



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes

Gisele Regina Winck

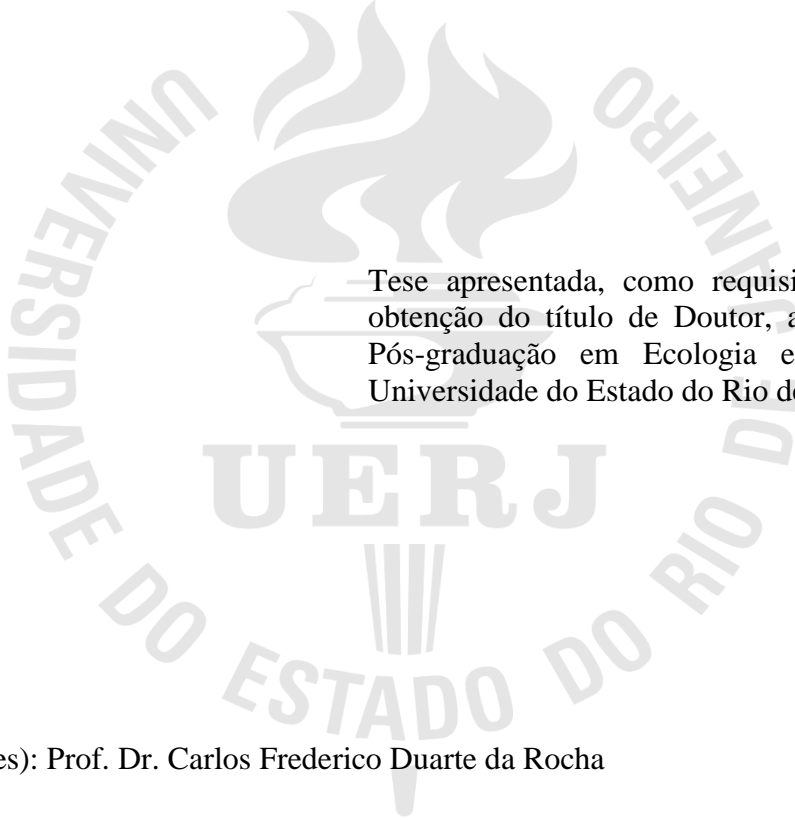
**Comunidades de lagartos dos remanescentes de restinga do Estado do Rio
de Janeiro: Riqueza, diversidade e onde estão as espécies endêmicas e
ameaçadas de extinção**

Rio de Janeiro

2012

Gisele Regina Winck

**Comunidades de lagartos dos remanescentes de restinga do Estado do Rio de Janeiro:
Riqueza, diversidade e onde estão as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção**



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador (a) (es): Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha

Rio de Janeiro

2012

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/A

W761 Winck, Gisele Regina.
Comunidades de lagartos dos remanescentes de restinga do Estado do Rio de Janeiro: riqueza, diversidade e onde estão as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção / Gisele Regina Winck. 2012.
201 f. ; il.
Orientador: Carlos Frederico Duarte Rocha
Tese (Doutorado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
1 Lagarto - Ecologia - Teses. 2. Lagarto - Rio de Janeiro (Estado) - Teses. I. Rocha, Carlos Frederico Duarte.
II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 598.112(815.3)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese.

Autor

Data

Gisele Regina Winck

**Comunidades de lagartos dos remanescentes de restinga do Estado do Rio de Janeiro:
Riqueza, diversidade e onde estão as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 06 de fevereiro de 2012.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Hélio Ricardo da Silva
Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro –UFRRJ

Prof.^a Dra. Mara Cintia Kiefer
Departamento de Ecologia, Universidade Federal Fluminense – UFF

Prof.^a Dra. Sonia Zanini Cechin
Departamento de Biologia, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM

Rio de Janeiro

2012

DEDICATÓRIA

Dedico essa tese a todos que me auxiliaram de alguma forma a alcançar esse objetivo: minha família por nascimento, que esteve sempre presente, mesmo longe; e minha família por escolha, que me acolheu de uma maneira tão especial. Mas principalmente ao meu marido, Leonardo Avilla, que torna meu mundo mais colorido e feliz.

AGRADECIMENTOS

Uma tese como essa não poderia ter sido realizada sem o apoio de inúmeras pessoas e instituições.

À FAPERJ pela bolsa de doutorado. Ao IBAMA/ICMBio, INEA, Prefeitura de Rio das Ostras, e Prefeitura do Rio de Janeiro, pela concessão das autorizações de pesquisa. Ao PPG em Ecologia e Evolução, incluindo todos os professores e a secretaria composta por Henrique e Sonia. Agradeço também aos funcionários da secretaria do Departamento de Ecologia.

À minha banca de qualificação, principalmente Mara Cintia Kiefer (UFF), Ronaldo Fernandes (MN/UFRJ), por auxiliarem no direcionamento do trabalho. Ao prof. Alexandre Azevedo, pela sugestões de pré-banca. À banca examinadora da Tese, pela disponibilidade.

Ao Fred, por todo o apoio e confiança depositada desde o primeiro dia. Seu entusiasmo pela profissão sempre nos faz querer sermos melhores. O crescimento ao longo do doutorado torna-se completo quando temos lições de como sermos bons orientadores, e como administrar um laboratório repleto de pessoas capazes e com grandes projetos. E também por liderar o movimento “sacizístico” tão bem! Palavras não são suficientes para agradecer a experiência que me proporcionou.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Vertebrados: Rafael Laia, Marlon Almeida Santos, Carla Siqueira, Patrícia Almeida Santos, Vanderlaine Menezes, Mara Cintia Kiefer (atualmente na UFF), Davor Vrcibradic (atualmente na UNIRIO), Paulo Nogueira, Vitor Nelson, Mauricio Almeida Gomes, Jorge Pontes, Luciana Fusinato, Milena Wachlevski, Pedro Fatorelli, Leandro Sabagh, Thiago Dorigo, Thiago Maia, Felipe Bottona, Manuela Pereira, Jane Oliveira, Livia Coco, Lucio Viana, Mariana Rodrigues, Tatiana Motta, Adarene Motta, Leonardo Dantas, André Silva. Para mim, esse grupo é o melhor exemplo de que um local de trabalho é feito de pessoas, e não há lugar mais divertido e produtivo do que esse. Vários deles me auxiliaram nos trabalhos de campo: Felipe, Mariana, Marlon, Carla, Pathie, Jane, Livia, Tati, Leozinho, Lucio, e Mauricio. Também tive auxílio em campo do Marcelo Gomes, técnico do Setor Herpetologia do Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro, da Liz Waltenberg, e do meu marido, Leonardo Avilla. Agradeço imensamente ao Thiago D. e ao Marlon por atuarem na triagem e identificação dos conteúdos estomacais. Da próxima vez, prometo escolho os que não mastigam (muito)!

À minha família, que me auxilia e apoia desde sempre, principalmente minha mãe Regina, meu pai Adir, meu irmão Antonio, meus tios Marcelo, Deise, Ana Rita e José, meus primos Bruno, Renato, Mirela e Mariana. A saudade constante por morar longe só faz o reencontro ser ainda mais feliz. Aos meus avós, Setembrino e Therezinha, e minha bisavó, Elvira, que assim como meus pais, me ensinaram os valores que auxiliaram a moldar a pessoa que sou hoje. Foi difícil sem vocês.

Não seria maravilhoso o mundo se as bibliotecas fossem mais importantes que os bancos?

Joaquín Salvador Lavado (através de “Mafalda”)

Pedras no caminho? Guardo todas. Um dia, vou construir um castelo...

Fernando Pessoa

RESUMO

WINCK, Gisele Regina. *Comunidades de lagartos dos remanescentes de restinga do Estado do Rio de Janeiro: Riqueza, diversidade e onde estão as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção*. 2012. 200f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

Atualmente existe uma contínua perda de biodiversidade, que decorre principalmente devido a intensa modificação das paisagens naturais pelas atividades humanas. O litoral do estado do Rio de Janeiro é ocupado há centenas de anos, e uma das principais ameaças é a crescente taxa demográfica. De forma geral, o conhecimento acerca dos diferentes grupos de vertebrados terrestres e a sua relação com o ambiente de restinga ainda é incipiente. Realizamos o presente estudo em dez áreas de remanescentes de vegetação de restinga no estado do Rio de Janeiro, para compreender a variação das comunidades de lagartos entre os diferentes ambientes e suas estruturas locais, bem como os principais fatores que as afetam negativamente. Realizamos um conjunto de transecções lineares delimitadas por tempo, ao longo de três anos. As espécies de lagartos foram identificadas e quantificadas, e mensuramos a estrutura e os fatores de ameaça antrópica dos ambientes. Registramos no total nove espécies de lagartos compondo as comunidades de restingas amostradas no estado do Rio de Janeiro, incluindo uma espécie exótica e invasora (*Hemidactylus mabouia*), e duas endêmicas (*Liolaemus lutzae* e *Cnemidophorus littoralis*). A maioria das espécies foram registradas em diferentes meso-habitats, e no geral podem ser consideradas oportunistas e generalistas. As restingas diferiram entre si principalmente em termos de abundância e densidade de espécies de lagartos, enquanto a riqueza foi comparativamente menor nos ambientes insulares. Provavelmente essas diferenças são resultados da interação entre processos históricos e ecológicos atuando em sinergia. Na restinga de Grussaí, os dados mostram que, considerando o nicho em suas três dimensões avaliadas (tempo, espaço e dieta), é provável que a comunidade esteja estruturada em seu eixo temporal. A análise dos fatores de ameaça antrópica sobre as restingas mostra que a situação dos fragmentos se manteve a mesma nos últimos anos. Provavelmente, as políticas públicas atuais não parecem ser suficientes para o aumento do grau de preservação e conservação das áreas de restinga do litoral do estado do Rio de Janeiro devido à contínua especulação imobiliária. É necessário o emprego de monitoramentos periódicos para acompanhar a situação das populações das espécies endêmicas e ameaçadas, e promover mudanças físicas (e.g. remoção de lixo depositado e de espécies exóticas), sócio-educativas (e.g. diminuição do acesso de animais domésticos, descarte de material), e de poder público (e.g. aumento das áreas de proteção). Em relação à espécie endêmica e ameaçada *L. lutzae*, identificamos uma sobreposição de nicho espacial em relação a *Tropidurus torquatus*, variável entre as localidades amostradas. Provavelmente essa variação resulta da estrutura ambiental que difere entre as restingas e, conseqüentemente, provoca diferentes respostas em termos de interação entre as espécies que compõem as comunidades de lagartos. Os novos registros de *H. mabouia* em habitat natural nas restingas foram incluídos aos registros de ocorrência da espécie em ambientes naturais em território brasileiro, no intuito de identificar áreas potenciais de invasão da espécie. Os resultados mostram uma alta probabilidade principalmente na região litorânea. O presente estudo possibilita uma melhor compreensão sobre a ecologia de comunidades de lagartos no estado do Rio de Janeiro.

Palavras-chave: Estruturação de Comunidades. Ameaças à Biodiversidade. Sobreposição de Nicho. Distribuição Potencial.

ABSTRACT

WINCK, Gisele Regina. *Communities of lizards from the restinga remnants in the state of Rio de Janeiro: Richness, diversity and where are the endemic species threatened with extinction*. 2012. 200f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

Currently there is a continuing loss of biodiversity, which occurs primarily due to intense modification of landscapes by human activities. The coast of the state of Rio de Janeiro is occupied for hundreds of years, and one of the main threats is the increasing demography rate. In general, the knowledge of different groups of terrestrial vertebrates and its relation to the restinga environment is still incipient. We conducted this study in ten different areas of restinga remnants in the state of Rio de Janeiro, to understand how the communities of lizards vary between different environments and how they structure locally, as well as the main factors that affect them negatively. We performed a set of linear transects limited by time, over three years. The lizard species were identified and quantified, and the structure and anthropogenic factors threatening environments were measured. We recorded a total of nine species of lizards composing the communities of the restinga areas sampled in the state of Rio de Janeiro, including an exotic and invasive species (*Hemidactylus mabouia*), and two endemic and threatened with extinction (*Cnemidophorus littoralis* and *Liolaemus lutzae*). Most species were recorded in different meso-habitats, and in general can be considered opportunistic and generalist. The restinga remnants differed mainly in terms of abundance and density of species of lizards, while the richness was comparatively lower in island environments. Probably these differences are the result of the interaction between historical and ecological processes acting in synergy. For the restinga of Grussaí, the data show that the community is structured in the time axis, considering the three niche dimensions evaluated (time, space and diet). The analysis of the anthropogenic factors threatening the restingas shows that the fragments remained the mostly the same in recent years. Probably, the current public policies are not enough to increase the degree of preservation and conservation of the restinga areas of the state of Rio de Janeiro due to continued real estate speculation. It is necessary to employ periodic monitoring to supervise the situation of the populations of endemic and endangered species, and promote physical changes (*e.g.* removal of waste and exotic species), socio-educational (*e.g.* reduced access of domestic animals, disposal of material) and government (*e.g.* increase in protected areas). In relation to the endemic species *L. lutzae* threatened with extinction, we identified a niche overlap in relation to space use of *Tropidurus torquatus*, which varied between the sampled locations. Probably this variation results from the environmental structure that differs between the areas and consequently causes different responses in terms of interaction between species that compose the lizard communities. The new records of *H. mabouia* in natural restinga habitat were inserted to the literature records of the species occurring in natural environments in Brazil, in order to identify potential areas of invasion of the species. The results show a high probability mainly in the coastal region. This study provides a better understanding of the community ecology of lizards in the state of Rio de Janeiro.

Keywords: Structure of Communities. Threats to Biodiversity. Niche Overlap. Potential Distribution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa geológico da região entre o norte do estado de São Paulo e o norte do estado do Rio de Janeiro (modificado de Mohriak 2003).....	23
Figura 2 -	Mapa de localização dos remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro, incluídas no presente estudo.....	25
Figura 3 -	Vista parcial da zona de vegetação halófila-psamófila reptante das restingas amostradas durante o presente estudo, no litoral do Rio de Janeiro. A. Praia do Sul; B. Lopes Mendes; C. Marambaia; D. Grumari; E. Maricá; F. Jacarepiá.....	26
Figura 4 -	Figura 4 – Vista parcial da zona de vegetação halófila-psamófila reptante das restingas amostradas durante o presente estudo, no litoral do Rio de Janeiro. G. Però; H. Itapebussus; I. Jurubatiba; J. Grussaí (zona de moitas baixas).....	27
Figura 5 -	Número acumulado de publicações sobre ecologia de lagartos brasileiros, desde o primeiro estudo de Rand (1965). Para o ano de 2009 foi considerado apenas o primeiro semestre.....	35
Figura 6 -	Diagrama com as principais faixas de operação da temperatura corpórea das espécies de lagartos do Brasil.....	44
Figura 7 -	Número acumulado de espécies registradas em função do esforço amostral (horas de amostragem) das áreas de restinga estudadas, localizadas ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2011.....	80
Figura 8 -	Espécies de lagartos encontradas em nove dos remanescentes de restinga ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro. A. <i>Liolaemus lutzae</i> Mertens 1938; B. <i>Tropidurus torquatus</i> (Wied 1820); C. <i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés 1818); D. <i>Gymnodactylus darwinii</i> (Gray 1845); E. <i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus 1758); F. <i>Cnemidophorus littoralis</i> Rocha, Araújo, Vrcibradic e Costa 2000.....	83
Figura 9 -	Espécies de lagartos encontradas em nove dos remanescentes de restinga ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro. G. <i>Tupinambis merianae</i> (Duméril e Bibron 1839); H. <i>Mabuya agilis</i> (Raddi 1823); I. <i>M. macrorhyncha</i> Hoge 1947.....	84
Figura 10 -	Análise multi-dimensional representando a conformação espacial de relação entre as restingas amostradas no presente estudo, em termos de abundâncias das espécies que as compõem (estresse final da configuração = 0.018; proporção de variância = 0.99).....	85
Figura 11 -	Configuração espacial resultante da análise de componentes principais (PCA), referente aos dados de abundância das espécies encontradas e	

	as variáveis de heterogeneidade ambiental de nove restingas amostradas de 2008 a 2011, no estado do Rio de Janeiro.....	86
Figura 12 -	Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à composição de espécies (riqueza) das diferentes restingas de lagartos estudadas ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro.....	91
Figura 13 -	Diagrama ilustrativo dos principais fatores históricos e ecológicos que influenciaram a ocorrência e a distribuição das espécies de lagartos nas restingas do estado do Rio de Janeiro.....	98
Figura 14 -	Visualização das diferentes zonas de vegetação observadas na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro.....	108
Figura 15 -	Frequência diária de ocorrência das espécies de lagartos de Tropiduridae, Gekkonidae e Scincidae da restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro.....	112
Figura 16 -	Frequência diária de ocorrência das espécies de Teiidae registrados na restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro.....	113
Figura 17 -	Taxa de utilização (frequência relativa) dos principais mesohabitats da vegetação da restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro....	114
Figura 18 -	Frequência relativa de uso tipos de substrato mais utilizados pela comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro.....	115
Figura 19 -	Frequência de uso das variáveis de substrato pelas espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro.....	117
Figura 20 -	Frequência diária de utilização dos principais tipos de substrato pela comunidade de lagartos, contrastada com a temperatura do folhíço, na restinga de Grussaí, município de São João da Barra, Rio de Janeiro....	118
Figura 21 -	Distribuição dos valores médios estimados por modelos nulos, relacionados à sobreposição de nicho temporal.....	121
Figura 22 -	Modelos nulos relacionados à sobreposição de nicho espacial.....	123
Figura 23 -	Modelos nulos relacionados à sobreposição da dieta (nicho trófico) de seis das oito espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro.....	124
Figura 24 -	Remanescentes de restingas amostradas para o presente capítulo, ao longo do litoral do estado do Rio de Janeiro.....	137

Figura 25 -	Exemplos de tipos de encaixes de matrizes, segundo a teoria de temperatura (entropia) de sistemas de ilhas ou fragmentos.....	140
Figura 26 -	Frequência acumulada dos distúrbios ambientais observados para cada remanescente de restinga amostrado ao longo do litoral do estado do Rio de Janeiro.....	143
Figura 27 -	Agrupamento resultante da análise de similaridade entre dez remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro.....	146
Figura 28 -	Nível de encaixe dos subconjuntos (espécies/localidade) no sistema de fragmentos de restinga amostrados ao longo do litoral do Rio de Janeiro.....	147
Figura 29 -	Localização das áreas amostradas ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro.....	160
Figura 30 -	Abundância de <i>Liolaemus lutzae</i> (barras pretas) e <i>Tropidurus torquatus</i> (barras cinzas) em quatro áreas de simpatria entre as espécies, no estado do Rio de Janeiro.....	162
Figura 31 -	Médias observadas e esperadas para a sobreposição de nicho espacial entre os lagartos <i>Liolaemus lutzae</i> (Liolaemidae) e <i>Tropidurus torquatus</i> (Tropiduridae) em ambientes de restinga no Estado do Rio de Janeiro.....	163
Figura 32 -	Registros da ocorrência de <i>Hemidactylus mabouia</i> em ambientes naturais nos remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro.....	177
Figura 33 -	Probabilidade de ocorrência de <i>Hemidactylus mabouia</i> em relação às variáveis mais relevantes no presente modelo de distribuição da espécie em ambientes naturais no Brasil.....	178
Figura 34 -	Ocorrência de <i>Hemidactylus mabouia</i> em ambientes naturais no Brasil.....	179

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Coordenadas geográficas (datum WGS-84) das áreas de restinga consideradas no presente estudo.....	24
Tabela 2 -	Relação das espécies-alvo nos principais estudos conduzidos sobre ecologia térmica de lagartos no Brasil, durante a década de 1990, período inicial de estudos na área.....	40
Tabela 3 -	Resumo sobre alguns dos principais mecanismos defensivos contra predadores registrados para lagartos no Brasil.....	46
Tabela 4 -	Variação no tamanho da ninhada e no tamanho corpóreo (CRC, em milímetros) da menor fêmea reprodutiva de <i>Ameiva ameiva</i> em diferentes localidades no Brasil.....	55
Tabela 5 -	Abundância e riqueza de espécies amostradas nas restingas ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro e abundância das respectivas espécies de acordo com as localidades amostradas.....	82
Tabela 6 -	Ocorrência das espécies de lagartos encontradas nas restingas do Estado do Rio de Janeiro, de acordo com as zonas de vegetação consideradas neste estudo para cada restinga.....	87
Tabela 7 -	Densidades estimadas das espécies de lagartos nos remanescentes de restingas do Estado do Rio de Janeiro.....	88
Tabela 8 -	Densidades médias das espécies de lagartos nas restingas do Estado do Rio de Janeiro.....	89
Tabela 9 -	Densidades de lagartos nas diferentes zonas de vegetação das restingas do Estado do Rio de Janeiro.....	89
Tabela 10 -	Matriz de comparação entre as comunidades amostradas ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro.....	90
Tabela 11 -	Frequência de uso dos diferentes tipos de micro-habitat e vegetação, e insolação adquirida pelos indivíduos da comunidade de lagartos na restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro.....	116
Tabela 12 -	Matriz de importância relativa dos itens alimentares encontrados na dieta de seis das oito espécies de lagartos da comunidade da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro.....	119
Tabela 13 -	Resultados do índice de sobreposição de nicho temporal para os pares de espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro.....	121

Tabela 14 -	Resultados do índice de sobreposição de nicho espacial para os pares de espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro.....	122
Tabela 15 -	Resultados do índice de sobreposição de nicho trófico de seis das oito espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro.....	124
Tabela 16 -	Frequência de encontro das categorias de distúrbios ambientais em 10 remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro.....	142
Tabela 17 -	Matriz de presença e ausência das diferentes categorias de distúrbios por localidade amostrada ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro, e comparação dos dados com estudos prévios.....	144
Tabela 18 -	Frequência de distúrbios ambientais de acordo com as diferentes zonas de vegetação encontradas nas restingas do estado do Rio de Janeiro.....	145
Tabela 19 -	Matriz resultante da análise de correlação entre as localidades amostradas ao longo do litoral do estado do Rio de Janeiro. Os dados utilizados referem-se às categorias de distúrbio ambiental.....	146
Tabela 20 -	Modificações históricas no uso do espaço por <i>Liolaemus lutzae</i> e <i>Tropidurus torquatus</i> , e suas principais causas prováveis para as restingas com sobreposição de nicho, localizadas no litoral do Estado do Rio de Janeiro.....	161
Tabela 21 -	Ocorrência de <i>Hemidactylus mabouia</i> em ambientes naturais no Brasil.....	172

