangered populations, species or habitats. The Editors may seek advice from the Ethical Committee of the Zoological Society of London on ethical matters.

### **Conflict of interest**

Authors must declare details of any potential conflict of interest. A conflict of interest exists when professional judgement concerning a primary interest (such as animal welfare or the validity of research) may be influenced by secondary interests (personal matters such as financial gain, personal relationships or professional rivalry).

### **Page Charges**

There are no page charges to publish in *Animal Conservation*.

### **Submission**

Submission of a manuscript will be taken to imply that the material is original and that no similar paper is being, or will be, submitted elsewhere, either in whole or substantial part. Serialized studies should not be submitted and titles should not contain part numbers. The

Editors reserve the right to accelerate the publication of high-profile papers, commissioned reviews or topical papers. Authors are required to provide the names of 2 - 4 suitable referees, however the Editor reserves the right to choose referees other than those suggested.

### **Online Open**

OnlineOpen is a pay-to-publish service from Wiley Blackwell that offers authors whose papers are accepted for publication the opportunity to pay up-front for their manuscript to become open access (i.e. free for all to view and download) via Wiley Online Library. Each Online Open article will be subject to a one-off fee of US\$3000 to be met by or on behalf of the Author in advance of publication. Upon online publication, the article (both full-text and PDF versions) will be available to all for viewing and download free of charge. For the full list of terms and conditions, see: <http://authorservices.wiley.com/bauthor/publications.asp>

Any authors wishing to send their paper OnlineOpen will be required to complete the payment form available from our website

at: <https://onlinelibrary.wiley.com/onlineOpenOrder> (Please note this form is for use with OnlineOpen material ONLY.)

Prior to acceptance there is no requirement to inform an Editorial Office that you intend to publish your paper OnlineOpen if you do not wish to. All OnlineOpen articles are treated in the same way as any other article. They go through the journal's standard peer-review process and will be accepted or rejected based on their own merit.

### **DNA sequence data**

DNA sequence data published in Animal Conservation should be deposited in one of the EMBL/GenBank/DDBJ nucleotide sequence databases, and accession numbers must be included in the final version of the manuscript. Genetic data from sources other than the



manuscript must either be publicly available (with accession numbers or citations provided) or the authors must have appropriate permission to use unpublished data. Such permission should be described explicitly in the covering letter.

### **Presentation**

Typescripts must be typed in double spacing, and pages should be numbered consecutively, including those containing acknowledgements, references, tables and figures. Lines must be numbered, preferably within pages.

Manuscripts for review must consist of no more than two files and should, ideally be a single file with figures embedded in the text (please note that separate high resolution figure files will be required upon acceptance - please see below). Typescripts must be in English (both English and American English are acceptable).

The Editors reserve the right to modify accepted manuscripts that do not conform to scientific, technical, stylistic or grammatical standards, and these minor alterations may not be seen by the authors until the proof stage.

### **Conventions**

The Metric system must be used and SI units where appropriate. For further details see Baron, D.N. (1988). Units, symbols and abbreviations. 5th edition. London: Royal Society of Medicine Series. Whole numbers one to nine should be spelled out and number 10 onwards given in numerals. If a new taxon is described, the institution in which the type material is deposited must be given, together with details of the registration assigned to it. Full binomial names should be given on the first occasion an organism is mentioned (and abbreviated thereafter), except at the beginning of a sentence. Avoid footnotes except to add information

below the body of a table. Do not use initial capitals for the common names of animals unless derived from a proper noun.

## **Typescript**

The typescript should follow the conventional form and must include:

(1) Title page giving a concise title (do not include scientific names in the title), followed by a list of authors' names and the institutions where the work was carried out. The name, address and email address of the corresponding author should also be given. A short title for page headings must be provided (maximum 8 words).

(2) Abstract of not more than 300 words which should list the main results and conclusions.

The abstract should also explain the importance of the paper in a way that is accessible to non-specialists and should describe the novel aspects of the research and highlight the relevance of the findings to other taxa or general principles in conservation biology. Authors may submit non-English abstracts for online publication to allow the international research community greater access to published articles. Translated abstracts should be submitted in pdf format as supplementary material. The Editors have no input into the content of supplementary material, therefore accuracy is the sole responsibility of the authors.

(3) Keywords. A maximum of eight keywords may be suggested.

(4) Introduction, which should not provide a review of the area of work but should introduce the reader to the aims and context for the work described.

(5) Materials and Methods should be sufficient to allow the work to be replicated, but should not repeat information described fully elsewhere.

(6) Results should be restricted to a factual account of the findings obtained and the text must not duplicate information given in Tables and Figures. (7) Discussion. This should point out

the significance of the results in relation to the reasons for undertaking the research, and

describe the novel aspects of the research and the relevance of the findings to a range of taxa or general principles in conservation biology.

Please note that appendices are no longer published in the printed version of the journal.

Supplementary material may be published online only. References Accuracy of references is the responsibility of the author(s).

## **References**

must be checked against the text to ensure (a) that the spelling of authors' names and the dates given are consistent and (b) that all authors quoted in the text (in date order if more than one) are given in the reference list and vice versa. The full title of the paper must be given together with the first and last pages.

Journal titles should be abbreviated in accordance with the Zoological Record Serial Sources, published annually by BIOSIS.

Book titles should be followed by the place of publication and the publisher. Please give the name of the editor(s) if different from the author cited.

In the text, references must be arranged chronologically with the surname(s) of the author(s) followed by the date. Use a, b, etc. after the year to distinguish papers published by the same author(s) in the same year. Reference should not be made to unpublished data.

