

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Demografia e Conservação de *Liolaemus*  
*lutzae* (Squamata: Tropiduridae)  
Mertens, 1938**

Ana Hermínia Bello Soares

Brasília-DF  
2008



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

TESE DE DOUTORADO

**ANA HERMÍNIA BELLO SOARES**

**Demografia e Conservação de *Liolaemus lutzae* (Squamata:  
Tropiduridae) Mertens, 1938**

Dissertação aprovada como requisito para a  
obtenção do grau de Doutor, no curso de Pós-  
Graduação em Ecologia, pela Comissão formada  
por:

Prof. Dr. Alexandre Fernandes Bamberg de Araujo  
Presidente/Orientador - UFRRJ

Prof. Dr. Hélio Ricardo da Silva  
Membro Titular Externo - UFRRJ

Prof. Dr. John Duvall Hay  
Membro Titular Interno - UnB

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão  
Membro Titular Externo - UnB

Prof. Dr. Antonio Sebben  
Membro Titular Externo - UnB

Brasília, 30 de julho de 2008

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, que sempre estimularam a busca do conhecimento e da verdade.

Ao Alex, meu orientador, que me ofereceu a oportunidade de trabalhar com a lagartixa-de-areia e que, com seu desapego às coisas materiais, me mostrou que mesmo sem a verba do FNMA é possível coletar com eficiência.

Aos membros da Banca Examinadora Alexandre Fernandes Bamberg de Araújo, Antonio Sebben, Hélio Ricardo da Silva, John Duvall Hay e Reuber Albuquerque Brandão, pela presença e pelas valiosas sugestões.

Sou grata ao Hélio Ricardo da Silva e ao Alexandre Araujo do Laboratório de Biologia Animal da UFRRJ, pelo apoio logístico.

Aos amigos do laboratório da Rural, que me ajudaram na coleta de dados: Karina Marques, André Carvalho, Gabriela Bittencourt, Píktor, Gabriela “Picaxu”, Leonardo, Bruno e Marta.

Aos amigos Gabriela Bittencourt, Amanda Agostino, “Frango” e Mari, que dividiram a casa comigo durante um ano, o meu obrigada pela paciência com a veterana mais “bixo” de “SeroTexas”... Obrigada pela companhia sempre agradável e pela ajuda no campo.

Ao João Lion, meu marido e às amigas Maiara Morais e Marília Lion, que despendaram de Brasília para passar um mês coletando lagartos comigo, cuja colaboração foi essencial.

Meu agradecimento sincero ao pessoal de Praia das Neves (em especial ao “Seu” Aprígio e à Preta), pelo carinho no preparo das refeições nas horas mais inusitadas, na escolha e preparo da nossa base, e pela ajuda no campo.

Gostaria de agradecer ao Kadu e a seus pais que gentilmente me cederam a casa de praia em Barra de Maricá durante as coletas em 2006. Acreditem, foi a base mais luxuosa dos últimos tempos!

Ao Guarino Colli e à CHUNB Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília pelo apoio logístico.

Aos amigos do Laboratório de Herpetologia da UnB, principalmente a Fernanda Werneck, Leonora, Mari Mira, Gabriel Costa “Pasma” e Gustavo Viera “Gus” pelo estímulo e pela presença constante na minha vida. Valeu, amigos!!!

Ao Marcos, Jacyra e Laura Regina pelo trabalho cartográfico.

À caçadora de artigos impossíveis: Rosina, bibliotecária da UnB que me forneceu pérolas da herpetologia de difícil acesso.

Ao CNPq e à CAPES, pelas bolsas de estudo, e

A todos que contribuíram direta ou indiretamente na elaboração desta tese.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	vi
ABSTRACT .....	viii
LISTA DE FIGURAS E TABELAS .....	x
INTRODUÇÃO .....	1
ÁREA DE ESTUDO.....	4
1. INTRODUÇÃO EXPERIMENTAL DO LAGARTO <i>Liolaemus lutzae</i>	
MERTENS, 1938 .....	6
1.1. INTRODUÇÃO .....	6
1.2. OBJETIVO .....	10
1.3. MATERIAL E MÉTODOS .....	11
1.4. RESULTADOS .....	13
1.5. DISCUSSÃO .....	17
1.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	25
2. DINÂMICA POPULACIONAL DE TRÊS POPULAÇÕES DE <i>Liolaemus</i>	
<i>lutzae</i> (SQUAMATA: TROPIDURIDAE) .....	32
2.1. INTRODUÇÃO .....	32
2.2. OBJETIVO .....	34
2.3. MATERIAL E MÉTODOS .....	35
2.4. RESULTADOS .....	41
2.5. DISCUSSÃO .....	77
CONCLUSÃO .....	88
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	90
ANEXO 1 .....	96

## RESUMO

A lagartixa de areia (*Liolaemus lutzae*) é uma espécie endêmica do estado do Rio de Janeiro, cujas populações estão ameaçadas de extinção em consequência da pressão humana sobre o habitat em que vivem: a areia das praias do litoral fluminense. Em 1986, um experimento de translocação foi conduzido, e uma nova colônia desta espécie, proveniente de Barra de Maricá - RJ, foi fundada em Praia das Neves – ES. Um programa de monitoramento foi realizado, dezoito anos após a introdução, no local da nova área de distribuição da espécie, com o objetivo de avaliar a viabilidade do experimento e comparar atributos morfológicos e ecológicos entre as duas populações. Com o objetivo de avaliar o status de conservação de três populações deste lagarto, um estudo de dinâmica populacional foi conduzido, durante um ano, no qual estimativas de sobrevivência, de taxa de captura, de recaptura e de tamanho populacional foram geradas, baseadas num estudo de marcação e recaptura. Este estudo incluiu a espécie translocada para Praia das Neves, 22 anos após o experimento. A população introduzida em 1986 se estabeleceu com sucesso. A população de Barra de Maricá e Praia das Neves fazem uso similar de microhabitat e não foram encontradas diferenças morfométricas entre as duas populações, mas há diferenças nas suas dietas. A análise demográfica revelou que as estimativas de sobrevivência e de tamanho populacional foram maiores na população fluminense, onde há menos contato com o homem (Barra de Maricá), embora esta tenha exibido um declínio no final do experimento. A população de Barra de Tijuca apresenta estimativas baixas nos parâmetros demográficos avaliados e seu estado de conservação é crítico. A população introduzida em Praia das Neves revelou as menores estimativas no tamanho populacional, mas a taxa de sobrevivência esteve próxima de 100% durante dois dos períodos de monitoramento.

Esses resultados sugerem que a sobrevivência das populações de *Liolaemus lutzae* depende de medidas conservacionistas urgentes, e que a fundação, sem grande custo financeiro, de novas colônias desta espécie em áreas similares deve ser considerada em planos de manejo de espécies ameaçadas de lagartos.

Nós recomendamos que a população introduzida, competidores potenciais, predadores, parasitas e as características do habitat continuem a ser monitorados.

## ABSTRACT

The Brazilian sand lizard species (*Liolaemus lutzae*) is endemic from Rio de Janeiro State. These populations are threatened by extinction as a result of heavy human impact over their habitat: the coastal beaches of Rio de Janeiro. In 1986, a translocation experiment was conducted and a new colony, from Barra de Maricá-RJ, was taken to Praia das Neves- ES. A monitoring study program was performed, eighteen years postintroduction, at the new distribution area, with the purpose of evaluate the experiment viability and to compare morphological and ecological attributes from both populations. To evaluate the conservation status of three populations of this lizard species, a dynamic population study, during 2006, was conducted to generate estimates of survival, rate of capture, recapture and population size based on a programme of mark-and-recapture. This study included the species translocated to Praia das Neves 22 years after the experiment. The introduced population was successfully established. The populations of Barra de Maricá and of Praia das Neves make use of similar microhabitat. Morphometric differences were not found between the two populations, but there are differences in their diets. The demographic analysis revealed that: the estimates of survival and population size were larger in Barra de Maricá, where there is less contact with humans. The population of Barra de Tijuca presents low estimates in demographic parameters evaluated and their conservation state is critical. The population introduced in Praia das Neves showed the lowest estimates in population size and the survival rate varied during the monitoring period. These results suggest that the survival of *Liolaemus lutzae*



populations depends on urgent conservation measures and also that the foundation, with little financial cost, of a new colony of this species in a similar area with vacant niche should be considered in management plans for threatened species of lizards. We recommend that the introduced population, potential competitors, predators, parasites and characteristics of the habitat continue to be monitored to ensure that the species does not become a threat to the community of Praia das Neves.

## FIGURAS e TABELAS

### CAPÍTULO 1

	Pag.
Figura 1. <i>Liolaemus lutzae</i> .....	2
Figura 2. <i>Liolaemus lutzae</i> .....	7
Figura 3. Localização geográfica das duas populações estudadas de <i>Liolaemus lutzae</i> em Barra de Maricá e Praia das Neves. Restinga da Marambaia e Cabo Frio são os extremos de distribuição natural da espécie .....	7
Figura 4. Praia das Neves em detalhe mostrando a distribuição da população introduzida de <i>Liolaemus lutzae</i> . O: local da introdução; 1: local de maior densidade da população introduzida; 2: local de menor densidade; 3: extremo de distribuição da espécie introduzida; D: área devastada; f: foz do rio Itabapoana; F: floresta; M: mangue; m: região de moitas; P: plantação; U: pequena área urbana .....	13
Figura 5: Diferenças no uso de abrigo entre a população introduzida e a população original de <i>Liolaemus lutzae</i> .....	15
Figura 6. <i>Tropidurus torquatus</i> .....	15
Figura 7. <i>Hemidactylus mabouia</i> .....	15
Figura 8. <i>Ameiva ameiva</i> .....	15
Figura 9. <i>Ocypode quadrata</i> .....	16
Figura 10. <i>Athene cunicularia</i> .....	16
Figura 11. <i>Carcara plancus</i> .....	16
Figura 12. <i>Philodryas patagoniensis</i> .....	16
Figura 13. Material vegetal regurgitado por <i>L lutzae</i> no momento da captura .....	20
Tabela 1. Variação morfológica entre as populações do lagarto <i>Liolaemus lutzae</i> em Barra de Maricá e Praia das Neves. (CRC: comprimento rostro cloacal e LC: largura da cabeça) .....	14
Tabela 2. Número de itens e volume (mm <sup>3</sup> ) de cada tipo de presa de <i>Liolaemus lutzae</i> em Praia das Neves, Espírito Santo (n = 37) .....	14

## CAPÍTULO 2

Figura 1. <i>Liolaemus lutzae</i> .....	35
Figura 2. Localização geográfica das três populações de <i>Liolaemus lutzae</i> monitoradas em Barra de Maricá, Barra da Tijuca e Praia das Neves durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006.....	37
Figura 3. Localização espacial dos indivíduos de <i>Liolaemus lutzae</i> capturados em Barra de Maricá durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006 .....	41
Figura 4. Localização espacial dos indivíduos de <i>Liolaemus lutzae</i> capturados em Barra da Tijuca durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006 .....	42
Figura 5. Localização espacial dos indivíduos de <i>Liolaemus lutzae</i> capturados em Praia das Neves durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006 .....	42
Figura 6. Taxa de sobrevivência aparente e desvio padrão de três populações de <i>Liolaemus lutzae</i> nos intervalos de tempo entre as cinco campanhas do ano de 2006 em Barra de Maricá, Barra da Tijuca e Praia das Neves .....	47
Figura 7. Taxa de captura aparente e desvio padrão nos grupos (fêmeas, machos e jovens) em duas populações de <i>Liolaemus lutzae</i> para o ano de 2006 .....	48
Figura 8. Estimativa de tamanho populacional de três populações de <i>Liolaemus lutzae</i> nas cinco campanhas do ano 2006 .....	51
Figura 9. Taxa de captura aparente e desvio padrão na população de <i>Liolaemus lutzae</i> por grupo nos intervalos de tempo entre as cinco campanhas em Praia das Neves para o ano de 2006 .....	69
Figura 10. Precipitação Pluviométrica mensal total no Rio de Janeiro no período do estudo (2006) .....	83
Tabela 1. Modelos candidatos para a sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) para o ano de 2006 e taxa de captura ( $p$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> em Barra de Maricá .....	45
Tabela 2. Estimativas de sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) e taxa de captura ( $p$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para o ano de 2006 em Barra de Maricá .....	46
Tabela 3. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a primeira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	49
Tabela 4. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a primeira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	50

Tabela 5. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a segunda campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	51
Tabela 6. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a segunda campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	52
Tabela 7. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a terceira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	53
Tabela 8. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a terceira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	53
Tabela 9. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quarta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	54
Tabela 10. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quarta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	54
Tabela 11. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quinta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	55
Tabela 12. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quinta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá .....	55
Tabela 13. Modelos candidatos para a sobrevivência aparente ( $\phi$ ) para o ano de 2006 e taxa de captura ( $p$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> na Barra da Tijuca .....	57
Tabela 14. Estimativas de sobrevivência aparente ( $\phi$ ) e taxa de captura ( $p$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para o ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	58
Tabela 15. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a primeira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	59
Tabela 16. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a primeira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	60
Tabela 17. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a segunda campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	61
Tabela 18. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a segunda campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	61

Tabela 19. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a terceira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	62
Tabela 20. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a terceira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	62
Tabela 21. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quarta campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	63
Tabela 22. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quarta campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	63
Tabela 23. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quinta campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca .....	64
Tabela 24. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quinta campanha do ano de 2006 em Barra da Tijuca .....	64
Tabela 25. Modelos candidatos para a sobrevivência aparente ( $\phi$ ) para o ano de 2006 e taxa de captura ( $p$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> em Praia das Neves .....	66
Tabela 26. Estimativas de sobrevivência aparente ( $\phi$ ) e taxa de captura ( $p$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para o ano de 2006 em Praia das Neves .....	68
Tabela 27. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a primeira campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	70
Tabela 28. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a segunda campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	70
Tabela 29. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a segunda campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	71
Tabela 30. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a segunda campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	72
Tabela 31. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a terceira campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	72
Tabela 32. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a terceira campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	73

Tabela 33. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional (N) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quarta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	74
Tabela 34. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional (N) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quarta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	74
Tabela 35. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional (N) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quinta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	75
Tabela 36. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional (N) de <i>Liolaemus lutzae</i> para a quinta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves .....	75

## INTRODUÇÃO

Introduzir espécies ameaçadas em um ambiente semelhante ao naturalmente ocupado por elas pode e tem sido usado como uma estratégia de conservação que visa diminuir declínios populacionais e prováveis extinções (Knapp, 2001; Sullivan *et al.*, 2004). Em 1986, A. F. B. Araujo e colaboradores introduziram, no Espírito Santo, uma espécie ameaçada de extinção e endêmica do estado do Rio de Janeiro. Por isso, é fundamental compreender a ecologia e a dinâmica populacional desta espécie introduzida, com o objetivo, entre outros, de avaliar o grau de ameaça à população nativa. Caso a ameaça seja verificada, medidas mitigadoras deverão ser implementadas para diminuir ou eliminar o impacto.

O gênero *Liolaemus* contém mais de 160 espécies distribuídas no cone sul da América do Sul, e apresenta a maior distribuição climática, latitudinal e elevacional de todas as espécies do mundo, com espécies encontradas do nível do mar até altitudes superiores a 5000 m (Schulte *et al.*, 2000; Etheridge, 2000; Soares, 2003). Nos Andes, no norte do Chile, espécies de *Liolaemus* habitam tanto locais de grandes altitudes (3.500 – 4.500 m) como *Liolaemus alticolor*, *Liolaemus jamesi*, *Liolaemus ornatus*, *Liolaemus islugensis*, (Marquet *et al.*, 1989), como locais de baixa altitude (*Liolaemus nitidus* e *Liolaemus nigromaculatus*, (Tapia *et al.*, 1988)). O gênero também está presente no Equador, Peru, Bolívia, Uruguai e Argentina. Apesar do grande número de espécies conhecidas (160 espécies de *Liolaemus* na América do Sul (Etheridge, 2000)), a taxonomia deste gênero é complexa e novas espécies têm sido descritas recentemente (Lobo e Espinoza, 1999; Verrastro *et al.*, 2003).

*Liolaemus lutzae* pertence ao grupo Wiegmannii, que inclui mais seis espécies, todas relativas a lagartos corredores-de-areia: *L. wiegmannii*, *L. salinicola*, *L. scapularis*, *L. occipitalis*, *L. rabinoi*, *L. multimaculatus* e *L. riojanus* (Etheridge, 2000).

No Brasil, encontram-se apenas três espécies pertencentes ao gênero, todas corredoras de areia, que atingiram o sudeste brasileiro através de migrações seguidas de especiação no sentido sul-norte (Vanzolini & Ab`Saber, 1968). Nas costas arenosas do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, destaca-se a presença de *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885. *Liolaemus arambensis* Verrastro, 2003 está restrita às restingas da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul (Verrastro *et al.*, 2003). No Estado do Rio de Janeiro ocorria endêmicamente *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938. Vanzolini e Ab`Saber (1968) datam a divergência de *L. lutzae* e *L. occipitalis*, distantes 1000 km, em 4000 anos, data da última transgressão marinha formadora de restingas, sugerindo que estas espécies tenham se originado de uma única população ancestral contínua e depois sujeita à disjunção.

*Liolaemus lutzae* (Figura 1) ocupa um nicho muito particular. Esta espécie vive nas dunas de areia do estado do Rio de Janeiro, restrito a uma faixa de areia coberta com vegetação herbácea próxima ao mar (Rocha, 1989).



Figura 1. *Liolaemus lutzae*



Em estudo realizado na restinga de Barra de Maricá, Rocha, (1998) sugere que *Liolaemus lutzae* vive aproximadamente dois anos e apresenta reprodução sazonal, no período entre setembro e março. O tamanho da ninhada é de, no máximo, quatro ovos. O recrutamento dos jovens começa no início do verão, em dezembro, e se prolonga até o início do inverno do próximo ano, em junho. O autor argumenta que o padrão de reprodução sazonal apresentado pela espécie está associado à sazonalidade do estado do Rio de Janeiro, onde as chuvas se concentram na primavera e no verão.

O objetivo desta tese foi comparar atributos morfológicos e demográficos da população introduzida no Espírito Santo com duas populações nativas do Rio de Janeiro provenientes de Barra de Maricá e da Barra da Tijuca.

No primeiro capítulo da tese eu apresento resultados da introdução experimental da espécie no Espírito Santo e faço análises comparativas entre a população monitorada em 2003 com os animais que foram introduzidos em 1986.

No segundo capítulo, estimo e comparo parâmetros populacionais de três populações (sendo uma introduzida) da lagartixa-de-areia *Liolaemus lutzae* no sudeste do Brasil, utilizando modelos de marcação e recaptura.

## ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se na região sudeste do Brasil, no bioma Mata Atlântica, no ecossistema de Restinga. O Bioma Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical das Américas e tem sido submetida, desde a chegada dos europeus ao Brasil, a intensa degradação e diminuição em área. O bioma acompanhava a costa brasileira do Rio Grande do Sul ao Rio Grande do Norte e hoje encontra-se extremamente reduzido (Fundação SOS Mata Atlântica, 2002). Apesar disso, a biodiversidade de seus ecossistemas é uma das maiores do planeta. Este bioma, que já cobriu mais de 1,5 milhões de km<sup>2</sup> do Brasil, encontra-se, hoje, reduzido a menos de 100.000 km<sup>2</sup>. Por essa razão é considerado um *hotspot* e abriga mais de 8.000 espécies endêmicas (Myers, *et al.*, 2000). É um ambiente heterogêneo, com diversas formações florestais, incluindo as restingas. As áreas de restinga bem preservadas são raras no Brasil e, embora sejam consideradas Áreas de Preservação Permanente (Código Florestal Brasileiro, 1965), são pouco protegidas em Unidades de Conservação. Apenas o Parque Nacional de Setiba (ES) e da Restinga de Jurubatiba (RJ) contemplam remanescentes deste ecossistema, evidenciando a necessidade urgente de conservação integral das poucas áreas remanescentes ainda presentes no litoral brasileiro.

O termo restinga é amplamente utilizado para uma variedade de usos sendo, o mais comum, no sentido geomorfológico. Nesta ótica, seria definido como o conjunto de depósitos arenosos costeiros, cuja formação pode ter sido influenciada pelo vento, pela deriva litorânea e, principalmente, pelas regressões e transgressões marinhas (Turcq, 1986). Há 2,5 milhões de anos, durante a regressão Fouratiana do Pleistoceno, o nível do mar recuou e, desde então, tem descido de forma não linear com regressões e transgressões menos significativas. Este histórico indica que as restingas brasileiras

foram sujeitas a afogamentos de grandes áreas e igualmente sujeitas ao isolamento, dada a formação de ilhas (Flexor, 1984). Portanto, a paisagem das restingas se forma após cada transgressão e regressão. Muitos morros se tornaram ilhas, o que levou à diminuição do número de espécies vegetais e animais (Ab'Saber, 1979). Hoje, boa parte das restingas é caracterizada por moitas esparsas entre espaços preenchidos por areia nua ou com vegetação rasteira.

# 1. INTRODUÇÃO EXPERIMENTAL DO LAGARTO *Liolaemus*

*lutzae*

## 1.1. INTRODUÇÃO

A exploração comercial da Floresta Atlântica se iniciou com a chegada dos europeus, que trouxeram para o Brasil novas plantas, animais exóticos, gado e outras espécies domésticas. Entretanto, nos últimos trinta anos, a destruição de habitats tem causado mudanças neste ecossistema. Hoje, restam apenas 8% dos 1.350.000 km<sup>2</sup> de cobertura vegetal original (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2002). A riqueza biológica deste bioma somada ao grau de ameaça faz dele uma área prioritária para a conservação (Myers, *et al.* 2000). As áreas naturais de restinga, que fazem parte do bioma Floresta Atlântica, também têm sido devastadas pela ocupação humana e hoje são difíceis de ser encontradas. Atualmente, existem poucas áreas de restinga protegidas em Unidades de Conservação e a flora e a fauna endêmicas das restingas brasileiras necessitam de um programa de conservação urgente.

Para conter a degradação das restingas, o Código Florestal Brasileiro enquadra as restingas em Áreas de Preservação Permanentes. Apesar da lei, verifica-se a sua devastação em função do processo acelerado da ocupação urbana.

Uma espécie endêmica das restingas do Rio de Janeiro é o lagarto *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938. Este lagarto está citado na lista de espécies ameaçadas de extinção do IBAMA (IBAMA, 2003) e classificado como vulnerável na lista vermelha da IUCN (IUCN, 1994) (Figura 2).



Figura 2. *Liolaemus lutzae*

*Liolaemus lutzae* pode ser encontrado da Restinga da Marambaia (limite sul de distribuição -23°05'S, 44°00'W) até Cabo Frio (limite norte -22°53'S, 42°00'W) (Figura 3).

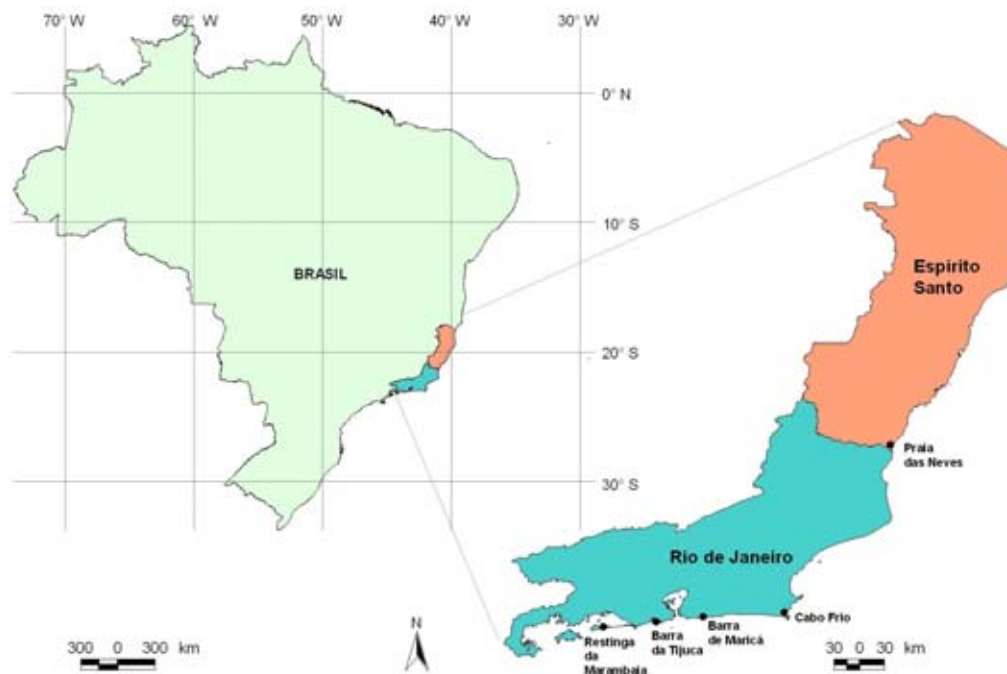


Figura 3. Localização geográfica das duas populações estudadas de *Liolaemus lutzae* em Barra de Maricá e Praia das Neves. Restinga da Marambaia e Cabo Frio são os extremos de distribuição natural da espécie.

*Liolaemus lutzae* usa, preferencialmente, as dunas de areia próximas ao mar e pode, eventualmente, ser encontrado no limite das moitas das restingas (*scrub habitats*) (Araújo, 1984; Rocha, 1991). Dada a dependência deste lagarto aos habitats de praia, sua distribuição provavelmente foi determinada historicamente pelas flutuações marinhas durante o Quaternário (Vanzolini e Ab'Saber, 1968) e o futuro aumento do nível do mar, em consequência das mudanças globais do clima (Mitrovica *et al.* 2006), deve afetar as populações atuais de *L. lutzae*.

Rocha e Bergallo (1992) estudaram a população de *Liolaemus lutzae* na Barra da Tijuca, uma praia urbana do Rio de Janeiro, em 1982 e 1991. Os autores observaram um declínio no tamanho da população durante o período de estudo e sugeriram que o declínio teria sido causado pela diminuição da disponibilidade vegetal, usada pela espécie, em consequência da interferência humana. A população de *L. lutzae* em Barra da Tijuca está restrita a apenas quatro quilômetros de extensão na Reserva Biológica de Marapendi, na Barra da Tijuca (Rocha e Bergallo, 1992). A construção de rodovias e a expansão urbana alteraram a paisagem da praia e contribuíram para a fragmentação da população de *Liolaemus lutzae*.