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

PS	Praia do Sul
LM	Lopes Mendes
MR	Marambaia
GR	Grumari
MA	Maricá
JA	Jacarepiá
PE	Peró
IT	Itapebussus
JU	Jurubatiba
GS	Grussaí
LL	<i>Liolaemus lutzae</i>
TT	<i>Tropidurus torquatus</i>
HM	<i>Hemidactylus mabouia</i>
GD	<i>Gymnodactylus darwinii</i>
AA	<i>Ameiva ameiva</i>
CL	<i>Cnemidophorus littoralis</i>
TM	<i>Tupinambis merianae</i>
MA	<i>Mabuya agilis</i>
MM	<i>Mabuya macrorhyncha</i>
IN	Zona de vegetação inexistente
SR	Sem registro de lagartos

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO.....	19
1	AS ÁREAS INCLUÍDAS NO PRESENTE ESTUDO: OS PRINCIPAIS REMANESCENTES DE RESTINGA DO LITORAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO.....	22
2	A ECOLOGIA DE LAGARTOS NO BRASIL: O QUE JÁ PODEMOS RECONHECER NOS PADRÕES E PROCESSOS?.....	31
2.1	Introdução.....	31
2.2	Os estudos sobre ecologia dos lagartos brasileiros.....	32
2.2.1	<u>Breve histórico.....</u>	32
2.3	Características ecológicas dos lagartos brasileiros: uma busca por padrões	35
2.3.1	<u>Ecologia alimentar: “Comer para viver”.....</u>	35
2.3.2	<u>Ecologia térmica.....</u>	41
2.3.3	<u>Mecanismos Defensivos: “(Sobre) Viver para Comer”.....</u>	44
2.3.4	<u>Lagartos como presas e como predadores: “(Sobre) Viver para viver”.....</u>	48
2.3.5	<u>Ecologia parasitária: Os lagartos como ambiente.....</u>	49
2.3.6	<u>Dinâmica populacional e ecologia reprodutiva.....</u>	52
2.3.7	<u>Comunidades de lagartos do Brasil.....</u>	56
2.3.8	<u>Comunicação.....</u>	59
2.4	Considerações finais.....	60
2.5	Referências bibliográficas.....	61
3	ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE LAGARTOS EM NOVE REMANESCENTES DE RESTINGA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: COMPOSIÇÃO E SIMILARIDADES ENTRE ÁREAS.....	75
3.1	Introdução.....	75
3.2	Material e métodos.....	77
3.3	Resultados.....	80
3.4	Discussão.....	91
3.5	Referências bibliográficas.....	99

4	OS LAGARTOS DA RESTINGA DE GRUSSAÍ, LITORAL NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: ESTRUTURA DA COMUNIDADE E DIMENSÕES DE NICHO DAS ESPÉCIES.....	105
4.1	Introdução.....	105
4.2	Material e métodos.....	106
4.3	Resultados.....	111
4.4	Discussão.....	125
4.5	Referências bibliográficas.....	130
5	OS LAGARTOS DE RESTINGA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: ONDE ESTÃO AS ESPÉCIES ENDÊMICAS E AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO, E QUAIS OS PRINCIPAIS FATORES DE PRESSÃO ANTRÓPICA?.....	135
5.1	Introdução.....	135
5.2	Material e métodos.....	137
5.3	Resultados.....	141
5.4	Discussão.....	148
5.5	Referências bibliográficas.....	153
6	NICHO ESPACIAL DOS LAGARTOS <i>Liolaemus lutzae</i> E <i>Tropidurus torquatus</i> EM AMBIENTES DE RESTINGA AO LONGO DA COSTA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: SINTOPIA EM SIMPATRIA?....	157
6.1	Introdução.....	157
6.2	Material e métodos.....	158
6.3	Resultados.....	159
6.4	Discussão.....	164
6.5	Referências bibliográficas.....	166
7	OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE <i>Hemidactylus mabouia</i> (SQUAMATA, GEKKONIDAE) EM RESTINGAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, COM UMA ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DA ESPÉCIE EM AMBIENTES NATURAIS NO BRASIL.....	170
7.1	Introdução.....	170
7.2	Material e métodos.....	171

7.3	Resultados	176
7.4	Discussão	179
7.5	Referências bibliográficas	181
	APÊNDICE A	185
	APÊNDICE B	191
	APÊNDICE C	193
	APÊNDICE D	195
	APÊNDICE E	197
	APÊNDICE F	199
	APÊNDICE G	201

INTRODUÇÃO GERAL

As comunidades compreendem uma ampla variedade de processos que ocorrem ao longo de diferentes dimensões espaciais e temporais, fazendo com que processos externos à comunidade local – em qualquer escala na qual uma comunidade é definida – pode influenciar o número de espécies que a compõem (Pianka 1973; Schluter e Ricklefs 1993; Losos 1994). Dentre os principais efeitos da paisagem sobre as comunidades inclui-se a pressão de coexistência em habitats espacialmente subdivididos e em mosaicos de habitat, no qual as interações locais que tendem a reduzir a diversidade são compensadas pelo influxo de indivíduos e espécies provenientes de outras partes do mesmo ambiente e/ou de outros locais (Schluter e Ricklefs 1993; Losos 1994; Pianka 2000). Assim, a diversidade das comunidades depende da configuração dos ambientes, estrutural e espacialmente, e a capacidade de dispersão das populações componentes. Considerando-se regiões mais amplas, os processos que afetam o surgimento de espécies ao longo do tempo evolutivo são mais complexos (Cox e Moore 2000). Alguns padrões únicos de diversidade podem ser criados por processos populacionais gerais, operando em configurações únicas, e cada parte do processo reflete em um curso único no desenvolvimento da comunidade (Schluter e Ricklefs 1993; Pianka 2000).

Atualmente existe uma grande perda de biodiversidade (Pimm et al. 1995, 2006) e fortes ameaças atuando sinergicamente à persistência das espécies (Brook et al. 2008, Laurence e Useche 2009). A principal ameaça decorre da crescente ocupação e modificação das paisagens naturais pelas atividades antrópicas, como a perda e a fragmentação de habitats (Pimm e Raven, 2000). A zona litorânea do Brasil constitui atualmente uma das áreas mais alteradas e exploradas, com crescente taxa demográfica (Rocha *et al.* 2003). Apesar de serem ocupadas há aproximadamente 500 anos, as restingas são as áreas comparativamente menos estudadas, principalmente sobre a conservação de seus remanescentes (Rocha *et al.* 2003). Um estudo recente visando obter uma primeira estimativa da área total de remanescentes de Restingas no Estado do Rio de Janeiro e para identificar as fontes de degradação de algumas restingas (Rocha *et al.* 2007) mostrou que o tamanho dos remanescentes têm decrescido a uma elevada taxa, com amplo efeito negativo sobre as espécies animais e vegetais de algumas restingas e sem que ainda haja o

conhecimento sobre a ecologia para a maioria das espécies, populações e comunidades de plantas ou de animais destes ambientes. Para os lagartos, a situação é alarmante (Rocha *et al.* 2005, 2009), com alterações de habitat e climáticas, especialmente considerando as previsões de extinções de populações e de espécies em escala mundial, cujos modelos também incluem as restingas do sudeste brasileiro (Sinervo *et al.* 2010).

Grande parte dos estudos realizados com lagartos nas restingas do Estado se restringe ao conhecimento biológico e ecológico no nível da espécie, com exceção das restingas de Jurubatiba e de Maricá (*e.g.* Araújo 1984; Rocha 1992; Teixeira-Filho *et al.* 1995; Vrcibradic e Rocha 1995; Rocha 1996; Rocha *et al.* 2005, 2008; Hatano *et al.* 2001). De forma geral, as informações disponíveis sobre os diferentes grupos de vertebrados terrestres e sua relação com o ambiente de restinga são ainda relativamente limitadas, faltando para muitas espécies até mesmo simples dados sobre sua ocorrência e distribuição ao longo das restingas brasileiras (Rocha 2000). Isto ainda limita, em grande parte, a compreensão da variação inter-habitats nas comunidades componentes de lagartos nas restingas e suas estruturações locais.

Os lagartos são considerados bons modelos para estudos de ecologia e história natural, por serem diurnos, terrestres, abundantes, com crescimento lento, de fácil manuseio e, de forma geral, são bem taxonomicamente conhecidos quando comparados com outros grupos de vertebrados (Tinkle 1969). Apesar das áreas de restinga possuírem características limitantes para a ocorrência de certos organismos (elevada salinidade, alta insolação, relativa restrição de água livre, solos com mobilidade), elas tendem a favorecer lagartos devido à sua ecofisiologia adaptada aos ambientes mais secos, às altas taxas de insolação e, conseqüentemente, à temperatura (Rocha 2000). Deste modo, a ecologia das comunidades de lagartos constitui ferramenta de estudos adequada à análise aqui proposta. Portanto, o presente estudo visa compreender em que extensão as diferentes espécies de lagartos se substituem ao longo de diferentes restingas, como isto resulta em diferentes comunidades e como isto afeta a variação na estruturação de cada uma das comunidades.

No primeiro capítulo da Tese, realizei uma revisão da literatura disponível sobre ecologia de lagartos no Brasil, no intuito de agregar o conhecimento adquirido ao longo de 40 anos de estudos. Através da centralização das informações geradas ao longo do tempo, busquei reconhecer possíveis padrões e processos biológicos e/ou ecológicos do grupo. No segundo capítulo, realizei uma comparação entre os ambientes de restinga estudados quanto à riqueza e abundância das comunidades de lagartos, e quanto à estrutura da vegetação das localidades. No terceiro capítulo analisei três eixos do nicho (espaço, tempo

e alimento) das espécies de uma das comunidades estudadas (Grussaí), para uma melhor compreensão da sua estrutura. No quarto capítulo, avaliei quais as principais ameaças aos ambientes de restinga, e as principais consequências para as comunidades de lagartos associadas a estes ambientes. No quinto capítulo, busquei compreender como duas espécies simpátricas, filogeneticamente próximas, e ecologicamente similares coexistem nos remanescentes de restinga. Ao final, no sexto capítulo, registro a ocorrência de uma espécie exótica e invasora de lagarto em ambiente natural das restingas e, em conjunto com dados disponíveis na literatura, identifiquei locais potenciais de invasão em ambientes naturais por esta espécie invasora de lagarto no Brasil.

1 AS ÁREAS INCLUÍDAS NO PRESENTE ESTUDO: OS PRINCIPAIS REMANESCENTES DE RESTINGA DO LITORAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

O litoral do estado do Rio de Janeiro estende-se entre as latitudes 21° e 23°S, com sentido predominante de orientação leste/oeste. De forma geral, o clima é classificado como Aw (Tropical úmido-seco) no sistema de classificação de *Köppen*. A temperatura média varia entre 22,6 e 23°; enquanto a precipitação varia entre 2.314mm (Praia do Sul, Parque Estadual de Ilha Grande) a 823 mm (Cabo Frio) (ver Pereira e Araújo 2000).

A conformação atual das restingas do Rio de Janeiro tem origem pleistocênica (Figura 1), e as áreas foram formadas por eventos de transgressões e regressões marinhas ao longo do tempo (ver Martin *et al.* 1979, 1996; Cerqueira 2000). Foram identificados três principais eventos de variações do nível do mar na costa da região sudeste do Brasil: i) 120.000 A.P., máximo transgressivo durante o qual o nível do mar estava oito metros acima do atual; ii) 18.000 A.P., máximo regressivo, com decréscimo de 130 metros abaixo do nível atual; e iii) 5.100 A.P. (Holoceno), último máximo transgressivo, durante o qual o mar estava a cinco metros acima do atual (Gama *et al.* 2009). Em relação à Ilha Grande, onde se situam duas das áreas amostradas (Praia do Sul e Lopes Mendes), durante o último máximo regressivo (18.000 A.P.), a ilha constituía um grande maciço elevado na costa (Gama *et al.* 2009). Somente no limite entre o Pleistoceno e Holoceno (aproximadamente 10.000 A.P.) a Baía de Ilha Grande, na porção oeste, foi submersa (Gama *et al.* 2009). Entretanto, apenas durante o último máximo transgressivo (5.100 A.P.) houve a submersão total das baías de Ilha Grande e Setiba e do canal central, isolando completamente a ilha (ver Gama *et al.* 2009). Atualmente, os ambientes de restinga são formados por depósitos costeiros de areia, influenciados por diversos fatores, como vento, e transgressões marinhas e litorâneas (Cerqueira, 2000).

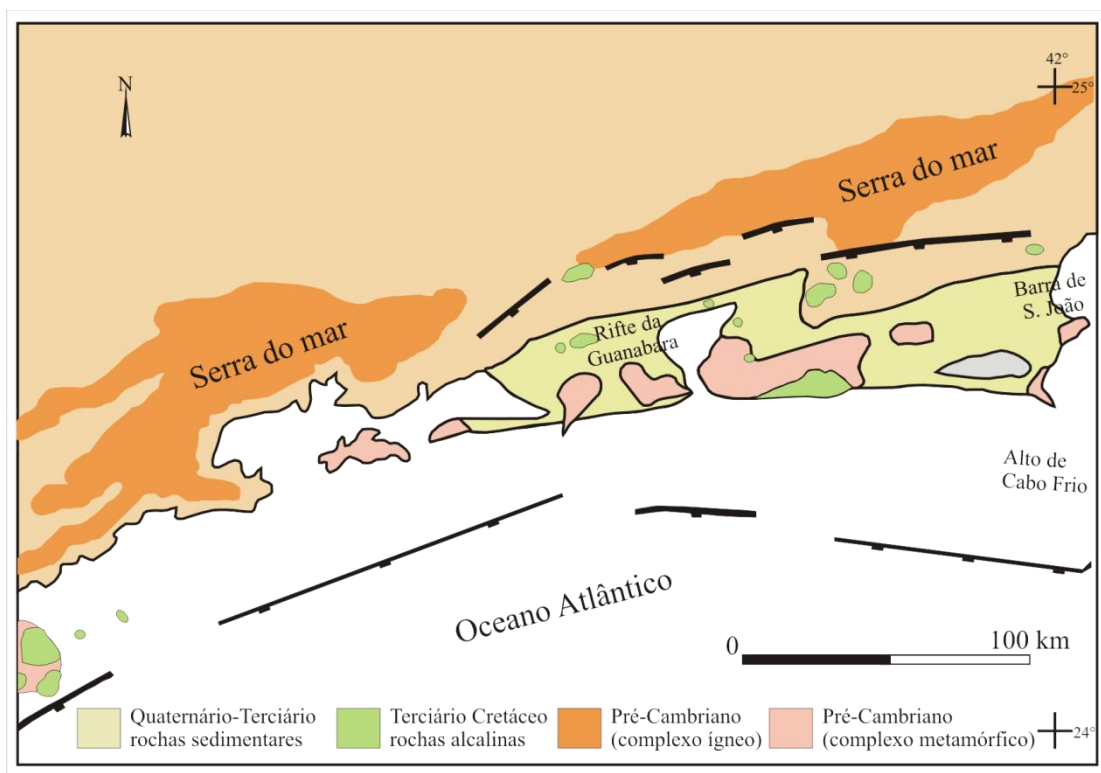


Figura 1 – Mapa geológico da região entre o norte do estado de São Paulo e o norte do estado do Rio de Janeiro.

Fonte: modificado de Mohriak 2003.

As áreas de restingas estão inseridas no domínio do bioma Mata Atlântica, são relativamente abertas em quanto à vegetação, com alta insolação e substrato arenoso, limitando a ocorrência de corpos de água disponíveis (Rocha *et al.* 2003). Apresentam vegetação predominantemente herbáceo-arbustiva, adaptadas à alta salinidade e ao solo arenoso (Suguio e Tessler 1984). De forma geral, possuem diferentes zonas de vegetação, que se substituem conforme aumenta a distância a partir do mar (Nunes 1998). Podem ser observadas até cinco zonas em uma mesma localidade de restinga: i) zona de praia com vegetação halófila-psamófila reptante, dominada principalmente por plantas herbáceas; ii) moitas esparsas baixas, com predominância de arbustos de baixo porte; iii) moitas esparsas altas, com predominância de arvoretas de médio porte (*e.g.* *Clusia*); iv) fechada de pós-praia, geralmente constituída de uma alta concentração de moitas altas; e v) mata de restinga (ver Araújo e Henriques 1984; Nunes 1998; Pereira e Araújo 2000). Entretanto, alguns remanescentes de restinga não possuem uma ou mais zonas, devido ao histórico diferenciado de cada local (ver Cerqueira 2000), ou ainda perderam uma ou mais zonas. Essa perda deve-se principalmente à pressão da urbanização (Rocha *et al.* 2003, 2007, 2009; Capítulo 4 desta Tese) e, geralmente, compreende a zona de vegetação mais distante

da área de praia (*e.g.* mata de restinga).

O presente estudo foi desenvolvido em dez áreas de remanescentes de vegetação de restinga no estado do Rio de Janeiro (Tabela 1, Figuras 2, 3 e 4), que se estendem ao longo do litoral, entre as latitudes 21 e 23°S: Reserva Biológica de Praia do Sul e praia de Lopes Mendes, situadas no Parque Estadual da Ilha Grande, município de Angra dos Reis; Restinga da Marambaia (área pertencente às Forças Armadas), e Parque Natural Municipal (PNM) e Área de Preservação Ambiental (APA) de Grumari, ambas pertencentes ao município do Rio de Janeiro; APA de Maricá, localizada no município de Barra de Maricá; Reserva Ecológica (RESEC) de Jacarepiá, pertencente à APA de Massambaba, localizada no município de Saquarema; APA Pau-Brasil, que inclui as praias amostradas Conchas e Però (referidas no presente estudo pela localidade “Peró”), situadas no município de Cabo Frio; Área de Relativo Interesse Ecológico (ARIE) da Restinga de Itapebussus, no município de Rio das Ostras, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, que se estende pelos municípios de Macaé, Quissamã e Carapebus; e restinga de Grussaí, situada no município de São João da Barra, que está prevista como parte do Parque do Sol, ainda a ser implementado pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA/RJ).

Tabela 1 – Coordenadas geográficas (datum WGS-84) das áreas de restinga consideradas no presente estudo.

Localidades	Coordenadas geográficas
Praia do Sul, Angra dos Reis	23°10'46.39"S, 44°18'14"O
Praia Lopes Mendes, Angra dos Reis	23°10'01.3"S, 44°07'54.42"O
Restinga da Marambaia, Rio de Janeiro	23°03'01.09"S, 43°39'12.8"O
Restinga de Grumari, Rio de Janeiro	23°02'52.41"S, 43°31'32.59"O
Restinga de Maricá, Barra de Maricá	22°57'45.16"S, 42°51'34.2"O
Restinga de Jacarepiá, Saquarema	22°56'00.47"S, 42°27'12.82"O
Restinga do Però, Cabo Frio	22°52'25.5"S, 41°59'03.49"O
Restinga de Itapebussus, Rio das Ostras	22°29'16.98"S, 41°53'38.92"O
Restinga de Jurubatiba, Carapebus	22°15'49.16"S, 41°37'42.23"O
Restinga de Grussaí, São João da Barra	21°44'12.61"S, 41°01'56.05"O

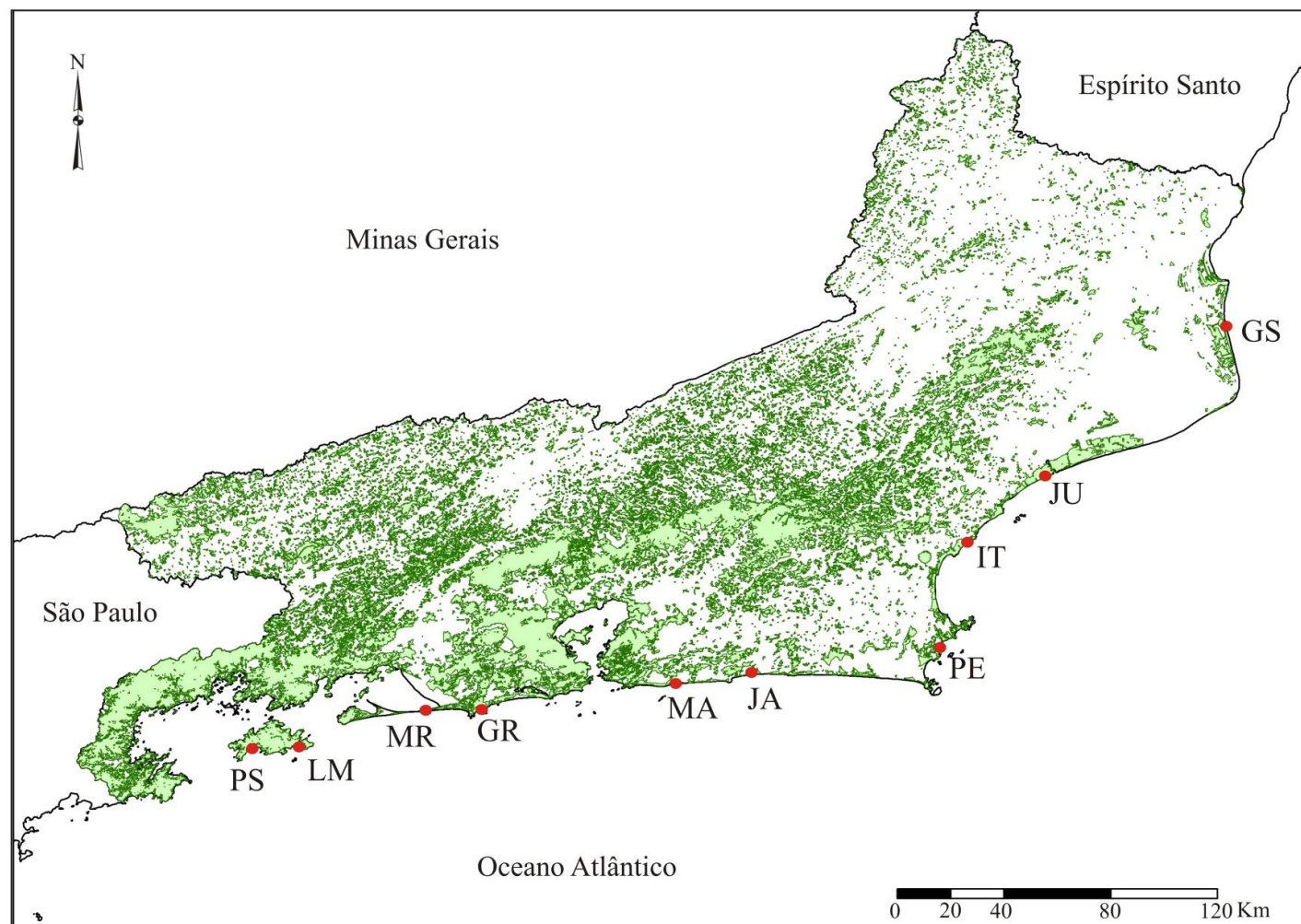


Figura 2 – Mapa de localização dos remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro, incluídas no presente estudo.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, MR = Marambaia, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Peró, IT = Itapebussus, JU = Jurubatiba, GS = Grussaí.