(i) Two authors: use both names and the year. Do not use *et al.*

(ii) Three authors: on first citation use all authors' names and the year. Thereafter it is usually sufficient to give the name of the first author followed by *et al.* and the date.

(iii) More than three authors: on first citation and thereafter give the name of the first author followed by *et al.* and the date.

In the list, references must be arranged first alphabetically under author(s) name(s) and then in chronological order if several papers by the same author(s) are cited.

### *Examples*

Lemelin, P. (1996a). Relationships between hand morphology and feeding strategies in small-bodied prosimians. *Am. J. phys. Anthropol.* (Suppl.) 22, 148.

Lemelin, P. (1996b). *The evolution of manual prehensility in primates: a comparative study of prosimians and didelphid marsupials*. PhD thesis, State University of New York at Stony Brook.

Pianka, E. R. (1978). *Evolutionary ecology*. 2nd edn. New York: Harper & Row.

Whitear, M. (1992). Solitary chemosensory cells. In *Fish chemoreception*: 103-125. Hara, T. J. (Ed.). London: Chapman & Hall.

### References in Articles

We recommend the use of a tool such as EndNote or Reference Manager for reference management and formatting.

EndNote reference styles can be searched for

here: <http://www.endnote.com/support/enstyles.asp>

Reference Manager reference styles can be searched for here:

<http://www.refman.com/support/rmstyles.asp>

### **Figures**

Illustrations may be line drawings or photographs and should be numbered consecutively in the text as Fig. 1, Fig. 2 etc. Component parts of figures should be labelled (a), (b), (c) etc.

Captions for figures, which should be self-explanatory, must be typed, double spaced, on a separate page and must not contain details of results.

Our preferred electronic file type is vector-format encapsulated post script (EPS) because these images are scaleable and therefore do not lose quality in the online PDF. All line drawings or photographs with added labelling should be supplied in EPS format. Half tones

without any labelling should be supplied in TIFF format at 300 dots per inch minimum. If line drawings cannot be supplied as EPS files then they must be in TIFF format with a minimum resolution of 800 dpi. These resolutions also apply to any images embedded into an EPS file. *Line drawings* should not be larger than twice the final size and in no circumstances should exceed 168 x 220 mm. The axes of graphs should be carefully chosen so as to occupy the space available to the best advantage. When reduced, the drawing should fit into either one (80 mm) or two (168 mm) columns, preferably the former.

Lines should be bold enough to stand reduction to about 0.25-0.35 mm. Line drawings should be as simple as possible and many computer-generated figures, such as 3-dimensional graphs, fine lines, gradations of stippling and unusual symbols, cannot be reproduced satisfactorily when reduced. Unsatisfactory line drawings will have to be redrawn at the author's expense. Preferred symbols are open and filled circles, boxes and triangles, and these should be used consistently. Lettering should be kept to a minimum and should be self-explanatory and unambiguous and of sufficiently high quality and size to be clearly visible after reduction to final size. Lettering of all figures within the manuscript should be of uniform style in a sans serif typeface (Helvetica) and capitals should be used for the initial letter of the first word only. Bold lettering should not be used.

*Photographs* should be the same size as they will appear in the journal and should be selected to fit neatly into one column (80 mm) or two columns (168 mm). Photographs should be labelled and numbered as for line drawings. For microscopical preparations, scale bars with appropriate units must be provided; statements of magnification are not acceptable.

*Colour figures* may be accepted provided that they are of a very high quality. The cost of reproduction must be met by the author(s) and a binding agreement to meet the costs will be required before the manuscript can be accepted for publication. For colour figures, the instructions for the preparation of photographs should be followed. Original illustrations

should not be sent until the paper has been accepted and will only be returned on request. Any article received by Wiley Blackwell with colour work will not be published until the colour work agreement form has been returned to the the following address:

Customer Services (OPI)

John Wiley & Sons Ltd,

European Distribution Centre

New Era Estate

Oldlands Way, Bognor Regis

West Sussex PO22 9NQ

### **Tables**

These must fit the page size (220 x 168 mm) without undue reduction. Oversize tables will not be accepted. Tables are referred to as Table 1, Table 2, etc., and any sub-sections as (a), (b), etc. Footnotes in tables should be indicated by superscript a, b.

### **Decisions and invitations to revise**

All submissions are subject to peer review and authors can expect a decision, or an explanation for the delay, within 3 months of receipt. If a revision is requested, the corresponding author should submit the revised manuscript within 2 months unless there are special reasons for a delay, agreed in advance with the Editor. Papers not received within 2 months may be treated as new submissions and sent for further evaluation by new referees.

### **Pre-submission English-language editing**

Authors for whom English is a second language may choose to have their manuscript

professionally edited before submission to improve the English. A list of independent suppliers of editing services can be found at [http://authorservices.wiley.com/bauthor/english\\_language.asp](http://authorservices.wiley.com/bauthor/english_language.asp). All services are paid for and arranged by the author, and use of one of these services does not guarantee acceptance or preference for publication.

### **Copyright Transfer Agreement Form**

Authors will be required to sign a Copyright Transfer Agreement Form (CTA) for all papers accepted for publication. Signature of the Copyright Transfer Agreement Form is a condition of publication and papers will not be put into production until a signed form has been received. (Government employees need to complete the Author Warranty sections, although copyright in such cases does not need to be assigned). After submission authors will retain the right to publish their paper in various media/circumstances (please see the form for further details).