Historicamente, a fragmentação natural das praias restringiu o fluxo gênico entre as populações da lagartixa de areia. Esta condição especial aumentou o risco de extinção desta espécie. Para estudar o potencial de colonização desta espécie, em 1986, A.F.B. Araujo e colaboradores transferiram, experimentalmente, cinquenta e um indivíduos de Barra de Maricá (Rio de Janeiro) para Praia das Neves (Espírito Santo) (Figura 3). Os lagartos foram coletados sem uso de armadilhas e medidas morfométricas foram tiradas (comprimento rostro-cloacal e largura da cabeça). Vinte machos, vinte fêmeas e onze jovens foram levados para Praia das Neves em recipientes plásticos e foram soltos no

mesmo dia e no mesmo local. O processo de translocação dos lagartos de Barra de Maricá para Praia das Neves durou cinco dias. As relações de nicho entre as oito espécies de lagartos residentes em Praia das Neves e seus predadores eram conhecidas (Costa *et al.*, 1990) e os pesquisadores observaram a existência de um habitat disponível, em Praia das Neves, para a lagartixa-de-areia.

Os pesquisadores conheciam e estudavam as comunidades de lagartos das duas regiões e estavam cientes das similaridades entre Praia das Neves e Barra de Maricá. Hoje, o Governo Brasileiro (Ministério do Meio Ambiente) financia o projeto “Manejo da lagartixa-de-areia *Liolaemus lutzae*”, que está sendo desenvolvido com a finalidade de proteger esta espécie. Este programa de conservação está sendo desenvolvido em colaboração com a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ/FAPUR) (IBAMA/SISBIO n° 13980-1). A população introduzida, como pôde ser observado ao longo do período de estudo, permaneceu no local de soltura e usa exatamente o mesmo tipo de área (areia da praia) do local original.

Como existem poucas publicações sobre a habilidade que certas espécies têm de se estabelecer e se adaptar a novos ambiente (Knapp, 2001; Parker *et al.* 2003; Phillips *et al.*, 2003; Sullivan *et al.*, 2004; Iverson *et al.*, 2006), este trabalho pode contribuir para uma melhor compreensão dos processos de ajustamento da espécie ameaçada.

Acreditamos que um programa de monitoramento a longo prazo da população invasora pode contribuir para a formulação de estratégias de conservação alternativas que evitem o declínio e a possível extinção da lagartixa de areia.

## **1.2. OBJETIVO**

Este estudo tem como objetivo avaliar a viabilidade da introdução da população de *Liolaemus lutzae* em Praia das Neves ao realizar um monitoramento comparativo entre as populações inicial e atual. Os parâmetros considerados foram: a diferenciação morfológica entre os indivíduos das duas populações, o uso do espaço, do alimento e os atributos ecológicos da população de Praia das Neves comparados com os da população de Barra de Maricá.



### 1.3. MATERIAL e MÉTODOS

#### 1.3.1. Área de Estudo

Foi monitorada a população introduzida em Praia das Neves, município de Presidente Kennedy (22°57'49,39''S; 42°51'11,6''W), durante três campanhas (quinze dias cada) em setembro de 2002, dezembro de 2002 e fevereiro de 2003. Foram comparados os dados morfométricos coletados em Praia das Neves com aqueles dos cinquenta e um lagartos retirados de Barra de Maricá, em 1986. E comparamos também dados de dieta da população introduzida com dados provenientes de estudo em Barra de Maricá, publicado por Rocha (1989).

O lagarto foi procurado no habitat praia e no habitat vizinho, as moitas. Cento e trinta e sete lagartos foram capturados à mão, medidos (paquímetro) e pesados (pesola 0.5 g). Para estabelecer comparações com a população de Barra de Maricá de 1986, nós também medimos o comprimento rostro cloacal (CRC) e a largura da cabeça (LC) dos lagartos coletado em Praia das Neves. Também registramos o sexo e o microhabitat usado por cada indivíduo, e sua posição geográfica (GPS Garmin 12 XL). Foram usadas as seguintes categorias de microhabitat: sobre a areia, enterrado, sob plástico, sob isopor, sob borracha, sob madeira e sob vegetação. Todos os lagartos foram marcados (*toe-clipping*) e libertados no exato local da captura. Para testar se o nicho é conservativo entre as populações de *L. lutzae*, em maio de 2003 foram coletados dados de uso de habitat dos lagartos de Barra de Maricá, seguindo o mesmo protocolo descrito acima para os lagartos de Praia das Neves. Para obter dados reprodutivos da população invasora, trinta lagartos foram mortos com uma dose letal de Tyopenthal (licença nº 009/03 RAN – IBAMA, processo nº 02010.001019/03-31). Os lagartos foram fixados em formol 10%, condicionados em frascos contendo etanol 70% e, posteriormente,

dissecados, para que a condição reprodutiva fosse avaliada. Fêmeas que apresentassem folículos vitelogênicos e corpo lúteo ou pelo menos um ovo no oviduto eram consideradas reprodutivas. Machos que apresentassem epidídimos enovelados com espermatozoides maduros foram considerados reprodutivos. Também foi analisado o conteúdo estomacal dos trinta lagartos provenientes da população invasora no laboratório. A frequência dos itens alimentares em Praia das Neves foi comparada com a dieta dos lagartos de Barra de Maricá, disponíveis em Rocha (1989).

### **1.3.2. Análises Estatísticas**

Para avaliar o impacto dos dezoito anos sobre a população introduzida nas proporções do corpo, foi feita uma análise de covariância, comparando a largura da cabeça (HL) dos lagartos de Praia das Neves e Barra de Maricá, usando o CRC (comprimento rostro cloacal) como covariável. Diferenças no volume das presas entre as localidades e o uso das categorias de microhabitat foram testadas usando o teste de Kolmogorov-Smirnov. Foi testada a normalidade dos dados e todas as análises foram conduzidas usando o programa Systat 7.0, num nível de significância de 5% (Zar, 1999).

## 1.4. RESULTADOS

A população introduzida colonizou Praia das Neves. Durante o programa de monitoramento, foram capturados cento e trinta e sete lagartos e apenas dois foram recapturados, sugerindo uma grande população. A população estava agrupada em três locais distintos ao longo dos quinze quilômetros de extensão de Praia das Neves (pontos 1, 2 e 3 da figura 4). Cento e trinta e cinco lagartos foram registrados entre os pontos 1 e 2 (Figura 4) e apenas três foram avistados no ponto 3, a aproximadamente 14 km do local da introdução (“O”).



Figura 4. Praia das Neves em detalhe mostrando a distribuição da população introduzida de *Liolaemus lutzae*. O: local da introdução; 1: local de maior densidade da população introduzida; 2: local de menor densidade; 3: extremo de distribuição da espécie introduzida; D: área devastada; f: foz do rio Itabapoana; F: floresta; M: mangue; m: região de moitas; P: plantação; U: pequena área urbana.

Em todos os registros, *Liolaemus lutzae* ocupou o mesmo habitat que é normalmente usado pela espécie nas restingas do Rio de Janeiro. Nenhum *L. lutzae* foi coletado fora do habitat praia.

A análise de covariância mostrou que as duas populações não diferem quanto às proporções do corpo (Tabela 1) ( $F = 1.734$ ;  $P = 0.190$ ).

Tabela 1. Variação morfológica entre as populações do lagarto *Liolaemus lutzae* em Barra de Maricá e Praia das Neves. (CRC: comprimento rostro cloacal e LC: largura da cabeça)

População	CRC	LC
<i>Barra de Maricá (1986)</i>		
Número de casos (N)	47	47
Mínimo (mm)	30.0	5.7
Máximo (mm)	78.6	12.7
Média (mm)	56.48	9.72
Desvio Padrão	14.33	2.10
<i>Praia das Neves (2003)</i>		
Número de casos (N)	138	137
Mínimo (mm)	28.6	5.35
Máximo (mm)	84.25	15.8
Média (mm)	52.88	9.07
Desvio Padrão	12.78	1.95

Entretanto, o resultado da comparação das dietas entre as populações de Praia das Neves e de Barra de Maricá mostrou-se significativo - a composição da dieta de *Liolaemus lutzae* (volume de itens) não é similar entre as áreas (Kolmogorov-Smirnov,  $D_{max} = 0.3361$ ;  $P < 0.01$ ). As duas populações apresentam uma dieta ampla, mas em Barra de Maricá os animais consomem presas mais variadas. Material vegetal foi o item mais importante na dieta dos lagartos em ambas as praias (Tabela 2).

Tabela 2. Número de itens e volume (mm<sup>3</sup>) de cada tipo de presa de *Liolaemus lutzae* em Praia das Neves, Espírito Santo (n = 37).

Categorias	Número de itens	%	Volume	%
Material vegetal	57.00	17.38	7318.73	71.77
Hymenoptera	3.00	0.91	2.73	0.03
Formicidae	192.00	58.54	1011.43	9.92
Neuroptera	2.00	0.61	147.04	1.44
Coleoptera	24.00	7.32	584.66	5.73
Homoptera	32.00	9.76	78.76	0.77
Diptera	3.00	0.91	87.24	0.86
Orthoptera	3.00	0.91	95.21	0.93
Larvae	8.00	2.44	711.34	6.98
Aranae	4.00	1.22	144.58	1.42
Material não identificado			16.2	0.16
Total	328.00		10197.92	

As duas populações não diferem quanto ao uso de microhabitats (Kolmogorov-Smirnov,  $D_{max} = 0.500$ ;  $P = 0.188$ ) (Figura 5).

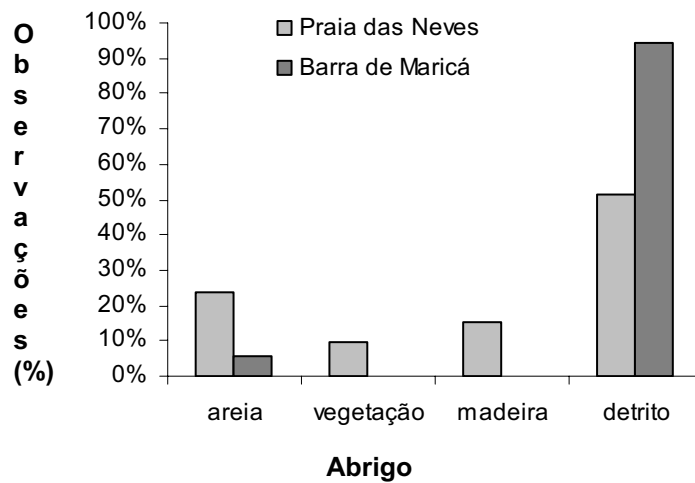


Figura 5: Diferenças no uso de abrigo entre a população introduzida e a população original de *Liolaemus lutzae*.

Nós encontramos mais outras quatro espécies de lagartos no habitat praia:

*Tropidurus torquatus* Wied, 1820 Tropiduridae (n=5) (Figura 6), *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnés, 1818 Gekkonidae (n=3) (Figura 7), *Mabuya agilis* Raddi, 1823 Scincidae (n=1) e *Ameiva ameiva* Linnaeus, 1758 Teiidae (n=1) (Figura 8), todos com uma frequência muito baixa se comparada àquela observada no habitat vizinho, as moitas (Costa *et al.* 1990).



Figura 6. *Tropidurus torquatus*

Figura 7. *Hemidactylus mabouia*

Figura 8. *Ameiva ameiva*

No habitat praia foram observados alguns predadores de *L. lutzae* (Rocha, 1993) como o caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 Ocypodidae (Figura 9), a coruja-buraqueira *Athene cunicularia* Molina, 1782 Strigidae (Figura 10), o Carcará *Carcara plancus* Miller, 1777 Falconidae (Figura 11), e a serpente *Philodryas patagoniensis* Girard, 1897 Colubridae (Figura 12).

Quatro fêmeas apresentaram ovos em seus ovidutos, quatro apresentaram folículos vitelogênicos em seus ovários, e sete não estavam reprodutivas. Apenas quatro dos vinte e dois machos analisados estavam reprodutivos. Os jovens foram mais abundantes em dezembro, durante a estação chuvosa.



Figura 9. *Ocypode quadrata*



Figura 10. *Athene cunicularia*



Figura 11. *Carcara plancus*



Figura 12. *Philodryas patagoniensis*

## 1.5. DISCUSSÃO

Os indivíduos translocados de *Liolaemus lutzae* formaram uma população viável no extremo sul do Espírito Santo, que persiste há dezoito anos, distante duzentos quilômetros da população original em Barra de Maricá. O nicho espacial de *L. lutzae* é conservativo. Em Praia das Neves, *L. lutzae* é restrito ao habitat praia, o mesmo usado pela espécie em Barra de Maricá, mas a população mostrou uma pequena mudança na dieta quando comparada aos dados de dieta de Barra de Maricá (Rocha, 1989), resultado que não necessariamente sugere diferenças ecológicas entre as duas populações, isto é, pode ser resultado de diferenças entre as praias (Barra de Maricá e Praia das Neves).

O sucesso de populações introduzidas depende de vários fatores, incluindo as respostas adaptativas ao novo ambiente (Allendorf e Lundquist, 2003; Sakai *et al.* 2001). O sucesso depende das interações entre residentes e intrusos, e os estudos têm demonstrado que freqüentemente os residentes têm mais sucesso que as espécies invasoras (Massot *et al.* 1994; Myers *et al.* 2000). Em Praia das Neves, *Liolaemus lutzae* é restrito a faixas de areia que nas horas mais quentes do dia podem atingir 50°C. Este microhabitat é provavelmente inadequado para a maioria de espécies de lagartos que vivem naquela comunidade. Antes da introdução de *Liolaemus lutzae*, *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Hemidactylus mabouia* e *Mabuya agilis* ocupavam o habitat praia, mas em poucos números, como foi observado por Costa *et al.* (1990). Estas espécies de lagartos ainda usam a praia ocasionalmente e podem ameaçar a sobrevivência da população introduzida já que são maiores e mais territorialistas. Nenhum indivíduo de *L. lutzae* foi encontrado na região das moitas, habitat vizinho, sugerindo que a população introduzida não está se espalhando pelos ambientes adjacentes. Entretanto, desde 2007, um monitoramento tem sido feito por A.F.B. Araujo

e colaboradores com a finalidade de avaliar os possíveis impactos da população invasora sobre a comunidade nativa de Praia das Neves. O programa, financiado pelo FNMA (Fundo Nacional do Meio Ambiente), tem como objetivo estudar as interações entre *L. lutzae* e a fauna e flora locais, e avaliar estratégias de manejo (remover ou não a espécie introduzida).

Diferenças morfométricas entre os lagartos da população de Barra de Maricá e Praia das Neves seriam esperadas como resultado da segregação de uma pequena amostra da população de Barra de Maricá (caso ocorressem efeitos relacionados à baixa diversidade genética da população fundadora). O evento fundador pode estar associado a altos níveis de endogamia, deriva genética e isolamento geográfico, podendo levar a diferenciação morfológica (Grant *et al.* 2001). Phillips e Shine (2005) descreveram mudança morfológica resultante da colonização do sapo *Bufo marinus* Linnaeus, 1758 Bufonidae, na Austrália. Em répteis, o tamanho do corpo (e outras características das histórias de vida) varia dependendo da umidade, temperatura e disponibilidade de alimento (Van Damme *et al.* 1986) e esta variação pode ser compreendida como uma estratégia adaptativa para lidar com a variação ambiental (Massot *et al.* 1994). Os resultados que obtive não revelaram diferenças morfológicas entre as duas localidades.

A diferenciação entre populações pode ocorrer como consequência de dois processos: a habilidade de ajuste às mudanças no ambiente ao longo do tempo (plasticidade) e a capacidade de se adaptar ao novo ambiente (seleção). A ausência de diferenças morfológicas significativas entre as duas populações, neste estudo, reforça a idéia de que as duas áreas são similares em termos de variabilidade ambiental. Summer *et al.* (1999) sugerem que as mudanças na estrutura do habitat podem influenciar o tamanho do corpo. Mas, em virtude de *Liolaemus lutzae* utilizar os recursos espaciais de forma similar nas duas praias e em outras restingas, indica que a espécie apresenta um



nicho conservativo. Dessa forma, a similaridade morfológica é esperada mesmo em espécies com ampla distribuição (Vitt e Colli, 1994).

Nas duas áreas os indivíduos foram encontrados sob a vegetação, mas detritos deixados pelo homem, como plástico, isopor, borracha, são freqüentemente usados pela espécie como abrigo. Em Barra de Maricá, garrafas plásticas, isopor, e borracha foram os itens mais freqüentes usados como abrigo por causa da proximidade (40 km) com a cidade do Rio de Janeiro e Niterói (20 km). É possível que o detrito lançado no mar seja levado por correntes oceânicas até Barra de Maricá. Pode-se supor que o detrito acumulado em Barra de Maricá seja, de alguma maneira, útil à sobrevivência de *Liolaemus lutzae*, já que é utilizado pela espécie como abrigo, como local de alimentação e como refúgio. Mas, efetivamente, o acúmulo de lixo pode afetar a vegetação e, conseqüentemente, comprometer a sobrevivência de *L. lutzae* que, da mesma maneira, utiliza a vegetação como alimento e abrigo. Além disso, o lixo não é um abrigo de boa qualidade para esta espécie que apresenta adaptações morfológicas para se enterrar na areia. Um de seus predadores como, por exemplo, o carcará ou a coruja-buraqueira, pode aprender a revirar o detrito usado como abrigo por *Liolaemus lutzae* e comprometer a sobrevivência das populações. Portanto, o lixo deve ser removido das praias, pois modifica a paisagem, afetando negativamente o comportamento da espécie deixando os indivíduos mais vulneráveis aos predadores.

A composição da dieta de *Liolaemus lutzae* difere entre as localidades. Em Barra de Maricá os lagartos consomem mais presas. As duas populações apresentam uma dieta onívora e material vegetal constituiu o item mais prevalente nas duas praias. Formiga também constitui um item bastante consumido nas duas populações (Tabela 2). A diferença observada entre as localidades provavelmente se deu em função da presença de Isopoda e Thysanoptera apenas na amostragem de Barra de Maricá (Rocha, 1989).

Os resultados mostraram que material vegetal é um item alimentar comum e que as espécies vegetais da praia são essenciais para a sobrevivência da lagartixa-de-areia. Rocha (1989, 1998a, 1999) mostrou que *Liolaemus lutzae* seleciona algumas espécies de plantas que disponibilizam mais água, especialmente *Ipomoea littoralis* Blume, 1825 Convolvulaceae. Esta espécie de planta também é facilmente encontrada em Praia das Neves. A folha pode ser consumida e o arbusto pode ser usado como abrigo. Durante o monitoramento, encontramos em Praia das Neves um indivíduo se alimentando da espécie vegetal *Blutaparon portulacoides* St.-Hill 1981, Amaranthaceae (Figura 13). Esta espécie também é comum em Praia das Neves e em Barra de Maricá.



Figura 13. Material vegetal regurgitado por *L. lutzae* no momento da captura

As similaridades (na comunidade animal e vegetal) entre Praia das Neves e Barra de Maricá podem ter sido um fator facilitador no estabelecimento bem sucedido da população introduzida. O tamanho da população fundadora de Praia das Neves (cinquenta e um indivíduos) também pode ter auxiliado no estabelecimento de *Liolaemus lutzae*. Pequenas populações isoladas são mais vulneráveis por causa da perda da variabilidade genética, em consequência da deriva genética e da depressão endogâmica (Simberloff, 1988), já que a reprodução ocorre frequentemente entre indivíduos aparentados (Boyce, 1992; Cornuet e Luikart, 1996; Akçakaya e Sjögren-

Gulve, 2000; Lambert *et al.* 2005). Apesar disso, algumas espécies de vertebrados parecem tolerar períodos de pequeno tamanho populacional. Um caso bem estudado é o do Guepardo (*Acynomax jubatus*), espécie de felino africano (O'Brien *et al.*, 1983), que sofreu uma severa diminuição de tamanho populacional e mesmo assim resistiu à baixa diversidade de alelos. A grande população do lagarto *Tupinambis merianae* Duméril e Bibron, 1839 Teiidae, na Ilha de Fernando de Noronha, no nordeste do Brasil, é resultado de introdução de apenas dois casais no ano de 1960. Hoje, em consequência da falta de predadores, a população introduzida está fortemente estabelecida e é considerada uma forte ameaça ao ecossistema da ilha (Péres Jr, 2003).

A área colonizada por *Liolaemus lutzae* é específica, próxima ao mar, onde as demais espécies de lagartos da comunidade são raramente observadas (elas podem ser observadas com mais frequência no habitat vizinho, as moitas). Na praia, *Tropidurus torquatus* é o competidor mais provável de *Liolaemus lutzae*, tanto por recurso alimentar quanto por recurso espacial. Esta espécie de lagarto é a mais abundante nas moitas (Araujo, 1991; Carvalho *et al.*, 2007a), mas não é tão significativo na praia, especialmente em Praia das Neves, onde poucos indivíduos foram observados.

*Hemidactylus mabouia*, uma espécie de gekonídeo exótica, também foi observada na praia, mas em baixíssima frequência. Esta espécie foi provavelmente trazida da África (Vanzolini e Ab'Saber, 1968; Carranza e Arnold, 2006) e é comumente encontrada em bromélias e troncos secos no habitat moitas (Costa *et al.*, 1990; Araujo, 1991; Carvalho e Araujo, 2007; Carvalho *et al.*, 2007b). Esta espécie coexiste com *Gymnodactylus darwini*, um Phyllopezidae endêmico do bioma Floresta Atlântica, tanto nas moitas quanto em fragmentos de floresta. *Hemidactylus mabouia* e *Gymnodactylus darwini* compartilham o mesmo microhabitat em Praia das Neves,

entretanto, a colonização se faz presente há pelo menos trezentos anos, sem exclusão competitiva.

Introduções podem ser imprevisíveis se forem conduzidas sem controle. Experimentos mostraram que a introdução de lagartos em ilhas afetou a comunidade de aranhas (Schoener e Spiller, 1996). Frits e Rodda (1998) relataram os impactos causados pela introdução da serpente *Boiga irregularis* Merrem 1802, Colubridae, na Ilha de Guam em 1952. A introdução levou à redução e extinção de pequenos vertebrados. Este é um exemplo no qual a nova população foi introduzida numa ilha, num ambiente restrito, onde a fauna local evoluiu em isolamento. Em situações como esta, os impactos ecológicos podem ser mais pronunciados (Schoener e Spiller, 1996).

Dado o tempo passado desde a colonização e a dispersão dos lagartos em Praia das Neves, percebe-se que a nova colônia se estabeleceu firmemente e que esta espécie não se espalhou e nem se espalhará pelos habitats vizinhos. A lagartixa-de-areia é restrita à praia, uma característica compartilhada com outras espécies do gênero *Liolaemus* que vivem no Brasil (Schulte *et al.* 2000). A distribuição das outras espécies de *Liolaemus* brasileiras, *Liolaemus occipitalis* Boulenger 1885, e *Liolaemus arambarensis* Verrastro 2003, também são restritas a habitats de praia (Etheridge, 2000). *L. lutzae* não é uma ameaça à comunidade de Praia das Neves. Lagartos como *Tropidurus torquatus* e *Ameiva ameiva*, encontrados em pequena quantidade no habitat praia, é que poderiam comprometer a sobrevivência da população translocada para Praia das Neves por serem animais maiores, mais agressivos e territorialistas.

Vanzolini e Ab'Saber (1968) sugeriram que as espécies de *Liolaemus* são descendentes de uma única espécie ancestral amplamente distribuída ao longo da costa brasileira, vulnerável às transgressões do Quaternário. Durante as transgressões, muitas praias desapareceram e áreas de restinga sofreram um grande decréscimo. Como

resultado, o isolamento causado pela flutuação marinha promovida pela variação no nível do mar promoveu eventos de especiação que geraram as espécies atuais de lagartos-de-areia do gênero *Liolaemus*. É até possível supor que o ancestral de *Liolaemus lutzae* tenha tido uma distribuição mais ampla na costa do que no presente. Por outro lado, se a dispersão foi importante para *Liolaemus lutzae*, assim como em outros grupos de *Liolaemus* (Morando *et al.*, 2004), o rio Paraíba do Sul pode ter sido uma forte barreira que restringiu a dispersão para o norte. O desenvolvimento da colônia de *Liolaemus lutzae* em Praia das Neves levanta a seguinte questão: se outras praias ao norte do rio Paraíba do Sul são capazes de sustentar populações da lagartixa-de-areia, por que esta espécie é restrita à faixa de praia entre a restinga da Marambaia e Cabo Frio?

Anos depois da introdução de *Liolaemus* no Espírito Santo, a IUCN publicou diretrizes sobre a translocação de espécies (IUCN, 2007), em consequência dos impactos causados por introduções biológicas. Considerando estas diretrizes, a translocação de espécies só se justifica quando há de fato um alto risco de extinção, e mesmo assim, esta deve ser a última alternativa de manejo. Acredito que este seja o caso de *Liolaemus lutzae* pois, em primeiro lugar, a lagartixa-de-areia está extremamente ameaçada pela redução de habitat. Como exemplo, podemos citar a construção do Resort “Fazenda de São Bento da Lagoa”, promovida por um grupo europeu no município de Maricá-RJ, exatamente na área que sustenta a mais densa população estudada de *Liolaemus lutzae*, na restinga de Barra de Maricá. Em segundo lugar, no estado do Rio de Janeiro, a Unidade de Conservação de Proteção Integral Federal que preserva habitats de restinga, o Parque Nacional de Jurubatiba (Macaé), não protege populações naturais da lagartixa-de-areia por estar localizada além do limite norte de distribuição de *Liolaemus lutzae*. Estes são motivos que por si só justificam a fundação experimental de uma nova colônia

da lagartixa-de-areia fora do seu limite de distribuição. O fato de estudos sobre translocações experimentais não serem encontradas com muita frequência na literatura, não significa que esta seja uma prática reprovável. Estratégias alternativas de manejo (programas de relocações, repatriações e translocações) de espécies ameaçadas existem e estão se tornando populares, especialmente quando envolvem répteis (Knapp, 2001), mas é vital monitorar continuamente as populações que passam por este processo. (Dickinson e Fa, 2000; Losos *et al.* 2001; Knapp e Malone, 2003).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER A. N. 1979. Os mecanismos de desintegração das paisagens tropicais no Pleistoceno. Efeitos paleoclimáticos no período Wurm-Wiscosin no Brasil. **Paleoclimas** **8**: 1-11.

AKÇAKAYA, H. R. e SJÖGREN-GULVE, P. 2000. Population viability analyses in conservation planning an overview. **Ecological Bulletin** **48**: 9-21.

ALLENDORF, F. W. e LUNDQUIST, L. L. 2003. Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. **Conservation Biology** **17**: 24-30.

ARAUJO, A. F. B. 1984. Padrões de Divisão de Recursos em uma Comunidade de Lagartos de Restinga, p. 327-342. *In*: L. D. Lacerda; D. S. D. Araújo; R. Cerqueira e P. Turcq (Eds.). **Restingas: Origem, Estrutura e Processos**. CEUFF, 477p.

\_\_\_\_\_. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. **Revista Brasileira de Biologia** **51**: 857-865.

BOYCE, M. S. 1992. Population viability analysis. **Annual Review of Ecology and Systematics** **23**: 481-506.

CARRANZA, S. e ARNOLD, E. N. 2006. Systematics, biogeography, and evolution of *Hemidactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae) elucidated using mitochondrial DNA sequences. **Molecular Systematics and Evolution** **38**: 531-545.

CARVALHO, A. L. G. e ARAUJO, A. F. B. 2007. Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** **24**: 786 - 792.