Fonte: Gisele R. Winck.

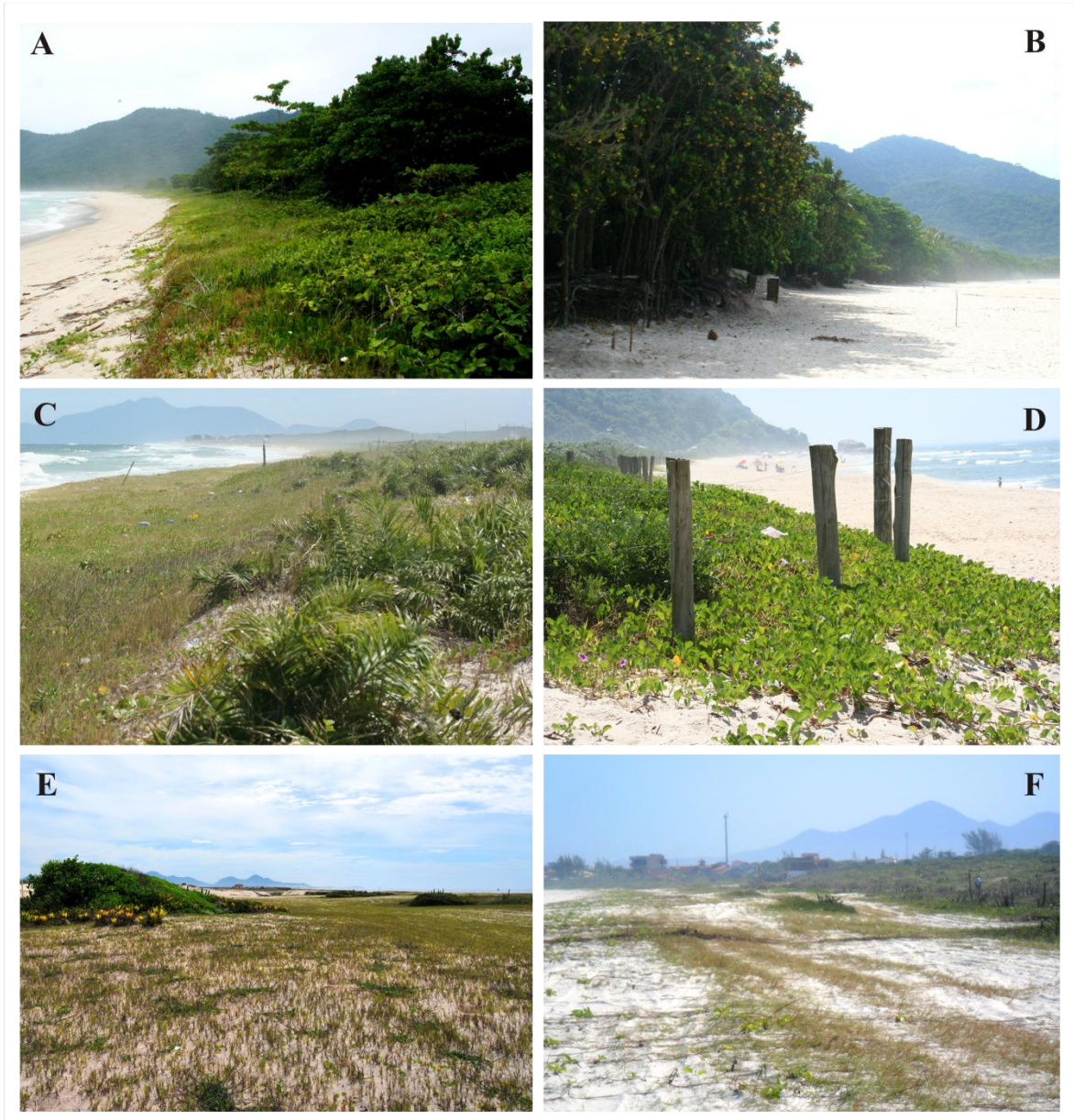


Figura 3 – Vista parcial da zona de vegetação halófila-psamófila reptante das restingas amostradas durante o presente estudo, no litoral do Rio de Janeiro.

Legenda: A. Praia do Sul; B. Lopes Mendes; C. Marambaia; D. Grumari; E. Maricá; F. Jacarepiá.

Fonte: Gisele R. Winck.



Figura 4 – Vista parcial da zona de vegetação halófila-psamófila reptante das restingas amostradas durante o presente estudo, no litoral do Rio de Janeiro.

Legenda: G. Però; H. Itapebussus; I. Jurubatiba; J. Grussaí (zona de moitas baixas).

Fonte: Gisele R. Winck.

1.1 Referências bibliográficas

Araújo AFB. 1984. Padrões de divisão de recursos em uma comunidade de lagartos de restinga. *In: Lacerda LD, Cerqueira R e Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura e processos.* Niterói: CEUFF. p. 327-342.

Araújo DSD, Henriques RPB. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R, Turcq B, editores. Restingas: origem, estrutura, processos.* Niterói: CEUFF. p. 159-194

Brooks TM, Wright SJ, Sheil D. 2009. Evaluating the success of conservation actions in safeguarding tropical forest biodiversity. *Conservation Biology*. 23(6): 1448-1457.

Cerqueira R. 2000. Biogeografia das restingas. *In: Esteves FA, Lacerda LD, editores. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras.* Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. p. 65-75

Cox CB, Moore PD. 2000. *Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach*. 6a ed. Oxford: Blackwell Publishing. 416 p.

- Gama SVG, Silva LGAE, Salgado CM. 2009. Geologia, relevos e solos. *In: Bastos M, Callado CH, organizadores. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS/UERJ). p. 21-64*
- Hatano FH, Vrcibradic D, Galdino CAB, Cunha-Barros M, Rocha CFD, Van Sluys M. 2001. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*. 61(2): 287-294.
- Laurence WF, Useche DC. 2009. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology*. 23(6): 1427-1437.
- Losos JB. 1994. Historical contingency and lizard community ecology. *In: Vitt LJ, Pianka ER, editors. Lizard ecology: Historical and experimental perspectives. New Jersey: Princeton University Press. p. 319-387*
- Martin L, Suguio K, Flexor JM, Bittencourt A, Villas-Boas G. 1979. Le Quaternaire Marin Brésilien (Littoral Paulista, Sud Fluminense et Bahianais) Cah. *ORSTOM*. 11(1): 95-124.
- Martin L, Suguio K, Dominguez JML, Bittencourt ACSP. 1996. Quaternary Sea-level History and Variation in Dynamics along the Central Brazilian Coast: Consequences on Coastal Plain Construction. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 68(3): 303-354.
- Mohriak WU. 2003. Bacias Sedimentares da Margem Continental Brasileira. *In: Bizzi LA, Schobbenhaus C, Vidotti RM, Gonçalves JH (Eds.). Geologia, Tectônica e Recursos Minerais do Brasil. Brasília: CPRM. p. 87-165.*
- Nunes JAA. 1998. Caracterização estrutural, fisionômica e florística da vegetação de restinga do complexo lagunar Grussaí/Iquipari – São João da Barra, RJ. Dissertação de mestrado em biociências e biotecnologia. UENF, Campos dos Goytacazes. 104 p.
- Pereira OJ, Araújo DSD. 2000. Análise Florística das Restingas dos Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro. *In: Esteves FA e Lacerda LD, editores. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 23-61.*
- Pianka ER. 1973. The Structure of Lizards Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4: 53-74.
- Pianka ER. 2000. *Evolutionary ecology*. 6a ed. San Francisco: Addison Wesley Educational Publishers Inc.
- Pimm, S., G.J. Russell, J.L. Gittleman & T.M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.
- Pimm S, Raven P. 2000. Extinction by numbers. *Nature*. 403: 843-845.
- Pimm, S., P. Raven, A Peterson, Ç.H. Sekercioglu, P.R. Ehrlich. 2006. Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 103(29): 10941-10946.

- Rocha CFD. 1996. Seasonal shift in lizard diet: The seasonality in food resources affecting the diet of *Liolaemus lutzae* (Tropiduridae). *Ciência e Cultura*. 48(4): 264-269.
- Rocha CFD. 2000. Biogeografia de répteis de restingas: distribuição, ocorrência e endemismos. *In: Esteves FA, Lacerda LD (Eds.). Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 99-116.
- Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas dos corredores da Mata Atlântica*. São Carlos: RiMa Editora. 160 p.
- Rocha CFD, Van Sluys M, Bergallo HG, Alves MAS. 2005. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 65(1): 159-168.
- Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS, Jamel CE. 2007. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro State, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*. 67: 263-273.
- Rocha CFD, Van Sluys M. 2007. Herpetofauna de restingas. *In: Nascimento LB, Oliveira ME, organizadores. Herpetologia no Brasil II*. 1ª Ed. Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Herpetologia. p. 44-66.
- Rocha CFD, Hatano FH, Vrcibradic D, Van Sluys M. 2008. Frog species richness, composition and β -diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology*. 68(1): 109-115.
- Rocha CFD, Siqueira CC, Ariani CV. 2009. The endemic and threatened lizard *Liolaemus lutzae* (Squamata: Liolaemidae): current geographic distribution and areas of occurrence with estimated population densities. *Zoologia*. 26(3): 454-460.
- Schluter D, Ricklefs RE. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. *In: Ricklefs RE, Schluter D (Eds.). Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. Chicago: The University of Chicago Press. p. 1-10.
- Sinervo B, Mendez-de-la-Cruz F, Miles DB, Heulin B, Bastiaans E, Villagran-Santa Cruz M, Lara-Resendiz R, Martinez-Mendez N, Calderon-Espinosa ML, Meza-Lazaro RN, Gadsden H, Avila LJ, Morando M, De la Riva IJ, Sepulveda PV, Rocha CFD, Ibarguengoytia N, Puntriano CA, Massot M, Lepetz V, Oksanen TA, Chapple DG, Bauer AM, Branch WR, Clobert J, Sites JW. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science*. 328: 894-899.
- Suguio K, Tessler MG. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. *In: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R e Turcq B (Eds.). Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. Niterói: CEUFF. p. 15-26.
- Teixeira-Filho PF, Rocha CFD, Ribas SC. 1995. Aspectos da ecologia termal e uso do habitat por *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria: Teiidae) na Restinga da Barra de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 155-165.

Tinkle DW. 1969. The concept of reproductive effort and its relation to the evolution of life-histories of lizards. *American Naturalist*. 103: 501-516.

Vrcibradic D, Rocha CFD. 1995. Variação sazonal na dieta de *Mabuya macrorhyncha* (Sauria, Scincidae) na Restinga da Barra de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 143-153.

2 A ecologia de lagartos no Brasil: O que já podemos reconhecer nos padrões e processos?

2.1 Introdução

Os lagartos são considerados organismos modelo para diferentes tipos de estudos, sejam ecológicos (Tinkle 1969; Rocha 2000), evolutivos (Blackburn e Vitt 1992; Blackburn e Vitt 2002), ou mesmo fisiológicos (Abe 1983; Andrade *et al.* 2004). Comparados com outros vertebrados, de forma geral, são de fácil observação, captura e manuseio, há um bom conhecimento taxonômico sobre as espécies do grupo, são geralmente diurnos, e intimamente relacionados aos ambientes que habitam. Adicionalmente, muitas espécies possuem padrões de coloração atrativos, e os utilizam nas interações sociais, ou como defesa contra predadores (Pianka e Vitt 2003). São organismos que interagem com uma grande diversidade de outros elementos componentes das comunidades ecológicas (Pianka e Vitt 2003), não apenas inseridos em teias alimentares, mas a partir de sua própria história natural pode-se verificar sua estreita relação com o ambiente como um todo. Assim como outros grupos animais, suas assembleias locais atuais foram estruturadas a partir das interações entre as espécies simpátricas ao longo da história evolutiva. Os diferentes grupos de lagartos apresentam as mais variadas formas, desde os camaleões com suas patas e olhos característicos, as lagartixas que possuem a capacidade de produzir sons e escalar superfícies lisas, as iguanas herbívoras, de tamanho médio a grande, até grandes predadores que produzem veneno (*e.g.* *Varanus komodoensis*, Fry *et al.* 2009). Alguns grupos de espécies ou mesmo famílias inteiras de lagartos perderam seus membros ao longo da evolução (*e.g.* Amphisbaenidae, Bipedidae, Anguidae, Scincidae), tendo sido as maiores transformações observadas no clado das serpentes. Entretanto, a presente revisão não abrange os clados para os quais ainda há divergência quanto às suas posições na filogenia (dentre as que ocorrem no Brasil, a família Amphisbaenidae e o clado Serpentes).

Na história evolutiva dos lagartos, dois grupos distintos surgiram: os Iguania, que retêm a característica ancestral da língua carnosa e flexível, utilizada na alimentação; e os Scleroglossa, que utilizam somente seus maxilares para se alimentar, e a língua é empregada principalmente na quimio-recepção (Schwenk e Throckmorton 1989 *apud* Pianka e Vitt 2003). Desse modo, esses clados divergem não somente na maneira que adquirem o alimento,

mas também em diversos aspectos ecológicos. O desenvolvimento do sistema vomeronasal (químio-receptor) nos Scleroglossa e a habilidade de procurar ativamente suas presas permitiram que o grupo explorasse novos recursos e adquirisse novas zonas adaptativas. Assim, o grupo se irradiou consideravelmente: atualmente são reconhecidas um total de 36 famílias, com mais de 6000 espécies, distribuídas por praticamente todas as partes do planeta (Pianka e Vitt 2003).

No Brasil há 237 espécies de lagartos descritas (excluindo-se serpentes e anfisbenídeos), inseridas em 13 famílias (Bérnils 2009). Dessas, 24 espécies (ou cerca de 10%) foram descobertas e descritas nos últimos nove anos (ver Bérnils 2009), o que é sugestivo de como o conhecimento formal acerca dos lagartos no país pode ser considerado ainda incipiente. Quando consideramos os estudos trazendo informações sobre a ecologia das espécies deste grupo no Brasil, percebe-se que a maior parte do conhecimento disponível data, efetivamente, de aproximadamente 25 anos.

No presente estudo, apresentamos uma síntese da evolução do conhecimento sobre a ecologia de lagartos no Brasil, abordando suas principais questões gerais, e inferindo sobre possíveis padrões gerais funcionais que podem já ser reconhecidos. A partir disso, são fornecidos subsídios adicionais para futuros estudos.

2.2 Os estudos sobre ecologia dos lagartos brasileiros

2.2.1 Breve Histórico

A partir dos anos 1940, alguns dados introdutórios abordando aspectos relacionados à ecologia e história de vida de algumas poucas espécies de lagartos brasileiros, ainda que não fossem estudos formais sobre ecologia, foram publicadas, principalmente como resultado de observações durante as incursões de trabalhos de campo. Conseqüentemente, muitos desses estudos foram publicados na forma de notas, sendo o primeiro deles de autoria de Dansereau (1947), em uma compilação de dados primários sobre o liolaemídeo *Liolaemus lutzae*, o tropidurídeo *Tropidurus torquatus*, e o scincídeo *Mabuya mabouya*. No caso, o autor provavelmente refere-se a *M. agilis* ou *M. macrorhyncha*, visto que o nome *M. mabouya* foi recentemente restrito a uma espécie caribenha (Miralles 2005). Desde o trabalho de

Dansereau (1947) e até o estudo de Rand (1965), que trata especificamente da ecologia de uma espécie de *Tropidurus*, foram publicadas algumas poucas resenhas e notas ecológicas genéricas, que variaram de estudos abrangentes, envolvendo vários táxons, como os de Vanzolini (1948), Hoge (1950), e Milstead (1961), a outros que focaram uma única espécie, como por exemplo o hoplocercídeo *Hoplocercus spinosus* (Sick 1951 *apud* Vanzolini 1977), e o teídeo *Dracaena guianensis* (Conant 1955; Vanzolini 1961; Rand 1964).

O primeiro estudo abordando especificamente a ecologia de uma espécie de lagarto no Brasil registrou injúrias naturais nos membros de alguns indivíduos do tropidurídeo *Tropidurus torquatus* (Rand 1965): 30 a 40% dos indivíduos de uma população não possuem um ou mais dedos. O autor constatou uma relação entre o tamanho corpóreo do indivíduo e a perda de falanges, entretanto, os dados não permitiram avaliar se a perda seria devido a predadores, acidentes, doenças ou ação de parasitas. Posteriormente, Rand e Rand (1966) realizaram uma descrição introdutória sobre os nichos estruturais utilizados por *T. torquatus* (= *T. oreadicus*), em uma área no entorno do Museu Paraense Emílio Goeldi, em Belém, na região da amazônia brasileira. Estes autores constataram que a temperatura corpórea dos indivíduos estava relacionada com as temperaturas ambientais e ao comportamento dos indivíduos em diferentes situações como na termorregulação, no forrageamento e na alimentação, nas reações frente a predadores, na área de vida, no uso do habitat. Em uma continuação dos estudos sobre os lagartos de Belém, Rand e Humphrey (1968) avaliaram aspectos da ecologia de algumas espécies simpátricas. Uma de suas principais conclusões foi a de que, aparentemente, três espécies de teídeos se substituiriam de acordo com as variações nos tipos de microhabitat disponíveis. Durante as décadas de 1960 e de 1970, os estudos envolvendo aspectos sobre a ecologia de lagartos brasileiros foram conduzidos principalmente pelos pesquisadores S. S. Humphrey (Ohio State University), A. Stanley Rand (Smithsonian Tropical Research Institute) e sua esposa Patricia Grubbs Rand, Regina Rebouças-Spieker e Paulo E. Vanzolini (ambos do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, MZUSP). Conforme o esperado no início do desenvolvimento de uma nova área da ciência, poucos estudos sobre ecologia foram desenvolvidos.

Na década de 1980, com o interesse e envolvimento de outros pesquisadores, tanto brasileiros quanto estrangeiros os estudos começaram a apresentar aprofundamento das questões e dados mais detalhados. Podem ser destacadas principalmente as contribuições de Laurie J. Vitt (Sam Noble Museum, EUA), David Blackburn (Natural History Museum, University of Kansas, EUA), William E. Magnusson (Instituto de Pesquisas da Amazônia, INPA), Alexandre F. B. Araújo (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ),

Augusto S. Abe (Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP – Rio Claro), Thales de Lema (Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUCRS), Carlos Frederico D. Rocha (Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ), Miguel T. U. Rodrigues (Universidade de São Paulo – USP) e Teresa Cristina S. de Ávila-Pires (Instituto de Pesquisas da Amazônia, INPA). Nesse momento, passa-se de um período de produção de informações genéricas sobre aspectos da ecologia em estudos mais amplos ou de notas, para estudos tendendo a versar especificamente sobre ecologia. Estes estudos envolveram aspectos como a dieta (*e.g.* Vitt e Lacher 1981; Rocha 1989), o comportamento (*e.g.* Vitt e Lacher 1981; Lema 1983), e a ecofisiologia (Abe 1983). A maioria constituiu contribuições sobre reprodução de diferentes espécies de scincídeos (*e.g.* *Mabuya heathi*, Vitt e Blackburn 1983), tropidurídeos [*e.g.* *Tropidurus hispidus* (= *T. torquatus*) e *T.* (= *Platynotus*) *semitaeniatus*, Vitt e Goldberg 1983], liolaemídeos (*Liolaemus lutzae*, Rocha 1989) e outros Iguania (13 espécies da região amazônica, Rand 1982), teiídeos (*e.g.* *Cnemidophorus ocellifer*, Vitt 1983), geconídeos (*Hemidactylus mabouia*, e *Lygodactylus klugei*, Vitt 1986), e filodactilídeos (*Gymnodactylus geckoides*, e *Phyllopezus pollicaris*, Vitt 1986). Outro tema explorado versou sobre os mecanismos defensivos contra predadores, envolvendo análises da frequência de autotomia na cauda do scincídeo *Mabuya heathi* (Vitt 1981), e sobre a utilização de bipedalismo durante a locomoção por *Tupinambis merianae* (Lema 1983, 1986) que, na época, era tratado como *T. teguixin* (Ávila-Pires 1995).

A partir de 1990, houve um crescimento exponencial no número de estudos publicados, como demonstrado na Figura I, pois, além da continuidade da atuação daqueles pesquisadores da década anterior, iniciava também a participação de outros pesquisadores que se formavam na área da Herpetologia, como Davor Vrcibradic (na época, vinculado à Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ); Guarino R. Colli (Universidade de Brasília – UNB); Laura Verrastro (Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS) e Monique Van Sluys (Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ).

Até o primeiro semestre de 2009, data limite que consideramos para a presente revisão, a nossa base de dados apontava para mais de 370 contribuições publicadas em periódicos nacionais e internacionais sobre aspectos da ecologia de lagartos em território brasileiro (Figura 5).

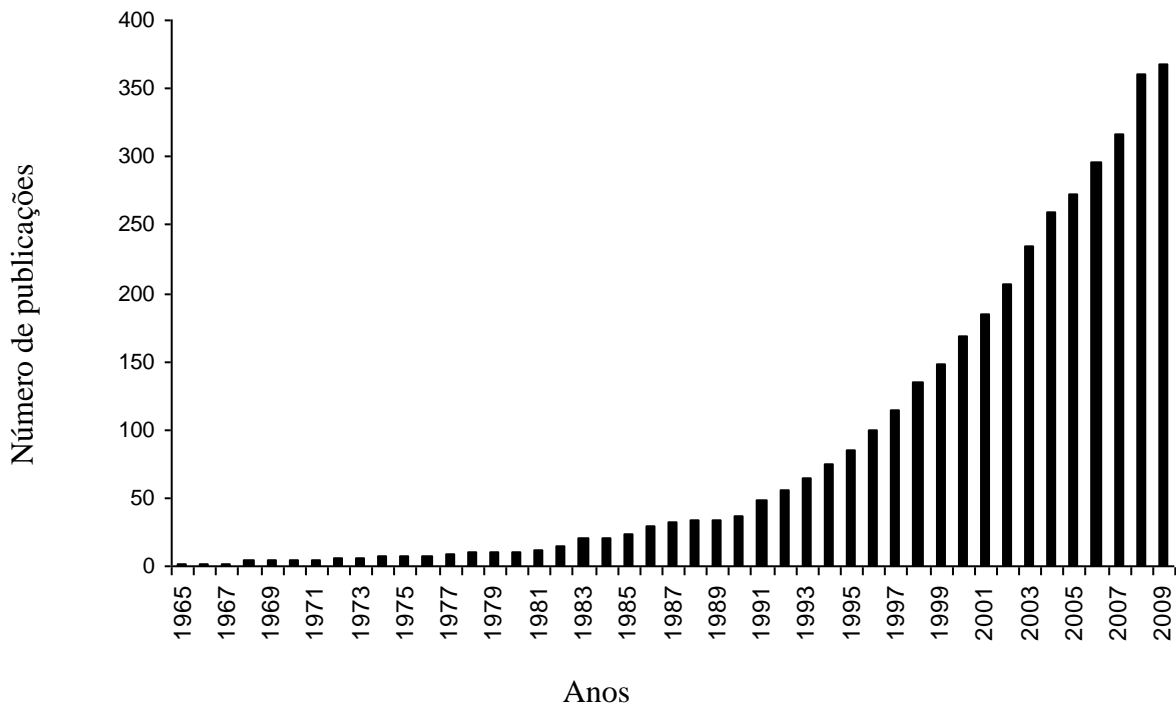


Figura 5 – Número acumulado de publicações sobre ecologia de lagartos brasileiros, desde o primeiro estudo de Rand (1965). Para o ano de 2009 foi considerado apenas o primeiro semestre.

2.3 Características ecológicas dos lagartos brasileiros: uma busca por padrões

2.3.1 Ecologia Alimentar: “Comer para Viver”

Os lagartos consomem uma grande diversidade de itens alimentares, como fungos (*e.g.* o teíideo *Tupinambis merianae*, Toledo *et al.* 2004), vegetais, artrópodes, e pequenos vertebrados (*e.g.* *Ameiva ameiva*, Vitt e Colli 1994). Algumas espécies podem atuar como consumidores de frutos e potenciais dispersores de sementes, como registrado para *Tropidurus torquatus* (Figueira *et al.* 1994) e *Tupinambis merianae* no sudeste (Kiefer e Sazima 2002) e *Tropidurus semitaeniatus* na caatinga (Ribeiro e Freire 2008). Ainda, Sazima *et al.* (2005), relatam que o scincídeo *Euprepis atlanticus* (= *Trachylepis atlantica*) atua como polinizador da leguminosa *Erythrina velutina* no arquipélago de Fernando de Noronha, nordeste do Brasil. Segundo os autores, os lagartos percorrem as inflorescências da planta buscando o abundante néctar, entrando em contato com as anteras e os estigmas. Assim, o

pólen fica aderido ao seu corpo, que é carregado para outros indivíduos da leguminosa. Apesar da reconhecida importância da matéria vegetal na alimentação, entre os estudos com espécies que apresentam algum grau de herbivoria, o único fornecendo dados sobre o valor nutricional dos itens consumidos por uma espécie de lagarto no Brasil é o de Rocha (2000) sobre o liolaemídeo *Liolaemus lutzae*. No entanto, ainda faltam no Brasil estudos fornecendo dados sobre a eficiência de ingestão, e quantidade de energia absorvida, por exemplo. Atualmente sabe-se que há um considerável número de lagartos no Brasil que incluem diferentes proporções de vegetais dentre seus itens alimentares: *Liolaemus lutzae* (Rocha 1996, 2000), os teídeos *Cnemidophorus lemniscatus* (Vitt *et al.* 1997c), *Tupinambis merianae* (Kiefer e Sazima 2002) e *Tupinambis quadrilineatus* (Mesquita *et al.* 2006b), os lagartos do gênero *Tropidurus* (e.g. Vitt 1993, 1995; Rocha e Bergallo 1994; Fialho *et al.* 2000; Van Sluys *et al.* 2004; Carvalho *et al.* 2007; Rocha e Siqueira 2008), e os scincídeos *Mabuya agilis* (Rocha *et al.* 2002) e *M. macrohyncha* (Vrcibradic e Rocha 2005). Além disso, a matéria vegetal é o principal item alimentar do iguanídeo *Iguana iguana*, mas como Rocha *et al.* (2009) apontam, não há ainda estudos publicados sobre sua dieta no Brasil. Apesar das exceções, a maioria das espécies de lagartos se alimenta de uma grande variedade de invertebrados, predominantemente artrópodos, havendo em alguns casos uma dominância de alguns determinados tipos de presas, o que varia de espécie para espécie. O teídeo *Cnemidophorus lemniscatus* possui dieta composta basicamente de gafanhotos, coleópteros e aranhas (Vitt *et al.* 1997c). *Kentropyx peviceps* e *K. altamazonica* (Teiidae) de ambientes florestados apresentam dieta semelhante à da espécie anterior, com elevado consumo de gafanhotos, grilos e aranhas (Vitt *et al.* 2000a). Por outro lado, *K. striata* dos enclaves de savana amazônica alimenta-se principalmente de anuros, larvas de insetos e aranhas (Vitt e Carvalho 1992). Entretanto, há espécies relativamente mais restritivas em termos do número de tipos de itens consumidos, como *Plica plica*, que se alimenta apenas de formigas e tende a uma dieta especializada (Vitt 1991b), e teídeos do gênero *Dracaena*, que basicamente restringem sua dieta a moluscos gastrópodes (Pianka e Vitt 2003; Mesquita *et al.* 2006c).

O modo de obtenção do alimento é um fator histórico, filogeneticamente fixado na história evolutiva dos lagartos (Pianka e Vitt 2003). Análises mais detalhadas inclusive sugerem que a partilha da dieta poderia ser uma das primeiras respostas ecológicas frente às mudanças evolutivas. Muitos deles obtêm suas presas através de emboscadas (forrageadores de espreita ou senta-e-espera), enquanto outros os procuram ativamente, deslocando-se no ambiente (forrageadores ativos). Apesar de essa ser uma categorização artificial, usualmente as espécies se encaixam predominantemente em uma ou outra; por exemplo, geconídeos,

filodactídeos e iguanídeos tendem ao modo ‘senta-e-espera’, enquanto teídeos forrageiam mais ativamente. Os scincídeos podem ser considerados forrageadores mistos, alternando entre ambos os modos. Por isso, o importante é compreender a intensidade de forrageamento como um contínuo entre estes dois extremos (sedentário e ativo), ao longo do qual as diferentes espécies irão se situar dependendo do modo de forrageamento. A estratégia empregada influencia outros aspectos da biologia dos lagartos, como comportamento, fisiologia, biologia reprodutiva e ecologia, o que será abordado mais adiante. Inclusive, análises mais detalhadas sugerem que a mudança na detecção e discriminação da presa (de visual para química) pode ter sido uma das primeiras respostas ecológicas frente às mudanças evolutivas, surgida na diversificação inicial na divergência dos clados Iguania/Scleroglossa (Vitt e Pianka 2005).

Geralmente, as espécies ‘senta-e-espera’ tendem a ser especialistas no microhabitat, como *Plica plica*, que quase sempre é encontrada sobre troncos de grandes árvores amazônicas (Vitt 1991b), e *Phyllopezus pollicaris* do nordeste brasileiro, encontrado em campos rochosos (e.g. Righi *et al.* 2004). Alternativamente, espécies forrageadoras ativas tendem a dispersar-se, em menor ou maior grau no ambiente com base no seu tamanho corpóreo, pois isso tende também a se refletir em algum grau nos tipos e frequências das presas consumidas (Araújo 1984). Foram também demonstradas diferenças na temperatura corpórea, de acordo com a estratégia de forrageamento. Magnusson *et al.* (1985) sugeriram que forrageadores ativos deveriam apresentar temperaturas maiores do que forrageadores senta-e-espera simpátricos e, conseqüentemente, maior extensão de atividade ao longo do dia. Estudos posteriores conduzidos em ambiente de restinga comprovaram a hipótese, utilizando as espécies dos gêneros *Cnemidophorus* (ativo) e *Tropidurus* (senta-espera) (Bergallo e Rocha 1993; Hatano *et al.* 2001). Até mesmo dentro da família Teiidae, de acordo com o nível de atividade, a hipótese foi corroborada, através dos estudos na Amazônia com *Ameiva ameiva* (temperatura corpórea relativamente elevada), *Cnemidophorus lemniscatus* (temperatura corpórea intermediária) e *Kentropyx striatus* (temperatura corpórea comparativamente mais baixa) (Magnusson *et al.* 1985).

Através dos dados disponíveis nos diferentes estudos envolvendo a dieta de espécies brasileiras de lagartos, pode-se constatar que, de uma forma geral, predominam espécies com dieta relativamente oportunista e/ou generalizada. A dieta destas espécies tende a refletir o ambiente que ocupam, e fornecem informações relevantes sobre as relações inter-específicas, bem como sua inserção no âmbito da comunidade local.

2.3.2 Ecologia térmica

Os primeiros estudos conduzidos sobre termorregulação dos répteis datam das décadas de 1930 e 1940 no hemisfério norte (Sergeyev 1939, Cowles e Bogert 1944). Desde então, diversos estudos foram conduzidos, principalmente focados na sinergia do comportamento e fisiologia para o controle da temperatura corpórea (ver Pough *et al.* 1998). No Brasil, os primeiros estudos envolvendo investigação sobre esse aspecto da ecologia datam da década de 1960 (Rand e Rand 1966, Rand e Humphrey 1968). Entretanto, esses estudos buscavam investigar aspectos gerais da ecologia das espécies envolvidas, e limitaram-se às relações entre temperatura ambiental e temperatura corpórea, bem como a caracterização da atividade das espécies relacionada à temperatura do ambiente. Apenas a partir da década de 1990, foram desenvolvidos no Brasil estudos envolvendo análises mais detalhadas sobre a ecologia térmica de espécies individualmente ou para conjuntos de espécies simpátricas (Tabela 2).

A temperatura ambiental exerce importante influência sobre a história natural dos lagartos, como o crescimento e o período e frequência de eventos reprodutivos. Assim como os outros répteis, eles são animais ectotérmicos, cuja capacidade fisiológica de produção de calor interno é comparativamente reduzida, e dependem dos fatores externos e do comportamento para a regulação metabólica (Pough *et al.* 1998). São vários os fatores que influenciam na termorregulação, como o tipo de substrato, a taxa de radiação solar incidente e refletida, a superfície e o volume corpóreo do lagarto, e o comportamento do indivíduo (Magnusson 1993; Rocha *et al.* 2000; Pianka e Vitt 2003). Os lagartos mantêm geralmente uma temperatura corpórea relativamente estável ao longo do seu período de atividade. Eles conseguem isso de diversas formas, incluindo a alternância entre áreas com insolação direta e sombreadas ou entre microhabitats de diferentes temperaturas, variação do tempo de atividade, grau de achatamento do corpo em relação ao substrato e modificação da postura (Rocha 1994; Rocha *et al.* 2000; Rocha *et al.* 2009 e referências). Algumas espécies necessitam se expôr à radiação direta do sol, sendo classificadas como heliotérmicas, enquanto outras conseguem adquirir calor principalmente através do substrato, as tigmotérmicas. Lagartos heliotérmicos de ambientes florestados tendem a possuir temperatura corpórea média mais baixa quando comparados aos de áreas abertas. Para regular sua temperatura, tendem a procurar bordas de mata e clareiras para adquirir calor, e então utilizam as partes mais sombreadas e, conforme a necessidade, retornam à borda para ganho de calor (ver Vitt *et al.* 1997, para uma descrição do comportamento em *Kentropyx calcarata*).

Chamamos de termorregulação ativa a manutenção do equilíbrio térmico por mecanismos comportamentais (Heatwole e Taylor 1987; Rocha *et al.* 2009), que pode variar de acordo com o ambiente ou entre as espécies (Kiefer *et al.* 2007). De um modo geral, há lagartos que são ativos dentro de uma estreita faixa de variação da temperatura corpórea (termorreguladores estritos), enquanto outros possuem temperatura mais variável, refletindo as mudanças ambientais (Rocha *et al.* 2009). Estes últimos são denominados termoconformistas, e geralmente são mais abundantes em ambientes florestais. Em habitats abertos onde a temperatura ambiental é mais alta, algumas espécies tendem a termorregular mais ativamente, buscando locais mais frios para evitar um colapso metabólico. Isso foi demonstrado por Kiefer *et al.* (2007), para dez populações distintas geograficamente de *Tropidurus torquatus*, e pode refletir a capacidade adaptativa da espécie frente a diferentes temperaturas em ambientes similares (nesse caso, restingas). Outras espécies podem ser consideradas tanto heliotérmicas quanto tigmotérmicas, como o liolemídeo *Liolaemus occipitalis* que, apesar de utilizar a temperatura do substrato como a fonte mais importante de calor, também se utiliza do comportamento para termorregulação (Bujes e Verrastro 2006).

A ectotermia traz uma importante consequência para os lagartos, fazendo com que seus ciclos de atividade (diário e sazonal) sejam intimamente relacionados à temperatura. Mais ainda, a própria existência de espécies diurnas e noturnas demonstra como esses animais respondem de diferentes formas à luz e à sombra. Enquanto espécies diurnas obtêm calor através da alternância de microhabitats insolados e sombreados, as noturnas possuem menos recursos térmicos no ambiente e utilizam em parte o calor que permaneceu nas estruturas do ambiente, como rochas que ainda retêm parte do calor irradiado pelo sol durante o período diurno. Isso resulta em uma temperatura corpórea relativamente menor, em comparação aos lagartos diurnos. Entretanto, até o momento, a maioria dos estudos envolvendo ecologia térmica de lagartos no Brasil foi desenvolvida com espécies das famílias Teiidae (*e.g.* Teixeira-Filho *et al.* 1995; Vitt 1995a; Vitt e Colli 1994; Zaluar e Rocha 2000; Hatano *et al.* 2001; Mesquita e Colli 2003; Mesquita *et al.* 2006a), Liolaemidae (Rocha 1988, 1995; Bujes e Verrastro 2006) e Tropiduridae (*e.g.* Bergallo e Rocha 1993; Vitt *et al.* 1997; Vitt e Carvalho 1995; Vitt *et al.* 1996a; Van Sluys *et al.* 2004; Faria e Araújo 2004; Kohlsdorf e Navas 2006). A Tabela 2 apresenta algumas das espécies cuja ecologia térmica foi abordada no período inicial (década de 1990).

Tabela 2 - Relação das espécies-alvo nos principais estudos conduzidos sobre ecologia térmica de lagartos no Brasil, durante a década de 1990, período inicial de estudos na área. Alguns estudos tratam de aspectos ecológicos sem evidenciar a temperatura corpórea da(s) espécie(s) em questão, e estão marcados com o símbolo (*).

Táxon	T (°C)	Referência
Iguania		
Tropiduridae		
<i>Plica umbra</i>	29,1 ± 0,5	Vitt <i>et al.</i> 1997a
<i>Tropidurus hispidus</i>	35,9 ± 0,13	Vitt 1995
	35°C	Vitt <i>et al.</i> 1996a
	35,98 ± 1,55	Colli e Paiva 1997
<i>T. itambere</i>	34,06 ± 4,0	Colli e Paiva 1997
<i>T. oreadicus</i>	35,8 ± 1,5	Rocha e Bergallo 1990
	34,04 ± 3,47	Colli e Paiva 1997
<i>T. semitaeniatus</i>	37,1 ± 0,15	Vitt 1995
<i>T. torquatus</i>	35,6 ± 1,9	Bergallo e Rocha 1993
	34,0 ± 0,4	Gandolfi e Rocha 1998
Liolaemidae		
<i>Liolaemus lutzae</i>	33,9 ± 2,6	Rocha 1995
<i>L. occipitalis</i>	–	Verrastro e Bujes 1998
Scleroglossa		
Polychrotidae		
<i>Anolis auratus</i>	35,77 ± 1,36	Colli e Paiva 1997
<i>A. nitens</i>	31,38 ± 1,8	Colli e Paiva 1997
<i>Polychrus acutirostris</i>	35,0 ± 0,24	Vitt 1995
Gekkonidae		
<i>Hemidactylus mabouia</i>	24.6 ± 0.92	Vitt 1995
<i>Lygodactylus klugei</i>	34.0 ± 0.19	Vitt 1995
Phyllodactylidae		
<i>Gymnodactylus geckoides</i>	33,5 ± 0,54	Vitt 1995
<i>Phyllopezus pollicaris</i>	30,4 ± 0,64	Vitt 1995
Teiidae		
<i>Cnemidophorus cryptus</i>	39,65 ± 1,72	Colli e Paiva 1997
<i>C. gramivagus</i>	37,65 ± 2,28	Colli e Paiva 1997

<i>C. littoralis</i>	38,7 ± 2,0	Teixeira-Filho <i>et al.</i> 1995
<i>C. lemniscatus</i>	39°C	Magnusson 1993
	38,48 ± 1,86	Colli e Paiva 1997
<i>C. nativo</i>	37,6 ± 2,0	Bergallo e Rocha 1993
	37,9 ± 2,1	Rocha <i>et al.</i> 1997
<i>C. ocellifer</i>	39,7 ± 0,20	Vitt 1995
	36,31 ± 3,81	Colli e Paiva 1997
<i>Kentropyx altamazonica</i>	35,4 ± 2,36	Colli e Paiva 1997
<i>K. calcarata</i>	35,7 ± 0,8	Vitt 1991a
	34,2 ± 0,4	Vitt <i>et al.</i> 1997b
<i>K. striata</i>	36,75 ± 1,79	Colli e Paiva 1997
<i>Ameiva ameiva</i>	39,4 ± 0,27	Vitt 1995
	38,8 ± 0,42	Vitt e Colli 1994
	38,29 ± 3,5	Colli e Paiva 1997
	37,2 ± 0,3	Sartorius <i>et al.</i> 1999
<i>Tupinambis merianae</i>	35,0 ± 0,24	Vitt 1995
	35,62 ± 3,53	Colli e Paiva 1997
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	34,12 ± 1,7	Colli e Paiva 1997
<i>T. teguixin</i>	35,0 ± 0,7	Vitt e Carvalho 1995
	36,27 ± 1,63	Colli e Paiva 1997
Gymnophthalmidae		
<i>Neusticurus ecpleopus</i>	25,5 ± 0,4	Rocha, 1991
	27,0 ± 0,02	Vitt <i>et al.</i> 1998a*, b
Scincidae		
<i>Mabuya agilis</i>	32,5 ± 3,0	Rocha e Vrcibradic 1996
	31,4 ± 3,1	Vrcibradic e Rocha 1995
<i>M. nigropunctata</i>	32,9 ± 1,0	Vitt e Blackburn 1991
<i>M. frenata</i>	31,6 ± 3,2	Vrcibradic e Rocha 1998a
<i>M. heathi</i>	34,6 ± 0,13	Vitt 1995
<i>M. macrorhyncha</i>	32,1 ± 3,2	Rocha e Vrcibradic 1996
	31,9 ± 3,2	Rocha 1994

<i>M. nigropunctata</i>	32,6 ± 0,4	Vitt <i>et al.</i> 1997b
Anguidae		
<i>Diploglossus lessonae</i>	32,3 ± 0,88	Vitt 1995
Comunidade	–	Vitt <i>et al.</i> 1998a*

Um aspecto fundamental na análise da temperatura corpórea de lagartos durante a sua atividade é que esta não pode ser tratada de forma isolada e independente. Há uma inter-relação íntima e complexa entre o modo de forrageamento, a dieta, a extensão e o período da atividade, e a temperatura corpórea. Por exemplo, a utilização de uma determinada tática de forrageamento é afetada pela temperatura corpórea e pelo período de atividade, os quais afetarão os tipos de presas geralmente consumidos. Alternativamente, uma espécie pode possuir modo de forrageamento predominantemente ativo, porém, ao ocupar habitats sombreados de floresta ou freqüentar ambientes ripários, sua temperatura corpórea em atividade pode ser evolutivamente ajustada às condições de vida nesses habitats (*e.g.* *Neusticurus epleopus* vivendo próximo a córregos, com frequente imersão na água; lagartos do gênero *Kentropyx* em ambientes florestados), resultando em valores relativamente mais baixos de temperatura, quando comparado com as demais espécies da mesma família. Assim, com base na informação acumulada sobre esses aspectos da ecologia para as espécies no Brasil, podemos reconhecer algumas faixas principais de operação de temperatura corpórea por diferentes espécies e famílias (Figura 6). Algumas mantêm a temperatura corpórea em atividade em uma faixa que, em geral, varia dos 37 aos 42°C, mas podem apresentar temperatura máxima superior (*e.g.* *Cnemidophorus ocellifer* pode atingir 44,3°C, segundo Vitt 1995). São exemplos dessa categoria espécies diurnas forrageadoras ativas heliófilas que vivem em habitats abertos, e que possuem dieta relativamente restrita a um menor universo de tipos de presas (*e.g.* os gêneros de teídeos *Ameiva* e *Cnemidophorus*), quando comparado com forrageadores sedentários (Figura 6). Outro conjunto de espécies se mantém ativo em uma faixa que vai dos 33 aos 37°C e, de uma forma geral, inclui espécies diurnas, de forrageamento relativamente sedentário e que, conseqüentemente, tendem a possuir dieta comparativamente mais diversificada (*e.g.* lagartos dos gêneros *Tropidurus* e *Liolaemus*). Podem, ainda, incluir espécies diurnas de forrageamento relativamente ativo que vivem em habitats com alta taxa de sombreamento, como bordas ou interior de florestas (*e.g.* teídeos do gênero *Kentropyx*), ou mesmo forrageadores ativos de grande tamanho corpóreo, que ocorrem em ambientes abertos ou florestados (*e.g.* *Tupinambis* spp.) (Figura 6). Há ainda outras

espécies que, em geral, operam em uma faixa de temperatura corpórea que abrange desde aproximadamente 29 a 33°C, e frequentemente são diurnas e de modo de forrageamento misto (*e.g.* scincídeos do gênero *Mabuia*), forrageadores ativos diurnos de hábito semi-fossorial (*e.g.* o anguídeo *Diploglossus lessonae*), ou mesmo forrageadores sedentários noturnos (*e.g.* o filodactilídeo *Phyllopezus pollicaris*). Uma faixa de temperatura corpórea ainda mais baixa (24 a 28°C) pode ser verificada em espécies de modo de forrageamento sedentário, noturnas ou diurnas, e com dieta relativamente diversificada (*e.g.* espécies tigmotérmicas diurnas de ambientes florestados como *Anolis auratus* e *A. chrysolepis* ou, por outro lado, espécies como *Neusticurus eupleopus* que vivem associadas a recursos hídricos como rios e córregos, ou ainda espécies tigmotérmicas de forrageamento sedentário e atividade noturna como o geconídeo *Hemidactylus mabouia*) (Figura 6). Dessa forma, os dados disponíveis sobre a ecologia térmica das espécies brasileiras de lagartos, reforçam a ideia da íntima relação que existe entre a temperatura corpórea, a atividade, a intensidade do forrageamento, a dieta e o comportamento.