CARVALHO, A. L. G.; ARAUJO, A. F. B. e SILVA, H. R. 2007a. Lagartos da Marambaia, um remanescente insular de Restinga e Floresta Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica** **7** (2): 221-226.

CARVALHO, A. L. G.; SILVA, H. R.; A. F. B. ARAUJO; R. ALVES-SILVA e H. R. da Silva. 2007b. Feeding ecology of *Tropidurus torquatus* (Wied) (Squamata, Tropiduridae) in two areas with different degrees of conservation in Marambaia Island, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** **24**: 222 - 227.

CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO, 1965 Lei nº 4.771 Art. 2º Versão em vigor – agosto, 1997

CORNUET, J. M. E. e LUIKART, G. 1996. Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. **Genetics** **144**: 2001-2014.

COSTA, E. M. M.; CARDOSO, M. e SILVEIRA, R. 1990. Structure of a lacertilian community in a sandbank of southern Espírito Santo, p. 362-381. *In*: Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo. Academia de Ciências do Estado de São Paulo.

DICKINSON, H. C. e FA, J. E. 2000. Abundance, demographics and body condition of a translocated population of St. Lucia whiptail lizards (*Cnemidophorus vanzoi*). **Journal of Zoology** **251**: 187-197.

ETHERIDGE, R. 2000. A review of lizards of the *Liolaemus wiegmannii* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. **Herpetological Monographs** **14**: 292-352.

FLEXOR, J. M.; MARTIN, L.; SUGUIO, K. e DOMINGUEZ, J. M. L. 1984. Gênese dos cordões litorâneos na parte central da costa brasileira. *In*: Lacerda, L. D., Araujo, D. S. D., Cerqueira, R. e Turq, B. (Eds). *Restingas: origem, estrutura, processos*. CEUFF, 477 p.

FRITTS, T. H. e RODDA, G. H. 1998. The role of introduced species in the degradation of islands ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics** **29**: 113-140.



FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE. 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000. Relatório Final. São Paulo.

GRANT, P. R.; GRANT, B. R. e PETREN, P. 2001. A population founded by a single pair of individuals: establishment, expansion, and evolution. **Genetica** **112-113**: 359-382.

IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2003. Lista da fauna silvestre brasileira ameaçada de extinção. Disponível na World Wide Web em: <http://www.ibama.gov.br> [novembro, 2006].

IUCN. 1994. Red List Categories. The world conservation union, species survival commission. Gland Switzerland. 21p.

IUCN. 2007. Disponível na World Wide Web em: <http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reinte.htm> [22/04/2008].

IVERSON, J. B.; CONVERSE, S. J.; SMITH, G. R. e VALIULIS, J. M. 2006. Long-term- trends in the demography of the Allen Cays Rock Iguana (*Cyclura Cyclura inornata*): human disturbance and density-dependent effects. **Biological Conservation** **132**: 300-310.

KNAPP, C. R. 2001. Status of a translocated *Cyclura* Iguana colony in the Bahamas. **Journal of Herpetology** **35** (2): 239-248.

KNAPP, C. R. e MALONE, C. L. 2003. Patterns of reproductive success and genetic variability in a translocated Iguana population. **Herpetologica** **59** (2): 195-202.

LAMBERT, D. M.; KING, T.; SHEPHERD, L. D.; LIVINGSTON, A. e ANDERSON, S. 2005. Serial population bottlenecks and genetic variation: translocated populations of the New Zealand Saddleback (*Philesturnus carunculatus rufusater*). **Conservation Genetics** **6**: 1-14.

LOBO, F., ESPINOZA, R. E. 1999. Two new cryptic species of *Liolaemus* (Iguania: Tropiduridae) from northwestern Argentina: resolution of the purported reproductive bimodality of *Liolaemus alticolor*. **Copeia**. 1: 122-140.

LOSOS, J. B.; SCHOENER, T. W.; WARHEIT, K. I. e CREER, D. 2001. Experimental studies of adaptative differentiation in Bahamian *Anolis* lizards, **Genetica** **112-113**:399-415.

MARQUET, P. A., ORTIZ, J. C., BOZINOVIC, F., JAKSIC, F. M. Ecological aspects of thermoregulation at high altitudes: the case of Andean *Liolaemus* lizards in northern. **Oecologia**, v. 81, p. 16-20. 1989.

MASSOT, M.; CLOBERT, J.; LECOMTE, J. e BARBAULT, R. 1994. Incumbent advantage in common lizards and their colonizing ability. **Journal of Animal Ecology** **63**: 431-440.

MITROVICA, J. X.; WAHR, J.; MATSUYAMA, I.; PAULSON, A. e TAMISIEA, M. E. 2006. Reanalysis of ancient eclipse, astronomic and geodetic data: A possible route to resolving the enigma of global sea-level rise. **Earth and Planetary Science Letters** **243** (3-4): 390-399.

MORANDO, M.; AVILA, L. J.; BAKER, J. e SITES, J. W. 2004. Phylogeny and phylogeography of the *Liolaemus darwini* complex (Squamata: Liolaemidae): evidence for introgression and incomplete lineage sorting. **Evolution** **58**(4): 842-861.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B. e KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853-858.

MYERS, J.H.; SIMBERLOFF, D.; KURIS, A. M. e CAREY, J. R. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. **Trends in Ecology and Evolution** **15** (8): 316-320.

O'BRIEN, S. J.; WILDT, D. E.; GOLDMAN, D.; MERRIL, C. R. e BUSH, M. 1983. The cheetah is depauperate in genetic variation. **Science** **221**: 459 – 462.

PARKER I. M.; RODRIGUEZ, J. e LOIK, M. E. 2003. An evolutionary approach to understanding the biology of invasions: local adaptation and general-purpose genotypes in the weed *Verbascum thapsus*. **Conservation Biology** **17** (1): 59-72.

PERES JR., A. K. **Sistemática e conservação de lagartos do gênero *Tupinambis*** (Squamata Teiidae). Tese (doutorado) Brasília: Universidade de Brasília, 2003.

PHILLIPS B. I.; BROWN, G. P. e SHINE, R. 2003. Assessing the potential impact of cane toads on Australian snakes. **Conservation Biology** **17** (6): 1738-1747.

PHILLIPS B. I. e SHINE, R. 2005. The morphology, and hence, impact of an invasive species (the cane toad, *Bufo Marinus*): changes with time since colonization. **Animal Conservation** **8**: 407-413.

ROCHA, C. F. D. 1989. Diet of a tropical lizard (*Liolaemus lutzae*) of southeastern Brazil. **Journal of Herpetology** **23** (3): 292-294.

\_\_\_\_\_. 1991. Composição de habitat e uso do espaço por *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropiduridae) em uma área de restinga. **Revista Brasileira de Biologia** **51**: 839-846.

\_\_\_\_\_. 1993. The set of defense mechanisms in a tropical sand lizard (*Liolaemus lutzae*) of southeastern Brazil. **Ciência e Cultura – Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science** **45** (2): 116-122.-

\_\_\_\_\_. 1996. Ontogenetic shift in the rate of plant consumption in a tropical lizard. **Journal of Herpetology** **32** (2): 274-279.

\_\_\_\_\_. 1998. Population dynamics of the endemic tropidurid lizard *Liolaemus lutzae* in a tropical seasonal restinga habitat. **Ciência e Cultura – Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science** **50** (6): 446-451.

\_\_\_\_\_. 1999. Home range of the tropidurid lizard *Liolaemus lutzae*: sexual and body size differences. **Revista Brasileira de Biologia** **59** (1): 125-130.

ROCHA, C. F. D. e BERGALLO, H. D. 1992. Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southern Brazil. **Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science** **44** (1): 52-54.

SAKAI, A. K.; ALLENDORF, F. W.; HOLT, J. S.; LODGE, D. M.; MOLOFSKY, J.; WHITH, K. A.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R. J.; COHEN, J. E.; ELLSTRAND, N. C.; MCCAULEY, D. E.; O'NEIL, P.; PARKER, I. M.; THOMPSON, J. N. e WELLER, S. G. 2001. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics** **32**: 305-332.

SCHOENER, T. W. e SPILLER, D. A. 1996. Devastation of prey diversity by experimentally introduced predators in the field. **Nature** **381** (20): 691-694.

SCHULTE, J. A.; MACEY, J. R.; ESPINOZA, R. E. e LARSON, A. 2000. Phylogenetic relationships in the iguanid lizard genus *Liolaemus*: multiple origins of viviparous reproduction and evidence for recurring Andean vicariance and dispersal. **Biological Journal of the Linnean Society** **69**: 75-102.

SIMBERLOFF, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. **Annual Review of Ecology and Systematics** **19**: 473-511.

SOARES, A. H. B. **Avaliação da introdução experimental do lagarto *Liolaemus lutzae* (Squamata: Liolaemidae) no sudeste do Brasil: uma abordagem comparativa**. Dissertação (mestrado). Brasília : Universidade de Brasília, 2003.

SULLIVAM, B. K.; KWIATKOWSKI, M. A. e SCHUETT, G. W. 2004. Translocation of urban Gila Monsters: a problematic conservation tool. **Biological Conservation** **117**: 235-242.

SUMMER, J.; MORITIZ, C. e SHINE, R. 1999. Shrinking forest shrinks shrink: morphological change in response to rainforest fragmentation in the prickly forest skink (*Gnypetoscinus queenslandiae*). **Biological Conservation** **91**: 159-167.

TAPIA G; ROZAS E; SEGOVIA A. 1988. Thermal dependency and microhabitat selection in *Liolaemus nitidus* and *Liolaemus nigromaculatus*. *Archivos de Biología y Medicina Experimentales* **21** (2): 335.

TURCQ, B.; COE NETO, R. e FROIDEFOND, J. M. 1986. Variability of beach ridges on the coast of Maricá (Rio de Janeiro, Brazil). In Rabasa, J. (Ed). **Quaternary of South America and Atlantic Península**. Vol. 4.a, Balkema.

VAN DAMME, R.; BAUWENS, D. e VERHEYEN, R. F. 1986. Selected body temperatures in the lizard *Lacerta vivipara*: variation within and between populations. **Journal of Thermal Biology** **11**: 219-222.

VANZOLINI, P. E. e AB'SABER, A. N. 1968. Divergence rate in South American lizards of the genus *Liolaemus* (Sauria, Iguanidae). **Papéis Avulsos de Zoologia** **21**: 205-208.

VERRASTRO, L.; VERONESE, L.; BUJES, C.; MARTINS, M. D. F. 2003. A new species of *Liolaemus* from southern Brazil (Iguania: Tropicuridae). *Herpetologica* **59** (1): 105-118.

VITT, L. J. e COLLI, G. R. 1994. Geographical ecology of a neotropical lizard – *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. **Canadian Journal of Zoology/Revue Canadienne de Zoologie** **72** (11): 1986-2008.

ZAR, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey. 663p.

## 2. DINÂMICA POPULACIONAL DE TRÊS POPULAÇÕES DE *Liolaemus lutzae* (SQUAMATA: TROPIDURIDAE)

### 2.1. INTRODUÇÃO

Estudos demográficos fornecem informações que explicitam o *status* de conservação das populações, por meio de estimativas de sobrevivência e de tamanhos populacionais. Os resultados podem ser usados para fins de conservação, manejo e controle (Williams *et al.* 2002). A variação nos atributos das histórias de vida das populações (nascimentos e mortes, movimentos migratórios e estrutura) pode ser atribuída a variações genéticas e ambientais (Wiederhecker *et al.*, 2002). Especialmente nos trópicos, as flutuações ambientais (estação seca vs. úmida) são bem marcadas e influenciam a vida dos organismos em muitos aspectos biológicos e comportamentais (Magnusson e Da Silva, 1993; Christian *et al.* 1995; Vitt e Blackburn, 1991, Wiederhecker *et al.* 2002), que por sua vez afetam a demografia das populações. Apesar disso, há espécies que não apresentam variação em suas histórias de vida (Vitt *et al.* 1998; Colli *et al.* 1997). Assim, para detectar o provável grau de ameaça sofrido por uma espécie, é imprescindível analisar a sua dinâmica populacional.

A modelagem dos parâmetros populacionais tem sido usada para comparações de aspectos biológicos de populações (Franco e Silvertown, 1996) e de padrões demográficos (Lebreton *et al.*, 1992). Embora as histórias de vida e a dinâmica de população de muitas espécies brasileiras estejam bem documentadas ( Chiarello, 2000; Colli, 1997; Magnusson e Da Silva, 1993; Rocha, 1998; Van Sluys, 1998, 2000; Vitt, 1991; Vitt *et al.* 1998; Wiederhecker *et al.*, 2003), existem poucos estudos que relacionam as análises demográficas com o grau de ameaça das populações estudadas

para fins conservacionistas. Neste estudo, comparamos parâmetros demográficos em três populações isoladas geograficamente de uma espécie de lagarto endêmica do estado do Rio de Janeiro e considerada ameaçada de extinção (IBAMA, 2003; IUCN, 1994), usando matrizes que fornecem modelos demográficos que descrevem o comportamento das populações.

A utilização de matrizes tem se mostrado útil na avaliação de estado de conservação de populações naturais (Contreras e Valverde, 2002), mas é igualmente necessário compreender como os parâmetros demográficos variam entre e dentro de populações ao longo do tempo para uma avaliação criteriosa das conseqüências desta variação para criar um cenário mais fidedigno do *status* de conservação de qualquer espécie.

A espécie de lagarto utilizada neste estudo, *Liolaemus lutzae*, vive em praias do Rio de Janeiro, onde as atividades humanas refletidas no desenvolvimento urbano modificaram as paisagens, isolando manchas de vegetação nativa, afetando a composição de espécies, a estrutura e a dinâmica das populações nativas de vertebrados (Brito e Fonseca, 2006; Crooks *et al.*, 2001; Soulé *et al.*, 1992). As espécies que vivem nesses ambientes fragmentados respondem negativamente às mudanças urbanísticas (Audsley *et al.*, 2006). Os principais fatores que levam ao declínio de espécies de lagartos em conseqüência das atividades humanas (Fischer *et al.*, 2002; Rocha, 1991) são a agricultura, as pastagens, a construção de estradas e a introdução de espécies não nativas.

A demografia de *Liolaemus lutzae* é um assunto pouco estudado, só existindo dois artigos publicados (Rocha e Bergallo, 1992; Rocha, 1998). Uma questão importante, como a variação dos parâmetros demográficos entre as populações desta espécie, permanece sem resposta. Um estudo que englobe populações isoladas pela

malha urbana e que ainda inclua uma população fundada recentemente tem um papel fundamental na conservação desta espécie, pois é capaz de apontar as populações mais ameaçadas por meio de estimativas de tamanho populacional e sobrevivência.

Neste trabalho, eu examinei a dinâmica populacional de três populações de *Liolaemus lutzae*, uma espécie de lagarto ameaçada de extinção que vive nas dunas de areia das restingas da Floresta Atlântica do Brasil. Duas destas populações estão inseridas em ambientes urbanos altamente impactados pela presença do homem e pela especulação imobiliária. A terceira população é fruto de uma introdução experimental em 1986, e se encontra fora da distribuição natural da espécie. Nós comparamos estimativas de tamanho populacional, probabilidade de sobrevivência, probabilidade de captura e probabilidade de recaptura destas três populações.

## **2.2. OBJETIVO**

Comparar a dinâmica populacional de populações da lagartixa-de-areia durante o ano de 2006, em três praias do sudeste do Brasil, sendo duas populações nativas do Rio de Janeiro e uma população experimentalmente introduzida no Espírito Santo. O objetivo específico é estimar parâmetros demográficos (sobrevivência, taxa de captura, taxa de recaptura e tamanho populacional) usando o programa MARK, testando o efeito do sexo, da idade e da sazonalidade, durante o período de estudo.



## 2.3. MATERIAL e MÉTODOS

### 2.3.1. Espécie Estudada

*Liolaemus lutzae* (Figura 1) é uma das poucas espécies de lagarto endêmicas dos ambientes de restinga da Floresta Atlântica (Rocha *et al.*, 2000).



Figura 1. *Liolaemus lutzae*

É considerado ameaçado de extinção (IBAMA, 2003). Em 1986, Araujo e colaboradores introduziram cinquenta e um indivíduos da população da Praia de Barra de Maricá – RJ, em Praia das Neves – ES com intuito de fundar uma nova colônia e testar a sua viabilidade. A comunidade de lagartos das duas áreas é semelhante e os pesquisadores estudaram as áreas antes do experimento de introdução. A lagartixa-de-areia vive num ambiente muito particular: a areia da praia. Poucos lagartos da comunidade das restingas do sudeste brasileiro conseguem sobreviver neste ambiente, por que as temperaturas são muito altas nas horas mais quentes do dia. A lagartixa-de-areia apresenta adaptações morfológicas, como ser capaz de se enterrar em tocas de 50 cm de profundidade, que lhe permite viver e tolerar o calor. Para evitar a desidratação, consome plantas, como *Ipomea imperatti* e complementa sua dieta com insetos e larvas de artrópodes (Soares, 2003).

### 2.3.2. Área de Estudo

A Floresta Atlântica apresenta grande diversidade biológica, mas é um dos ambientes mais ameaçados do planeta (restam apenas 8% da área original) e por essa razão é considerado um *hotspot*, isto é, uma região de alta concentração de espécies endêmicas que já perdeu uma grande parte da sua cobertura original (Myers *et al.*, 2000) com grande ameaça à diversidade. O nível de endemismo para este bioma é alto para mamíferos (Chiarello *et al.*, 2000), mas não para répteis (Rocha *et al.*, 2000). As áreas de restinga (inseridas no bioma Floresta Atlântica) com características naturais são raras no Brasil, sendo poucas protegidas em Unidades de Conservação como o Parque Nacional de Setiba (ES) e o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ), evidenciando a necessidade urgente de conservação irrestrita das poucas áreas remanescentes ainda presentes no litoral brasileiro. O clima deste bioma é sazonal (Van Sluys, 2000): as chuvas se estendem de outubro a março, e de abril a setembro ocorre a estação seca.

Em três restingas do sudeste do Brasil (Figura 2), nas praias de Barra de Maricá – RJ, na praia de Barra da Tijuca – RJ, e na praia das Neves – ES, onde esta espécie foi introduzida em 1986, eu delimito uma área de 500m x 100m (5 ha.), onde foi conduzido um experimento de marcação e recaptura de indivíduos de *Liolaemus lutzae*. Outras espécies de lagartos avistadas dentro da área do experimento foram coletadas, identificadas e libertadas no mesmo local onde foram encontradas.

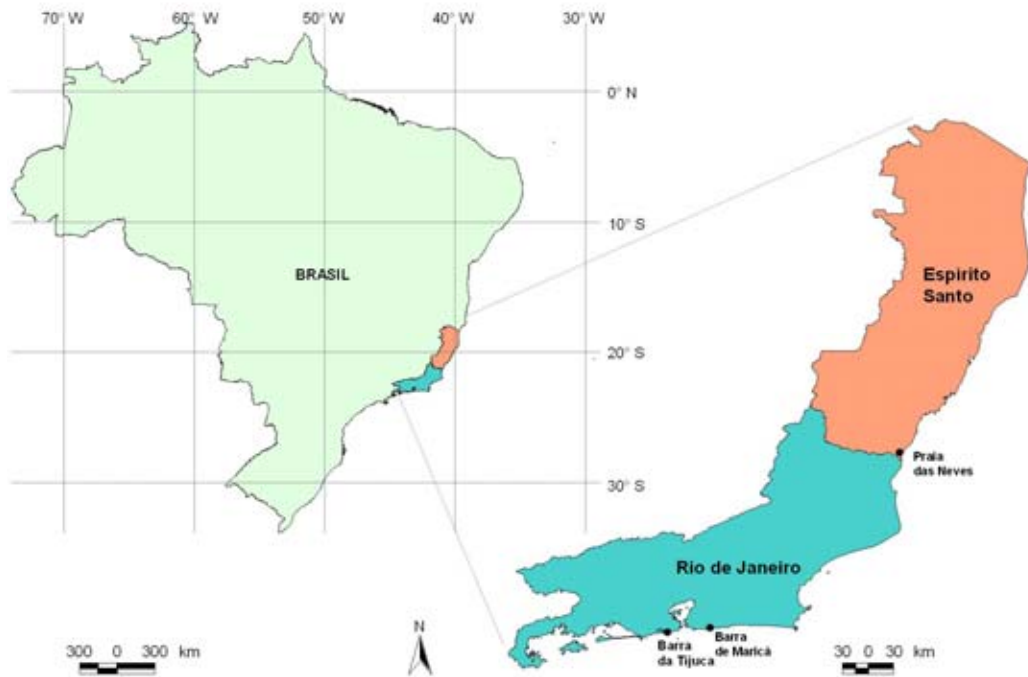


Figura 2. Localização geográfica das três populações de *Liolaemus lutzae* monitoradas em Barra de Maricá, Barra da Tijuca e Praia das Neves durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006.

### 2.3.3. Coleta de Dados

O mesmo protocolo foi seguido em todas as áreas monitoradas. Em cada praia foram feitas cinco campanhas durante o período de estudo de marcação e recaptura. Em cada campanha, durante cinco ou seis dias consecutivos, sempre dentro do transecto delimitado no início do monitoramento das três populações, os lagartos eram capturados, marcados (*toe clipping*), processados (medidas morfométricas, peso, posição geográfica, sexo e idade estimada), soltos no mesmo local, e eventualmente recapturados. As marcações precisavam ser definitivas, uma premissa fundamental dos modelos de marcação e recaptura e, por esta razão, optei pela remoção de falange.

### 2.3.4. Análises Demográficas

Os dados de marcação e recaptura foram usados para estimar e comparar os parâmetros demográficos nas três áreas em cada uma das cinco campanhas em 2006 e em numa análise global que uniu, numa única planilha por praia, todas as campanhas, considerando cada uma como uma única ocasião de captura.

Planilhas binomiais foram construídas com os dados de marcação de recaptura dos lagartos que geraram uma tabela de presença e ausência que descreve as histórias de captura de cada indivíduo. Estas histórias de vida foram utilizadas para calcular as estimativas dos parâmetros demográficos desejadas: o tamanho populacional ( $N$ ), a sobrevivência aparente ( $\phi$ ), a probabilidade de captura ( $p$ ), e a probabilidade de recaptura ( $c$ ).

Foram feitas duas análises diferentes para cada grupo de dados (populações fechadas e populações abertas). Para as análises de populações abertas foi usado o modelo Cormack-Jolly Seber (CJS), implementado pelo programa MARK (Program MARK - Estimation with Capture-Recapture Data Versão 5.0, 2007) (White e Burnham, 1999). Nos experimentos do tipo Cormack Jolly-Seber assume-se que os animais não marcados têm a mesma probabilidade de captura dos animais já marcados na população. Esta é uma premissa importante, mas para garantir que as análises fossem feitas adequadamente, foi necessário garantir a aderência do modelo mais geral gerado na análise aos dados (*Goodness of fit*).

São quatro as premissas dos modelos CJS:

- 1- Os animais presentes na população no tempo ( $i$ ) têm a mesma probabilidade de recaptura;
- 2- Todos os animais marcados na população imediatamente após o tempo ( $i$ ) têm a mesma probabilidade de sobrevivência no tempo ( $i+1$ );

- 3- As marcações são mantidas durante o experimento. Não se perdem e nem se confundem;
- 4- Os períodos de amostragem são instantâneos se comparados ao intervalo entre a ocasião (i) e (i+1), e as solturas são feitas imediatamente após a coleta.

As duas últimas premissas foram atendidas neste experimento, mas para testar as premissas iniciais (1 e 2), foi necessário quantificar a variação nos dados coletados. Esta medida é conhecida como fator de variação (*variance inflation factor*), ou *c-hat*. Todas as análises foram feitas usando um valor de *c-hat* de 1,0 mas isso nem sempre é verdade.

Para testar a aderência dos dados ao modelo (premissas 1 e 2) foram conduzidos testes de aderência (*bootstrap gof tests*) no modelo mais geral, onde há influência de grupo (g: jovens, machos e fêmeas) e do tempo (t) tanto nos parâmetros sobrevivência ( $\phi$ ) quanto na probabilidade de captura ( $p$ ). Nesta abordagem, estes parâmetros foram usados para simular dados. Foram feitas 100 simulações para cada praia, baseadas no número de animais capturados em cada ocasião. Estas simulações sempre se aderiram perfeitamente às premissas do modelo. Se a média do desvio das simulações for menor que a média do desvio do modelo mais geral gerado na análise feita com meus dados, então as premissas não foram violadas. Por outro lado, se a média do desvio das simulações for maior que a do modelo geral da minha análise, então seria necessário corrigir o valor do fator de variação. Neste caso, um novo valor do fator de variação (*c-hat*) foi obtido através da divisão do desvio do modelo geral pela média do desvio do *bootstrap*. Esta análise indica se há uma grande dispersão dos dados provavelmente em consequência da heterogeneidade das probabilidades de captura e sobrevivência entre os indivíduos (Lebreton *et al.*, 1992). Sabendo que o modelo mais geral é adequado às análises, foram elaborados modelos mais simples, eliminando parâmetros, seguindo os

procedimentos de construção e de seleção de modelos descritos em Lebreton *et al.* (1992). Este teste de aderência foi feito apenas para as análises de populações abertas. Para as análises de populações fechadas foi utilizado o modelo de Otis (1978) implementado pelo programa MARK (Lebreton *et al.*, 1992).

Os modelos de populações abertas foram construídos testando os efeitos do grupo e do tempo (variação entre as campanhas) nos parâmetros sobrevivência e probabilidade de recaptura. Para selecionar o modelo que mais se ajusta aos dados, utilizei o Critério de Informação de Akaike (AICc), uma ferramenta que identifica o modelo mais parcimonioso (Burnham e Anderson, 2002):

$$AICc = -2(\log - \text{probabilidade de verossimilhança}) + 2K + (K+1)/(n-K-1),$$

onde K é o número de parâmetros estimados e n é o número de histórias de captura.

Assim, o melhor modelo é escolhido baseado no valor de AICc: o modelo com menor valor deste índice e com maior peso (W AICc).

As análises de populações fechadas (considerando que não haveria migração, morte ou nascimento durante cada campanha) foram feitas para as cinco campanhas nas três praias, testando o efeito do tempo nos parâmetros taxa de captura ( $p$ ) e taxa de recaptura ( $c$ ). As análises de populações abertas foram feitas a partir da união das histórias de vida de todas as campanhas para cada praia, considerando cada campanha como uma amostragem única. Portanto, foram feitas quinze campanhas durante o ano de 2006.

Os resultados obtidos foram comparados entre as praias e entre as estações (seca vs. chuvosa), bem marcadas nas restingas do sudeste do Brasil.

## 2.4. RESULTADOS

Foram feitas 919 coletas de lagartos, contando as recapturas, durante o ano de 2006. Em Barra de Maricá (Figura 3), foram marcados 484 lagartos. Destes, 187 foram recapturados.



Figura 3. Localização espacial dos indivíduos de *Liolaemus lutzae* capturados em Barra de Maricá durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006.