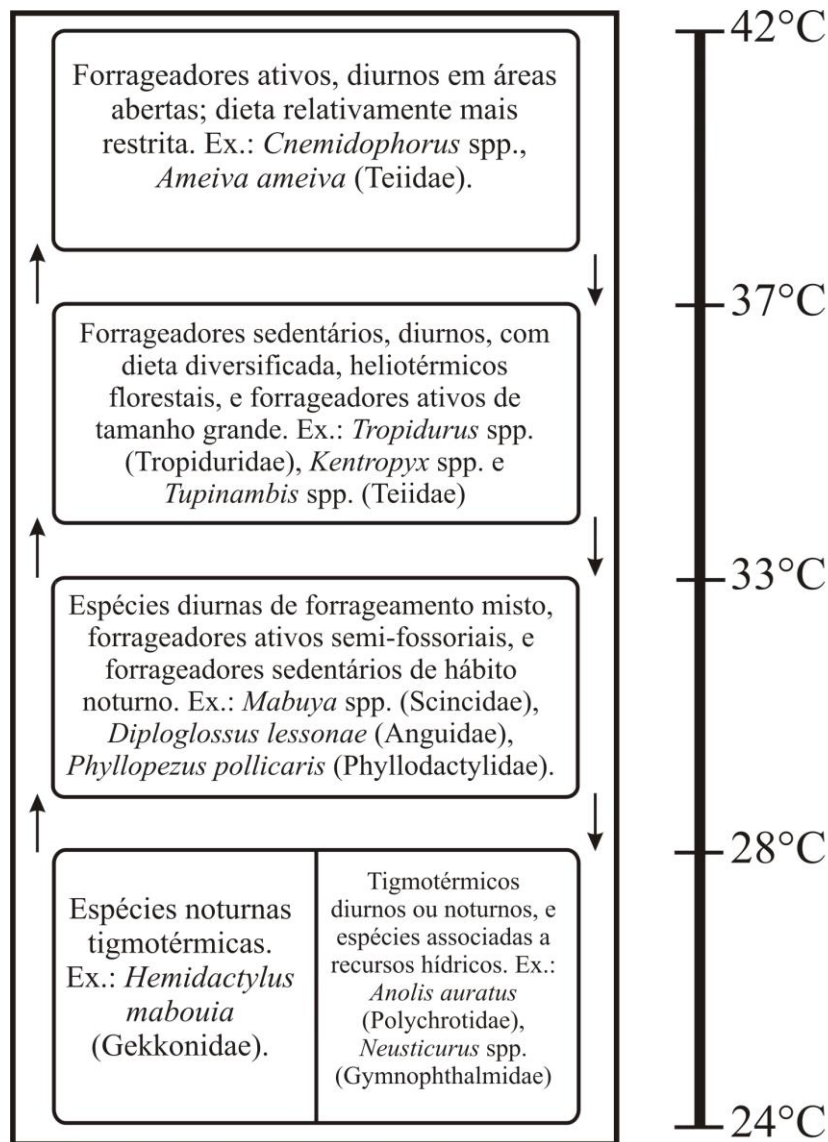


Figura 6 – Diagrama com as principais faixas de operação da temperatura corpórea das espécies de lagartos do Brasil. As setas indicam que os valores limítrofes de temperatura dos grupos térmicos são instáveis, pois alguns dos valores de temperatura corpórea podem ser deslocados um pouco acima ou abaixo dos valores gerais.

Fonte: Gisele R. Winck.

2.3.3 Mecanismos Defensivos: “(Sobre) Viver para Comer”

Entre os lagartos, as estratégias de forrageamento possuem um importante componente filogenético, pois se desenvolveram simultaneamente à evolução do sistema sensorial, e não podem ser facilmente separadas dos componentes comportamentais de obtenção de alimento (Pianka e Vitt 2003). Os integrantes do clado Scleroglossa (*e.g.* Gymnophthalmidae, Teiidae,

Scincidae, Anguidae), no qual houve o desenvolvimento do sistema vomeronasal, obtêm seu alimento ativamente e evitam seus predadores através de sinais químicos liberados no ambiente. Conseqüentemente, o sistema sensorial constitui em uma ferramenta fundamental na dieta e também na diminuição da taxa de predação desses lagartos. Para tanto, as espécies utilizam estratégias primárias (para evitar serem encontrados), como cripticidade (*crypsis*) que pode ser pela camuflagem ou coloração disruptiva; e estratégias secundárias (que atuam após a detecção por parte do predador), como a fuga, a tanatose, o comportamento deimático, entre outras (Rocha e Van Sluys 2008). Para as espécies de lagartos brasileiros a informação sobre os mecanismos de defesa contra predadores é ainda relativamente restrita, sendo disponível para algumas poucas espécies (Tabela 2). De uma forma geral, entre os lagartos, os mecanismos defensivos também são intrinsecamente relacionados com a tática de forrageamento. Enquanto espécies ativas e generalistas utilizam primariamente a fuga (escape locomotor ou corrida), as espécies forrageadores por emboscada se utilizam da cripticidade (coloração e comportamento) (Vitt 1983). O liolemídeo *Liolaemus lutzae* possui uma grande diversidade de recursos comportamentais empregados para evitar e escapar de predadores: a tanatose, a imobilidade tônica (nesse caso, bastante comum entre os jovens), enterrar-se, executar a ondulação da cauda para causar distração de partes vitais, e comportamento de ameaça (deimático) (Rocha 1993). Entretanto, as particularidades em cada modo de defesa são variáveis de acordo com fatores bióticos e abióticos, pois em um contexto social, por exemplo, o comportamento de fuga pode ser alterado. Em uma população de *Tropidurus montanus*, machos que possuíam co-específicos vizinhos aos seus territórios tiveram maior duração de tempo de fuga, em comparação a machos solitários (Machado *et al.* 2007). Outros lagartos utilizaram seu grande tamanho corpóreo para intimidar ou mesmo atacar seu predador potencial, como o teídeo *Tupinambis merianae* que realiza corrida baseada nos membros posteriores (bipedalia) em direção à possível ameaça (Lema 1983). Ao longo da evolução, diferentes outros mecanismos de defesa foram desenvolvidos, como balançar a cauda, ameaçar mordida, inflar e/ou elevar o corpo e descarga cloacal (para uma visão geral de mecanismos anti-predatórios em répteis, veja Greene 1988). Talvez o mais marcante destes seja a autotomia caudal. Van Sluys *et al.* (2002) investigaram a frequência na perda da cauda de dois lagartos simpátricos: o tropidurídeo *Tropidurus torquatus* e do scincídeo *Mabuya frenata* (ver Tabela 3). Os autores acreditam que fatores filogenéticos explicariam a maior taxa de autotomia do scincídeo.

A coloração constitui outro mecanismo defensivo eficiente para evitar predadores. Frequentemente podem ser observadas nos lagartos colorações crípticas ou disruptivas, que

camuflam os indivíduos no ambiente, como descrito para *Liolaemus lutzae* (Rocha 1993) (ver Tabela 3). Apesar de muito comum em artrópodes, o mimetismo foi sugerido para o anguídeo *Diploglossus lessonae* no nordeste do Brasil (Vitt 1985) (ver Tabela 3). Nesse estudo, o autor observou a semelhança entre os jovens dessa espécie de lagarto com o diplópodo tóxico simpátrico *Thinochricus albidolimbatus*, não somente quanto à coloração, mas também quanto ao tamanho do corpo.

Tabela 3 – Resumo sobre alguns dos principais mecanismos defensivos contra predadores registrados para lagartos no Brasil.

Mecanismo de defesa ou escape a predador	Espécie	Fonte
Autotomia caudal	<i>Mabuya heathi</i>	Vitt 1981
	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus itambere</i>	Van Sluys <i>et al.</i> 2002
	<i>Mabuya frenata</i>	Van Sluys <i>et al.</i> 2002
	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007
Bipedalia	<i>Tupinambis merianae</i>	Lema 1983
Camuflagem	<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	Vitt e Price 1982
	<i>Polychrus acutirostris</i>	Vitt e Price 1982
	<i>Tropidurus semitaeniatus</i>	Vitt e Price 1982
	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
Coloração disruptiva	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
Comportamento deimático	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
Descarga cloacal	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007
Emissão de som	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
Escape locomotor	<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	Vitt e Price 1982
	<i>Tropidurus semitaeniatus</i>	Vitt e Price 1982
	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007

Imobilidade tônica	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007
Inflar corpo	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007
Mergulho no substrato	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
	<i>Liolaemus occipitalis</i>	Bujes e Verrastro 2006
Mimetismo	<i>Diploglossus lessonae</i>	Vitt 1985
Morder	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007
Ondulação da cauda	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007
Rota de escape conhecida	<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	Vitt e Price 1982
Suspender a cauda	<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	Galdino <i>et al.</i> 2006
Tanatose	<i>Liolaemus lutzae</i>	Rocha 1993
	<i>Tropidurus</i>	
	(= <i>Eurolophosaurus</i>) <i>nanuzae</i>	Galdino e Pereira 2002
	<i>Tropidurus montanus</i>	Machado <i>et al.</i> 2007
	<i>Eurolophosaurus divaricatus</i>	Kohlsdorf <i>et al.</i> 2004
	<i>Tropidurus torquatus</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus hispidus</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
	<i>Eurolophosaurus amathites</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
	<i>Plica plica</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
	<i>Plica umbra</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
	<i>Strobilurus torquatus</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus cocorobensis</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
	<i>Tropidurus hygomy</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006
<i>Tropidurus itambere</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006	
<i>Uranoscodon superciliosum</i>	Bertoluci <i>et al.</i> 2006	

Em um momento inicial dos estudos que envolveram os mecanismos anti-predação em espécies de lagartos brasileiros, os resultados geralmente eram produtos de observações ocasionais, com descrições que não abrangiam caracteres quantitativos dos comportamentos

empregados. Mais recentemente, questões mais elaboradas foram sendo testadas (Tabela 3) produzindo importantes informações; entretanto, identificar padrões ainda não é possível. Aparentemente, a maioria das espécies possui um conjunto de mecanismos primários estruturalmente similares, enquanto os mecanismos secundários são mais variados, e provavelmente influenciados pelo próprio organismo (*e.g.* estado físico) e seus predadores (*e.g.* orientação sensorial na busca de presas), quanto pelo ambiente que ocupa (*e.g.* presença de rochas, vegetação, dentre outros). Apesar da manipulação dos organismos ter influência sobre a resposta comportamental, os estudos em laboratório podem permitir descrições e análises mais sofisticadas, incluindo o controle de variáveis (*e.g.* temperatura, umidade, taxa de encontro de predadores, dentre outras). Experimentos sobre a influência da idade, do sexo, e da morfologia, por exemplo, podem elucidar aspectos da capacidade adaptativa frente a novos ambientes e/ou novos predadores.

2.3.4 Lagartos como presas e como predadores: “(Sobre) Viver para viver”

Um importante fator que contribui na estruturação das comunidades de uma forma geral são as relações entre presas e predadores dos locais. Assim como os demais táxons componentes, os lagartos alimentam-se de invertebrados e vertebrados, mas também são presas desses grupos. Por exemplo, *Liolaemus lutzae* é predado tanto por aves (*e.g.* o estrigídeo *Athene cunicularia*, e o cuculídeo *Guira guira*) e serpentes (*e.g.* o colubrídeo *Philodryas patagoniensis*) quanto por caranguejos (*e.g.* o ocipodídeo *Ocypode quadrata*) (Rocha 1993; Rocha e Vrcibradic 1998). A dieta das espécies é determinada pela história evolucionária, tamanho corpóreo, microhabitat utilizado e a disponibilidade de presas. O modo de forrageamento também influencia o tipo de predador. Por exemplo, todos os lagartos consumidos pela serpente elapídea *Micrurus corallinus* de uma área de Mata Atlântica eram de espécies criptozóicas (Marques e Sazima 1997), refletindo o forrageamento ativo da serpente.

No Brasil, apesar das importantes informações que podem ser adquiridas sobre as teias tróficas nas comunidades de modo geral, poucos estudos realizaram análise das relações entre os lagartos e seus predadores e presas. Na Restinga da Barra de Maricá (RJ), a maioria das interações observadas reflete a diferença na massa corpórea entre as espécies (Rocha e Vrcibradic 1998): espécies de pequeno porte são predadas tanto por lagartos de porte

intermediário quanto de maior porte, enquanto esses últimos servem de alimento a marsupiais e serpentes. O horário de atividade de *Hemidactylus mabouia* favorece sua predação por corujas, enquanto o fato de marsupiais atuarem como predadores de lagartos indica que esses mamíferos podem não ser exclusivamente noturnos (Rocha e Vrcibradic 1998). Não obstante, lagartos alimentam-se de lagartos, como adultos de *Tropidurus torquatus* predando *Mabuya macrorhyncha* e *Cnemidophorus littoralis* juvenis, ainda em Maricá (Kiefer *et al.* 2006). Devido ao seu menor tamanho, a taxa de predação sobre os jovens é maior que os adultos, e Siqueira e Rocha (2008) avaliaram em que extensão os lagartos são causa de mortalidade de lagartos juvenis, através de dados da literatura. Assim, das 13 famílias ocorrentes no Brasil, há registro de predação de lagartos jovens por lagartos em cinco delas, sendo que a maior parte dos casos envolvem espécies dos gêneros *Tropidurus* e *Mabuya* (Siqueira e Rocha 2008).

Como ocorre em outros grupos de vertebrados, há registros de canibalismo em algumas espécies, como *Liolaemus lutzae* (Rocha 1992a). Siqueira e Rocha (2008), em uma revisão da literatura, expõem 13 casos de canibalismo em nove espécies de lagartos. Os fatores que influenciam esse tipo de comportamento podem variar de um ambiente a outro, mas pode ser atribuído à alta densidade de indivíduos (Rocha 1992a), à escassez de recursos (Rocha e Vrcibradic 1998), ou ainda, a uma extensão normal do comportamento em espécies oportunistas (Mayntz e Toft 2006). Aparentemente, há uma tendência para o canibalismo ser realizado pelo sexo com maior tamanho corpóreo (*e.g.* machos de *Tropidurus torquatus* e *Liolaemus lutzae*, e fêmeas de *Mabuya* spp.; ver Siqueira e Rocha 2008)

2.3.5 Ecologia parasitária: Os lagartos como ambiente

A interação entre parasitas e hospedeiros é um dos aspectos que determinam a ocorrência das espécies em cada local. No Brasil, a interação dos lagartos com seus parasitos tem sido objeto de diferentes estudos ao longo do tempo, entretanto o nível de conhecimento pode ser considerado ainda inicial. Alguns dos primeiros trabalhos sobre ecologia parasitária em lagartos brasileiros foram publicados cerca de 30 anos após o início dos estudos ecológicos com lagartos no Brasil, envolvendo o tropidurídeo *Tropidurus itambere* (Van Sluys *et al.* 1994) e o liolaemídeo *Liolaemus lutzae* (Rocha, 1995), ambos da região sudeste, tendo sido analisada a comunidade componente de nematódeos endoparasitas e estimadas as

taxas parasitárias. Nesse mesmo período, um dos primeiros estudos com ecologia de ectoparasitas foi publicado por Cunha-Barros e Rocha (1995), sobre o parasitismo nos scincídeos *Mabuya macrorhyncha* e *M. agilis* pelo ácaro *Eutrombicula alfredugesi* (Trombiculidae) na restinga da Barra de Maricá no Rio de Janeiro. Os autores fornecem dados sobre os microhabitats mais utilizados de *E. alfredugesi* na superfície corpórea dos lagartos, e atribuem as diferenças interespecíficas no grau com que as duas espécies de lagartos são infestadas (intensidade parasitária) às diferenças entre os scincídeos nos tipos e frequências de microhabitats utilizados. Ainda em Barra de Maricá, um estudo com a assembleia local de lagartos (Cunha-Barros e Rocha 2000) mostrou que a taxa de infecção pelo mesmo parasita difere entre as espécies simpátricas, em grande parte afetada pelo tipo de escamação das espécies de lagartos. *Tropidurus torquatus* foi a espécie da assembleia mais parasitada por *E. alfredugesi*, tanto em termos da intensidade quanto da prevalência (proporção de hospedeiros infectados) do ácaro. Para Rocha *et al.* (2000), a alta infecção de *T. torquatus* é devido principalmente à presença de bolsas de acarianos que alojam grande parte dos ectoparasitas, restringindo-os a áreas do corpo em que seriam menos danosos. De fato, a taxonomia desse gênero de lagartos utiliza a localização, número e profundidade dessas bolsas de acarianos como um dos importantes caracteres diferenciadores entre as espécies (Rodrigues 1987, Silva e Araújo 2008). Desse modo, apesar da alta infestação de *T. torquatus*, a intensidade e a prevalência deveriam diferir entre as espécies do gênero *Tropidurus*. Assim, Rocha *et al.* (2008) investigaram os padrões de infestação por ácaros e se haveria diferenças entre quatro espécies simpátricas deste gênero de lagartos no nordeste brasileiro (*T. cocorobensis*, *T. erythrocephalus*, *T. hispidus*, e *T. semitaeniatus*). Todas as espécies apresentaram uma elevada prevalência do ácaro (97,1% para *T. semitaeniatus*, e 100% para o restante), porém sob diferentes intensidades de infestação. Os autores atribuíram os resultados a diferenças na ecologia (diferenças no uso dos micro-habitats pelos lagartos) e morfologia das espécies (o tamanho corpóreo e a ocorrência e distribuição das bolsas de ácaros). Na tentativa de compreender melhor a interação entre os lagartos hospedeiros e os ácaros parasitas, outros estudos foram conduzidos e constataram que, em determinadas localidades, os atributos das infecções (prevalência e intensidade) não variavam de acordo com a sazonalidade (Rocha *et al.* 2000). Adicionalmente, Silva e Araújo (2008) argumentaram que, no caso da assembleia de lagartos de Barra de Maricá (RJ), a estratégia de forrageamento não constituiria um fator influenciando na taxa de infecção, como sugerido por Alho (1990 *apud* Silva e Araújo 2008). Isso porque as espécies forrageadoras ativas, que o autor aponta como teoricamente mais

suscetíveis a parasitas, tiveram menor prevalência e intensidade de *E. alfredugesi* do que a espécie senta-e-espera, *T. torquatus*.

Com o gradual acúmulo de informação sobre a ecologia parasitária de lagartos brasileiros foi ampliado o conhecimento sobre as comunidades de endoparasitas componentes para diferentes espécies de lagartos e identificados novos registros de lagartos como hospedeiros. Adicionalmente, novas espécies de endoparasitas de lagartos vêm sendo descritas ao longo dos anos (*e.g.* Vicente *et al.* 2000a, b; Desset *et al.* 2006; Almeida *et al.* 2008), bem como estudos que descrevem a taxa de infecção por helmintos (*e.g.* Van Sluys *et al.* 1994; Ribas *et al.* 1995; Vrcibradic *et al.* 2002). Uma população da espécie exótica *Hemidactylus mabouia* (Gekkonidae) de Valinhos (SP) recentemente teve sua fauna de endoparasitos estudada (Anjos *et al.*, 2007) buscando analisar os parâmetros da comunidade de parasitos (composição, estrutura, riqueza e diversidade). Através dos resultados obtidos, os autores constataram que este lagarto exótico apresentava elevada prevalência de infecção, embora em valores inferiores aos de as outras espécies simpátricas de lagartos. Outro aspecto relevante é que as espécies de helmintos encontradas parasitando o lagarto exótico pertenciam à fauna nativa, não tendo sido registrado nenhuma espécie exótica de endoparasita que pudesse ter sido mantida no trato digestivo da população de *H. mabouia* desde o processo de invasão da espécie no Brasil a partir da África.