Na Barra de Tijuca (Figura 4), 87 lagartos foram marcados e 46 foram recapturados.



Figura 4. Localização espacial dos indivíduos de *Liolaemus lutzae* capturados em Barra da Tijuca durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006.

Praia das Neves (Figura 5), a população fundada experimentalmente em 1986, registrou o menor número de capturas, 82 lagartos, e 33 recapturas.

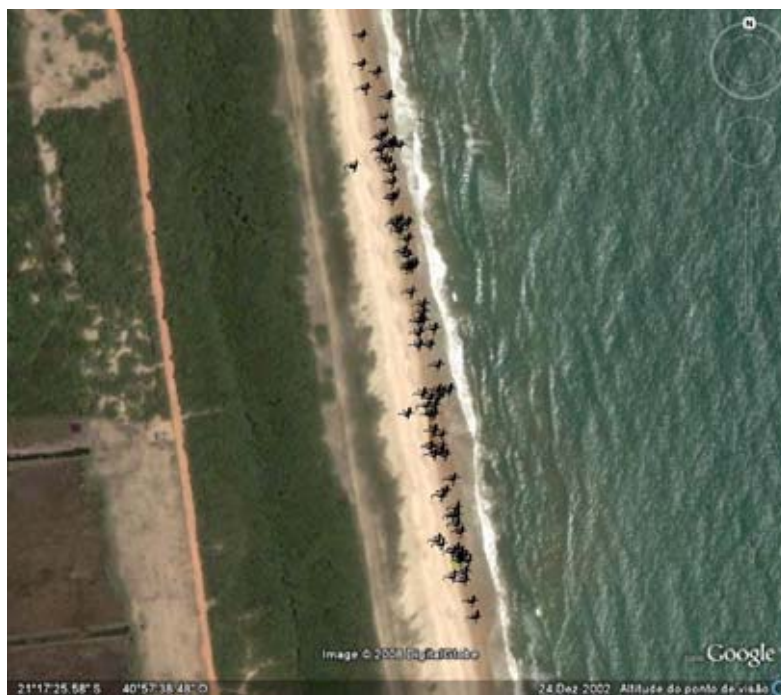


Figura 5. Localização espacial dos indivíduos de *Liolaemus lutzae* capturados em Praia das Neves durante o estudo de marcação e recaptura, em 2006



Outras espécies de lagartos foram encontradas na área de amostragem: em Barra de Maricá não foi encontrada nenhuma outra espécie de lagarto dentro da área amostral. Em Praia das Neves foram encontradas duas espécies: *Tropidurus torquatus* (n= 5) e *Mabuya sp.* (n=1). Na Barra de Tijuca, encontramos *Tropidurus torquatus* (n=10), *Ameiva ameiva* (n=7), *Mabuya agilis* (n=4), *Hemidactylus mabouia* (n= 2). Em relação às serpentes, a única espécie observada dentro da área amostral foi *Philodryas patagoniensis*. Na Barra da Tijuca esta serpente foi observada em atividade ao redor de uma toca de *Liolaemus lutzae*. Em Praia das Neves foram observados dois indivíduos desta serpente na área amostral. Em uma das ocasiões a serpente estava bem próxima ao mar, se alimentando de um indivíduo de *Liolaemus lutzae*.

#### **2.4.1. Barra de Maricá**

Em Barra de Maricá a razão sexual foi diferente de 1:1. Capturamos 286 fêmeas, 233 machos e 58 jovens. A partir dos 30 mm de CRC (comprimento rostro cloacal) já era possível identificar o sexo do animal. A maior fêmea tinha 65 mm e o maior macho 75.7 mm de CRC. Os jovens foram encontrados em fevereiro, julho, agosto e dezembro de 2006.

##### **2.4.1.1. Análise de população aberta**

Análise anual

O modelo geral que englobou o total das campanhas não se adequou às premissas do teste e por isso foi necessário corrigir o valor do índice de desvio (*c-hat*) para 1,07 (dividindo o desvio do modelo geral pela média do desvio do *bootstrap*).

O modelo global  $\varphi(g^*t) p(g^*t)$  (Tabela 1, linha 14), foi usado como ponto de partida para a investigação dos fatores que regulam a dinâmica populacional de *Liolaemus lutzae* em Barra de Maricá.

A seleção do modelo de melhor ajuste iniciou-se com a remoção de uma variável (grupo ou tempo) de um dos parâmetros ( $\varphi$  ou  $p$ ) do modelo mais geral:  $\varphi(g^*t) p(g^*t)$  (Tabela 1, linha 14). A remoção gerou quatro modelos influenciados por três variáveis (Tabela 1, modelos 4, 6, 7 e 16), sendo que o modelo  $\varphi(g^*t) p(t)$  (modelo 4, Tabela 1) obteve o melhor ajuste ( $<$  valor de QAICc). A partir deste modelo, retirou-se uma variável (grupo ou tempo) do parâmetro sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) (modelos 3 e 8, Tabela 1), com o modelo  $\varphi(t) p(t)$  (linha 3, Tabela 1) evidenciando o melhor ajuste ( $>$  valor de QAICc). Em seguida troquei a variável (t) que influenciava o parâmetro ( $p$ ) pelo efeito do grupo (g) e este modelo  $\varphi(t) p(g)$  (modelo 1, Tabela 1) se mostrou mais adequado ainda. Para ter certeza que este era o modelo mais adequado, retirei o efeito, um de cada vez, das variáveis que influenciavam os parâmetros, até obter o modelo  $\varphi(t) p(\cdot)$  que obteve o segundo menor valor de AICc (linha 2, Tabela 1).

Tabela 1. Modelos candidatos para a sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) para o ano de 2006 e taxa de captura ( $p$ ) de *Liolaemus lutzae* em Barra de Maricá. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras ajustado (Q);  $\Delta$ QAICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; K = número de parâmetros estimados; (g) = variação de grupo; (t) = variação ao longo do tempo; (g\*t) = variação de grupo e de tempo ; (.) = parâmetro constante. Seleção de modelos baseada em  $c\text{-hat} = 1,0735400$

<b>Modelo</b>	<b>QAICc</b>	<b><math>\Delta</math>QAICc</b>	<b>WAICc</b>	<b>K</b>	<b>Desvio padrão</b>
1. $\varphi(t) p(g)$	607,59	0,00	0,448	7,0	57,11
2. $\varphi(t) p(.)$	607,62	0,03	0,441	5,0	61,25
3. $\varphi(t) p(t)$	611,58	3,99	0,060	7,0	61,11
4. $\varphi(g*t) p(t)$	614,27	6,69	0,016	13,0	51,30
5. $\varphi(g*t) p(.)$	614,36	6,77	0,015	13,0	51,39
6. $\varphi(t) p(g*t)$	614,99	7,40	0,011	13,0	52,02
7. $\varphi(g*t) p(g)$	617,94	10,35	0,00	15,0	50,73
8. $\varphi(g) p(t)$	619,03	11,44	0,00	7,0	68,55
9. $\varphi(g) p(.)$	620,14	12,55	0,00	4,0	75,80
10. $\varphi(.) p(t)$	620,46	12,87	0,00	5,0	74,08
11. $\varphi(.) p(g)$	621,48	13,89	0,00	4,0	77,14
12. $\varphi(.) p(.)$	621,48	13,89	0,00	2,0	81,20
13. $\varphi(g) p(g)$	623,91	16,32	0,00	6,0	75,49
14. $\varphi(g*t) p(g*t)$	625,88	18,29	0,00	21,0	45,78
15. $\varphi(.) p(g*t)$	627,91	20,32	0,00	13,0	64,94
16. $\varphi(g) p(g*t)$	631,24	23,65	0,00	15,0	64,04

Estes dois modelos (modelos 1 e 2, Tabela 1), juntos, explicam 88% da variância dos dados e a diferença no valor de QAICc é muito pequena entre eles. O primeiro modelo é aquele com menor índice de QAICc e menor desvio e, por isso, é o modelo que mais se ajusta aos dados. O modelo  $\varphi(t) p(g)$ , de maior ajuste, sugere que a sobrevivência não variou entre os grupos (machos, fêmeas e jovens), mas variou muito ao longo dos meses nesta população. O modelo sugere ainda que a taxa de captura diferentemente do parâmetro sobrevivência não variou ao longo dos meses monitorados,

mas variou entre grupos, isto é, fêmeas, machos e jovens tiveram diferentes probabilidades de captura (Tabela 2).

Tabela 2. Estimativas de sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) e taxa de captura ( $p$ ) de *Liolaemus lutzae* para o ano de 2006 em Barra de Maricá, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $\varphi(t) p(g)$  (modelo 1 da Tabela 1)

<b>Parâmetro</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Intervalo de confiança 95%</b>
1. $\varphi$	0,69	0,05	0,59 - 0,78
2. $\varphi$	1,00	0,00	0,99 - 1,00
3. $\varphi$	1,00	0,00	0,99 - 1,00
4. $\varphi$	0,72	0,05	0,60 - 0,81
5. $p$ fêmeas	0,19	0,03	0,15 - 0,26
6. $p$ machos	0,16	0,028	0,11 - 0,22
7. $p$ jovens	0,09	0,037	0,04 - 0,20

As estimativas de sobrevivência variaram durante o ano de 2006 (Figura 6): de 69% no início do experimento, passando a 100% no decorrer no monitoramento (campanhas 2 e 3: durante a estação de menor disponibilidade de recursos) chegando a 72% no final do experimento (durante a estação úmida).

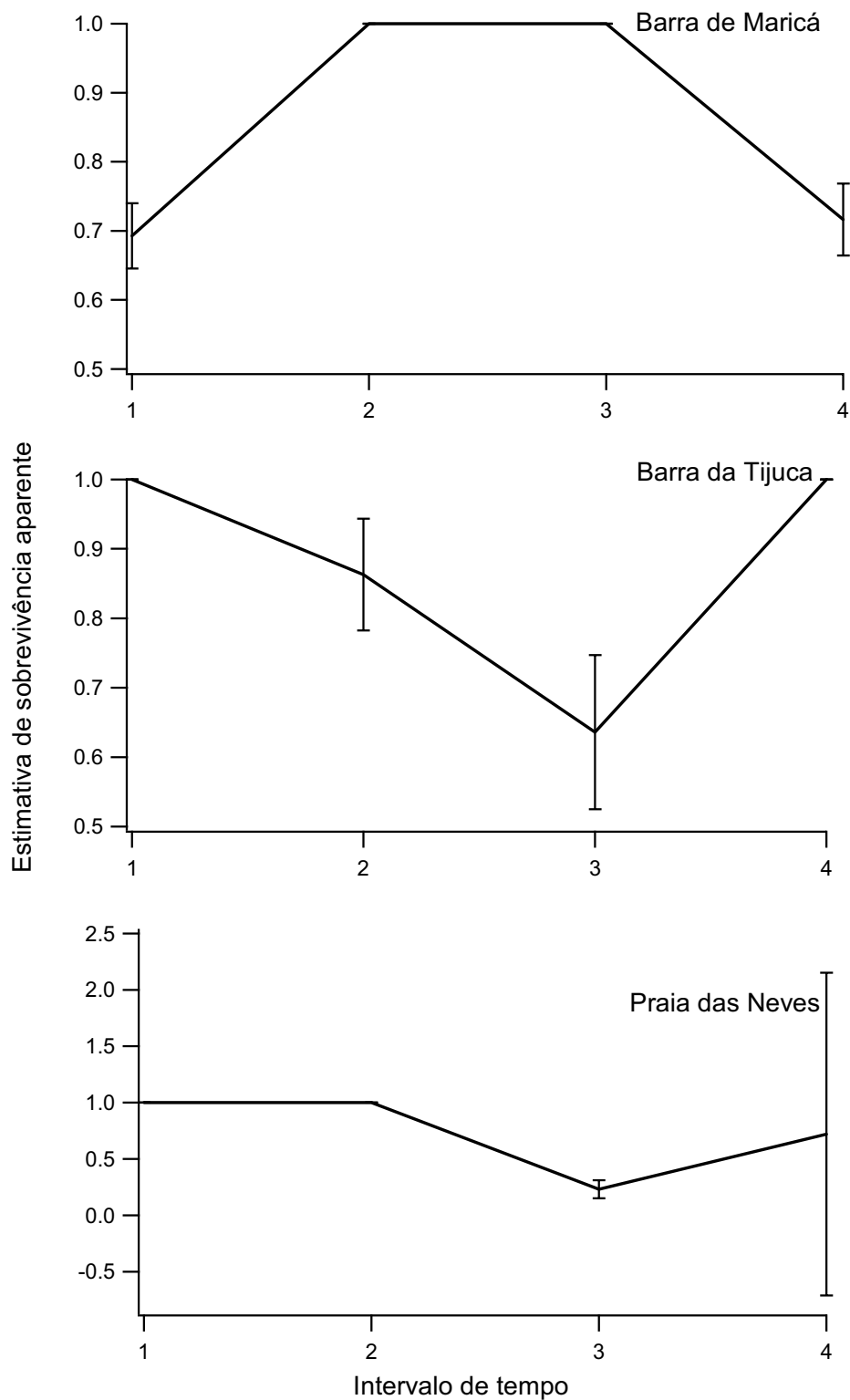


Figura 6. Taxa de sobrevivência aparente e desvio padrão de três populações de *Liolaemus lutzae* nos intervalos de tempo entre as cinco campanhas do ano de 2006 em Barra de Maricá, Barra da Tijuca e Praia das Neves, respectivamente. Intervalo de tempo 1 = fevereiro/março de 2006; 2 = maio/junho de 2006; 3 = agosto/setembro de 2006; 4 = outubro/novembro; 5 = dezembro/janeiro de 2006

Esta variação da sobrevivência ao longo dos meses pode indicar um efeito sutil da sazonalidade nesta população. As estimativas de sobrevivência não variaram entre grupos, sugerindo uma sobrevivência semelhante, independente do sexo e da idade. As estimativas de captura ( $p$ ) não variaram ao longo dos meses, mas variaram entre grupos, gerando três estimativas: uma para fêmeas, uma para os machos e, finalmente, uma para os jovens (Figura 7).

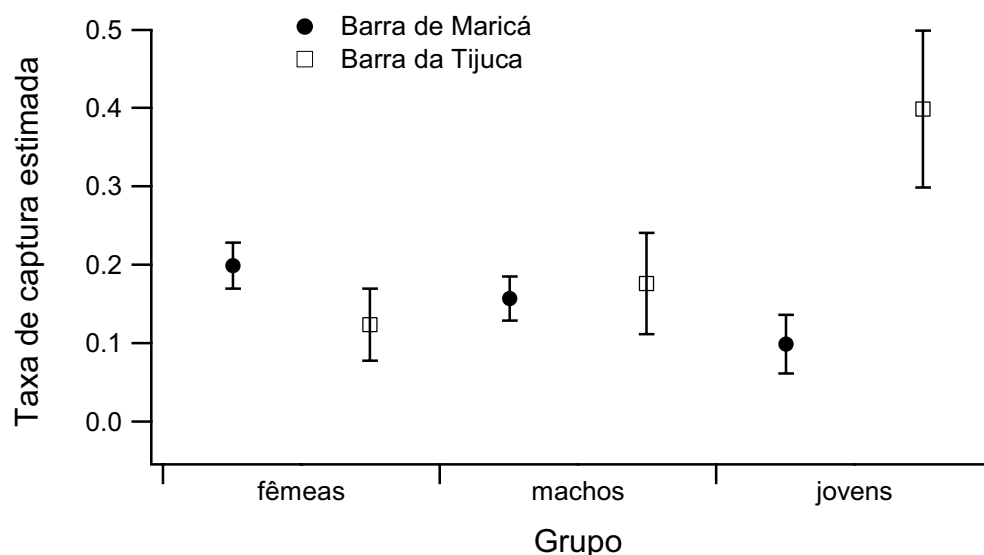


Figura 7. Taxa de captura aparente e desvio padrão nos grupos (fêmeas, machos e jovens) em duas populações de *Liolaemus lutzae* para o ano de 2006.

#### 2.4.1.2. Análises de populações fechadas

##### Campanha 1

Esta campanha foi realizada no final de fevereiro e início de março de 2006.

As análises de populações fechadas se referem a campanhas curtas, de cinco dias seguidos, onde não se considera a movimentação dos indivíduos (migrações), nem

nascimentos e nem mortes. Por esta razão o tamanho populacional nos modelos é sempre constante  $N(.)$ , não sendo influenciado pelo tempo. O modelo geral  $p(t) c(t) N(.)$  foi construído desta maneira, já que não há trânsito de indivíduos, nem mortes nem nascimentos. O objetivo destas análises de populações fechadas era identificar o tamanho populacional relativo da população ( $N$ ) como um todo, não sendo necessário incorporar a influência do grupo, devido ao curto intervalo de tempo. Assim, o modelo  $p(t) c(t) N(.)$  (linha 1, Tabela 3) foi usado como ponto de partida para esta análise (e para todas as análises de populações fechadas seguintes). A seleção do modelo de melhor ajuste iniciou-se com a remoção da variável tempo de um dos parâmetros ( $p$  ou  $c$ ) do modelo mais geral. A retirada da influência da variável tempo no parâmetro probabilidade de recaptura ( $c$ ) gerou o modelo  $p(t) c(.) N(.)$ , que teve pior desempenho que o modelo global (maior índice de AICc) (linha 3, Tabela 3). A eliminação da influência da variável tempo nos parâmetros probabilidade de captura ( $p$ ) e probabilidade de recaptura ( $c$ ) gerou o modelo  $p(.) c(.) N(.)$  de desempenho ainda pior (linha 4, Tabela 3). Para confirmar que o modelo mais geral era o mais adequado, introduzi a variável tempo apenas no parâmetro ( $c$ ) e mantive o parâmetro ( $p$ ) livre da influência temporal, gerando o modelo  $p(.) c(t) N(.)$  (linha 2, Tabela 3), que também não apresentou um desempenho melhor que o modelo geral.

Tabela 3. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a primeira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

<b>Modelo</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>WAICc</b>	<b>K</b>	<b>Desvio Padrão</b>
$p(t) c(t) N(.)$	-723,90	0,00	0,97	9,00	36,03
$p(.) c(t) N(.)$	-716,55	7,35	0,02	6,00	49,49
$p(t) c(.) N(.)$	-709,79	14,11	0,00	6,00	56,25
$p(.) c(.) N(.)$	-702,40	21,50	0,00	3,00	69,70

Assim, para a primeira campanha em Barra de Maricá, o modelo selecionado foi  $p(t) c(t) N(\cdot)$ . Este modelo mostra que tanto as taxas de captura ( $p$ ) quanto de recaptura ( $c$ ) são dependentes do tempo, isto é, houve variação entre os dias de coleta. Este modelo foi selecionado por que explica 97% (WAICc) da variância dos dados, foi o que apresentou menor valor de AICc e tem o menor desvio. O tamanho populacional aparente estimado para esta campanha é de 184 lagartos para a área amostral de Barra de Maricá (Tabela 4, Figura 8)

Tabela 4. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a primeira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(t) N(\cdot)$  (modelo 1 da Tabela 3)

<b>Parâmetro</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Intervalo de confiança 95 %</b>
1. $p$	0,47	0,04	0,40 - 0,54
2. $p$	0,37	0,05	0,28 - 0,47
3. $p$	0,39	0,06	0,28 - 0,52
4. $p$	0,51	0,08	0,36 - 0,67
5. $p$	1,00	0,23E-05	0,99 - 1,00
6. $c$	0,149	0,04	0,09 - 0,24
7. $c$	0,162	0,03	0,11 - 0,24
8. $c$	0,07	0,02	0,04 - 0,12
9. $c$	0,03	0,01	0,01 - 0,07
10. $N$	184,00	0,29E-05	184,00 – 184,00



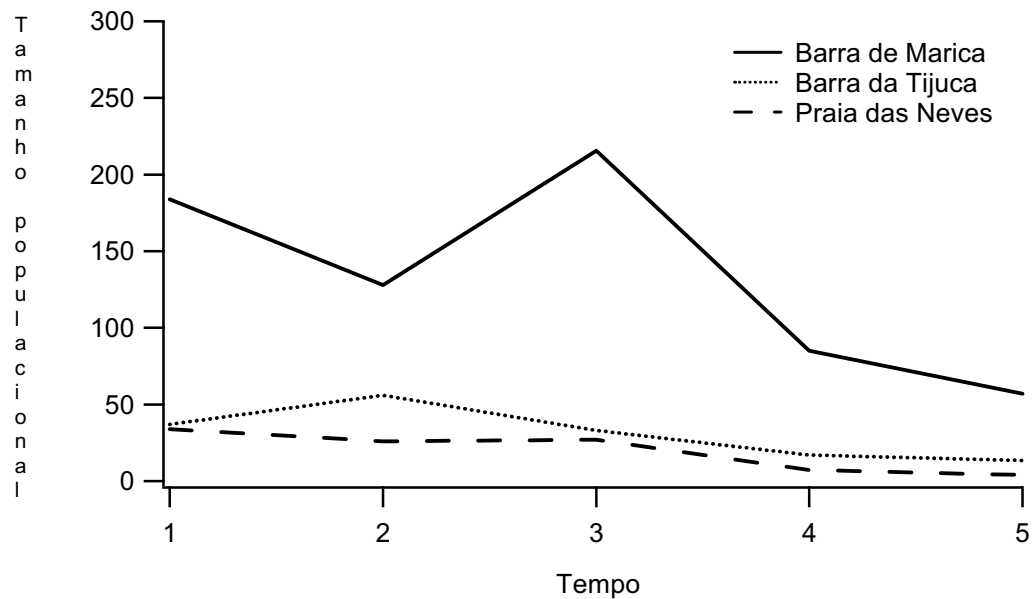


Figura 8. Estimativa de tamanho populacional de três populações de *Liolaemus lutzae* nas cinco campanhas do ano 2006. Intervalo de tempo 1 = fevereiro/março de 2006; 2 = maio/junho de 2006; 3 = agosto/setembro de 2006; 4 = outubro/novembro; 5 = dezembro de 2006/janeiro de 2007

## Campanha 2

Esta campanha foi realizada durante os meses de maio e junho de 2006. O mesmo critério usado na seleção de modelos na campanha 1, foi usado nesta análise. Para a campanha 2, o modelo mais geral (linha 1, Tabela 5) mostrou-se o mais adequado  $p(t) c(t) N(.)$ , menor valor da AICc.

Tabela 5. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a segunda campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(t) c(t) N(.)$	-685,32	0,00	0,99	7,00	0,79
$p(t) c(.) N(.)$	-673,03	12,29	0,00	5,00	17,19
$p(.) c(t) N(.)$	-594,13	91,19	0,00	4,00	98,12
$p(.) c(.) N(.)$	-581,79	103,53	0,00	2,00	114,52

Este modelo explica 99% da variância dos dados (WAICc), apresenta o menor valor de AICc e o menor valor do desvio padrão. Neste modelo, assim como para a campanha anterior, os parâmetros taxa de captura ( $p$ ) e taxa de recaptura ( $c$ ) são dependentes do tempo, isto é, houve variação entre os dias de coleta, e o tamanho populacional estimado aparente para a campanha 2 é de 128 indivíduos (Tabela 6, Figura 8). Este modelo mostra que tanto as taxas de captura ( $p$ ) quanto de recaptura ( $c$ ) são dependentes do tempo. As estimativas dos parâmetros probabilidade de captura ( $p$ ) e de recaptura ( $c$ ) se mostraram bastante variadas.

Tabela 6. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a segunda campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(t) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 5)

<b>Parâmetro</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Intervalo de confiança 95 %</b>
1. $p$	0,16	0,03	0,11 - 0,24
2. $p$	0,14	0,03	0,09 - 0,22
3. $p$	0,89	0,03	0,81 - 0,94
4. $p$	1,00	0,14E-04	0,99 - 1,00
5. $c$	0,13E-13	0,35E-07	-0,68E-07 - 0,68E-07
6. $c$	0,14	0,06	0,06 - 0,29
7. $c$	0,46E-15	0,28E-08	-0,54E-08 - 0,54E-08
8. $N$	128,00	0,35E-04	128,00 - 128,00

### Campanha 3

Esta campanha foi realizada durante os meses de agosto e setembro de 2006, seguindo o mesmo critério de seleção de modelos conduzido para as campanhas anteriores. O melhor modelo selecionado (linha 1, Tabela 7) revelou estimativas de captura e recaptura constantes (Tabela 7) ao longo do tempo.

Tabela 7. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a terceira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(.) c(.) N(.)$	-379,28	0,00	0,49	3,00	29,23
$p(t) c(.) N(.)$	-378,83	0,45	0,39	7,00	21,56
$p(.) c(t) N(.)$	-375,45	3,83	0,07	7,00	24,94
$p(t) c(t) N(.)$	-374,90	4,38	0,05	11,00	17,27

O tamanho populacional estimado aparente para esta campanha é de  $215.45 \pm 63.12$  (Tabela 8, Figura 8). O que chama atenção nesta análise é o erro padrão da estimativa de tamanho populacional que pode ter sido influenciado pelas condições meteorológicas. Aliás, a terceira campanha, ocorrida em período chuvoso, mostrou um erro padrão alto não só para Barra de Maricá, mas para Praia das Neves e Barra da Tijuca, como veremos.

Tabela 8. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a terceira campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(.) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 7)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,12	0,05	0,05 - 0,25
2. $c$	0,02	0,01	0,01 - 0,05
3. N	215,45	63,12	147,80 - 427,06

#### Campanha 4

Esta campanha, realizada durante os meses de outubro e novembro de 2006, foi iniciada com o mesmo modelo geral utilizado para as campanhas anteriores. O melhor modelo selecionado, aquele com menor índice de AICc (linha1, Tabela 9) revelou uma

taxa de captura ( $p$ ) dependente do tempo e uma estimativa de taxa de recaptura constante e muito baixa, de  $0,04 \pm 0,02$ , com intervalo de confiança de 95%. (Tabela 10).

Tabela 9. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quarta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(t) c(.) N(.)$	-311,96	0,00	0,75	5,00	6,31
$p(t) c(t) N(.)$	-309,68	2,28	0,24	7,00	4,42
$p(.) c(.) N(.)$	-301,42	10,54	0,00	3,00	20,95
$p(.) c(t) N(.)$	-299,19	12,77	0,00	5,00	19,07

Tabela 10. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quarta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 9)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,34	0,05	0,25 - 0,45
2. $p$	0,19	0,05	0,11 - 0,32
3. $p$	0,53	0,07	0,39 - 0,67
4. $p$	1,00	0,12E-05	0,99 - 1,00
5. $c$	0,04	0,02	0,016 - 0,09
6. $N$	85,00	0,19E-05	85,00 – 85,00

Para esta campanha, a estimativa aparente de tamanho populacional foi de 85 indivíduos com erro padrão muito próximo de zero (Tabela 10, Figura 8).

## Campanha 5

Esta campanha foi realizada em dezembro de 2006. O mesmo critério usado na seleção de modelos nas campanhas anteriores foi usado nesta análise. Para a campanha 5, o modelo  $p(t) c(.) N(.)$  (linha 1, Tabela 11) mostrou-se o mais adequado.