Apesar do crescente número de trabalhos desenvolvidos com lagartos brasileiros no âmbito da interação parasita-hospedeiro, os dados disponíveis até o momento são ainda insuficientes para identificar padrões mais significativos, mas algumas tendências gerais já podem ser postuladas: a) o tamanho corpóreo do lagarto hospedeiro tende a afetar a intensidade com que são parasitados por ecto e endoparasitas (*e.g.* Ribas *et al.* 1995, Rocha *et al.* 2008); b) a frequência de utilização dos micro-habitats no ambiente pelo hospedeiro afetam a intensidade e prevalência com que são ectoparasitados por ácaros; c) o tipo e forma das escamas e a presença/ausência de “bolsas de acarianos” afeta a taxa com que lagartos simpátricos são parasitados (Cunha-Barros e Rocha 2000; Rocha *et al.* 2008); d) em uma comunidade de lagartos a intensidade com que cada espécie hospedeira é parasitada por ácaros resulta da interação do tipo de microhabitat mais utilizado, do padrão de escamação e da sazonalidade do ambiente local (Cunha-Barros *et al.* 2003). As variações latitudinais de infestação, bem como entre populações em diferentes biomas dentro da mesma latitude, constituem interessantes aspectos ainda a serem abordados.

2.3.6 Dinâmica populacional e ecologia reprodutiva

Estudos envolvendo populações focam em avaliar as mudanças temporais em parâmetros importantes como tamanho populacional, densidade, razão sexual, mortalidade, natalidade, uso do espaço, atividade sazonal, crescimento, dentre outros. Os dados obtidos fornecem subsídios básicos para a compreensão de como os organismos se relacionam com o ambiente, bem como se mantêm no tempo e no espaço.

A inserção dos lagartos dentro do ecossistema, do modo que observamos, é resultado de milhares de anos de alterações na capacidade adaptativa das formas ancestrais. Em um contexto evolutivo, os répteis obtiveram sucesso na conquista do ambiente terrestre devido a várias modificações morfo-fisiológicas, principalmente na capacidade de retenção de água (Pough *et al.* 1998). Diferentemente dos anfíbios, os répteis desenvolveram invólucros mais resistentes para seus ovos, tornando-se mais independentes de corpos d'água. De acordo com a estratégia reprodutiva que os lagartos possuem, as espécies podem ser divididas em ovíparas – aquelas que ovipõem –, e vivíparas – que retêm o ovo, com desenvolvimento do embrião interno ao corpo da fêmea. Geralmente, as espécies ovíparas depositam seus ovos os abandonam (Pianka e Vitt 2003). Apesar de todos os embriões receberem os nutrientes necessários ao seu desenvolvimento exclusivamente da gema, nem todos os ovos são iguais. Por exemplo, muitas espécies de Sphaerodactylidae e Gekkonidae possuem ovos constituídos de uma casca calcificada, mais resistente à perda de água. Isso permite a sua deposição em ambientes mais secos. As fêmeas do geconídeo amazônico *Gonatodes humeralis* depositam seus ovos sob cascas de árvores, cobrindo-os com restos de vegetação (Vitt *et al.* 1997d). O geconídeo exótico *Hemidactylus mabouia* frequentemente ovipõe em muros de edifícios ou construções em ambientes sinantrópicos (Pianka e Vitt 2003). As espécies que possuem ovos com envoltório coriáceo necessitam de locais mais úmidos: na Amazônia, o tropidurídeo *Plica plica* deposita seus ovos sob restos de palmeiras ou mesmo dentro de troncos, enquanto os teídeos *Ameiva ameiva* e *Kentropyx calcarata* escavam buracos rasos na areia exposta ao sol (Vitt e Carvalho 1995). Os tropidurídeos *Tropidurus hispidus* e *T. semitaeniatus* ovipõem em frestas de rochas graníticas, mas sempre em locais com solo úmido (Vitt e Goldberg 1983; Vitt *et al.* 1996a). No Rio Grande do Sul, o teídeo *Tupinambis merianae* coloca seus ovos dentro de grandes tocas escavadas, dentro das quais as fêmeas permanecem a maior parte do dia (Winck e Cechin 2008). O liolaemídeo *L. lutzae* ovipõe em tocas escavadas na areia do ambiente de praia de restinga até profundidades que podem atingir cerca de um metro.

Aproximadamente 20% de todas as espécies de lagarto do mundo são vivíparas (Pianka e Vitt 2003). No Brasil, todas as espécies do gênero *Mabuya* (e *Trachylepis atlantica*, do Arquipélago de Fernando de Noronha) e os anguídeos dos gêneros *Diploglossus* e *Ophiodes* possuem esse tipo de estratégia reprodutiva. As fêmeas de *Mabuya* nutrem seus filhotes durante toda a gestação através de placentas, sendo *M. heathi* um dos exemplos mais interessantes: as fêmeas produzem o menor óvulo conhecido dentre os répteis, medindo apenas cerca de um milímetro de diâmetro (Blackburn *et al.* 1984). Assim, mais de 99% da massa do embrião é adquirida através dos nutrientes transferidos diretamente da fêmea (Vitt e Blackburn 1983; Blackburn e Vitt 2002), de forma similar aos mamíferos eutérios, e diferentemente dos demais scincídeos e lagartos em geral.

Inicialmente, acreditava-se que os ciclos reprodutivos dos répteis nas regiões tropicais eram fortemente influenciados apenas pelo regime de chuvas, devido a pouca variação na temperatura. Desse modo, o período de desovas para lagartos ovíparos seria principalmente na estação úmida (Fitch 1982). Entretanto, com estudo desenvolvido no Brasil, Vitt (1986) demonstrou que os lagartos possuem grande variabilidade, e nem sempre a época reprodutiva estaria estritamente relacionada aos padrões de chuvas. De fato, para muitas espécies tropicais no Brasil há uma forte relação entre a reprodução e a sazonalidade no regime de chuvas (*e.g.* Vitt e Lacher 1981; Rocha 1992; Van Sluys 1993). Contudo, há indicações de que também a disponibilidade de alimento seria o principal fator responsável para algumas espécies, como para um geconídeo (*Lygodactylus klugei*) e dois filodactilídeos (*Gymnodactylus geckoides* e *Phyllopezus pollicaris*) estudados na Caatinga (Vitt 1986). Com o desenvolvimento de outros estudos, foi sugerido que o modelo reprodutivo poderia se alterar até mesmo intraespecificamente. *Ameiva ameiva*, cujas características ecológicas eram conhecidas para os ambientes florestais do Equador e considerado como de reprodução sazonal (Simmons 1975), teve seu padrão reavaliado a partir de estudos das populações brasileiras. A mesma espécie, tanto na caatinga (Vitt 1982) quanto em ambiente de restinga do sudeste brasileiro (Rocha 2008), se reproduz extensivamente com baixa relação com a sazonalidade das chuvas. Entretanto, Magnusson (1987), ao analisar *A. ameiva* e *Cnemidophorus lemniscatus*, não chegou a uma conclusão, mas sugere que o clima seria o principal fator responsável pela redução gonadal. Isso porque a estação úmida na Amazônia é caracterizada por menores níveis de radiação incidente, e temperaturas máximas comparativamente mais baixas. Em um estudo mais abrangente, Vitt e Colli (1994) demonstraram como geograficamente fatores do ambiente local podem afetar as características ecológicas intraespecificamente (no caso, dieta,

reprodução, atividade e termorregulação), demonstrando uma considerável capacidade de um lagarto se adaptar aos diferentes ambientes.

Espécies forrageadoras ativas (*Scleroglossa*) como *A. ameiva* (Colli 1991; Magnusson 1987) e *Cnemidophorus ocellifer* (Vitt 1983; Magnusson 1987), em geral, possuem pequena variação no armazenamento de gordura nos corpos gordurosos, principal reserva energética associada à atividade reprodutiva. Alguns estudos são sugestivos de que espécies forrageadoras por emboscada (*e.g.* *Iguania*) seriam mais suscetíveis a modificações ambientais (mudanças sazonais de recursos), sendo assim sazonais na reprodução. Por outro lado, espécies forrageadoras ativas ao se deslocarem por áreas mais extensas, possuiriam maior probabilidade de encontrar recursos, supostamente ficando menos sujeitas aos efeitos da sazonalidade ambiental. A sazonalidade também afetaria o desenvolvimento dos ovos, a sobrevivência dos neonatos, ou mesmo diminuindo a disponibilidade de alimento para os indivíduos juvenis. Nem mesmo espécies que vivem sob a influência dos mesmos fatores ambientais possuem estratégias reprodutivas semelhantes, como os lagartos da caatinga (Vitt 1985; Vitt e Lacher 1981; Vitt e Blackburn 1983). Contudo falta ainda um corpo de evidências, inclusive para as espécies brasileiras, para que se possa efetivamente testar em que extensão estas previsões funcionam na natureza. O anguídeo *Diploglossus lessonae* produz apenas uma ninhada durante a estação seca (Vitt 1985), enquanto o policrotídeo *Polychrus acutirostris* produz também uma ninhada, mas durante a estação chuvosa (Vitt e Lacher 1981). O conhecimento atual mostra que o tamanho da ninhada dos lagartos é fixo em algumas linhagens, como geconídeos, esferodactilídeos e filodactilídeos (Vitt 1986). Como compensação em termos da fecundidade, esses lagartos poderiam aumentar a frequência de reprodução (Vitt 1986). Nos demais táxons, geralmente o tamanho da ninhada apresenta uma relação positiva com o tamanho corpóreo da fêmea, tendência também observada para os lagartos brasileiros (Winck e Rocha no prelo; Anexo 1).

As diferenças reprodutivas podem ser verificadas inclusive dentro de uma mesma espécie. *Ameiva ameiva* se reproduz de forma extensa onde a precipitação é bem distribuída ao longo do ano, como na Amazônia, ou é imprevisível, como na Caatinga, mas pode ter reprodução marcadamente cíclica em locais sazonais (Cerrado), onde há grande variação na disponibilidade dos recursos (Vitt 1982; Colli 1991; Vitt e Colli 1994). Por outro lado, no ambiente da restinga de Maricá no sudeste do Brasil onde a pluviosidade é acentuadamente sazonal a população local de *A. ameiva* possui reprodução estendida (Rocha 2008). Adicionalmente, outras características reprodutivas, como o tamanho da ninhada ou mesmo o tamanho corpóreo na maturação, variam geograficamente (Tabela 4). Vitt e Colli (1994), em

estudo com *A. ameiva* de sete diferentes localidades, sugerem que provavelmente a previsibilidade da chuva seria um dos fatores responsáveis pela variação na história de vida da espécie. Ou seja, a sazonalidade reprodutiva poderia refletir os efeitos do clima em fatores como disponibilidade de recursos e sobrevivência dos jovens (Vitt e Colli 1994).

Tabela 4 – Variação no tamanho da ninhada e no tamanho corpóreo (CRC, em milímetros) da menor fêmea reprodutiva de *Ameiva ameiva* em diferentes localidades no Brasil. O tipo de reprodução pode ser (C) contínuo, e (S) sazonal. CRC = comprimento rostro-cloacal das fêmeas; TN = tamanho da ninhada; TR = tipo de reprodução empregada.

Local	TN	CRC	TR	Referência
Distrito Federal	6,3 ± 0,2	106	S	Colli 1991
Exu	5,5 ± 0,2	95	C	Vitt e Colli 1994
Humaitá	4,2 ± 0,2	110	S	Vitt e Colli 1994
Alto Araguaia	4,3 ± 0,4	100	S	Vitt e Colli 1994
Rio Xingu	4,4 ± 0,4	109	S	Vitt e Colli 1994
Rondônia	3,2 ± 0,1	88	S	Vitt e Colli 1994
Roraima	3,9 ± 0,2	103	S	Vitt e Colli 1994
Rio de Janeiro	6,7 ± 2,1	89	C	Rocha 2008

Há, ainda, espécies unissexuais nas quais as fêmeas originam filhotes sem a participação do sexo masculino, inexistente na população, evento que ocorre por meio da partenogênese (Rocha *et al.* 1997). Geralmente, espécies partenogenéticas surgem da hibridização de duas espécies parentais com reprodução sexuada (Sites *et al.* 1990). Esse padrão foi demonstrado para várias espécies, como a espécie amazônica *Cnemidophorus cryptus*, que teve sua origem a partir de outras duas espécies bissexuais do complexo *C. lemniscatus* (Sites *et al.* 1990; Cole e Dessauer 1993). Algumas espécies unissexuais são diplóides, mas há também espécies poliplóides, ou seja, com maior número de cromossomos que as espécies parentais, e podem resultar de cruzamentos entre essas e formas partenogenéticas pré-existentes (Pianka e Vitt 2003). No Brasil, há o registro de espécies partenogenéticas em diferentes regiões, como *Cnemidophorus nativo* no sudeste (Rocha *et al.* 1997), e, *C. cryptus*, *C. uniparens*, *Gymnophthalmus underwoodi* e *Leposoma percarinatum*, na Amazônia (Pianka e Vitt 2003; Silva e Araújo 2008; Vitt *et al.* 2008). Entretanto, ainda não há um consenso do papel que essas espécies desempenham nos ecossistemas. A hipótese mais aceita é que elas seriam pioneiras em ambientes recentemente alterados, migrando para

outros conforme sua necessidade e colonizando outros locais (hipótese da semente, sugerida por Wright e Lowe 1968).

No extremo da reprodução cíclica, está o teiúdeo *Tupinambis merianae*, cuja distribuição abrange todos os biomas brasileiros (Ávila-Pires 1995). Entretanto, não somente a reprodução como também a atividade de uma forma geral é cíclica: nos períodos de temperaturas mais baixas no sul do Brasil, os lagartos da espécie recolhem-se para hibernação (Winck e Cechin 2008). Apesar de estudos fisiológicos em laboratório e cativeiro terem apontado para esse período de estivação da espécie (Abe 1983; Andrade e Abe 1999; Andrade *et al.* 2004), os aspectos ecológicos em ambiente natural envolvidos nesse tipo de comportamento foram descritos apenas recentemente (Winck e Cechin 2008). A atividade é diferente entre os sexos, com as fêmeas emergindo dos hibernáculos apenas quando os machos finalizam suas disputas por territórios (Winck e Cechin 2008). Esse tipo de emergência diferenciada (chamada protândrica) é comum a outros grupos, principalmente de invertebrados (*e.g.* insetos).

Um país com proporções continentais abrange áreas de distintas zonas climáticas e de vegetação, com diferentes histórias evolutivas, e com pressões seletivas diferenciadas atuando sobre as comunidades bióticas. Os padrões ecológicos de atividade reprodutiva e dinâmica populacional estão intimamente relacionados a essas variáveis e, não obstante, devem apresentar características próprias de cada região climática.

2.3.7 Comunidades de lagartos do Brasil

Estudos envolvendo comunidades animais buscam compreender sua estrutura e a composição das espécies que as compõem. A organização de uma comunidade pode ser definida através de vários aspectos, mas geralmente envolvem o padrão no uso dos recursos, as relações evolutivas entre as espécies (fatores históricos) e suas interações ecológicas. Rand e Humphrey (1968) realizaram o primeiro estudo envolvendo uma comunidade de lagartos de Belém (PA), enfocando a composição de espécies, e a segregação de micro-habitat, relacionando-a com a competição interespecífica. Sua principal sugestão foi a de que havia uma partilha do espaço entre as espécies simpátricas estudadas e que as diferenças morfológicas entre as mesmas poderiam ser diretamente relacionadas com diferenças ecológicas. Segundo os autores, esse padrão seria comum entre tropidurídeos, podendo ser

considerado um mecanismo para evitar competição interespecífica por poleiros (nesse caso, entre *Tropidurus spinulosus* e *T. oreadicus*).

Quinze anos depois, em um artigo que representa um marco no estudo das comunidades de lagartos no Brasil, Araújo (1984) analisa uma comunidade de ambiente aberto na restinga da Barra de Maricá (RJ). Nesse estudo, o autor testou a hipótese da heterogeneidade espacial, que prevê uma relação direta entre a heterogeneidade espacial, a diversidade de espécies componentes da comunidade, e a largura e sobreposição no nicho temporal espacial e trófico das espécies. Assim, áreas com maior diversidade de microhabitats teriam maior diversidade de espécies (Araújo 1984). Como resultado, as espécies de Iguania ocorrentes na área (o liolemídeo *Liolaemus lutzae* e o tropidurídeo *Tropidurus torquatus*) possuem atividade e dieta similares, mas com maior diferenciação no hábitat utilizado. Por outro lado, não foram constatadas diferenças significativas em uso do espaço e na atividade, mas a diferença de tamanho corpóreo entre as espécies resultou em diferenças nos itens alimentares consumidos. Ainda na região sudeste, Rocha *et al.* (2004) registram a composição das espécies que compõem uma comunidade de lagartos de uma área de restinga (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ), e identificam o papel desses organismos na teia trófica local como presas de outros répteis, e hospedeiros de inúmeros parasitos.

Geralmente, comunidades que apresentam espécies com nichos estreitos, com pouca variação e um grau de sobreposição interespecífica no nicho relativamente baixo são indicações de uma história evolutiva de longa convivência do grupo de espécies, que está sendo moldada principalmente pela competição pelos recursos locais (Rummel e Roughgarden 1983). Em contraste, comunidades com espécies componentes com nichos comparativamente mais amplos e com elevada sobreposição sugerem menor tempo evolutivo, e são consideradas comunidades estruturadas pela invasão das espécies no ambiente (Rummel e Roughgarden 1983). Tem sido sugerido que, se os lagartos acompanham a história evolutiva da vegetação, as comunidades do Cerrado seriam mais antigas do que as comunidades de restinga (Silva e Araújo 2008). Desse modo, nas restingas são esperadas comunidades de estruturação invasora, enquanto no Cerrado as comunidades apresentariam um maior empacotamento. Pois, de fato, restingas constituem ambientes relativamente recentes formados nos últimos três a dezoito mil anos.

Ao longo dos anos, percebeu-se que apenas fatores ecológicos (competição, predação, ou pressão ambiental) não eram suficientes para explicar os padrões observados na organização das comunidades de espécies (Ricklefs e Schluter 1993; Mesquita *et al.* 2007a). Nos últimos anos, alguns estudos focaram em testar diferentes comunidades, buscando o

principal fator (histórico ou ecológico) que influenciaria na sua estruturação. Por exemplo, Gainsbury e Colli (2003) testaram através de modelos nulos as comunidades isoladas de Cerrado na Amazônia de Rondônia. Das localidades amostradas, duas foram significativamente estruturadas na sobreposição da dieta. Os autores interpretaram esses resultados como um reflexo filogenético, e atribuíram a estocasticidade como a principal forma de extinções. Ainda, argumentaram que as assembleias atuais locais teriam sido estruturadas por fatores históricos e, ao final, propõem medidas de conservação adequadas a esses ambientes, isolados desde o Holoceno (cerca de 11 mil anos à atualidade). Em um estudo semelhante, Mesquita *et al.* (2007b) utilizaram a teoria de biogeografia de ilhas e a hipótese de liberação ecológica, para verificar se as espécies eram influenciadas por fatores históricos, em detrimento dos fatores ecológicos. Assim, testaram se as dimensões do nicho (*e.g.* micro-habitat, dieta, e morfologia) seriam maiores, e se haveria maior abundância de espécies de enclaves de Cerrado na Amazônia, quando comparados com espécies em áreas não isoladas no Cerrado central. Os resultados sugeriram que fatores ecológicos e históricos são importantes para a manutenção da estrutura nas comunidades estudadas, mas diferentes clados respondem diferentemente às pressões ambientais: tropidurídeos são mais afetados por fatores ecológicos do que teídeos, policrotídeos e gimnoftalmídeos.

Apesar do conhecimento sobre a ecologia de comunidade de lagartos no Brasil ser relativamente recente, o detalhamento dos estudos desenvolvidos confere informações mais tangíveis do que apenas a busca por padrões de composição de espécies. A tendência é a utilização de experimentos teóricos ou práticos focados na compreensão da dinâmica das populações envolvidas, como realizado por Gainsbury e Colli (2003) e Mesquita *et al.* (2007b). Uma característica visível dos estudos realizados no país é o reconhecimento de que os lagartos estão inseridos em um universo de teias alimentares extensas, cujas estruturas influenciam a abundância dos organismos-alvo. Apesar de os dados adquiridos até o presente serem ainda incipientes para a formalização de padrões, a integração de diversos tipos de informação biológica, como a filogenia, permite uma melhor compreensão dos fatores que moldam as comunidades e a distribuição e abundância das espécies componentes.

2.3.8 Comunicação

A comunicação é essencial em organismos sociais ou não para o reconhecimento dos co-específicos, e dentre os lagartos, podem ser observados sinais visuais, químicos e sonoros. Estudos comportamentais em lagartos brasileiros podem ser considerados escassos, pois apenas alguns relatos foram publicados: a maioria resulta de estudos de animais em cativeiro (*e.g.* Bujes e Verrastro 1998), e geralmente fazem parte de relatos em literatura menos acessível, como monografias e resumos de reuniões científicas.

Apesar de serem registradas mais de 20 espécies que utilizam a comunicação sonora entre os Gekkonidae, Phyllodactylidae e Sphaerodactylidae (Pough *et al.* 1998; Pianka e Vitt 2003), no Brasil há poucos relatos. Winck e Cechin (2008) registraram comunicação sonora entre os machos do teiúdo *Tupinambis merianae* enquanto permanecem termorregulando em grupos, em período que antecede a emergência das fêmeas da estivação. Entretanto, na presença das fêmeas, os sinais sonoros se restringiram somente a sons menos complexos emitidos em situações de estresse (*e.g.* silvos). Adicionalmente, a tolerância a co-específicos por *T. merianae* foi sendo substituída por frequentes encontros agressivos e pelo estabelecimento de territórios, conforme a estação reprodutiva se aproximava. Igualmente pertencente à sub-família Tupinambinae, *Dracaena paraguayensis* produz sons ofegantes durante seu período reprodutivo (Strüssmann 1997), porém não se sabe em que extensão estes sons se assemelham aos emitidos por *Tupinambis merianae*.

A comunicação visual entre os lagartos é diversa. As próprias diferenças no tamanho e na coloração entre os machos e as fêmeas auxiliam na escolha dos parceiros sexuais. A complexidade desse tipo de comunicação entre os Iguania pode ser observada no gênero *Tropidurus*. Por exemplo, lagartos do gênero *Tropidurus* realizam movimentos verticais da cabeça (“head-bobbing”) de forma a sinalizar a outros machos, na tentativa de afastar potenciais competidores por parceiras reprodutivas e reforçar os limites dos territórios (Carpenter 1977). Este comportamento foi registrado para *T. itambere* em um ambiente rural no sudeste do Brasil (Van Sluys 1992, 1997). Espécies do gênero *Anolis* utilizam a habilidade na distinção de cores, tendo como resultado a evolução de complexos padrões de pigmentação na região gular que, aliada a movimentos estereotipados, permitem o reconhecimento de co-específicos dentre as demais espécies da comunidade (Pianka e Vitt 2003). No Brasil, ainda faltam ser conduzidos estudos envolvendo comportamento de comunicação nos diferentes gêneros.

Experimentos em ambientes controlados podem ser de grande utilidade para o reconhecimento de padrões de sinais visuais, químicos e sonoros. Entretanto, novos métodos ainda necessitam de estudos para ajuste de metodologia, buscando o mínimo de interferência pelo pesquisador e o máximo de semelhança do ambiente reproduzido. Estudos realizados com observação em cativeiro de *T. merianae* relatam sinais visuais emitidos para estabelecimento hierárquico, sem percepção de sinais sonoros por parte dos pesquisadores (Lopes e Abe 1999). Por outro lado, Winck e Cechin (2008) registram a comunicação sonora clara, enquanto não fazem menção aos inúmeros sinais visuais que lagartos em cativeiro demonstraram, mesmo em situações triviais, como corte e cópula. Apesar de a comunicação consistir em um elemento da interação entre indivíduos, é uma área de investigação que permanece ainda em fase inicial de exploração no Brasil.

2.4 Considerações finais

A ecologia de lagartos no Brasil pode ser considerada recente. Grande parte das espécies de lagartos permanece com dados incipientes para que sejam identificados padrões e processos na sua História Natural. Em um nível mais abrangente, estudos sobre as comunidades de lagartos brasileiras são conduzidos principalmente em regiões ou ambientes onde o conhecimento sobre as espécies é maior, como na Amazônia, Cerrado e restingas da Mata Atlântica.

Ao longo dos últimos 20 anos, a produção de artigos na área de Ecologia de lagartos aumentou exponencialmente, como demonstrado na presente revisão. Isso se deve principalmente à formação de novos pesquisadores, e à continuidade dos estudos, pois quanto maior a geração de conhecimento, novas ideias e perguntas adicionais surgem. Não menos importante, as agências de fomento à pesquisa têm sido também fundamentais para que os estudos pudessem ser conduzidos. Acreditamos que as pesquisas continuarão em crescimento exponencial, visto a grande diversidade de espécies e de ambientes no Brasil, ainda pouco investigados.

2.5 Referências bibliográficas

Abe AS. 1983. Observations on dormancy in tegu lizard, *Tupinambis teguixin* (Reptilia, Teiidae). *Naturalia*. 8: 135-139.

Almeida WO, Freire EMX, Lopes SG. 2008. A new species of pentastomida infecting *Tropidurus hispidus* (Squamata: Tropiduridae) from Caatinga in Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 68: 207-211.

Andrade DV, Abe AS. 1999. Gas exchange and ventilation during dormancy in the tegu lizard *Tupinambis merianae*. *Journal of Experimental Biology*. 202: 3677-3685.

Andrade DOV, Sanders C, Milsom WK, Abe AS. 2004. Overwintering in tegu lizards. In: Barnes BM, Carey HV, organizers. Life in the cold: Evolution, mechanisms, adaptation, and application. 27^a Ed. Fairbanks: Institute of Arctic Biology. p. 339-348.

Anjos LA, Kiefer MC, Sawaya RJ. 2002. *Kentropyx paulensis*. Reproduction. *Herpetological Review*. 33(1): 52.

Anjos LA, Almeida WO, Freire EMX, Rocha CFD. 2007. The alien and native pentastomids fauna of an exotic lizard population from Brazilian Northeastern. *Parasitology Research*. 101: 627-629.

Araújo AFB. 1984. Padrões de divisão de recursos em uma comunidade de lagartos de restinga. In: Lacerda LD, Cerqueira R, Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura e processos. 1^a Ed. Niterói: CEUFF. p. 327-342.

Ávila RW, Cunha-Avellar LR. 2005. *Phyllopezus pollicaris*. Reproduction. *Herpetological Review*. 36(4): 453-454.

Ávila RW, Cunha-Avellar LR, Ferreira VL. 2008. Diet and Reproduction of the Lizard *Tropidurus etheridgei* in Rocky Areas of Central Brazil. *Herpetological Review*. 39(4): 430-433.

Ávila-Pires TCS. 1995. Lizards of the Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zoologische Verhandelingen*. 299: 1-706.

Bergallo HG, Rocha CFD. 1993. Activity Patterns and Body Temperatures of Two Sympatric Lizards with Different Foraging Tactics in Southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 14(7): 312-315.

Bérnils RS. 2009. Répteis do Brasil – Lista de Espécies. [citado em 12 de junho de 2009] [Disponível em <http://www.sbherpetologia.org.br/>. *Sociedade Brasileira de Herpetologia*].

Bertoluci J, Cassimiro J, Rodrigues MT. 2006. Tropiciduridae (Tropicidurid Lizards). Death feigning. *Herpetological Review*. 37(4): 472-473.

Blackburn DG, Vitt LJ, Beuchat CA. 1984. Eutherian-like reproductive specializations in a viviparous reptile. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 81: 4860-4863.

Blackburn DG, Vitt LJ. 1992. Reproduction in viviparous South American lizards of the genus *Mabuya*. In: Hamlett W, editors. Reproductive Biology of South American Vertebrates. New York: Springer-Verlag. p. 150-164.

Blackburn DG, Vitt LJ. 2002. Specializations of the chorioallantoic placenta in the Brazilian scincid lizard, *Mabuya heathi*: A new placental morphotype for reptiles. *Journal of Morphology*. 254:121-131.

Bujes CS, Verrastro L. 1998. Comportamento de *Liolaemus occipitalis* em cativeiro (Sauria: Tropiciduridae). *Revista Brasileira de Zoologia*. 15(4): 915-920.

Bujes CS, Verrastro L. 2006. Thermal biology of *Liolaemus occipitalis* (Squamata, Tropiciduridae) in the coastal sand dunes of Rio Grande do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 66: 945-954.

Capperllari LH, Rocha CFD. 2004. *Teius oculatus* (Green lizard): Hatching and Clutch Size. *Herpetological Review*. 35(2): 172-173.

Carpenter CC. 1977. The Aggressive Displays of Three Species of South American Iguanid Lizards of the Genus *Tropicidurus*. *Herpetologica*. 33: 285-289.

Carvalho ALG, Araújo AFB, Silva HR, Silva RA, Silva RR. 2007. Feeding ecology of *Tropicidurus torquatus* (Wied) (Squamata, Tropiciduridae) in two areas with different degrees of conservation in Marambaia Island, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24(1): 222-227.

Cole CJ, Dessauer HC. 1993. Unisexual and bisexual whiptail lizards of the *Cnemidophorus lemniscatus* complex (Squamata: Teiidae) of the Guiana Region, South America, with descriptions of new species. *American Museum Novitates*. 3081: 1-30.

Colli GR. 1991. Reproductive ecology of *Ameiva ameiva* in the Cerrado of central Brazil. *Copeia*. 1991(4): 1002-1012.

Colli GR, Paiva MS. 1997. Estratégias de forrageamento e termorregulação em lagartos do Cerrado e Savanas Amazônicas. *In*: Leite LL, Saito CH (Org.). Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado. Brasília: Universidade de Brasília. p. 224-231.

Conant R. 1955. Saurian shell crusher. *Nature Magazine*. 1955: 1-2.

Cunha-Barros MC, Rocha CFD. 1995. Parasitismo por ácaros *Eutrombicula alfredegasi* (Trombiculaceae) em duas espécies simpátricas de *Mabuya* (Sauria: Scincidae): Efeito do habitat na prevalência e intensidade parasitária. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 307-316.

Cunha-Barros MC, Rocha CFD. 2000. Ectoparasitism by chigger mites (*Eutrombicula alfredegasi*: Trombiculidae) in a restinga lizard community. *Ciência e Cultura*, 52(2): 108-114.

Dansereau P. 1947. Zonation et succession sur la restinga de Rio de Janeiro. I. Halosère. *Revue Canadienne de Biologie*. 6(3): 448-477.

Desset MCD, Anjos LA, Vrcibradic D. 2006. Three new species of the genus *Oswaldocruzia* Travassos, 1917 (Nematoda, Trichostrongylina, Molineoidea) parasites of *Enyalius* spp. (Iguanidae) from Brazil. *Parasite*. 13: 115-125.

Faria RG, Araújo AFB. 2004. Syntopy of two *Tropidurus* lizard species (Squamata: Tropiduridae) in a rocky Cerrado habitat in Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 64(4): 775-786.

Fialho RF, Rocha CFD, Vrcibradic D. 2000. Feeding Ecology of *Tropidurus torquatus*: ontogenetic shift in plant consumption and seasonal trends in diet. *Journal of Herpetology*. 34(2): 325-330.

Figueira JEC, Vasconcellos Neto J, Garcia MA, Souza ALT. 1994. Saurocory in *Melocactus violaceus* (Cactaceae). *BIOTROPICA*. 26(3): 295-301.

Fitch HS. 1982. Reproductive cycles in tropical reptiles. *Occasional Papers from the University of Kansas, Museum of Natural History*. 96: 1-53.

Fry BG, Wroe S, Teeuwisse W, Van Osch MJP, Moreno K, Ingle J, McHenry C, Ferrara T, Clausen P, Scheib H, Winter KL, Greisman L, Roelants K, Van der Weerd L, Clemente CJ, Giannakis E, Hodgson WC, Luz S, Martelli P, Krishnasamy K, Kochva E, Kwork HF, Scnalon D, Karas J, Citron DM, Goldstein EJC, McNaughtan JE, Norman JA. 2009. A central role for venom in predation by *Varanus komodoensis* (Komodo Dragon) and the extinct giant *Varanus* (Megalania) *priscus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*. 106(2): 8969-8974.

- Gainsbury AM, Colli GR. 2003. Lizard assemblages from natural Cerrado enclaves in southwestern Amazonia: the role of stochastic extinctions and isolation. *BIOTROPICA*. 35(4): 503-519.
- Galdino CAB, Pereira EG. 2002. *Tropidurus nanuzae*. Death feigning. *Herpetological Review*. 33(1): 54.
- Galdino CAB, Pereira EG, Fontes AF, Van Sluys M. 2006. Defense behavior and tail loss in the endemic *Eurolophosaurus nanuzae* (Squamata, Tropiduridae) from southeastern Brazil. *Phyllomedusa*. 5(1): 25-30.
- Gandolfi SM, Rocha CFD. 1998. Orientation of thermoregulating *Tropidurus torquatus* (Sauria: Tropiduridae) on termite mounds. *Amphibia-Reptilia*. 19(3): 319-323.
- Greene HW. 1988. Antipredator mechanisms in reptiles. In: Gans C, Huey RB (Eds.). *Biology of the Reptilia*. Vol. 16. New York: Alan R. Liss Inc. p. 1-152.
- Hatano FH, Vrcibradic D, Galdino CAB, Cunha-Barros M, Rocha CFD, Van Sluys M. 2001. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*. 61(2): 287-294.
- Hoge AR. 1950. Notas erpetológicas. 7. Fauna erpetológica da Ilha da Queimada Grande. *Memórias do Instituto Butantan*. 22 (1949):151-172.
- Kiefer MC, Siqueira CC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2006. *Tropidurus torquatus* (Colored Lizard, Calango). Prey. *Herpetological Review*. 37(4): 475.
- Kiefer MC, Sazima I. 2002. Diet of juvenile tegu lizard *Tupinambis merianae* (Teiidae), in southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 23(1): 105-108.
- Kiefer MC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2007. Thermoregulatory behaviour in *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from Brazilian Coastal populations: an estimate of passive and active thermoregulation in lizards. *Acta Zoologica*. 87(2): 81-87.
- Kohlsdorf T, Rodrigues MT, Navas CA. 2004. *Tropidurus divaricatus* (NCN). Death feigning? *Herpetological Review*. 35: 390-391.
- Kohlsdorf T, Navas CA. 2006. Ecological constraints on the evolutionary association between field and preferred temperatures in Tropidurinae lizards. *Evolutionary Ecology*. 20: 549-564.
- Lema T. 1983. Bipedalia em *Tupinambis teguixin* (Linnaeus, 1758) (Sauria, Teiidae). *Iheringia Série Zoologia*. 62: 89-119.
- Lema T. 1986. Corrida bipedal em lagartos. *Natureza em Revista*. 11: 40-46.

- Lopes HR, Abe AS. 1999. Biologia reprodutiva e comportamento do teiú, *Tupinambis meriana*, em cativeiro (Reptilia, Teiidae). In: Fang TG, Montenegro OL, Bodmer RE (Orgs.). Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. La Paz: Editorial Instituto de Ecología. p. 259-274.
- Machado LL, Galdino CAB, Sousa BM. 2007. Defensive behavior of the lizard *Tropidurus montanus* (TROPIDURIDAE): effects of sex, body size and social context. *South American Journal of Herpetology*. 2: 136-140.
- Magnusson WE, Paiva LJ, Rocha RM, Lima AP. 1985. The correlates of foraging mode in a community of Brazilian lizards. *Herpetologica*. 41(3): 324-335.
- Magnusson WE. 1987. Reproductive cycles of teiid lizards in Amazonian savanna. *Journal of Herpetology*. 21(4): 307-316.
- Magnusson WE. 1993. Body temperatures of field-active Amazonian savanna lizards. *Journal of Herpetology*. 27(1): 53-58.
- Marques OAV, Sazima I. 1997. Diet and feeding behaviour of the coral snake, *Micrurus corallinus*, from the Atlantic Forest of Brazil. *Herpetological Natural History*. 5(1): 88-93.
- Meira KTR, Faria RG, Silva MDM, Miranda VT, Zahn-Silva W. 2007. História natural de *Tropidurus oreadicus* em uma área de cerrado rupestre do Brasil Central. *Biota Neotropica*. 7(2): 155-163.
- Menezes VA, Rocha CFD, Dutra GF. 2004. Reproductive Ecology of the Parthenogenetic Whiptail Lizard *Cnemidophorus natio* in a Brazilian Restinga Habitat. *Journal of Herpetology*. 38(2): 280-282.
- Mesquita DO, Colli GR. 2003. The ecology of *Cnemidophorus ocellifer* (Squamata, Teiidae) in a neotropical savanna. *Journal of Herpetology*. 37(3): 498-509.
- Mesquita DO, Costa GC, Colli GR. 2006a. Ecology of an Amazonian savanna lizard assemblage in Monte Alegre, Pará State, Brazil. *South American Journal of Herpetology*. 1(1): 61-71.
- Mesquita DO, Colli GR, França FGR, Vitt LJ. 2006b. Ecology of a Cerrado lizard assemblage in the Jalapão region of Brazil. *Copeia*. 2006(3): 459-470.
- Mesquita DO, Colli GR, Costa GC, França FGR, Garda AA, Péres Jr AK. 2006c. At the water's edge: ecology of semiaquatic teiids in Brazilian Amazon. *Journal of Herpetology*. 40(2): 221-229.

Mesquita DO, Vitt LJ, Caldwell JP, Colli GR, Garda AA, França FGR. 2007a. Detecting variation in microhabitat use in low diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology*. 41: 653-662.

Mesquita DO, Colli GR, Vitt LJ. 2007b. Ecological release in lizard assemblages of Neotropical savannas. *Oecologia*. 153: 185-195.

Milsted WW. 1961. Notes on teiid lizards in southern Brazil. *Copeia* 1961(4): 493-495.

Miralles A. 2005. The identity of *Lacertus mabouya* LACÉPÈDE 1788, with description of a neotype: an approach toward the taxonomy of new world *Mabuya*. *Herpetologica*, 61(1): 46-53.

Pianka ER, Vitt LJ. 2003. *Lizards: Windows to the Evolution of Diversity*. University of California Press. 333 p.

Pough FH, Andrews RM, Cadle JE, Crump ML, Savitzky AH, Wells KD. 1998. *Herpetology*. New Jersey: Prentice Hall.

Rand AS. 1964. An observation on *Dracaena guianensis* foraging under water. *Herpetologica*. 20(3): 207.

Rand, A.S. 1965. On the frequency and extent of naturally occurring foot injuries in *Tropidurus torquatus* (Sauria, Iguanidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*. 17: 225-228.

Rand AS, Rand P. 1966. Aspects of the ecology of the iguanid lizard *Tropidurus torquatus* at Belém, Pará. *Smithsonian Miscellaneous Collections*. 151: 1-16.

Rand AS, Humphrey SS. 1968. Interspecific competition in the tropical rain forest: ecological distribution among lizards at Belém, Pará. *Proceedings of the United States National Museum*. 125: 1-17.

Rand AS. 1982. Clutch and egg size in Brazilian iguanid lizards. *Herpetologica*. 38(1): 171-178.

Rezende-Pinto FM, Verrastro L, Zanotelli JC, Barata PCR. 2009. Reproductive biology and sexual dimorphism in *Cnemidophorus vacariensis* (Sauria, Teiidae) in the grasslands of the Araucaria Plateau, southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*. 99(1): 82-91.

Ribas S, Rocha CFD, Teixeira-Filho P, Vicente JJ. 1995. Helminths (Nematoda) of the lizard *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria: Teiidae): assessing the effect of rainfall, body size and sex in the nematode infection rates. *Ciência e Cultura*. 47(1/2): 88-91.

- Ribeiro LB, Freira EMX. 2008. *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) as a seed disperser of the plant *Commiphora leptophloeos* (Burseraceae) in the Caatinga of northeastern Brazil. *Cuadernos de Herpetología*. 22: 91-94.
- Righi AF, Galdino CAB, Nascimento LB. 2004. *Phyllopezus pollicaris* (Rock Gecko). Clutch size and oviposition sites. *Herpetological Review*. 4: 395-396.
- Rocha CFD. 1989. Diet of the Brazilian sand lizard (*Liolaemus lutzae*) in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 23(3): 292-294.
- Rocha CFD, Bergallo HG. 1990. Thermal biology and flight distance of *Tropidurus oreadicus* in an area of Amazonian Brazil. *Ethology, Ecology e Evolution*. 2(3): 263-268.
- Rocha CFD. 1991. Habitat utilization and feeding habits of *Neusticurus ecleopus* in a Brazilian tropical Rainforest. *Herpetological Review*. 22(2): 40-42.
- Rocha CFD. 1992a. *Liolaemus lutzae* (sand lizard). Cannibalism. *Herpetological Review*. 23(2): 60.
- Rocha CFD. 1992b. Reproductive and fat body cycles of the tropical sand lizard (*Liolaemus lutzae*) of Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 26(1): 17-23.
- Rocha CFD. 1993. The set of defense mechanisms in a tropical lizard *Liolaemus lutzae* of Southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*. 45(2): 116-122.
- Rocha CFD. 1994. Introdução à ecologia de lagartos brasileiros. In: Bernardes AL, Nascimento GC, organizadores. *Herpetologia no Brasil I*. 1ª Ed. Minas Gerais: Fundação Biodiversitas - PUC MG / Fundação Ezequiel Dias / FAPEMIG. p.39-57.
- Rocha CFD, Bergallo HG. 1994. *Tropidurus torquatus* (Collared lizard): Diet. *Herpetological Review*. 25(2): 69.
- Rocha CFD. 1995. Ecologia termal de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropiduridae) em uma área de restinga do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 55(3): 481-489.
- Rocha CFD. 1996. Seasonal shift in lizard diet: the seasonality in food resources affecting the diet of *Liolaemus lutzae* (Tropiduridae). *Ciência e Cultura*. 48(4): 264-270.
- Rocha CFD, Vrcibradic D. 1996. Thermal ecology of two sympatric skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in a Brazilian restinga habitat. *Australian Journal of Ecology*. 21(1): 110-113.

- Rocha CFD, Bergallo HG, Peccinini-Seale D. 1997. Evidence of an unisexual population of the Brazilian whiptail lizard genus *Cnemidophorus* (Teiidae) with description of a new species. *Herpetologica*. 53(3): 374-382.
- Rocha CFD, Vrcibradic D. 1998. Reptiles as predators of vertebrates and as preys in a restinga habitat of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*. 50(5): 364-368.
- Rocha CFD, Vrcibradic D. 1999. Reproductive Traits of Two Sympatric Viviparous Skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in a Brazilian Restinga Habitat. *Herpetological Journal*. 9: 43-53.
- Rocha CFD. 2000. Selectivity in plant food consumption in the lizard *Liolaemus lutzae* from Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 35(1): 14-18.
- Rocha CFD, Vrcibradic D, Araújo AFB. 2000. Ecofisiologia de Répteis de Restinga. In: Esteves FA, Lacerda LD, organizadores. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. 1ª Ed. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM). p. 117-149.
- Rocha CFD, Vrcibradic D, Teixeira RL, Cuzzuol MGL. 2002. Interpopulational variation in litter size of the skink *Mabuya agilis* in Southeastern Brazil. *Copeia*. 2002(3): 857-864.
- Rocha CFD, Van Sluys M, Vrcibradic D, Hatano FH, Galdino CA, Cunha-Barros M, Kiefer MC. 2004. A comunidade de répteis da restinga de Jurubatiba. In: Rocha CFD, Esteves FA, Scarano FR, organizadores. *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. 1ª Ed. São Carlos: RiMa Editora. p. 179-198.
- Rocha CFD. 2008. Body size, female reproduction and sexual dimorphism in the lizard *Ameiva ameiva* (Teiidae) in a restinga of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 25: 370-372.
- Rocha CFD, Siqueira CC. 2008. Feeding ecology of the lizard *Tropidurus oreadicus* Rodrigues 1987 (Tropiduridae) at Serra dos Carajás, Pará State, northern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 68: 109-113.
- Rocha CFD, Van Sluys M. 2008. Comportamento de Répteis. In: Del-Claro K, Prezoto P, Sabino J., organizadores. *As Distintas Faces do Comportamento Animal*. 2ª Ed. Campo Grande: UNIDERP. p. 173-188.
- Rocha CFD, Cunha-Barros MC, Menezes VA, Fontes AF, Vrcibradic D, Van Sluys M. 2008. Patterns of infestation by the trombiculid mite *Eutrombicula alfreddugesi* in four sympatric lizard species (genus *Tropidurus*) in Northeastern Brazil. *Parasite*. 15: 136-5.