Tabela 11. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quinta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(t) c(.) N(.)$	-175,03	0,00	0,46	5,00	4,09
$p(.) c(.) N(.)$	-174,01	1,02	0,27	2,00	11,33
$p(t) c(t) N(.)$	-172,96	2,07	0,16	7,00	1,93
$p(.) c(t) N(.)$	-172,06	2,97	0,10	4,00	9,16

Este modelo, com menor valor de AICc revela uma taxa de captura dependente do tempo, uma estimativa de recaptura constante de  $0,01 \pm 0,01$  e uma estimativa de tamanho populacional de 57 indivíduos (Tabela 12, Figura 8).

Tabela 12. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quinta campanha do ano de 2006 em Barra de Maricá, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 11)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,19	0,05	0,11 - 0,31
2. $p$	0,37	0,07	0,24 - 0,52
3. $p$	0,52	0,09	0,34 - 0,69
4. $p$	1,00	0,54E-05	0,99 - 1,00
5. $c$	0,84E-13	0,12E-06	-0,24E-06 - 0,24E-06
6. $c$	0,036	0,03	0,00 - 0,21
7. $c$	0,84E-12	0,19E-06	-0,39E-06 - 0,39E-06
8. $N$	57,00	0,11E-04	57,00 - 57,00

## 2.4.2. Barra da Tijuca

Em Barra da Tijuca a razão sexual não foi de 1:1. De março a maio e entre novembro e dezembro de 2006, durante o monitoramento da praia, foram coletados 56 fêmeas, 48 machos e 29 jovens.

### 2.4.2.1. Análise de população aberta

Análise anual

O modelo geral que englobou o total das campanhas não se adequou às premissas do teste e por isso foi necessário corrigir o valor do índice de desvio ( $c\hat{hat}$ ). A seleção de modelos foi feita com o valor de  $c\hat{hat}$  corrigido para 0,8 (dividindo o desvio do modelo geral pela média do desvio do *bootstrap*).

O modelo global  $\varphi(g^*t)p(g^*t)$  (Tabela 13, linha 16), foi usado como ponto de partida para a investigação dos fatores que regulam a dinâmica populacional de *Liolameus lutzae* na Barra da Tijuca. A seleção do modelo de melhor ajuste iniciou-se com a remoção de uma variável (grupo ou tempo) de um dos parâmetros ( $\varphi$  ou  $p$ ) do modelo mais geral:  $\varphi(g^*t)p(g^*t)$  (Tabela 13, linha 16). A remoção gerou quatro modelos influenciados por três variáveis (Tabela 13, modelos 5, 12, 13, 15), sendo que o modelo  $\varphi(t)p(g^*t)$  (modelo 5, Tabela 13) obteve o melhor ajuste. A partir deste modelo, retirou-se uma variável (grupo ou tempo) do parâmetro taxa de captura aparente ( $p$ ) (modelos 1 e 10, Tabela 13), mantendo o parâmetro sobrevivência ( $\varphi$ ) dependente do tempo, com o modelo  $\varphi(t)p(g)$  (linha 1, Tabela 13) evidenciando o melhor ajuste. Em seguida troquei a variável ( $g$ ) que influenciava o parâmetro  $p$  e a variável ( $t$ ) que influenciava o parâmetro  $\varphi$  pela variável ( $\cdot$ ), que mantém os parâmetros constantes, livres do efeito do grupo e do tempo, mas este modelo se mostrou menos adequado (modelo 11, Tabela 13). Feitas todas as combinações possíveis entre os

efeitos nos parâmetros, não houve dúvida de que o modelo  $\varphi(t)p(g)$  era o mais adequado.

Tabela 13. Modelos candidatos para a sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) para o ano de 2006 e taxa de captura ( $p$ ) de *Liolaemus lutzae* na Barra da Tijuca. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras ajustado (Q);  $\Delta$ QAICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; K = número de parâmetros estimados; (g) = variação de grupo; (t) = variação ao longo do tempo; (g\*t) = variação de grupo e de tempo; (.) = parâmetro constante. Seleção de modelos baseada em  $\hat{c} = 0,803168$

Modelo	QAICc	$\Delta$ QAICc	WAICc	K	Desvio padrão
1. $\varphi(t)p(g)$	208,63	0,00	0,41	7,00	39,12
2. $\varphi(.)p(g)$	210,32	1,69	0,17	4,00	47,56
3. $\varphi(g)p(t)$	210,85	2,22	0,14	7,00	41,33
4. $\varphi(.)p(t)$	212,36	3,73	0,06	5,00	47,39
5. $\varphi(t)p(g*t)$	212,57	3,94	0,06	13,00	28,24
6. $\varphi(g)p(.)$	213,47	4,84	0,04	4,00	50,72
7. $\varphi(t)p(.)$	213,54	4,91	0,03	5,00	48,58
8. $\varphi(.)p(g*t)$	213,57	4,94	0,03	13,00	29,25
9. $\varphi(g)p(g)$	214,73	6,10	0,02	6,00	47,51
10. $\varphi(t)p(t)$	215,74	7,11	0,01	7,00	46,23
11. $\varphi(.)p(.)$	216,05	7,42	0,01	2,00	57,56
12. $\varphi(g)p(g*t)$	218,57	9,94	0,00	15,00	28,86
13. $\varphi(g*t)p(t)$	219,68	11,05	0,00	13,00	35,36
14. $\varphi(g*t)p(.)$	222,07	13,44	0,00	13,00	37,75
15. $\varphi(g*t)p(g)$	223,69	15,06	0,00	15,00	33,99
16. $\varphi(g*t)p(g*t)$	233,51	24,88	0,00	21,00	26,14

Este modelo (modelo 1, Tabela 13), explica 41% da variância dos dados. Ele apresenta o menor índice de QAICc e, por isso, é o modelo que mais se ajusta aos dados. O modelo  $\varphi(t)p(g)$ , de maior ajuste, sugere que a sobrevivência no ano de 2006, na Barra da Tijuca, não variou entre os grupos (machos, fêmeas e jovens), mas variou muito ao longo dos meses nesta população. O modelo sugere ainda que a taxa de captura, diferentemente do parâmetro sobrevivência, não variou ao longo dos meses

monitorados, mas variou entre grupos, isto é, fêmeas, machos e jovens tiveram diferentes probabilidades de captura. Este resultado foi semelhante à análise anual feita para Barra de Maricá.

As estimativas de sobrevivência variaram durante o ano de 2006 (Tabela 14, Figura. 6), tendo as maiores estimativas (100%) coincidindo com a estação chuvosa. Esta variação da sobrevivência ao longo dos meses pode indicar um efeito da sazonalidade nesta população. As estimativas de sobrevivência não variaram entre grupos, sugerindo uma sobrevivência semelhante, independente do sexo e da idade. As estimativas de captura ( $p$ ) não variaram ao longo dos meses, mas variaram entre grupos, gerando três estimativas: uma para fêmeas, uma para os machos e, finalmente, uma para os jovens (Figura 7).

Tabela 14. Estimativas de sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) e taxa de captura ( $p$ ) de *Liolaemus lutzae* para o ano de 2006 na Barra da Tijuca, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $\varphi(t) p(g)$  (modelo 1 da Tabela 13)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95%
1. $\varphi$	1,00	0,00	0,99 – 1,00
2. $\varphi$	0,86	0,80	0,62 – 0,96
3. $\varphi$	0,63	0,11	0,40 – 0,81
4. $\varphi$	1,00	0,00-	0,99 – 1,00
5. $p$ fêmeas	0,12	0,05	0,06 – 0,24
6. $p$ machos	0,18	0,06	0,08 – 0,34
7. $p$ jovens	0,39	0,09	0,23 – 0,59

#### 2.4.2.2. Análise de populações fechadas

##### Campanha 1

Esta campanha foi conduzida no mês de março de 2006, durante o verão. A seleção do modelo de melhor ajuste iniciou-se com a remoção da variável tempo de um



dos parâmetros ( $p$  ou  $c$ ) do modelo mais geral  $p(t) c(t) N(.)$ . A retirada da influência da variável tempo no parâmetro probabilidade de recaptura ( $c$ ) gerou o modelo  $p(t) c(.) N(.)$ , que teve pior desempenho que o modelo global (maior índice de AICc) (linha 2, Tabela 15). A eliminação da influência da variável tempo nos parâmetros probabilidade de captura ( $p$ ) e probabilidade de recaptura ( $c$ ) gerou o modelo  $p(.) c(.) N(.)$  de desempenho ainda pior (linha 4, Tabela 15). Para confirmar que o modelo mais geral era o mais adequado, introduzi a variável tempo apenas no parâmetro ( $c$ ) e mantive o parâmetro ( $p$ ) livre da influência temporal, gerando o modelo  $p(.) c(t) N(.)$  (linha 3, Tabela 15), que também não apresentou um desempenho melhor que o modelo geral.

Tabela 15. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a primeira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo;  $K$  = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

<b>Modelo</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>WAICc</b>	<b>K</b>	<b>Desvio Padrão</b>
$p(t) c(t) N(.)$	-27,37	0,00	0,97	11,00	16,34
$p(t) c(.) N(.)$	-20,56	6,81	0,03	7,00	31,89
$p(.) c(t) N(.)$	-13,23	14,14	0,00	7,00	39,22
$p(.) c(.) N(.)$	-6,09	21,28	0,00	3,00	54,77

Assim, para a primeira campanha na Barra da Tijuca, o modelo selecionado foi o mais geral,  $p(t) c(t) N(.)$ . Este modelo revela que tanto as taxas de captura ( $p$ ) quanto de recaptura ( $c$ ) são dependentes do tempo, isto é, houve variação entre os dias de coleta (Tabela 16). Este modelo foi selecionado por que explica 97% da variância dos dados e tem o menor valor de AICc. Ele revela, ainda, uma estimativa de tamanho populacional de 37 indivíduos (Tabela 16, Figura 8).

Tabela 16. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a primeira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(t) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 15)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,08	0,04	0,03 - 0,22
2. $p$	0,35	0,08	0,21 - 0,52
3. $p$	0,59	0,10	0,38 - 0,77
4. $p$	0,11	0,10	0,01 - 0,49
5. $p$	0,62	0,17	0,28 - 0,87
6. $p$	1,00	0,17E-04	0,99 - 1,00
7. $c$	0,33	0,27	0,04 - 0,85
8. $c$	0,27	0,11	0,10 - 0,53
9. $c$	0,18E-16	0,11E-08	-0,22E-08 - 0,22E-08
10. $c$	0,28E-16	0,14E-08	-0,27E-08 - 0,27E-08
11. $c$	0,06	0,040	0,015 - 0,21
12. $N$	37,00	0,71E-05	37,00 - 37,00

## Campanha 2

A campanha 2 ocorreu durante o mês de maio de 2006.

Esta análise foi iniciada com o mesmo modelo geral, utilizado para a campanha anterior. O melhor modelo selecionado foi  $p(t) c(.) N(.)$  que apresentou o menor índice de AICc (linha 1, Tabela 17) e revelou estimativas de captura ( $p$ ) para cada um dos dias de coleta ( $p$ : linhas 1-6, Tabela 18) e apenas uma estimativa da taxa de recaptura ( $c$ : linha 7, Tabela 18). Este modelo revelou uma estimativa de tamanho populacional de 56 indivíduos para a área amostral (Tabela 18, Figura 8).

Tabela 17. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a segunda campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(t) c(.) N(.)$	-50,66	0,00	0,41	7,00	22,80
$p(.) c(.) N(.)$	-49,70	0,96	0,25	3,00	32,04
$p(t) c(t) N(.)$	-49,17	1,49	0,19	11,00	15,82
$p(.) c(t) N(.)$	-48,42	2,25	0,13	7,00	25,05

Tabela 18. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a segunda campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 17)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,16	0,05	0,08 – 0,28
2. $p$	0,17	0,05	0,08 – 0,30
3. $p$	0,30	0,07	0,18 – 0,46
4. $p$	0,48	0,09	0,30 – 0,66
5. $p$	0,42	0,13	0,20 – 0,68
6. $p$	1,00	0,66E-06	0,99 – 1,00
7. $c$	0,08	0,02	0,04 – 0,14
8. N	56,00	0,00	56,00 – 56,00

### Campanha 3

A campanha 3 ocorreu durante o mês de agosto de 2006.

Esta análise seguiu o mesmo procedimento de seleção de modelos descrito anteriormente. Neste caso, o modelo mais adequado é aquele em que não há variação

nos parâmetros  $p(\cdot)$   $c(\cdot)$   $N(\cdot)$  (linha 1 Tabela 19). Este modelo apresentou o menor valor de AICc e o menor número de parâmetros.

Tabela 19. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a terceira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo;  $K$  = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(\cdot)$ $c(\cdot)$ $N(\cdot)$	13,13	0,00	0,64	3,00	4,26
$p(t)$ $c(\cdot)$ $N(\cdot)$	14,60	1,47	0,31	5,00	0,00
$p(\cdot)$ $c(t)$ $N(\cdot)$	18,86	5,73	0,04	5,00	4,26
$p(t)$ $c(t)$ $N(\cdot)$	21,47	8,34	0,01	7,00	0,00

Este modelo revela uma estimativa única para os parâmetros  $p$ ,  $c$ , e  $N$  (Tabela 20), sendo a estimativa de tamanho populacional de 33 lagartos nesta campanha (Tabela 20, Figura 8).

Tabela 20. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a terceira campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(\cdot)$   $c(\cdot)$   $N(\cdot)$  (modelo 1 da Tabela 19)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,06	0,32	0,44E-06 – 0,99
2. $c$	0,74E-15	0,13E-07	-0,25E-07 – 0,25E-07
3. $N$	33,06	17,48	7,56 – 121,33

## Campanha 4

Esta campanha foi realizada no mês de outubro de 2006. Durante este período, uma ressaca muito forte do mar atingiu a área de coleta e houve uma dificuldade grande de encontrar os animais.

A análise seguiu o mesmo procedimento de seleção de modelos descrito anteriormente. Novamente, aqui, o modelo mais adequado é o constante, aquele em que não há variação nos parâmetros  $p(.)$   $c(.)$   $N(.)$  (linha 1, Tabela 21).

Tabela 21. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quarta campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(.)$ $c(.)$ $N(.)$	20,63	0,00	0,56	3,00	9,39
$p(.)$ $c(t)$ $N(.)$	22,01	1,38	0,28	5,00	3,98
$p(t)$ $c(.)$ $N(.)$	23,44	2,81	0,14	5,00	5,41
$p(t)$ $c(t)$ $N(.)$	27,08	6,45	0,02	7,00	0,00

Este modelo apresentou o menor valor de AICc e o menor número de parâmetros. Este modelo revela uma estimativa única para os parâmetros  $p$ ,  $c$ , e  $N$  (Tabela 22), sendo a estimativa de tamanho populacional de 17 lagartos (Tabela 22, Figura 8).

Tabela 22. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quarta campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(.)$   $c(.)$   $N(.)$  (modelo 1 da Tabela 21)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,08	0,38	0,39E-05 - 0,99
2. $c$	0,16	0,15	0,02 - 0,63
3. $N$	17,05	72,73	5,29 - 507,42

## Campanha 5

Esta campanha foi realizada em janeiro de 2007. Novamente, o modelo selecionado, que seguiu exatamente o mesmo procedimento para as análises anteriores de populações fechadas, foi aquele em que não há variação em nenhum dos parâmetros  $p(.)$   $c(.)$   $N(.)$  (linha 1, Tabela 23).

Tabela 23. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quinta campanha do ano de 2006 na Barra da Tijuca. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(.)$ $c(.)$ $N(.)$	14,19	0,00	0,70	3,00	4,20
$p(t)$ $c(.)$ $N(.)$	16,13	1,93	0,26	5,00	0,00
$p(.)$ $c(t)$ $N(.)$	20,33	6,13	0,03	5,00	4,20
$p(t)$ $c(t)$ $N(.)$	23,79	9,60	0,00	7,00	0,00

O modelo gerou uma estimativa de taxa de captura ( $p$ ), uma de taxa de recaptura ( $c$ ) e uma de tamanho populacional ( $N$ ), de 13 indivíduos (Tabela 24, Figura 8).

Tabela 24. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quinta campanha do ano de 2006 em Barra da Tijuca, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(.)$   $c(.)$   $N(.)$  (modelo 1 da Tabela 23)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,13	0,33	0,50E-03 - 0,98
2. $c$	0,42E-16	0,32E-08	-0,63E-08 - 0,63E-08
3. $N$	13,61	28,96	6,29 - 201,17

### 2.4.3. Praia das Neves

Em Praia das Neves a razão sexual foi muito próxima de 1:1. Coletamos 50 fêmeas, 46 machos e 19 jovens, capturados entre março e maio de 2006, totalizando 82 capturas e 33 recapturas.

O maior indivíduo coletado durante o monitoramento tinha 84,6mm, de identidade número 27: um macho coletado em abril de 2006 e recapturado em julho do mesmo ano.

#### 2.4.3.1. Análise de população aberta

Análise anual

Esta análise foi realizada a partir da união dos dados das cinco campanhas em Praia das Neves, considerando cada campanha como uma única amostragem.

O modelo geral que englobou o total das campanhas não se adequou às premissas do teste e por isso foi necessário corrigir o valor do índice de desvio (*c hat*). A seleção de modelos foi feita com o valor de *c hat* corrigido para 1,04. (dividindo o desvio do modelo geral pela média do desvio do *bootstrap*).

O modelo global  $\varphi(g^*t) p(g^*t)$  (Tabela 25, linha 16), foi usado como ponto de partida para a investigação dos fatores que regulam a dinâmica populacional de *Liolameus lutzae* em Praia das Neves. A seleção do modelo de melhor ajuste iniciou-se com a remoção de uma variável (grupo ou tempo) de um dos parâmetros ( $\varphi$  ou  $p$ ) do modelo mais geral:  $\varphi(g^*t) p(g^*t)$  (Tabela 25, linha 16). A remoção gerou quatro modelos influenciados por três variáveis (Tabela 25, modelos 1, 5, 10, 13), sendo que o modelo  $\varphi(t) p(g^*t)$  (modelo 1, Tabela 25) obteve o melhor ajuste. A partir deste modelo, retirou-se uma variável (grupo ou tempo) do parâmetro taxa de captura aparente ( $p$ ) (modelos 5 e 13, Tabela 25), mantendo o parâmetro sobrevivência ( $\varphi$ )

dependente do tempo, mas estes modelos mais simples não se ajustaram tão bem quanto  $\varphi(t)p(g^*t)$ . Em seguida, troquei a variável (t) que influenciava o parâmetro  $\varphi$  e as variáveis (g e t) que influenciavam o parâmetro  $p$  pelo (.), que mantêm os parâmetros constantes, livres do efeito do grupo e do tempo, mas este modelo se mostrou menos adequado (modelo 11, Tabela 25). Feitas todas as combinações possíveis entre os efeitos nos parâmetros, o modelo  $\varphi(t)p(g^*t)$  mostrou-se o mais adequado.

Tabela 25. Modelos candidatos para a sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) para o ano de 2006 e taxa de captura ( $p$ ) de *Liolaemus lutzae* em Praia das Neves. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras ajustado (Q);  $\Delta$ QAICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; K = número de parâmetros estimados; (g) = variação de grupo; (t) = variação ao longo do tempo; (g\*t) = variação de grupo e de tempo; (.) = parâmetro constante. Seleção de modelos baseada em  $\hat{c} = 1,0445600$

Modelo	QAICc	$\Delta$ QAICc	WAICc	K	Desvio padrão
1. $\varphi(t)p(g^*t)$	116,16	0,00	0,56	13,0	11,19
2. $\varphi(t)p(.)$	118,39	2,23	0,18	5,00	33,24
3. $\varphi(t)p(t)$	118,73	2,57	0,15	7,00	28,97
4. $\varphi(t)p(g)$	120,93	4,78	0,05	7,00	31,18
5. $\varphi(g^*t)p(t)$	122,07	5,91	0,03	13,00	17,11
6. $\varphi(.)p(t)$	124,56	8,40	0,01	5,00	39,41
7. $\varphi(.)p(g^*t)$	125,79	9,63	0,00	13,00	20,82
8. $\varphi(g)p(t)$	126,12	9,96	0,00	7,00	36,36
9. $\varphi(g^*t)p(.)$	129,85	13,69	0,00	13,00	24,88
10. $\varphi(g)p(g^*t)$	130,21	14,05	0,00	15,00	19,66
11. $\varphi(.)p(.)$	133,05	16,89	0,00	2,00	54,45
12. $\varphi(g)p(.)$	134,78	18,62	0,00	4,00	51,86
13. $\varphi(g^*t)p(g)$	134,99	18,84	0,00	15,00	24,45
14. $\varphi(.)p(g)$	135,74	19,58	0,00	4,00	52,83
15. $\varphi(g)p(g)$	139,09	22,93	0,00	6,00	51,67
16. $\varphi(g^*t)p(g^*t)$	140,32	24,16	0,00	21,00	11,19



Este modelo (modelo 1, Tabela 25) explica 56% da variância dos dados. Ele apresenta o menor índice de AICc, por isso, é o modelo que mais se ajusta aos dados. O modelo  $\varphi(t)p(g*t)$ , de maior ajuste, sugere que a sobrevivência no ano de 2006, em Praia das Neves, não variou entre os grupos (machos, fêmeas e jovens), mas variou muito ao longo dos meses nesta população. O modelo sugere ainda que a taxa de captura variou ao longo dos meses monitorados e entre grupos, isto é, fêmeas, machos e jovens apresentaram diferentes probabilidades de captura para cada intervalo de tempo entre as campanhas. Este modelo difere dos resultados encontrados em Barra de Maricá e Barra de Tijuca no parâmetro ( $p$ ).

As estimativas de sobrevivência variaram durante o ano de 2006 (Tabela 26, Figura 6), tendo as maiores estimativas (100%) entre a primeira e a segunda campanhas e entre a segunda e terceira campanhas (Tabela 26). As estimativas de captura ( $p$ ), diferentemente do resultado anual encontrado para as outras populações, variaram ao longo dos meses e entre grupos, gerando doze estimativas: quatro para fêmeas (uma para cada intervalo de tempo), quatro para os machos e, quatro para jovens (Tabela 26, Figura 9).

Tabela 26. Estimativas de sobrevivência aparente ( $\varphi$ ) e taxa de captura ( $p$ ) de *Liolaemus lutzae* para o ano de 2006 em Praia das Neves, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $\varphi(t) p(g^*t)$  (modelo 1 da Tabela 25)

<b>Parâmetro</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Intervalo de confiança 95%</b>
1. $\varphi$	1,00	0,65E-08	1,00 - 1,00
2. $\varphi$	1,00	0,10E-06	0,99- 1,00
3. $\varphi$	0,23	0,08	0,11- 0,42
4. $\varphi$	0,72	143,02	0,35E-10 - 1,00
5. $p$ fêmeas	0,18	0,09	0,06 - 0,43
6. $p$ fêmeas	0,04	0,04	0,00 - 0,22
7. $p$ fêmeas	1,00	0,16E-06	0,99 - 1,00
8. $p$ fêmeas	0,96	382,07	0,36E-09 - 1,00
9. $p$ machos	0,06	0,06	0,01 - 0,33
10. $p$ machos	0,41	0,09	0,24 - 0,59
11. $p$ machos	0,57E-14	0,78E-07	0,15E-06 - 0,15
12. $p$ machos	0,93E-14	0,96E-07	0,19E-06- 0,19E-06
13. $p$ jovens	0,45	0,15	0,11E-10 - 1,00
14. $p$ jovens	0,33E-16	0,82E-08	0,16E-07 - 0,16
15. $p$ jovens	0,13E-13	0,49E-06	0,96E-06- 0,96E-06
16. $p$ jovens	0,26E-13	0,96E-06	0,19E-05 - 0,19E-05

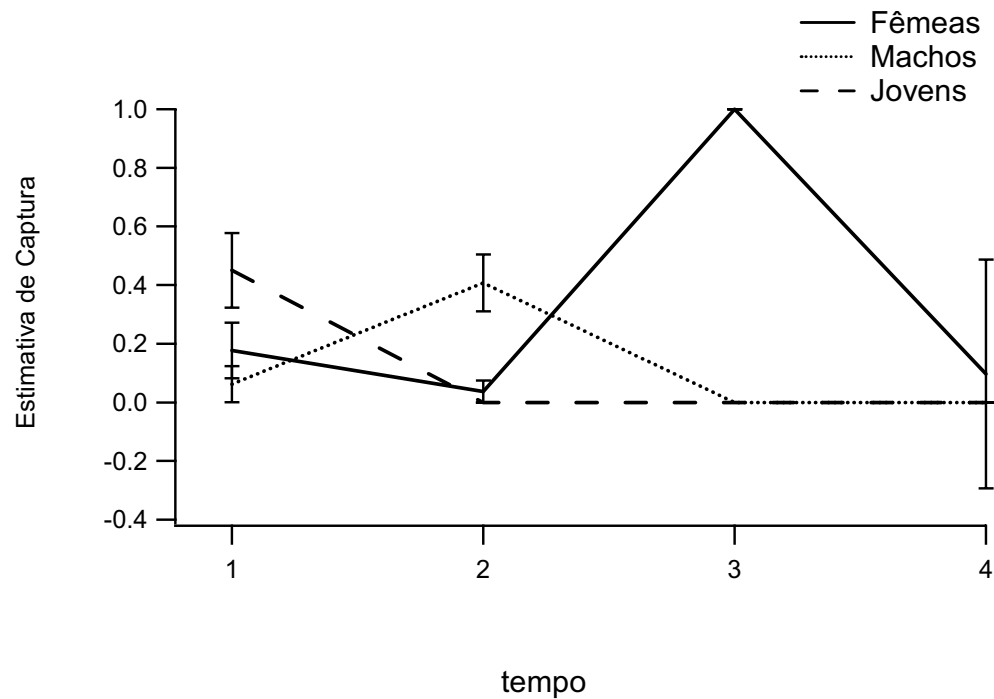


Figura 9. Taxa de captura aparente e desvio padrão na população de *Liolaemus lutzae* por grupo nos intervalos de tempo entre as cinco campanhas em Praia das Neves para o ano de 2006.

#### 2.4.3.2. Análise de Populações Fechadas

##### Campanha 1

Esta campanha foi realizada durante o mês de março, num período de chuvas ininterruptas e muito frio. A análise seguiu o mesmo procedimento de seleção de modelos descrito anteriormente para populações fechadas. O modelo de melhor ajuste,  $p(t) c(t) N(\cdot)$ , é aquele que explica 98% dos dados (Tabela 27). Neste modelo, tanto as taxas de captura ( $p$ ) quanto de recaptura ( $c$ ) variam com o tempo, não são constantes.

Tabela 27. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a primeira campanha do ano de 2006 em Praia das Neves. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo;  $K$  = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

<b>Modelo</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>WAICc</b>	<b>K</b>	<b>Desvio Padrão</b>
$p(t) c(t) N(.)$	-309,12	0	0,98	9,00	6,63
$p(t) c(.) N(.)$	-231,08	7,80	0,02	6,00	21,04
$p(.) c(t) N(.)$	-151,54	15,75	0,00	6,00	29,00
$p(.) c(.) N(.)$	-71,11	23,80	0,00	3,00	43,41

O modelo gerou cinco estimativas de taxa de captura estimada, quatro estimativas de taxa de recaptura estimada, uma para cada intervalo de tempo, e uma estimativa de tamanho populacional de 34 indivíduos para o *grid* de coleta (uma área de 500m x 100m) no mês de março de 2006 (Tabela 28, fig. 11).

Tabela 28. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a segunda campanha do ano de 2006 em Praia das Neves, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(t) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 27)

<b>Parâmetro</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Intervalo de confiança 95 %</b>
1. $p$	0,23	0,07	0,12 - 0,40
2. $p$	0,11	0,06	0,04 - 0,30
3. $p$	0,74	0,09	0,53 - 0,88
4. $p$	0,66	0,19	0,27 - 0,92
5. $p$	1,00	0,18E-04	0,99 - 1,00
6. $c$	0,39E-14	0,31E-07	-0,61E-07 - 0,61E-07
7. $c$	0,36	0,14	0,14 - 0,66
8. $c$	0,14	0,06	0,05 - 0,32
9. $c$	0,42E-16	0,16E-08	-0,32E-08 - 0,32E-08
10. $N$	34,00	0,11E-15	34,00 - 34,00

## Campanha 2

Esta campanha foi realizada no mês de junho de 2006, durante cinco dias de calor intenso. Nesta análise, usei o modelo global para iniciar a seleção do modelo mais parcimonioso. A partir das simplificações do modelo geral (remoção das variáveis dos parâmetros  $p$  e  $c$ , selecionei o melhor modelo  $p(t) c(.) N(.)$  (linha 1, Tabela 29).

Tabela 29. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a segunda campanha do ano de 2006 em Praia das Neves. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(t) c(.) N(.)$	-15,42	0,00	0,89	7,00	3,89
$P(.) c(.) N(.)$	-10,25	5,17	0,07	0,07	19,74
$P(t) c(t) N(.)$	-9,21	6,21	0,04	0,04	1,02
$p(.) c(t) N(.)$	-4,63	10,79	0,00	0,00	16,87

Este modelo, com menor valor de AICc, revelou estimativas de captura dependentes do tempo e estimativas de captura constantes (Tabela 30). O modelo revelou uma estimativa de tamanho populacional aparente de 26 indivíduos para Praia das Neves no *grid* de coleta para o mês de maio de 2006 (Tabela 30, Figura 8).

Tabela 30. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a segunda campanha do ano de 2006 em Praia das Neves, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 29)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,04	0,04	0,00 - 0,23
2. $p$	0,16	0,07	0,06 - 0,36
3. $p$	0,38	0,10	0,20 - 0,58
4. $p$	0,23	0,12	0,08 - 0,52
5. $c$	0,20	0,13	0,05 - 0,54
6. $c$	1,00	0,10E-05	0,99 - 1,00
7. $c$	0,02	0,02	0,00 - 0,12
8. $N$	26,00	0,25E-19	26,00 - 26,00

### Campanha 3

A terceira campanha em Praia das Neves foi realizada no mês de agosto de 2006.

A seleção do melhor modelo seguiu o protocolo de remoção de variáveis do modelo geral descrito para as outras campanhas. O modelo selecionado, com menor índice de AICc, foi aquele em que apenas a taxa de captura variou ao longo dos dias de coleta  $p(t) c(.) N(.)$  (linha 1, Tabela 31).

Tabela 31. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a terceira campanha do ano de 2006 em Praia das Neves. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(t) c(.) N(.)$	2,30	0,00	0,92	7,00	9,78
$p(t) c(t) N(.)$	7,64	5,34	0,06	11,0	6,09
$p(.) c(.) N(.)$	11,45	9,15	0,01	2,00	29,58
$p(.) c(t) N(.)$	16,22	13,92	0,00	6,00	25,88

Este modelo apresenta seis estimativas de captura, e apenas uma estimativa de recaptura (Tabela 32). O tamanho populacional calculado para esta campanha é de 27 indivíduos (Tabela 32, Figura 8).

Tabela 32. Estimativas de captura ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a terceira campanha do ano de 2006 em Praia das Neves, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(t) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 31)

<b>Parâmetro</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Intervalo de confiança 95 %</b>
1. $p$	0,26	0,08	0,13 - 0,45
2. $p$	0,20E-15	0,45E-08	-0,88E-08 - 0,88E-08
3. $p$	0,10	0,07	0,02 - 0,32
4. $p$	0,33	0,11	0,16 - 0,57
5. $p$	0,66	0,14	0,37 - 0,87
6. $p$	1,00	0,65E-05	0,99 - 1,00
7. $c$	0,08	0,03	0,03 - 0,18
8. $N$	27,00	0,29E-05	27,00 - 27,00

#### Campanha 4

A quarta campanha foi realizada durante o mês de outubro de 2006.

A seleção do melhor modelo seguiu os mesmos passos das análises anteriores, e o modelo  $p(.) c(.) N(.)$  (linha 1, Tabela 33) teve o melhor desempenho.

Tabela 33. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quarta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(.) c(.) N(.)$	24,45	0,00	0,60	3,00	13,20
$p(.) c(t) N(.)$	26,17	1,72	0,25	5,00	8,14
$p(t) c(.) N(.)$	27,59	3,15	0,12	5,00	9,56
$p(t) c(t) N(.)$	31,58	7,13	0,02	7,00	4,49

Este modelo sugere que as taxas de captura e de recaptura não variaram ao longo dos dias de coleta desta campanha, estimando apenas um valor para cada um destes parâmetros (Tabela 34).

Tabela 34. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quarta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(.) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 33)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,23	0,33	0,01 - 0,92
2. $c$	0,43	0,19	0,14 - 0,77
3. $N$	7,25	7,68	5,09 - 56,08

A estimativa de tamanho populacional de 7,25 indivíduos, para o mês de outubro de 2006 na área de coleta em Praia das Neves, foi realizada a partir do modelo  $p(.) c(.) N(.)$  (Tabela 34, Figura 8). Novamente, chamo atenção para o valor discrepante do desvio padrão para esta campanha, provavelmente em consequência da dificuldade de capturar os lagartos em função do mau tempo.



## Campanha 5

A campanha cinco foi realizada em Praia das Neves durante o mês de dezembro de 2006. A seleção do melhor modelo seguiu o protocolo de remoção de variáveis do modelo geral descrito para as outras campanhas. O modelo selecionado, com menor índice de AICc, foi aquele em que nem a taxa de captura e nem a de recaptura variaram ao longo dos dias de coleta  $p(.) c(.) N(.)$  (linha 1, Tabela 35).

Tabela 35. Modelos candidatos para a taxa de captura ( $p$ ), taxa de recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quinta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras;  $\Delta$ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo; WAICc = Peso do modelo; K = número de parâmetros estimados; (t) = variação ao longo do tempo; (.) = parâmetro constante.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	WAICc	K	Desvio Padrão
$p(.) c(.) N(.)$	13,73	0,00	0,67	3,00	2,77
$p(t) c(.) N(.)$	15,68	1,94	0,25	4,00	0,00
$p(.) c(t) N(.)$	18,45	4,71	0,06	4,00	2,77
$p(t) c(t) N(.)$	21,96	8,23	0,01	5,00	0,00

Este modelo, semelhante ao da campanha 4 para Praia das Neves, sugere, portanto, que as taxas de captura e de recaptura não variaram ao longo dos dias de coleta, estimando apenas um valor para cada um destes parâmetros (Tabela 36).

Tabela 36. Estimativas de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) e tamanho populacional ( $N$ ) de *Liolaemus lutzae* para a quinta campanha do ano de 2006 em Praia das Neves, com erro padrão e 95% de intervalo de confiança, baseadas no modelo  $p(.) c(.) N(.)$  (modelo 1 da Tabela 35)

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Intervalo de confiança 95 %
1. $p$	0,49	0,39	0,04 - 0,95
2. $c$	0,17E-13	0,92E-07	-0,18E-06 - 0,18E-06
3. $N$	4,01	1,87	4,00 - 10,34

O tamanho populacional calculado para esta campanha é de 4,01 indivíduos (Tabela 36, Figura 8), o menor valor registrado de todas as campanhas e de todas as áreas coletadas.

## 2.5. DISCUSSÃO

Estudos recentes apontam para um efeito negativo da fragmentação de habitats em comunidades de vertebrados e indicam que apenas grandes reservas (> 20.000 ha) são capazes de sustentar populações viáveis (Chiarello, 2000; Brito e Fonseca, 2006), mas o cenário do sudeste brasileiro está distante desta realidade: apenas 20% das áreas protegidas de Floresta Atlântica são maiores que esse valor. E o pior, não há nenhuma Unidade de Conservação de proteção integral que contemple populações de *L. lutzae*.

### 2.5.1. Estimativas de Taxa de Captura

As estimativas anuais (incluem todas as campanhas) para Barra de Maricá, Barra da Tijuca e Praia das Neves mostram que o sexo é um fator que influencia as taxas de captura. As probabilidades de detecção dos animais não foram influenciadas pelo tempo, portanto, havia a mesma probabilidade de captura dos indivíduos durante todo o monitoramento. As taxas de captura podem ser influenciadas pela estação reprodutiva, já que neste período ocorre uma maior atividade tanto de machos quanto de fêmeas adultas. Entretanto, estas estimativas se mostraram bastante variadas, não sendo possível traçar um padrão. As taxas de captura em Barra de Maricá foram maiores para as fêmeas. Na Barra da Tijuca as estimativas foram maiores para jovens, e em Praia das Neves as estimativas de probabilidade de captura foram maiores para as fêmeas, entre a quarta e a quinta campanha (já que para esta área o parâmetro  $p$  era influenciado pelo tempo e pelo sexo).

*Liolaemus lutzae* é uma espécie de lagarto territorialista, classificada como senta-e-espera (Rocha, 1999). Por esta razão os machos podem ser mais fiéis ao seu território, exibindo menor movimentação e, conseqüentemente, uma maior dificuldade

de detecção. Este argumento pode explicar, em parte, o fato dos machos adultos terem apresentado menores estimativas de captura nas três praias.

Em Barra da Tijuca os indivíduos jovens apresentaram a maior probabilidade de captura. Dado o grau de agressividade dos machos adultos de *L. lutzae* e a intensa competição com lagartos de outras espécies, encontrados em grande número dentro da área amostral, os jovens devem se movimentar mais, procurando delimitar seus territórios, sendo mais conspícuos e de fácil observação e captura. As fêmeas, na Barra da Tijuca, foram aparentemente mais tímidas e, provavelmente, procuraram refúgio em microhabitats mais difíceis de ser amostrados.

Em Barra de Maricá, por outro lado, as fêmeas obtiveram a maior estimativa de captura. Esta diferença entre Barra de Maricá e Barra da Tijuca pode estar relacionada a diferenças estruturais entre as duas praias. A área amostral de Barra de Maricá não está inserida no habitat moitas, a área é larga e arenosa, apresentando apenas vegetação rasteira, ao passo que a Barra de Tijuca apresenta uma diversidade de plantas, incluindo palmeiras (*Allagoptera arenaria*, Arecaceae), cactus (*Cereus pernambucensis*, Cactaceae) e outras espécies de maior porte, distribuídas no habitat moita. Na Barra da Tijuca, a área amostral está inserida no habitat moita e no habitat areia e a população de *L. lutzae* não está usando o microhabitat preferido da espécie (areia). A ocupação intensa da praia pelos banhistas e o trânsito freqüente de dragas da prefeitura, que fazem a coleta de lixo na areia da praia, fez com que a população de *L. lutzae* passasse a usar o habitat moita para sobreviver.

### 2.5.2. Estimativas de Sobrevivência

Estas análises sugerem um forte suporte para a hipótese de diferenças na sobrevivência entre as estações. Este não é um resultado surpreendente, na medida em que Rocha (1998) já havia documentado uma flutuação dos parâmetros demográficos em *Liolaemus lutzae*. Em geral, lagartos tropicais apresentam padrão semelhante (Rocha, 1998; Wiederhecker *et al.*, 2002 e Wiederhecker *et al.*, 2003). Van Sluys (2000) mostrou que populações de *Tropidurus itambere* também flutuam sazonalmente, em consequência do recrutamento ocorrer na estação seca.

Nas três praias analisadas neste trabalho, as estimativas globais se mostraram sensíveis às estações. Em Barra da Tijuca e Praia das Neves as maiores estimativas de sobrevivência se concentraram entre os meses da primavera e verão, época de maior disponibilidade de recursos, e a mortalidade foi maior nos meses mais frios e secos (outono/inverno) (Figura 6). Em Barra de Maricá, as maiores taxas de sobrevivência se concentraram nos meses mais frios, mas este resultado foi, provavelmente, afetado pelo comportamento da espécie. No período frio, os animais em Barra de Maricá se escondem, preferencialmente, em abrigos de origem antropogênica (Soares, 2003). Durante o inverno de 2006, em Barra de Maricá, os animais eram facilmente capturados sob este tipo de abrigo. Por esta razão o resultado gera esta dúvida, pois sabemos que no momento de coleta, nos meses frios, os animais não estavam ativos. Como nas outras praias os detritos humanos, que poderiam ser usados como abrigo, eram mais raros, os lagartos usavam as tocas para se refugiar e, conseqüentemente, era mais difícil capturá-los. Estudos mostram que as estimativas de captura diminuem o erro e a imprecisão das estimativas de sobrevivência (Martin *et al.* 1995; Schmidt, 2003, Iverson, 2006; Vasconcellos, 2007) de modo que este resultado pode ser explicado pela diferença nas estimativas de captura entre as praias. Como as estimativas de captura foram altas para

Barra de Maricá nos meses frios do ano, em consequência do uso de abrigo de fácil acesso, a estimativa de sobrevivência sensível à facilidade de captura se mostrou igualmente alta.

De uma maneira geral, as estimativas anuais de sobrevivência variaram entre as praias analisadas. Em Barra de Maricá as estimativas variaram de 69 a 100% entre as campanhas. Na Barra da Tijuca, entre 63 e 100% e, em Praia das Neves, entre 23 e 100%. Estes resultados, especialmente para a população introduzida em Praia das Neves, são inferiores a outros resultados encontrados para espécies de lagartos (Iverson, *et al.*, 2006; Zuñiga *et al.*, 2007; Endriss *et al.*, 2007). Esta diferença em relação a outros estudos pode, em parte, ser atribuída a efeitos filogenéticos. Membros da família Tropiduridae vivem poucos anos e atingem a maturidade sexual rapidamente (Pianka e Vitt, 2003; Wiederhecker *et al.*, 2003) e, por esta razão, a sobrevivência desta espécie pode ser inferior ao valor encontrado para outras espécies de grande porte como a iguana (*Cyclura cyclura*) e monstro-de-gila (*Heloderma suspectum*), lagartos que sofreram processos bem sucedidos de translocação (Knapp, 2001; Sullivan *et al.* 2004). As baixas estimativas de sobrevivência, além disso, confirmam o status ameaçador em que se encontram as três populações de *Liolaemus lutzae* no sudeste do Brasil, carentes de um programa efetivo de conservação.

As estimativas de sobrevivência para a população introduzida em Neves foram baixas, mas isso não quer dizer que o programa de introdução experimental foi mal sucedido, até por que o critério de julgamento é questionável. Dodd e Seigel (1991), que são contra estratégias de conservação usando técnicas de translocações, afirmam que estas só são bem sucedidas se gerarem populações auto-sustentáveis e estáveis (mas veja debate em Burke, 1991 e Reinert, 1991). As estimativas de sobrevivência para Praia das Neves apresentaram o menor valor entre a terceira e a quarta campanhas,

período de chuva e frio. A dificuldade de capturar os indivíduos pode ter influenciado na baixa estimativa de sobrevivência no período considerado, pela menor movimentação dos lagartos. Usando o critério de população auto-sustentável, definido por Knapp (2001), podemos afirmar que a introdução experimental foi bem sucedida, pois os indivíduos, apesar da baixa estimativa de sobrevivência estimada entre duas das campanhas, estão atingindo a maturidade sexual e se reproduzindo. Aliás, os lagartos registrados com maior CRC, durante o monitoramento das três praias, são provenientes de Praia das Neves, sugerindo uma sobrevivência alta de alguns indivíduos.

Uma outra hipótese testada nesta análise acerca das diferenças na sobrevivência entre os sexos não apresentou suporte para as praias monitoradas. Os resultados das análises anuais mostraram que a mortalidade não foi influenciada pelo sexo ou pela idade: jovens, machos e fêmeas apresentam estimativas de sobrevivência semelhantes. Estudos anteriores afirmam que a mortalidade está relacionada ao sexo dos indivíduos (Laurie e Brown, 1990; Haenel e John-Alder, 2002; Zuñiga *et al.*, 2007), com machos maiores sofrendo maior mortalidade, provavelmente em consequência de encontros agonísticos durante o período reprodutivo (Iverson *et al.*, 2006). Neste estudo, a mortalidade não é influenciada pelo sexo, o que sugere que machos, fêmeas e jovens sofrem igual pressão de predação. Para os predadores de *L. lutzae*, como a coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*), o carcará (*Carcara plancus*) e a serpente (*Philodryas patagoniensis*), o tamanho do indivíduo aparentemente não é o fator decisivo na escolha da presa.

### **2.5.3. Estimativas de tamanho populacional**

As estimativas de tamanho populacional (N) foram maiores para Barra de Maricá (215 – 57), seguida de Barra da Tijuca (56 – 13) e, por último, para Praia das

Neves (34 - 4). Este resultado é consistente com o histórico da situação de *Liolaemus lutzae*: a população de Barra de Maricá vive numa área mais distante da urbanização e só recebe turistas na época do verão, sofrendo menos impactos humanos. Além disso, o estado de conservação das dunas em Barra de Maricá é muito bom se comparado às de Barra da Tijuca, onde a faixa de dunas se transformou em condomínios luxuosos. A população de *L. lutzae* da Barra da Tijuca vive em constante contato com banhistas, moradores e com outras espécies de lagartos, já que nessa praia *L. lutzae* ocupa, forçosamente, o habitat moita. Nas outras populações estudadas, *L. lutzae* vive no habitat praia, sem contato com outros lagartos da comunidade. Esta é, sem dúvida, uma população ameaçada, pois está restrita a uma pequena faixa de moitas sob areia, cercada, que se estende por apenas 2 km. Do outro lado da cerca existe uma estrada de tráfego intenso, especialmente nos finais de semana, que é a orla da Barra da Tijuca. Na região entre a cerca e o mar, a areia é nua pois a vegetação rasteira, usada pela lagartixa-de-areia como alimento e abrigo é ausente, já que a draga da prefeitura, que faz a limpeza da praia, remove, como foi observado em campo, todos os detritos da praia, inclusive a vegetação.

As menores taxas de tamanho populacional (34 - 4) foram estimadas para Praia das Neves, a população translocada. Algumas populações introduzidas são particularmente sensíveis à extinção, pois se deparam com um grande risco de desaparecimento em consequência das estocasticidades ambientais, demográficas e genéticas. Esta estimativa de tamanho populacional está bem abaixo dos valores encontrados para outras espécies translocadas (Knapp, 2001; Sullivan *et al.*, 2004). Este resultado pode, ainda, ser consequência de um período de pouca disponibilidade de alimentos. Alguns estudos relatam que em períodos com recursos alimentares reduzidos as fêmeas diminuem a sua fecundidade (Pianka, 1970; Ballinger, 1977) ou tampouco se



reproduzem (Nagy, 1973). Mas como a disponibilidade de alimento não foi medida neste estudo, não há como especular sobre o seu possível efeito na abundância da população introduzida.

As estimativas de tamanho populacional para as populações de *L. lutzae* revelaram que as três populações exibem tamanhos variados. As populações com menores estimativas (Barra da Tijuca e Praia das Neves) apresentam um padrão abaixo do encontrado em outros estudos (Iverson, 2006; Vasconcellos, 2007). Os picos de tamanho populacional nas três populações não coincidem com a período de recrutamento, como sugerem alguns trabalhos de lagartos tropicais que relatam uma relação entre o recrutamento e o aumento no tamanho populacional (Van Sluys, 2000; Wiederhecker *et al.*, 2003). O resultado encontrado neste estudo pode não estar diretamente associado ao recrutamento, mas à variação na probabilidade de captura, especialmente sensível às condições climáticas. O ano de 2006 exibiu uma pluviosidade atípica (Figura 10).

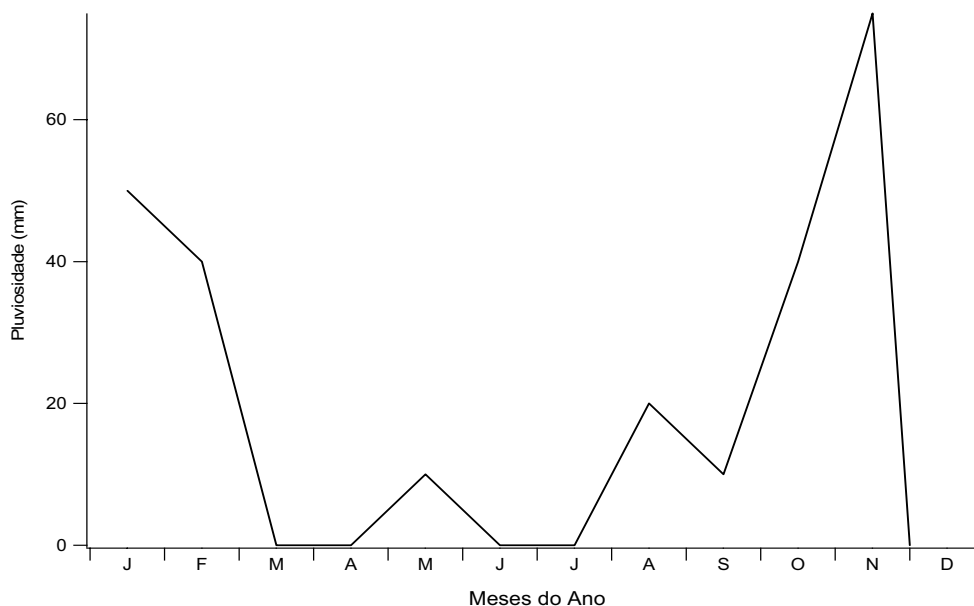


Figura 10. Precipitação Pluviométrica mensal total no Rio de Janeiro no período do estudo (2006) (Fonte: INMET)

O clima da costa da região sudeste é bem definido, com duas estações bem marcadas. Dezembro, que é um período chuvoso, em 2006 foi seco (Figura 10).

Esta variação na pluviosidade durante o ano de 2006 pode ter se refletido nas estimativas de tamanho populacional altas para o período em que deveriam ser mais baixas.

O que se observou em Barra de Maricá foi um aumento da população no decorrer do trabalho, entre as campanhas 2 e 3. Em todos os outros intervalos de tempo entre campanhas a população exibiu um decréscimo de tamanho populacional. Nas outras praias, o tamanho populacional (N) se manteve relativamente constante durante a amostragem anual, mas o padrão de decréscimo no final da primavera e início do verão foi verificado para as três praias. Os números estimados para Barra da Tijuca estão muito abaixo dos encontrados para Barra de Maricá e isso sugere um efeito da redução e da transformação do habitat na praia da Barra da Tijuca, inserida num ambiente urbano. Os números de Praia das Neves estão ainda mais baixos, possivelmente como reflexo do processo de estabelecimento de uma nova população. Embora os números de tamanho populacional em Praia das Neves para as campanhas de 2006 sejam os mais baixos, sabemos que o programa de introdução foi bem sucedido, pois a população está ocupando aquela praia há 22 anos e se dispersou por mais de 15 km além do ponto de soltura (Soares, 2003). É difícil especular sobre o padrão de flutuação do tamanho populacional durante o estudo. Os baixos números revelados nas análises podem refletir uma flutuação resultante da sensibilidade da espécie ao clima, podem também ser resultado da estocasticidade demográfica ou podem, numa perspectiva bem pessimista, refletir o comportamento histórico das populações.

#### 2.5.4. Conservação

Um programa consistente de conservação deve, necessariamente, se focar na preservação do habitat, crítico e essencial para esta espécie, que são as praias do Rio de Janeiro.

Eu recomendo, dada às baixas estimativas de tamanho populacional em uma praia urbana do Rio de Janeiro, o aumento de áreas protegidas para *L. lutzae*, que sejam capazes de preservar e manter os processos ecológicos nas restingas do sudeste. A área protegida deve incluir matas, região de moitas, mangues e areia, todas com sua vegetação típica em bom estado de conservação.

A população de Barra da Tijuca se encontra isolada e, por esta razão, provavelmente apresenta uma baixa variabilidade genética, como resultado da endogamia. O fluxo gênico e a variabilidade genética são cruciais para a manutenção de populações ameaçadas, mas na cidade do Rio de Janeiro a lagartixa-de-areia desapareceu das praias urbanas desta cidade, restando apenas a população da Barra da Tijuca, restrita à reserva de Marapendi, sem condições de trocar material genético com outras populações. O ideal para a restinga da Barra da Tijuca é que as estimativas de sua dinâmica populacional e sua variabilidade genética aumentem em consequência da ampliação da área protegida e da restauração da vegetação nativa. Esses esforços devem levar a um aumento no tamanho populacional de *L. lutzae* na Barra da Tijuca. Se populações vizinhas ainda existirem (ou forem fundadas) a qualidade contínua do habitat deverá ser mantida para garantir a migração entre as áreas. Felizmente, o experimento de translocação feito para esta espécie, em 1986, forneceu informações acerca do comportamento de *L. lutzae*. Hoje se sabe que a espécie é capaz de colonizar e migrar para áreas disponíveis em ambientes de praia (Soares, 2003). A proteção

irrestrita das restingas da Zona Oeste do Rio de Janeiro pode levar o contato entre populações isoladas ou a recolonização de áreas onde a espécie já existiu, quando as dunas e sua vegetação forem restauradas.

A população da Barra de Maricá exibiu um decréscimo de tamanho populacional no ano de 2006. Em meados de 2006, a região que incluía o *grid* de monitoramento foi cercada para a construção de um Resort hispano-americano. A remoção da areia foi iniciada e, possivelmente, o decréscimo dos números populacionais nesta praia já sejam consequência dos efeitos da construção do hotel. Essa obra certamente causará um efeito negativo na maior população estudada de *Liolaemus lutzae* do Rio de Janeiro, e deveria ser embargada. Sugiro que os órgãos responsáveis tomem as medidas necessárias. Além do impacto da remoção da areia, foi observado, em Barra de Maricá, que as dunas estão sendo utilizadas para práticas de *off-road*. Estudos recentes têm demonstrado os efeitos negativos de estradas e veículos no tamanho populacional de lagartos (Tanner e Perry, 2007; Hedtke *et al.*, 2007; Delgado Garcia *et al.*, 2007). Trombulak e Frissell (2000) afirmam que os efeitos das estradas (tráfego, poluição, atropelamentos, fragmentação) incluem mudanças na composição de espécies, no tamanho das populações, no isolamento do habitat e das populações e aumento na mortalidade dos animais. Tanner e Perry (2007) relatam a queda na densidade de populações de lagartos em uma região árida em consequência de atropelamentos e da fragmentação causada pela estrada.

A praia da Barra da Tijuca está muito próxima de uma estrada de fluxo intenso (Av. Sernambetiba, que margeia a orla) que pode influenciar a dinâmica populacional de *L. lutzae*. Populações impactadas pelos efeitos de estradas e trânsito de veículos sofrem isolamento e um risco maior de extinção. Essa situação deve ser levada em

consideração no desenvolvimento de um plano de conservação para as populações analisadas neste estudo.

A população introduzida em Praia das Neves revelou as menores estimativas no tamanho populacional, mas a taxa de sobrevivência esteve próxima de 100% durante dois dos períodos de monitoramento. Este resultado sugere que esta medida, a translocação, foi suficiente para estabelecer uma nova colônia da lagartixa-de-areia em uma nova área de distribuição. Esta população ocupa o habitat praia há 22 anos e as estimativas de tamanho populacional indicam que seu crescimento não foi ameaçador para as populações nativas.

Para que as dunas das restingas do Rio de Janeiro e as populações de *Liolaemus lutzae* sejam de fato protegidas, é imprescindível que estratégias realistas sejam tomadas. É importante usar o apelo da lagartixa-de-areia no sentido de atrair recursos para atividades de conservação que deverão ser investidos em áreas mais críticas, que necessitem de proteção integral. Especialmente na Barra da Tijuca, bairro nobre no Rio de Janeiro, é importante a participação da comunidade local para permitir e compreender a necessidade da proteção irrestrita e da proibição da remoção da vegetação nas praias, assim como o uso da faixa de areia para atividades de esporte e lazer. Concomitantemente com estas atividades, é fundamental que Unidades de Conservação de proteção integral sejam criadas pelo Governo Federal para proteger o pouco que resta das restingas da Floresta Atlântica do sudeste do Brasil.

É igualmente imprescindível que o monitoramento das populações remanescentes da lagartixa-de-areia seja permanente, de modo a se obter dados demográficos compondo uma série histórica. O acompanhamento demográfico ao longo de vários anos poderá fornecer um retrato fiel das condições de sobrevivência das populações locais e da espécie, como um todo.

## CONCLUSÃO

*Liolaemus lutzae* é uma espécie de lagarto que apresenta adaptações morfológicas e comportamentais para sobreviver em habitats arenosos. É uma espécie que apresenta uma distribuição restrita, historicamente determinada pelas flutuações marinhas e ocupa apenas os habitats presentes na faixa litorânea. A espécie é endêmica do Rio de Janeiro, mas a ocupação das praias fragmentou suas populações naquele estado. Em decorrência da restrita distribuição e da modificação do habitat promovida pelas atividades humanas, a lagartixa-de-areia está presente na lista de espécies ameaçadas de extinção do IBAMA e classificada como vulnerável na lista vermelha da IUCN. A viabilidade de sobrevivência de espécies cujas populações vivem isoladas com distribuições geográficas restritas é questionável e depende da manutenção de áreas em bom estado de conservação. Por esta razão *L. lutzae* está mais susceptível à extinção, dados os impactos negativos causados pela urbanização, pela exploração turística e outras atividades humanas. A translocação experimental mostrou-se bem sucedida, pois a população se estabeleceu, se reproduziu e coloniza há 22 anos a Praia das Neves, conforme resultados obtidos neste trabalho.

A dinâmica das populações nativas do Rio de Janeiro e a dinâmica da população introduzida evidenciam uma situação crítica, especialmente para a população da Barra da Tijuca, plenamente inserida num ambiente urbano, devido às baixas estimativas de tamanho populacional obtidas durante o monitoramento. Além disso, as estimativas de sobrevivência para Barra da Tijuca e para Praia das Neves foram menores que os valores encontrados em outros estudos de lagartos. A perspectiva é de que este resultado seja consequência das flutuações climáticas e demográficas no ano de 2006, e não um padrão histórico das populações. Os resultados deste estudo confirmam o status de

vulnerabilidade das populações de *Liolaemus lutzae* no sudeste do Brasil. As estimativas de tamanho populacional para Barra da Tijuca estão muito próximas dos valores encontrados para Praia das Neves, que foram os mais baixos, possivelmente em consequência dos efeitos da translocação. A população de Praia das Neves passou por um gargalo genético e enfrenta os desafios impostos pela endogamia e pela deriva genética. A população da Barra da Tijuca pode não ter passado pelo evidente gargalo sofrido pela população fundadora da colônia em Neves, mas as estimativas estão próximas, sugerindo que mesmo uma população nativa, quando seu habitat está submetido a intenso processo de degradação, apresenta parâmetros demográficos semelhantes a de uma população fundada por poucos indivíduos e sujeita a endocruzamentos. As ameaças à população da Barra da Tijuca decorrem do impacto humano (muito lixo) e, provavelmente, da competição com outras espécies de lagartos, observadas no local de monitoramento. A população de Barra de Maricá, que apresentou os maiores valores de sobrevivência e tamanho populacional, se encontra ameaçada pela construção de um resort, obra que deve ser embargada imediatamente já que, segundo o CONAMA, todas as áreas de restinga brasileiras são Áreas de Preservação Permanente e devem ser mantidas e/ou regeneradas para garantir a sobrevivência do pouco que ainda resta do bioma Floresta Atlântica.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUDSLEY, B. E., JONES, Z. F., BOCK, J. H. e SMITH, H. M. 2006. Lizard abundance in an exurban southwestern savanna, and possible importance of roadrunner predation. **American Midland Naturalist** **155**: 395-401.

BALLINGER, R. E. 1977. Reproductive strategies: food availability as a source of proximal variation in a lizard. **Ecology** **59**: 628-635.

BRITO, D. e FONSECA, G. A. B. 2006. Evaluation of minimum viable population size and conservation status of the long-furred wooly mouse opossum *Micoreus paraguayanus*: an endemic marsupial of the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation** **15**: 1713-1728.

BURKE, R. L. 1991. Relocations, repatriations and translocations of amphibians and reptiles. Taking a broader view. **Herpetologica** **47**: [350-357](#).

BURNHAM, K. P. e ANDERSON, D. R. 2002. **Model selection and multi-model inference: a practical information theoretic approach**. Springer Verlag.

CHIARELLO, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology** **14**: 1649-1657

CHRISTIAN K. A., BEDFORD, G. S. 1995. Seasonal changes in thermoregulation by the frillneck lizard, *Chlamydosaurus kingii*, in tropical Australia. **Ecology** **76**: 124-132.

COLLI, G. R.; PERES Jr., A. K. e ZATZ, M. G. 1997. Foraging mode and reproductive seasonality in tropical lizards. *Journal of Herpetology* **31**: 490-499.

CONAMA Resolução nº 004/1993, 31/03/1993, DOU nº 195 de 13/10/1993, pág. 15.264.



CONTRERAS, C. e VALVERDE, T. 2002. Evaluation of the conservation status of a rare cactus (*Mammillaria crucigera*) through the analysis of its population dynamics.

**Journal of Arid Environments 51:** 89-102.

CROOKS, K. R.; SUAREZ, A. V.; BOLGER, D. T. e SOULÉ, M. E. 2001. Extinction and colonization of birds on habitat islands. **Conservation Biology 15:** 159- 172

DELGADO GARCIA, J. D.; ARÉVALO, J. R. e FERNANDÉZ-PALACIOS, J. M. 2007. Road effects on the abundance of the lizard *Gallotia galloti* (Sauria: Lacertidae) in two Canary Islands forests. **Biodiversity and Conservation 16:** 2949-2963.

DODD, C. K. e SEIGEL, R. A. 1991. Relocation, repatriation and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? **Herpetologica 47:** 336-350.

ENDRISS, D. A.; HELLGREN, E. C.; FOX, S. F. e MOOD, R. W. 2007. Demography of an urban population of the Texas horned lizard (*Phrynosoma cornutum*) in Central Oklahoma. **Herpetologica 63**(3): 320-331.

FISCHER, R. N.; SUAREZ, A. V. e CASE, T. J. 2002. Spatial patterns in the abundance of the coastal horned lizard. **Conservation Biology 16:** 205-215

FRANCO, M. e SILVERTOWN, J. 1996. Life story variation in plants: an exploration of the fast-slow continuum hypothesis. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, **Biological Sciences 351:** 1341- 1348

HAENEL, G. J. e JOHN-ALDER, H. B. 2002. Experimental and demographic analyses of growth rate and sexual size dimorphism in a lizard, *Sceloporus undulatus*. **Oikos 96:** 70-81

HEDTKE, S. M.; ZAMUDIO, K. R.; PHILLIPS, C. A.; LOSOS, J. e BRYLSKI, P. 2007. Conservation Genetics of the endangered Coachella valley fringe-toed lizard (*Uma inornata*). **Herpetologica 63**(4): 411-420.

IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2003. Lista da fauna silvestre brasileira ameaçada de extinção. Disponível na World Wide Web em: <http://www.ibama.gov.br> [novembro, 2006].

IUCN. 1994. Red List Categories. The world conservation union, species survival commission. Gland Switzerland. 21p.

IVERSON, J. B.; CONVERSE, S. J.; SMITH, G. R. e VALIULIS, J. M. 2006. Long-term trends in the demography of the Allen Cays Rock Iguana (*Cyclura Cyclura inornata*): human disturbance and density-dependent effects. **Biological Conservation** **132**: 300-310.

KNAPP, C. R. 2001. Status of a translocated *Cyclura* Iguana colony in the Bahamas. **Journal of Herpetology** **35** (2): 239-248.

LAURIE, W. A. e BROWN, D. 1990. Population biology of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). III. Factors affecting survival. **Journal of Animal Ecology** **59**: 545-568.

LEBRETON, J. D.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J. e ANDERSON, D. R. 1992. Modelling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological Monographs** **62**: 67-118

MAGNUSSON, W. E. e DA SILVA, E. V. 1993. Relative effects of size, season and species on the diets of some Amazonian savanna lizards. **Journal of Herpetology** **27**: 380-385.

MARTIN, T. E. J.; CLOBERT, J. e ANDERSON, D. R. 1995. Return rates in studies of life history evolution: are biases large? **Journal of Applied Statistics** **22**: 863-875.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B. e KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853-858.

NAGY, K. A. 1973. Behavior, diet and reproduction in a desert lizard, *Sauromalus obesus*. **Copeia** 1973: 93-102.

OTIS, D. L.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C. e ANDERSON, D. R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. **Wildlife Monographs** 62.

PIANKA, E. R. 1970. Comparative autoecology of the lizard *Cnemidophorus tigris* in different parts of its geographic range. **Ecology** 51: 703-720.

PIANKA, E. R., e VITT, L. J. 2003. **Lizards: windows to the evolution of diversity**. University of California Press, California.

REINERT, H. F. 1991. Translocation as a conservation strategy for amphibians and reptiles: some comments, concerns and observations. **Herpetologica** 47, 357-363.

\_\_\_\_\_. 1991. Composição de habitat e uso do espaço por *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropiduridae) em uma área de restinga. **Revista Brasileira de Biologia** 51: 839-846.

\_\_\_\_\_. 1998. Population dynamics of the endemic tropidurid lizard *Liolaemus lutzae* in a tropical seasonal restinga habitat. **Ciência e Cultura – Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science** 50 (6): 446-451.

\_\_\_\_\_. 1999. Home range of the tropidurid lizard *Liolaemus lutzae*: sexual and body size differences. **Revista Brasileira de Biologia** 59 (1): 125-130.

ROCHA, C. F. D. e BERGALLO, H. D. 1992. Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southern Brazil. **Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science** 44 (1): 52-54.

ROCHA, C. F. D.; VRCIBRADIC, D. e ARAUJO, A. F. B. 2000. Ecofisiologia de Répteis de Restingas Brasileiras, p. 117-149. *In*: F. V. Esteves, L. D. Lacerda (Eds). **Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras**. Rio de Janeiro, NUPEN, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 200p.

- SCHIMIDT, B. R. 2003. Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians. **Comptes Rendus Biologies 326**: S119-S124.
- SOARES, A. H. B. **Avaliação da introdução experimental do lagarto *Liolaemus lutzae* (Squamata: Liolaemidae) no sudeste do Brasil: uma abordagem comparativa**. Dissertação (mestrado). Brasília : Universidade de Brasília, 2003.
- SOULÉ, M. E., ALBERTS, A. C. e BOLGER, D. T. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos 63**: 39-47
- SULLIVAN, B. K.; KWIATKOWSKI, M. A. e SCHUETT, G. W. 2004. Translocation of urban Gila Monsters: a problematic conservation tool. **Biological Conservation 117**: 235-242.
- TANNER, D. e PERRY, J. 2007. Road effects on the abundance and fitness of Galápagos lava lizards (*Microlophus albermarlensis*). **Journal of Environmental Management 85**: 270-278.
- TROMBULAK, S., e FRISSELL, C. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology 14**(1): 18-30.
- VAN SLUYS, M. 1998. Growth and body condition of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* in southeastern Brazil. **Journal of Herpetology 32**: 359-365.
- VAN SLUYS, M. 2000. Population dynamics of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in a seasonal habitat of southeastern Brazil. **Herpetologica 56**: 55-62.
- VASCONCELLOS, M. M. **Dinâmica populacional de dois bufonídeos (Amphibia: Anura) em uma lagoa do Cerrado do Brasil Central**. Dissertação (mestrado). Brasília : Universidade de Brasília, 2007.

- VITT, L. J. e BLACKBURN, D. G. 1991. Ecology and life story of the viviparous lizard *Mabuya bistrriata* (Scincidae) in the Brazilian Amazon. **Copeia** 1991: 916-927.
- VITT, L. J. 1991. Ecology and life history of the scansorial arboreal lizard *Plica plica* (Iguanidae) in Amazon Brazil. **Canadian Journal of Zoology** 69: 504-511.
- VITT, L. J.; SARTORIUS, S. S.; ÁVILA-PIRES, T. C. S. e ESPÓSITO, M. C. 1998. Use of time, space and food by the gymnophthalmid lizard *Prionodactylus eigenmanni* from the western Amazon of Brazil. **Canadian Journal of Zoology** 76: 1681-1688.
- WHITE, G. C. e BURNHAM, K. P. 1999. Program Mark: survival estimation from populations of marked animals. **Bird study** 46: 120-139.
- WIEDERHECKER, H. C., PINTO, A. C. S. e COLLI, G. R. 2002. Reproductive ecology of *Tropidurus torquatus* (Squamata: Tropiduridae) in the highly seasonal Cerrado biome of central Brazil. **Journal of Herpetology** 36: 82-91.
- WIEDERHECKER, H. C., PINTO, A. C. S., PAIVA, M. S. e COLLI, G. R. 2003. The demography of the lizard *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) in a highly seasonal Neotropical savanna. **Phyllomedusa** 2(1):9-19).
- WILLIAMS, B. K., NICHOLS, J. D. e CONROY, M. J. 2002. **Analysis and Management of Animal Populations**. Academic Press, Sand Diego, California.
- ZUÑIGA-VEGA, J. J.; VALVERDE, T.; ROJAS-GONZÁLEZ, R. I. e LEMOS-ESPINAL, J. A. 2007. Analysis of the population dynamics of an endangered lizard (*Xenosaurus grandis*) through the use of projection matrices. **Copeia** 2: 324-335.

**ANEXO 1**

Experimental Introduction of *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938 (Squamata: Tropiduridae) in Praia das Neves, State of Espírito Santo, Brazil: a descriptive study 18 years later.

Ana Hermínia Bello Soares <sup>1</sup> e Alexandre Fernandes Bamberg de Araujo <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidade de Brasília, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia – Campus Universitário Darcy Ribeiro, Brasília – DF, Brasil. CEP: 70.000-000

<sup>2</sup> Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Laboratório de Herpetologia, BR 465, km 47, Caixa Postal: 74524, 23851-970, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil.

E-mail: *anabello@unb.br*; *araujo@ufrj.br*

**RESUMO:** Esse artigo examina o resultado da introdução, em Praia das Neves, Estado do Espírito Santo, Brasil, de *Liolaemus lutzae*, uma espécie de lagarto ameaçada de extinção. Como existem poucos estudos que avaliam como espécies invasoras estabelecem-se e se adaptam a novos ambientes, é útil conhecer em que extensão a introdução de uma espécie criticamente em perigo em uma área similar pode ajudar a reduzir o declínio em números e a possível extinção. Esse estudo apresenta os primeiros resultados de um monitoramento em andamento, iniciado depois da introdução experimental. Nós analisamos o uso do espaço e alimento pela população introduzida e comparamos essas características com a da população original em Barra de Maricá. Também comparamos as medidas morfológicas das duas populações. Ambas fazem uso similar de microhabitat, mas há diferenças nas suas dietas. Nós recomendamos que a população introduzida, competidores potenciais, predadores, parasitas e as características do habitat continuem a ser monitoradas, para garantir que essa espécie não vá se tornar uma ameaça.

Palavras-chave: conservação, lagarto, restinga, habitat-especialista, dunas, Floresta Atlântica.



**ABSTRACT:** This article examines the results of the introduction, in Praia das Neves, Espírito Santo State, Brazil, of *Liolaemus lutzae*, a lizard species threatened of extinction. Since there are few studies that evaluate how invading species establish themselves and adapt to new environments, it is useful to assess to what extent the introduction of a critically threatened species into a similar area can help reduce decline in numbers and possible extinction. This study presents the first results of an ongoing monitoring survey set up after the experimental introduction. We analyze how the introduced population uses space and food and we compare these characteristics to that of the original population at Barra de Maricá. We also compare the morphological measures of both populations. Both make similar use of the microhabitat, but there are differences in their diets. We recommend that the introduced population, potential competitors, predators, parasites and the habitat characteristics continue to be monitored, so as to insure that this species will not become a threat.

**Key words:** conservation, lizard, restinga, habitat-specialist, sand-dune, Atlantic Forest.

## INTRODUCTION

The commercial exploitation of the Atlantic Forest biome in Brazil began with the arrival of the Europeans, who brought with them new plant species, cattle and other exotic domestic animals. However, in the last thirty years, the destruction has been so intense as to lead to major shifts in the forest ecosystem. Today, only 8% of the original 1.350.000 km<sup>2</sup> of forest cover remain (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2002). The biological wealth of this biome, coupled with the threat that hangs over it, make it a conservation priority (Myers *et al.* 2000). The natural insularity of the open vegetation that covers the sand dunes along the coast explains the uniqueness of the area's endemic lizard fauna. Yet these *restinga* areas have been devastated by urban occupation and are now difficult to find. To this day, few of these areas are under Federal or State protection and, therefore, their flora and fauna are in urgent need of a full scale conservation plan.

One of their threatened species is *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938, a small, white sand lizard included in the Brazilian list of critically endangered species (IBAMA, 2003) and in the IUCN red list as vulnerable (IUCN, 2007). *Liolaemus lutzae* is endemic to the *restingas* of Rio de Janeiro, and can be found from the Restinga da Marambaia (23°05'S, 44°00''S – southern limit) to Cabo Frio (22°53''S, 42°00''W – northern limit).

*Liolaemus lutzae* prefers sand dunes closer to the sea, but can also be found at the edge of scrub habitats (Araújo, 1984; Rocha, 1991). Since this lizard is very dependent on beach habitats, its distribution has probably been historically determined by sea level fluctuations in the Quaternary (Vanzolini e Ab'Saber, 1968). The rise of the

sea level due to global climate change (Mitrovica *et al.* 2006) is likely to affect current populations of this sand lizard species.

Rocha e Bergallo (1992) studied the population of *Liolaemus lutzae* in Barra da Tijuca, in the urban area of the Rio de Janeiro municipality, in 1982 and 1991. They monitored the decrease in population size during that period and suggested that this decline was due to decreased availability of the vegetation used by the species, as a result of human interference. The population of *L. lutzae* in Barra da Tijuca became restricted to a four kilometer stretch of beach in the Biological Reserve of Barra da Tijuca (Rocha e Bergallo, 1992). Road construction in the *restinga* and urban expansion have altered the beach landscape and contributed to large-scale population fragmentation throughout the species range.

The natural fragmentation of the beaches, due to the large mountain ranges that extend to the sea, historically restricted natural gene flow among white-sand lizard populations. This special condition increases the risk of extinction. To study their colonization ability, in 1986, A.F.B. Araujo and others transferred, on an experimental basis, fifty one *Liolaemus lutzae* individuals from the beach at Barra de Maricá (Rio de Janeiro state) to the beach at Praia das Neves, state of Espírito Santo (Fig. 1). The lizards were collected by hand, and measurements were made of snout-vent length and head width. Twenty males, twenty females and eleven juveniles were taken to Praia das Neves in plastic recipients. All lizards were released at the same time, in a single site. The translocation of the lizards from Barra de Maricá to Praia das Neves took five days. The niche relationships between the eight lizard resident species of the *restinga* habitats and their common predators were known (Costa *et al.*, 1990) and the researchers realized that an open niche was available for this white sand lizard in the beach habitat at Praia das Neves.

Today, it is well known that invasions constitute the second major threat to biodiversity (Lodge, 1993; Walker e Steffen, 1997; Allendorf e Lundquist, 2003). But, in 1986, there were no regulations covering this kind of procedure and no licenses or other government authorization were required. Therefore, there are no documents that serve to legitimize the introduction experiment. The researchers that introduced this species had been studying the lizard communities in the two areas and were aware of the similarities between Praia das Neves and Barra de Maricá. Today, the Brazilian Government sponsors the “Management of the white-sand-dune lizard *Liolaemus lutzae* project” (“Manejo da lagartixa-de-areia *Liolaemus lutzae*”), designed to protect *Liolaemus lutzae*. This conservation program led by MMA/FNMA, is being developed in collaboration with the Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ/FAPUR) (IBAMA/SISBIO n.13980-1). Despite the conservation precautions taken by the researchers, the experiment is open to criticism because it was not preceded by a demographic study covering all potential interacting populations. Nevertheless, the transferred population remained in its new locality of distribution, using the space as it is used in the original site.

There are few publications on the ability of invading species to establish themselves and adapt to new environments (Parker *et al.* 2003). Although this paper does not deal specifically with the threat to the existing community, it can contribute to a better understanding of the adjustment process of the threatened species. We believe a long term monitoring program of the status of the intruder *Liolaemus lutzae* can assist us in formulating alternative conservation strategies to avoid the white-sand-dune lizard decline and possible extinction.

In this paper we present the first monitoring results of this experimental introduction and discuss how the introduced population uses space and food. We also

compare these ecological attributes to those of the Barra de Maricá founder population. Finally, we examine morphological differentiation between individuals from both populations.

## **MATERIAL AND METHODS**

**Field study:** We monitored the introduced population in Praia das Neves, in the Presidente Kennedy municipality (22°57'49,39''S; 42°51'11,6''W), during three field trips (fifteen days each) in September 2002, December 2002 and February 2003. We compared morphological data collected in Praia das Neves with morphometrics from the 51 lizards introduced in 1986, and with the diet data published by Rocha (1989). We searched for lizards in the beach habitat and in neighboring *restinga* scrubs. One hundred and thirty seven lizards were captured by hand, measured (caliper 0.1mm) and weighed (dynamometer 0.5g). In order to establish comparisons with the 1986 Barra de Maricá population, we measured snout-vent length (SVL) and head width (HW). We also recorded the sex, the microhabitat used by each lizard, and their geographical position (GPS Garmin 12 XL). We used the following microhabitat categories: open sand, sand hole, plastic, Styrofoam, rubber, paper, pet/plastic bottle, wood and vegetation. All lizards were marked by toe-clipping and released. To test if space niche is conservative amongst *L. lutzae* populations, in May 2003 we obtained data on habitat use in Barra de Maricá, following the same protocol described above, from the same site where the introduced population was captured.

To obtain comparable reproductive data from the introduced white-sand-dune lizard, thirty lizards from Praia das Neves were killed with a lethal dose of Tyopenthal

(permit n° 009/03 RAN – IBAMA, process n° 02010.001019/03-31). They were fixed in formalin 10%, stored in ethanol 70%, and later dissected and their reproduction condition assessed. Females presenting vitellogenic follicles and *corpora lutea* (reproductive non-ovigerous) or at least one oviductal egg (ovigerous) were considered reproductive. Males with convoluted epididymis were considered reproductive. We also analyzed stomach contents in the laboratory. The frequency of food items in the Praia das Neves diet was compared to the Barra de Maricá diet data published by Rocha (1989).

**Statistical Analysis:** To evaluate the impact of the eighteen years in the new environment on body proportions, we conducted a covariance analysis, comparing the head length (HL) of lizards from Barra de Maricá and Praia das Neves, using SVL as covariate. Differences in prey volume between sites and in the use of microhabitat categories between Praia das Neves and Barra de Maricá were tested using the Kolmogorov-Smirnov Test. We tested the normalization of the data, and all analyses were conducted using Systat 7.0, level of significance of 5% (Zar, 1999).

## RESULTS

The introduced population colonized Praia das Neves. During the monitoring effort, we captured 137 individuals and recaptured two. The population was grouped in three distinct sites along the 15 km of the beach (sites 1, 2 and 3, Fig. 2). One hundred and thirty five lizards were registered between sites 1 and 2 (Fig. 2), while only two were seen at site 3, about 14 km from the introduction site (“O”). In all registers, *Liolaemus lutzae* occupies the same habitat as the species in the *restingas* of Rio de Janeiro. No *L. lutzae* were recorded out of the beach.

The covariance analyses shows that the two populations do not differ in body proportions (Tab.I) ( $F = 1.734$ ;  $P = 0.190$ ), although the regression coefficient “r” was significant (SVL as covariate,  $r = 0.956$ ;  $F = 1880.224$ ;  $P < 0.001$ ). Nevertheless, the result of the comparison in the diet of the introduced animals with that of the animals in Barra de Maricá was significant- the composition of the *Liolaemus lutzae* diet (volume of items) is not similar between sites (Kolmogorov-Smirnov,  $D_{max} = 0.3361$ ;  $P < 0.01$ ). Both populations present a wide diet, but in Maricá they consume more prey types. Plant material was the most important item in lizard diet for both areas (Tab. II).

The two populations do not differ in the use of microhabitats (Kolmogorov-Smirnov,  $D_{max} = 0.500$ ;  $P = 0.188$ ) (Fig. 3). We found four other lizard species in the beach habitat, *Tropidurus torquatus* (Wied, 1820), Iguanidae (n=5), *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés, 1818), Gekkonidae (n=3), *Mabuya agilis* (Raddi, 1823), Scincidae (n=1) and *Ameiva ameiva* (Linnaeus, 1758), Teiidae (n=1), all in low frequency if compared with the neighboring *restinga* shrub habitat (Costa *et al.* 1990). In the beach habitat we also found some known predators of *L. lutzae* (Rocha *et al.* 2000), like the crab *Ocypode quadrata* (Fabricius 1787), Ocypodidae, the owl *Athene*

*cunicularia* (Molina, 1782), Strigidae, the “Carcará” hawk *Caracara plancus* (Miller 1777), Falconidae, and the colubrid snake *Philodryas patagoniensis* (Girard 1897).

Four females had eggs in their oviducts, four presented vitellogenic follicles in their ovaries, and seven were not reproductive. Only four out of 22 males were reproductive. Juveniles were more abundant in December, during the rainy season.

## DISCUSSION

The translocated *Liolaemus lutzae* lizards formed a viable and reproductive population in the southern tip of Espírito Santo state, 200 km away from the original population (Barra de Maricá). The white-sand-dune lizard space niche is conservative, when compared with the food niche. In Praia das Neves, *L. lutzae* are restricted to the beach, the species' habitat in Barra de Maricá, but showed a small change in diet, when compared with published data from Barra de Maricá (Rocha, 1989).

The success of introduced populations depends on several factors, including adaptative responses to the new environment (Allendorf eLundquist, 2003; Sakai *et al.* 2001). The success also depends on the interactions between invaders and residents and studies have demonstrated that residents frequently dominate alien species (Massot *et al.* 1994; Myers *et al.* 2000). In Praia das Neves, *Liolaemus lutzae* is restricted to strips of sand that can reach 50°C in the warmest hours of the day. This microhabitat is probably inadequate for most lizard species in the community. Before the introduction of the *Liolaemus lutzae*, *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Hemidactylus mabouia* and *Mabuya agilis* were present in this habitat, in very few numbers, as observed by Costa *et al.* (1990). These lizard species still use the beach occasionally. But no *L.*



*lutzae* were found in the neighboring scrub habitat, suggesting that they are not spreading catastrophically. However, since 2007, a monitoring study is being carried out by A.F.B. Araujo and colleagues. The program, financed by the FNMA (Fundo Nacional do Meio Ambiente - National Environmental Fund) aims at studying the interactions between *L. lutzae* and the original local fauna and flora, and the viability of management strategies (whether to remove or not the introduced lizard species).

Differences in body size among lizards from Barra de Maricá and the new population from Praia das Neves were expected as a result of the segregation of a small portion of the Barra de Maricá population in Praia das Neves. The founder event, associated with high levels of endogamy, genetic drift and geographic isolation, can lead to morphological differentiation (Grant *et al.* 2001). Phillips e Shine (2005) described morphological change resulting from the colonization of the *Bufo marinus* toad (Linnaeus 1758), Bufonidae, in Australia. In reptiles, body size (and other life-history traits) varies depending on humidity, temperature, and food supply (Van Damme *et al.* 1986) and can be understood as an adaptative strategy to cope with environmental variation (Massot *et al.* 1994). Our results did not reveal morphological differences between the two localities, which amounts to a refutation of the hypothesis of strong morphological shift.

Population differentiation can result from two different processes: the ability to adjust to changes in the environment over time (plasticity) and the capacity to adapt to a new environment (selection). The absence of significant morphological differences between the two populations in our study reinforces the idea that the two areas are similar in terms of environmental variability. Summer *et al.* (1999) suggested that changes in habitat structure can also influence body size. Since we found that spatial resources are used by the introduced population and by this species in other resting

habitats in a similar way, constituting a conservative niche, morphological similarity is expected even when there is wide distribution of the species (Vitt e Colli, 1994).

In both sites specimens were found under the vegetation cover, but debris left by man, such as plastics, styrofoam, and industrial rubber, were also frequently used as shelter. In Barra de Maricá, plastic bottles were used more often, probably because the proximity (40 km) to Rio de Janeiro and Niterói (20 km) means abundant garbage. Trash from these cities is thrown into the sea, and ocean currents take it north to Barra de Maricá. It could be that the detritus deposited in Maricá helped the *Liolaemus lutzae* to survive, since it is used by the species as a refuge and a feeding site. On the other hand, trash accumulation can endanger the vegetation, which in turn can compromise the survival of *L. lutzae*, that also uses plant as food and shelter.

The diet composition of *Liolaemus lutzae* differs between sites. In Barra de Maricá the lizard consume more prey types. Both populations present an omnivorous diet, and plant material was the most prevalent diet item. Formicidae also constitute an important prey type (Tab. II). The observed difference between sites is due to elements such as Isopoda and Thysanoptera, present only in the Barra de Maricá sample.

Our results showed that plant material is a common food item and that the beach vegetation species are very important to the white-sand-dune lizard. Rocha (1989, 1998, 2000) showed that *Liolaemus lutzae* may select and eat some plant species because of their water content, specially *Ipomoea littoralis* flowers Blume 1825, Convolvulaceae. This plant species is easily found on the beach at Praia das Neves. The flower can be eaten and the scrubs are used as shelter.

The similarities (in the animal and plant communities) between Praia das Neves and the original environment can have helped the establishment of the invading population. The size of the founder population in Praia das Neves (51 individuals) also

could have hampered the establishment of the introduced population of *Liolaemus lutzae*. Small isolated populations are more vulnerable because they lose genetic diversity, due to genetic drift and endogamic depression (Simberloff, 1988), and because mating occurs more frequently between closely related individuals (Boyce, 1992; Cornuet and Luikart, 1996; Akçakaya and Sjøgren-Gulve, 2000; Lambert *et al.* 2005). Nevertheless, some vertebrate species seem to tolerate and remain unaffected by periods of small population size. Cheetah (O'Brien *et al.*, 1983) suffered severe constraints and yet was able to survive. The large population of the *Tupinambis merrianae* lizard (Duméril e Bibron, 1839), Teiidae, in Fernando de Noronha Islands, in northern Brazil, resulted from the introduction of only two couples in 1960. Today, due to the lack of predators, the population is firmly established and is considered a threat to the island ecosystems (the FNMA/IBAMA management program removed some individuals from the islands).

The area colonized by *Liolaemus lutzae* is specific, close to the sea, and other four lizard species are rarely observed (they can be seen in the neighboring scrub habitat). At the beach, *Tropidurus torquatus* is the most probable competitor of *Liolaemus lutzae*, both for food and space resources. This lizard species is the most abundant lizard population in the scrubs (Araujo, 1991; Carvalho *et al.*, 2007a), but this lizard is very scarce at the Praia das Neves beach.

*Hemidactylus mabouia*, an exotic gekkonid species, is also observed in the beach, but rarely. This lizard was probably brought in from Africa (Vanzolini, 1978; Carranza e Arnold, 2006) and is commonly found in bromeliads and dead trunks of the *restinga* scrub habitats (Costa *et al.*, 1990; Araujo, 1991; Carvalho e Araujo, 2007; Carvalho *et al.*, 2007b). This species coexists with *Gymnodactylus darwini*, an endemic gekkonid of the Atlantic Forest biome, in the scrubs and also in the forest fragments.

Considering that they share the same microhabitats in Praia das Neves, the resident species is in danger, but this colonization game has been played for at least three hundred years, without competitive exclusion.

Introductions can be very dangerous when carried out without control. Experiments with the introduction of lizards on islands showed that the Aranae communities can be affected (Schoener e Spiller, 1996). Frits e Rodda (1998) demonstrated the impacts of the introduction of the *Boiga irregularis* snake. Merrem 1802, Colubridae, on the Island of Guam in 1952, where the snake led to the reduction and extinction of small vertebrates. These are examples in which the new population was introduced in islands, in restricted environments, and where the local fauna evolved in isolation. In such cases, ecological impacts can be more pronounced (Schoener e Spiller, 1996).

Given the time elapsed since colonization and lizard dispersal in the environment, we consider that the new colony has been firmly established. However, our observations do not support the hypothesis that this species will spread to the neighboring scrub habitats. The white-sand-dune lizard is restricted to beaches, a conservative feature shared with other sand lizard species of this genus in Brazil (Schulte *et al.* 2000). The distribution of other *Liolaemus* species living in Brazil, *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, and *Liolaemus arambarensis* Verrastro, Veronese, Bujes e Dias, 2003 is also restricted to beach habitats (Etheridge, 2000).

Vanzolini e Ab'Saber (1968) suggested that living species of *Liolaemus* along the Brazilian coast descend from an extensively distributed single ancestral species vulnerable to the marine transgressions in the Quaternary. During the transgressions, many beaches disappeared and *restinga* areas diminished. As a result, population isolation caused by sea level variation promoted speciation events that generated current

Brazilian sand lizard species. It is even possible that the *Liolaemus lutzae* ancestor was once more prevalent along the coast than is presently known. On the other hand, if dispersion was important to *Liolaemus lutzae*, as in the history of some group of *Liolaemus* species (Morando *et al.*, 2004), the mouth of Paraíba do Sul river could be a strong barrier, restricting dispersion to the north along the coast. The development of the *Liolaemus lutzae* colony in Praia das Neves raises a question: if other beaches north of the mouth of the Paraíba do Sul river are capable of sustaining white-sand-dune lizard populations, why were they restricted to a line of beaches between Marambaia and Cabo Frio?

Years after the *Liolaemus lutzae* introduction in Espírito Santo state, the IUCN published guidelines to restrict species translocation (IUCN, 2000), due to the impacts caused by biological introductions. Considering these guidelines, species translocations can only be justified when there is a strong threat of extinction, and, even then, it should be the last alternative. We believe this is the case of *Liolaemus lutzae*.

Firstly, the white-sand-dune lizard is extremely threatened by habitat reduction. For example, a resort called “Fazenda de São Bento da Lagoa”, promoted by the European IDB group and the mayor of the Maricá municipality, will be built in the area that has the most dense and studied population of this lizard at the Barra de Maricá *restinga*. Secondly, in the state of Rio de Janeiro, the federal reserve that preserves *restinga* habitats, the Parque Nacional de Jurubatiba (Macaé), does not protect natural populations of the white-sand-dune lizard because they are located beyond the northern boundary of the *Liolaemus lutzae* distribution. Thirdly, there is no *L. lutzae* population protected by a reserve, and the sea level will increase in the next few years. Because experimental translocations are not easily found in the literature and alternative

strategies do exist, it is vital that there be a continuous monitoring of the results of this management method (Dickinson e Fa, 2000; Losos *et al.* 2001; Knapp e Malone, 2003).

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

We are grateful to Guarino Colli and CHUNB (Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília) for the logistic support during laboratory work and to CAPES for the PH.D. stipend to AHB. We would also like to thank Fernanda Werneck and Elena Steinhorst for their help during fieldwork and laboratory analyses and Adrian Garda for his suggestions on the structure of the paper and the previous English versions of the manuscript.

## **REFERENCES**

- Ab'Saber A. N. 1979. Os mecanismos de desintegração das paisagens tropicais no Pleistoceno. Efeitos paleoclimáticos no período Wurm-Wiscosin no Brasil. **Paleoclimas** 8: 1-11
- Akçakaya, H. R. e P. Sjögren-Gulve. 2000. Population viability analyses in conservation planning an overview. **Ecological Bulletins**, Stockholm, **48**: 9-21.
- Allendorf, F. W. e L. L. Lundquist. 2003. Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. **Conservation Biology**, Boston, **17**: 24-30.

Araujo, A. F. B. 1984. Padrões de Divisão de Recursos em uma Comunidade de Lagartos de Restinga, p. 327-342. *In*: L. D. Lacerda; D. S. D. Araújo; R. Cerqueira e P. Turcq (Eds.). **Restingas: Origem, Estrutura e Processos**. Niterói, CEUFF, 477p.

Araujo, A. F. B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, **51**: 857-865.

Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, **23**: 481-506.

Bright, P. W. e P. A. Morris. 1994. Animal translocation for conservation: performance of dormice in relation to release methods, origin and season. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, **31**: 699-708.

Carlton, J. T. e J. B. Geller. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science**, Washington, **261**: 78-82.

Carvalho, A. L. G. e Araujo, A. F. B. 2007. Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, **24**: 786 - 792.

Carvalho, A. L. G.; Silva, H. R.; A. F. B. Araujo; R. Alves-Silva e H. R. da Silva. 2007a. Feeding ecology of *Tropidurus torquatus* (Wied) (Squamata, Tropiduridae) in two areas with different degrees of conservation in Marambaia Island, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, **24**: 222 - 227.

Carvalho, A. L. G.; Araujo, A. F. B. e Silva, H. R. 2007b. Lagartos da Marambaia, um remanescente insular de Restinga e Floresta Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, 7 (2): 221-226.

Carranza, S. e E. N. Arnold. 2006. Systematics, biogeography, and evolution of *Hemidactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae) elucidated using mitochondrial DNA sequences. **Molecular Systematics and Evolution**, London, **38**: 531-545.

Cornuet, J. M. E. e G. Luikart. 1996. Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. **Genetics**, Austin, **144**: 2001-2014.

Costa, E. M. M.; M. Cardoso e R. Silveira. 1990. Structure of a lacertilian community in a sandbank of southern Espírito Santo, p. 362-381. *In*: Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo. São Paulo, Academia de Ciências do Estado de São Paulo.

Dickinson, H. C. e J. E. FA. 2000. Abundance, demographics and body condition of a translocated population of st. lucia whiptail lizards (*Cnemidophorus vanzoi*). **Journal Zoo**. London, **251**: 187-197.

Etheridge, R. 2000. A review of lizards of the *Liolaemus wiegmanni* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. **Herpetological Monographs**, Washington, **14**: 292-352.



Fritts, T. H. e G. H. Rodda, 1998. The role of introduce species in the degradation of islands ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, **29**: 113-140.

Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000. Relatório Final. São Paulo.

Grant, P. R.; B. Rosemary Grant e P. Petren. 2001. A population founded by a single pair of individuals: establishment, expansion, and evolution. **Genetica**, Amsterdam, **112-113**: 359-382.

IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2003. Lista da fauna silvestre brasileira ameaçada de extinção. Disponível na World Wide Web em: <http://www.ibama.gov.br> [novembro, 2006].

IUCN. 1994. Red List Categories. The world conservation Union, Species survival commission. Gland Switzerland. 21p.

IUCN. 2007. Disponível na World Wide Web em:  
<http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reinte.htm> [22/04/2008].

- Knapp, C. R. e C. L. Malone. 2003. Patterns of reproductive success and genetic variability in a translocated Iguana population. **Herpetologica**, Washington, **59** (2): 195-202.
- Lambert, D. M.; T. King; L. D. Shepherd; A. Livingston e S. Anderson. 2005. Serial population bottlenecks and genetic variation: translocated populations of the New Zealand Saddleback (*Philesturnus carunculatus rufusater*). **Conservation Genetics**, Spring, **6**: 1-14.
- Lodge D. M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends In Ecology and Evolution**, Amsterdam, **8**: 133-137.
- Losos, J. B.; T. W. Schoener; K. I. Warheit e D. Creer. 2001. Experimental studies of adaptative differentiation in Bahamian Anolis lizards, **Genetica**, Amsterdam, **112-113**:399-415.
- Massot, M.; J. Clobert; J. Lecomte e R. Barbault. 1994. Incumbent advantage in common lizards and their colonizing ability. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, **63**: 431-440.
- Mitrovica, J. X.; J. Wahr; I. Matsuyama; A. Paulson e M. E. Tamisiea. 2006. Reanalysis of ancient eclipse, astronomic and geodetic data: A possible route to resolving the enigma of global sea-level rise. **Earth and Planetary Science Letters**, Amsterdam, **243** (3-4): 390-399.

Morando, M.; Avila, L. J.; Baker, J. e Sites, J. W. 2004. Phylogeny and phylogeography of the *Liolaemus darwini* complex (Squamata: Liolaemidae): evidence for introgression and incomplete lineage sorting. **Evolution**, Amsterdam, **58**(4): 842–861.

Myers, N.; R. A. Mittermeier; C. G. Mittermeier; G. A. B. Fonseca e J. Kent. 2000a. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, **403**: 853-858.

O'brien, S. J.; D. E. Wildt, D Goldman, C. R. Merrill, e M. Bush. 1983. The Cheetah Is Depauperate in Genetic Variation. **Science**, Washington, **221**: 459 – 462.

Parker I. M.; J. Rodriguez e M. E. Loik. 2003. An evolutionary approach to understanding the biology of invasions: local adaptation and general-purpose genotypes in the weed *Verbascum thapsus*. **Conservation Biology**, Spring, **17** (1): 59-72.

Phillips B. I.; G. P. Brown e R. Shine. 2003. Assessing the potential impact of cane toads on Australian snakes. **Conservation Biology**, Spring, **17** (6): 1738-1747.

Phillips B. I. e R. Shine. 2005. The morphology, and hence, impact of an invasive species (the cane toad, *Bufo Marinus*): changes with time since colonization. **Animal Conservation**, United Kingdon, **8**: 407-413.

Rocha, C. F. D. 1989. Diet of a tropical lizard (*Liolaemus lutzae*) of southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, Athens, **23** (3): 292-294.

- Rocha, C. F. D. 1991. Composição de habitat e uso do espaço por *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropiduridae) em uma área de restinga. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, **51**: 839-846.
- Rocha, C. F. D. 1998. Ontogenetic shift in the rate of plant consumption in a tropical lizard. **Journal of Herpetology**, Athens, **32 (2)**: 274-279.
- Rocha, C. F. D. 1999. Home range of the tropidurid lizard *Liolaemus lutzae*: sexual and body size differences. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, **59 (1)**: 125-130.
- Rocha, C. F. D. e H. D. Bergallo. 1992. Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southern Brazil. **Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, Rio de Janeiro, **44 (1)**: 52-54.
- Rocha, C. F. D.; D. Vrcibradic e A. F. B. Araújo. 2000. Ecofisiologia de Répteis de Restingas Brasileiras, p. 117-149. *In*: F. V. Esteves, L. D. Lacerda (Eds). **Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras**. Rio de Janeiro, NUPEN, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 200p.
- Sakai, A. K.; F. W. Allendorf; J. S. Holt; D. M. Lodge; J. Molofsky; K. A. Whith; S. Baughman; R. J. Cabin; J. E. Cohen; N. C. Ellstrand; D. E. Mccauley; P. O'neil; I. M. Parker; J. N. Thompson e S. G. Weller. 2001. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, **32**: 305-332.

Schoener, T. W. e D. A. Spiller. 1996. Devastation of prey diversity by experimentally introduced predators in the field. **Nature**, London, **381 (20)**: 691-694.

Schulte, J. A.; J. R. Macey; R. E. Espinoza e A. Larson. 2000. Phylogenetic relationships in the iguanid lizard genus *Liolaemus*: multiple origins of viviparous reproduction and evidence for recurring Andean vicariance and dispersal. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, **69**: 75-102.

Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, **19**: 473-511.

Summer, J.; C. Moritz e R. Shine. 1999. Shrinking forest shrinks shrink: morphological change in response to rainforest fragmentation in the prickly forest skink (*Gnypetoscinus queenslandiae*). **Biological Conservation**, United Kingdom, **91**: 159-167.

Van Damme, R.; D. Bauwens e R. F. Verheyen. 1986. Selected body temperatures in the lizard *Lacerta vivipara*: variation within and between populations. **Journal of Thermal Biology**, United Kingdom, **11**: 219-222.

Vanzolini, P. E. e A. N. Ab'saber. 1968. Divergence rate in South American lizards of the genus *Liolaemus* (Sauria, Iguanidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, **21**: 205-208.

Vega, L. E.; P. J. Bellagamba e L. A. Fitzgerald. 2000. Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes in Argentina. **Canadian Journal of Zoology/Revue Canadienne de Zoologie**, Ottawa, **78 (9)**: 1653-1660.

Vitt, L. J. e G. R. Colli. 1994. Geographical ecology of a neotropical lizard – *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. **Canadian Journal of Zoology/Revue Canadienne de Zoologie**, Ottawa, **72 (11)**: 1986-2008.

Walker, B. e W. Steffen. 1997. An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems. **Conservation Ecology** 1 (2). Disponível na World Wide Web em: <http://www.consecol.org/vol1/iss2/art2>.

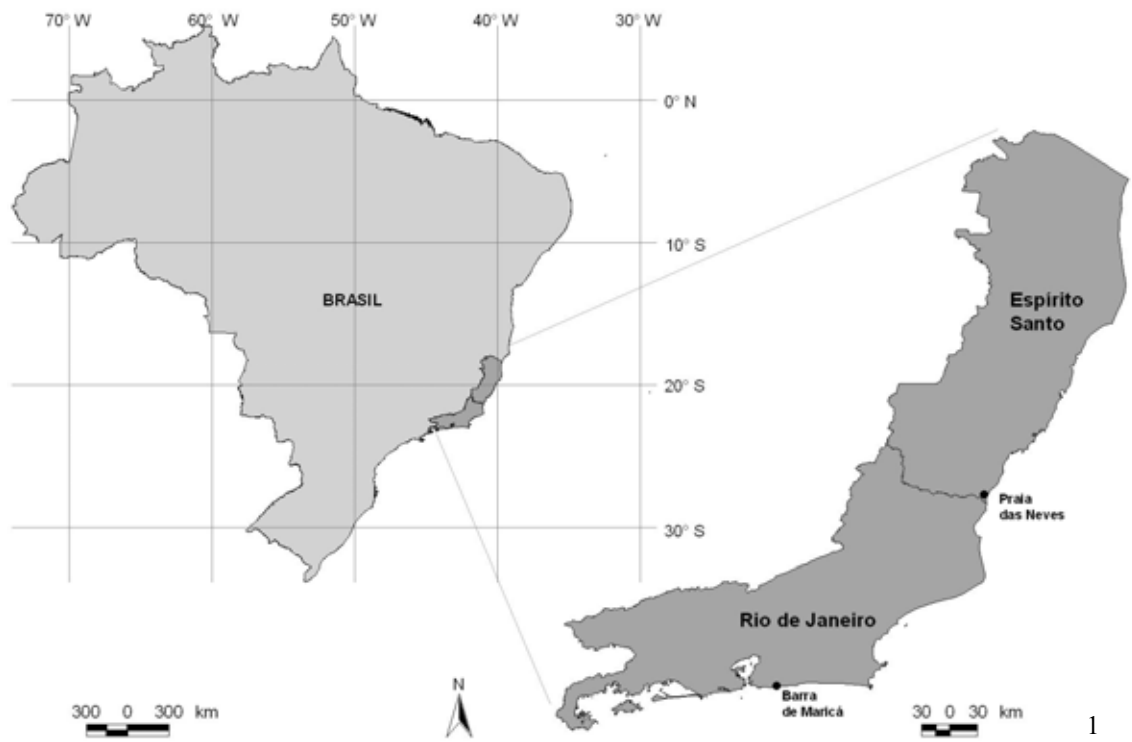
Zar, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey. 663p.

Legendas de Figuras:

Fig 1: Geographic localization of the two studied populations of *Liolaemus lutzae* in Barra de Maricá and Praia das Neves. Marambaia (m) and Cabo Frio (c) are the species distribution extremes

Fig 2: Praia das Neves in detail showing the distribution of the introduced population of *Liolaemus lutzae*. O: introduction site; 1: site of the major density of the introduced lizard population; 2: site with the lowest density; 3: distribution extreme of the introduced species; U: small urban area. m: mangroove f: forest. d: devastated area.

Fig 3: Differences in shelter use between the introduced and original populations of *Liolaemus lutzae*.



1





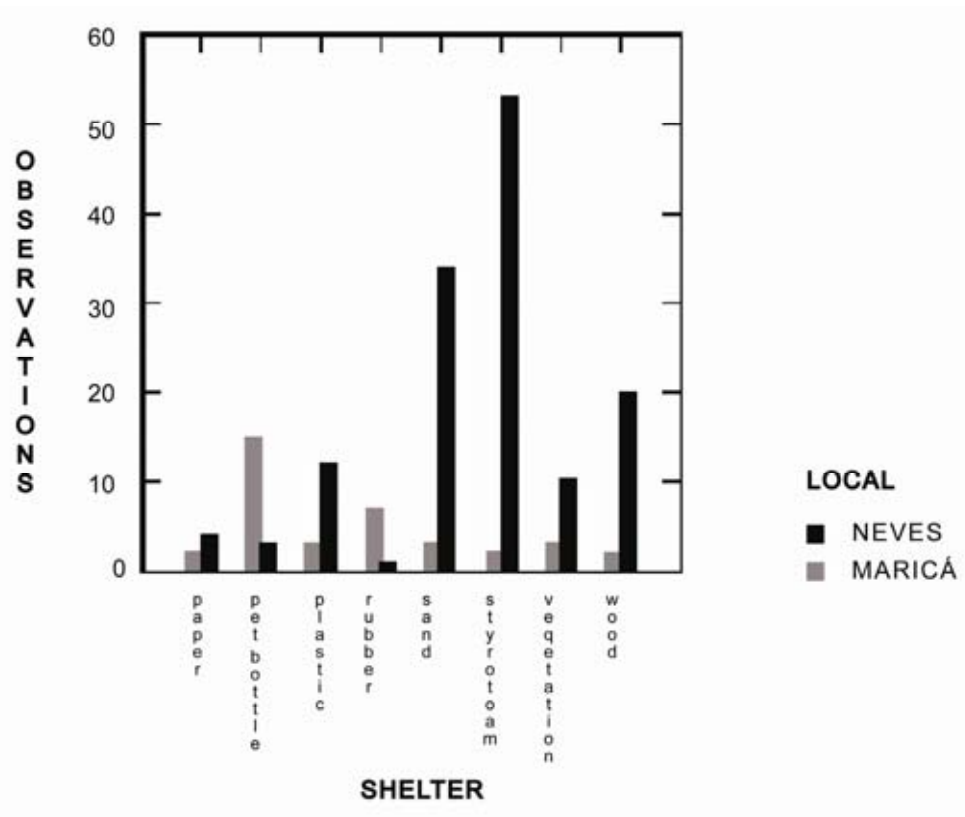


Table I. Morphological variation between two populations of the lizard *Liolaemus lutzae*.

Population	Snout-vent-length	Head-width
<i>B. Maricá (1986)</i>		
Number of cases (N)	47	47
Minimum (mm)	30.0	5.7
Maximum (mm)	78.6	12.7
Mean (mm)	56.48	9.72
Standard Deviation	14.33	2.10
<i>P. Neves (2003)</i>		
Number of cases (N)	138	137
Minimum (mm)	28.6	5.35
Maximum (mm)	84.25	15.8
Mean (mm)	52.88	9.07
Standard Deviation	12.78	1.95

Table II. Number of items and volume (mm<sup>3</sup>) of each prey type of *Liolaemus lutzae* in Praia das Neves, Espírito Santo (n = 37).

Categories	number of items	%	volume	%
Vegetal material	57.00	17.38	7318.73	71.77
Hymenoptera	3.00	0.91	2.73	0.03
Formicidae	192.00	58.54	1011.43	9.92
Neuroptera	2.00	0.61	147.04	1.44
Coleoptera	24.00	7.32	584.66	5.73
Homoptera	32.00	9.76	78.76	0.77
Diptera	3.00	0.91	87.24	0.86
Orthoptera	3.00	0.91	95.21	0.93
Larvae	8.00	2.44	711.34	6.98
Aranae	4.00	1.22	144.58	1.42
Unidentified material			16.2	0.16
Total	328.00		10197.92	