- Rocha CFD, Van Sluys M, Vrcibradic D, Kiefer MC, Menezes VA, Siqueira CC. 2009. Comportamento de termorregulação em lagartos brasileiros. *Oecologia Brasiliensis*. 13: 115-131.
- Rodrigues MT. 1987. Sistemática, Ecologia e Zoogeografia dos *Tropidurus* do Grupo Torquatus ao Sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia*. 31(3): 105-230.
- Rummel JD, Roughgarden J. 1983. Some differences between invasion-structured and coevolution-structured competitive communities: a preliminary theoretical analysis. *Oikos*. 41: 477-486.
- Sartorius SS, Vitt LJ, Colli GR. 1999. Use of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforests by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation*. 90(2): 91-101.
- Sazima I, Sazima C, Sazima M. 2005. Little dragons prefer flowers to maidens: a lizard that laps nectar and pollinates trees. *Biota Neotropica*. 5(1): 1-8.
- Schluter D, Ricklefs RE. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. In: Ricklefs RE, Schluter D, editors. *Species diversity in ecological communities*. Chicago: The University of Chicago Press. p. 1-10.
- Silva V, Araújo AFB. 2008. *Ecologia dos Lagartos Brasileiros*. 1a Ed. Rio de Janeiro: Technical Books. 256 p.
- Simmons JE. 1975. The female reproductive cycle of the lizard *Ameiva ameiva petersii* Cope. *Herpetologica*. 31: 279-282.
- Sites JW, Peccinini-Seale DM, Moritz C, Wright JW, Brown WM. 1990. The evolutionary history of parthenogenetic *Cnemidophorus lemniscatus* (Sauria, Teiidae). I. Evidence for a hybrid origin. *Evolution*. 44: 906-921.
- Strüssmann C. 1997. Natural history. *Dracaena paraguayensis* (Paraguayan caiman-lizard). Courtship. *Herpetological Review*. 28: 151.
- Teixeira RL, Rocha CFD, Vrcibradic D, Cuzzuol MGT. 2003. Ecology of *Mabuya agilis* (Squamata, Scincidae) from a montane Atlantic Rainforest area in Southeastern Brazil. *Cuadernos de Herpetología*. 17(1-2): 101-109.
- Teixeira RL, Roldi K, Vrcibradic D. 2005. Ecological comparisons between sympatric lizards *Enyalius bilineatus* and *Enyalius brasiliensis* (Iguanidae, Leiosaurinae) from an Atlantic Rain-Forest area in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 39(3): 504-509.

- Teixeira-Filho PFP, Rocha CFD, Ribas SC. 1995. Aspectos da ecologia termal e uso do habitat por *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria: Teiidae) na Restinga de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 155-165.
- Teixeira-Filho PFP, Rocha CFD, Ribas SC. 1996. Ecologia termal e uso do habitat por *Tropidurus torquatus* (Sauria: Tropiduridae) em uma área de restinga do sudeste do Brasil. In: Pefaur JE, organizador. *Herpetologia Neotropical*. 1ª Ed. Mérida: Consejo de Publicaciones - Universidad de Los Andes. p. 255-267.
- Tinkle DW. 1967. The life and demography of the side-blotched lizard, *Uta stansburiana*. *Miscellaneous Publication of the Museum of Zoology from University of Michigan*. 132: 1-182.
- Toledo LF, Almeida CP, Andrade DOV. 2004. *Tupinambis merianae* (Tegu Lizard). Fungivory. *Herpetological Review*. 35(2): 173-174.
- Van Sluys M. 1992. Aspectos da ecologia do lagarto *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) em uma área do Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 52: 181-185.
- Van Sluys M. 1993. The reproductive cycle of *Tropidurus itambere* (Sauria: Tropiduridae) in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 27: 28-32.
- Van Sluys M, Rocha CFD, Ribas S. 1994. Nematodes infecting the lizard *Tropidurus itambere* in southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 15(4): 405-408.
- Van Sluys M. 1997. Home range of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in southeastern Brazil. *Copeia*. 1997(3): 623-628.
- Van Sluys M, Rocha CFD, Bergallo HG, Vrcibradic D, Ribas SC. 1997. Nematode infection in three sympatric lizards in an isolated fragment of restinga habitat in southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 18(3): 442-446.
- Van Sluys M, Vrcibradic D, Rocha CFD 2002. Tail loss in the syntopic lizards *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) and *Mabuya frenata* (Scincidae) in Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 37(3): 227-231.
- Van Sluys M, Rocha CFD, Vrcibradic D, Galdino CA, Fontes AF. 2004. Diet, activity and microhabitat use by two sympatric *Tropidurus* species (Lacertilia: Tropiduridae) in Minas Gerais, Brazil. *Journal of Herpetology*. 38(4): 606-611.
- Vanzolini PE. 1948. Notas sobre os ofídios e lagartos de Cachoeira das Emas, no município de Pirassununga, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*. 8(3): 377-400.
- Vanzolini PE. 1961. Notas bionômicas sobre *Dracaena guianensis* no Pará. *Papéis Avulsos Zoologia*. 14: 237-241.

- Vanzolini PE. 1977. *An annotated bibliography of the land and fresh-water reptiles of South America (1758-1975). Vol. II (1901-1975)*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.
- Verrastro L, Bujes CS. 1998. Ritmo de atividade de *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 (Sauria, Tropicuridae) na praia de Quintão, RS - Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 15(4): 907-914.
- Vicente JJ, Van Sluys M, Fontes AF, Kiefer MC. 2000a. *Subulura lacertilia* sp. n. (Nematoda, Subuluridae) parasitizing the Brazilian lizard *Tropidurus nanuzae* Rodrigues (Lacertilia, Tropicuridae). *Revista Brasileira de Zoologia*. 17(4): 1065-1068.
- Vicente JJ, Vrcibradic D, Pereira LCM, Pinto RM. 2000b. *Skrjabinodon helicostai* sp. n. (Nematoda, Pharyngodonidae) parasitizing *Mabuya frenata* (Cope) (Lacertilia, Scincidae) in Brazil and the reallocation of *Skrjabinodon capacitypanquii* (Freitas, Vicente e Ibañez) in the genus *Thelandros* Wedl. *Revista Brasileira de Zoologia*. 17(2): 361-367.
- Vitt LJ. 1981. Tail autotomy and regeneration in the tropical skink *Mabuya heathi*. *Journal of Herpetology*. 15: 454-457.
- Vitt LJ, Lacher TE. 1981. Behavior, habitat, diet, and reproduction of the iguanid lizard *Polychrus acutirostris* in the caatinga of northeastern Brazil. *Herpetologica*. 37:53-63.
- Vitt LJ. 1982. Reproductive tactics of *Ameiva ameiva* (Lacertilia: Teiidae) in a seasonally fluctuating tropical habitat. *Canadian Journal of Zoology*. 60: 3113-3120.
- Vitt LJ, Price HJ. 1982. Ecological and evolutionary determinants of relative clutch mass in lizards. *Herpetologica*. 38(1): 237-255.
- Vitt LJ. 1983. Reproduction and sexual dimorphism in the tropical teiid lizard *Cnemidophorus ocellifer*. *Copeia*. 1983(2): 359-366
- Vitt LJ, Blackburn DG. 1983. Reproduction in the lizard *Mabuya heathi* (Scincidae): a commentary on viviparity in New World *Mabuya*. *Canadian Journal of Zoology*. 61: 2798-2806.
- Vitt LJ, Goldberg SR. 1983. Reproductive ecology of two tropical Iguanid Lizards: *Tropidurus torquatus* and *Platynotus semitaeniatus*. *Copeia*. 1983(1): 131-141.
- Vitt LJ. 1985. On the biology of the little known anguid lizard, *Diploglossus lessonae*. *Papéis Avulsos Zoologia*. 36: 69-76.

- Vitt LJ. 1986. Reproductive tactics of sympatric gekkonid lizards with a comment on the evolutionary and ecological consequences of invariant clutch size. *Copeia*. 1986(3): 773-786.
- Vitt LJ. 1991a. Ecology and life history of the wide-foraging lizard *Kentropyx calcarata* (Teiidae) in Amazonian Brazil. *Canadian Journal of Zoology*. 69(11): 2791–2799.
- Vitt LJ. 1991b. Ecology and life history of the scansorial arboreal lizard *Plica plica* (Iguanidae) in Amazonian Brazil. *Canadian Journal of Zoology*. 69(2): 504–511
- Vitt LJ, Blackburn DG. 1991. Ecology and life history of the viviparous lizard *Mabuya bistriata* (Scincidae) in the Brazilian Amazon. *Copeia*. 1991(4): 916-927.
- Vitt LJ. 1993. Ecology of isolated open formation *Tropidurus* (Reptilia: Tropiduridae) in Amazonian lowland rain forest. *Canadian Journal of Zoology*. 71: 2370-2390.
- Vitt LJ, Colli GR. 1994. The geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. *Canadian Journal of Zoology*. 72(11): 1986-2008.
- Vitt LJ. 1995. The ecology of tropical lizards in the caatinga of northeast Brazil. *Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History*. 1: 1-29.
- Vitt LJ, Carvalho CM. 1995. Niche partitioning in a tropical wet season: lizards in the Lavrado area of Northern Brazil. *Copeia*. 1995(2): 305-329.
- Vitt LJ. 1996. Biodiversity of Amazonian lizards. In: Gibson AC, editor. Neotropical Biodiversity and Conservation. Los Angeles: Mildred E. Mathias Botanic Garden Miscellaneous Publication. p. 89-108.
- Vitt LJ, Zani PA. 1996. Ecology of the South American lizard *Norops chrysolepis* (Polychrotidae). *Copeia*. 1996(1): 56-68.
- Vitt LJ, Zani PA, Caldwell JP. 1996a. Behavioural ecology of *Tropidurus hispidus* on isolated rock outcrops in Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*. 1996(12): 81-101.
- Vitt LJ, Ávila-Pires TCS, Zani PA. 1996b. Observations on the ecology of the rare Amazonian lizard, *Enyalius leechii* (Polychrotidae). *Herpetological Natural History*. 4: 77-82.
- Vitt LJ, Zani PA. 1997. Ecology of the nocturnal lizard *Thecadactylus rapicauda* (Sauria: Gekkonidae) in the Amazon Region. *Herpetologica*. 53(2): 165-179.
- Vitt LJ, Zani PA, Ávila-Pires TCS. 1997a. Ecology of the arboreal tropidurid lizard *Tropidurus* (= *Plica*) *umbra* in the Amazon region. *Canadian Journal of Zoology*. 75: 1876-1882.

Vitt LJ, Zani PA, Lima ACM. 1997b. Heliotherms in tropical rain forest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curua-Una of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 1997(13): 199-220.

Vitt LJ, Zani PA, Caldwell JP, Araújo MC, Magnusson WE. 1997c. Ecology of Whiptail Lizards (*Cnemidophorus*) in the Amazon Region of Brasil. *Copeia*. 1997(4): 745-757.

Vitt LJ, Zani PA, Monteiro de Barros AA. 1997d. Ecological variation among populations of the gekkonid lizard *Gonatodes humeralis* in the Amazon basin. *Copeia*. 1997: 32-43.

Vitt LJ, Ávila-Pires TCS. 1998. Ecology of Two Sympatric Species of *Neusticurus* (Sauria: Gymnophthalmidae) in the Western Amazon of Brazil. *Copeia*. 1998(3): 570-582.

Vitt LJ, Ávila-Pires TCS, Caldwell JP, Oliveira V. 1998a. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology*. 12(3): 654- 664.

Vitt LJ, Zani PA, Ávila-Pires TCS, Esposito MC. 1998b. Geographical variation in the ecology of the gymnophthalmid lizard *Neusticurus eupleopus* in the Amazon rain forest. *Canadian Journal of Zoology*. 76: 1671-1680.

Vitt LJ, Sartorius SS, Ávila-Pires TCS, Esposito MC, Miles DB. 2000a. Niche segregation among sympatric Amazonian teiid lizards. *Oecologia*. 122: 410-420.

Vitt LJ, Souza RA, Sartorius SS, Ávila-Pires TCS, Esposito MC. 2000b. Comparative ecology of sympatric *Gonatodes* (Sauria: Gekkonidae) in the western Amazon of Brazil. *Copeia*. 2000:83-95.

Vitt LJ, Sartorius SS, Ávila-Pires TCS, Esposito MC. 2001. Life at River's Edge: Ecology of *Kentropyx altamazonica* in the Brazilian Amazon. *Canadian Journal of Zoology*. 79:1855-1865.

Vitt LJ, Zani PA, Esposito MC. 2002. Life in shade: the ecology of *Anolis trachyderma* (Squamata: Polychrotidae) in Amazonian Ecuador and Brazil, with comparisons to ecologically similar Anoles. *Copeia*. 2002: 275-286.

Vitt LJ, Pianka ER. 2003. Lizards: windows to the evolution of diversity. Berkeley: University of Berkeley Press. 333 p.

Vitt LJ, Pianka ER. 2005. Deep history impacts present-day ecology and biodiversity. *Proceedings from the National Academy of Sciences of the United States of America*. 102(22): 7877-7881.

Vitt LJ, Magnusson WE, Ávila-Pires TCS, Lima AP. 2008. *Guia de Lagartos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central*. 1ª Ed. Manaus: Attema Design Editorial Ltda. 176 p.

Vrcibradic D, Rocha CFD. 1996. Ecological differences in tropical sympatric skinks (*Mabuya agilis* and *Mabuya macrorhyncha*) in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 30(1): 60-67.

Vrcibradic D, Rocha CFD. 1998a. The Ecology of the Skink *Mabuya frenata* in an Area of Rock Outcrops in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 32(2): 229-237.

Vrcibradic D, Rocha CFD. 1998b. Reproductive cycle and life-history traits of the viviparous skink *Mabuya frenata* in Southeastern Brazil. *Copeia*. 1998(3): 612-619.

Vrcibradic D, Rocha CFD, Bursey C, Vicente JJ. 2002. Helminths infecting *Mabuya agilis* (Lacertilia: Scincidae) in a restinga habitat (Grumari) of Rio de Janeiro, Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 23(2): 109-114.

Vrcibradic D, Cunha-Barros M, Rocha CFD 2004. Ecological observations on *Mabuya dorsivittata* (Squamata, Scincidae) from a high altitude habitat in south-eastern Brazil. *Herpetological Journal*. 14: 109-112.

Vrcibradic D, Rocha CFD 2005. Observations on the natural history of the lizard *Mabuya macrorhyncha* Hoge (Scincidae) in Queimada Grande Island, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 22(4): 1185-1190.

Wiederhecker HC, Pinto ACS, Colli GR. 2002. Reproductive ecology of *Tropidurus torquatus* (Squamata: Tropiduridae) in the highly seasonal Cerrado biome of central Brazil. *Journal of Herpetology*. 36 (1): 82-91.

Winck GR, Cechin SZ. 2008. Hibernation and emergence pattern of *Tupinambis merianae* (Squamata: Teiidae) in the Taim Ecological Station, southern Brazil. *Journal of Natural History*. 42: 239-247.

Winck GR, Rocha CFD. Reproductive trends of Brazilian lizards (Reptilia, Squamata): the relationship between clutch size and body size in females. *North-Western Journal of Zoology*. 8(1), no prelo.

Wright JW, Lowe CH. 1968. Weeds, polyploids, parthenogenesis, and the geographical and ecological distribution of all-female species of *Cnemidophorus*. *Copeia*. 1968: 128-138.

Zaluar H, Rocha CFD 2000. Ecology of the wide-foraging lizard *Ameiva ameiva* (Teiida) in a sand dune habitat of southeast Brazil: ontogenetic, sexual and seasonal trends in food habits, activity, thermal biology and microhabitat use. *Ciência e Cultura*. 52(2): 101-107.

3 Estrutura das comunidades de lagartos em nove remanescentes de restinga do Estado do Rio de Janeiro: Composição e similaridades entre áreas

3.1 Introdução

O estudo de comunidades é um assunto complexo, e visa avaliar principalmente como as interações entre as espécies e o seu ambiente afetam a abundância, a distribuição e a diversidade de espécies nas comunidades (Pianka 1973; Schluter e Ricklefs 1993; Losos 1994). As comunidades são entidades biológicas em constante modificação, que podem ocorrer mesmo durante o período de vida dos indivíduos em estudo, e sua estrutura está diretamente ligada às relações entre os táxons componentes (Pianka 2000). A estrutura e organização das comunidades compreendem uma variedade de processos que ocorrem ao longo de diferentes dimensões espaciais e temporais, sendo assim, sua riqueza é suscetível aos processos externos: primeiro, a processos determinísticos ou estocásticos dentro de uma escala paisagística regional; e segundo, a circunstâncias e eventos históricos e geográficos únicos (Pianka 1973, 1986; Schluter e Ricklefs 1993; Losos 1994; Vitt *et al.* 1999). Portanto, as principais questões envolvem como as comunidades são estruturadas e por que possuem o padrão observado na natureza. Entretanto, Case (1994) aponta uma questão ainda mais controversa e ambiciosa: em que extensão uma espécie afeta a distribuição e abundância das outras espécies simpátricas?

Os fatores considerados mais importantes na estruturação e manutenção das comunidades incidem na pressão de co-existência, moldado ao longo do tempo evolutivo de acordo com as afinidades taxonômicas (Case 1994). Esses fatores abrangem características espaciais (micro-habitat), de dieta e atividade temporal, inter e intra-específicos. Em grande parte, o conhecimento sobre o funcionamento da comunidade e os fatores estruturando a organização foi obtido através de comunidades de lagartos dos desertos australiano, africano e norte-americano, desde a década de 1960 (ver Pianka 1986, para uma síntese dos estudos). Os diversos estudos realizados mostraram como as diferentes espécies de lagartos que compõem as comunidades interagem entre si, e como são afetadas por diferentes recursos, que incluem os elementos estruturais e físicos do ambiente. Entre os vários elementos de interação, está a inserção dos lagartos em extensas teias alimentares (*e.g.*, Rocha e Vrcibradic 1998), cuja estrutura influencia a abundância das espécies (efeitos *bottom-up* e *top-down*). De modo geral,

considera-se um contínuo de níveis de organização que uma comunidade pode apresentar, variando desde fatores determinísticos ou ao acaso, e pode flutuar ao longo do tempo (Wiens 1984 *apud* James 1994).

A taxa de ocupação humana em muitos habitats cresce rapidamente, extinguindo parcial ou totalmente comunidades naturais (Vitt e Vangilder 1983). Reconhecidamente, a zona litorânea constitui o ambiente mais afetado no Brasil, com histórico de ocupação e exploração que data o século XVI (Rocha *et al.* 2003). Segundo Pimm e Raven (2000), a perda e a fragmentação de habitat são os principais fatores responsáveis pela redução da biodiversidade local. Os ambientes de restinga estão inseridos no bioma Mata Atlântica (Rocha *et al.* 2003), o qual é considerado como um dos *hotspots* do planeta (Myers *et al.* 2000), e apresenta importantes problemas relacionados à preservação dos remanescentes (ver Rocha *et al.* 2003, 2007; Bergallo *et al.* 2009), que atualmente encontram-se fragmentados e/ou isolados.

No Estado do Rio de Janeiro, estudos envolvendo comunidades de lagartos em ambientes de restinga foram realizados nas duas últimas décadas apenas nas Restingas da Barra de Maricá (Araújo 1984) e no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Cunha-Barros 1998; Hatano *et al.* 2001; Matos 2005), e para diferentes restingas da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro, conjuntamente (Rocha e Bergallo 1997). Contudo, apenas o estudo de Rocha e Bergallo (1997) apresentou uma primeira aproximação sobre o efeito do habitat estrutural afetando comunidades locais entre diferentes restingas, apesar de envolver mensurações preliminares e com base em uma escala de tempo relativamente reduzida de esforço em cada área. A falta de uma base mais ampla de dados sobre as comunidades componentes em cada área de restinga e a análise dos fatores locais do habitat, e das interrelações específicas afetando as diferentes espécies e a comunidade como um todo, ainda restringem uma melhor compreensão dos modelos funcionais de comunidades de lagartos em ambientes de restinga. Assim, a partir de um esforço amostral padronizado, o presente estudo foi desenhado para estudar a composição das comunidades de lagartos em nove diferentes restingas do Estado do Rio de Janeiro; avaliar os principais tipos de meso-habitats utilizados pelas espécies; estimar as similaridades entre as comunidades; e conhecer em que extensão os parâmetros estruturais de vegetação das restingas explicam a riqueza de lagartos das localidades.

3.2 Material e Métodos

Para cada restinga, realizamos um conjunto de transecções lineares delimitadas por tempo (intervalos de 1 h) em cada zona de vegetação, paralelas à linha de praia, e distantes 100 metros entre si. Assim, buscamos reduzir a chance de registro de um mesmo indivíduo, para assegurar a independência das observações. Realizamos a procura visual entre oito e 13h, que corresponde ao período que concentra a maior parte da atividade das espécies de lagartos nas restingas (Araújo 1984; Hatano *et al.* 2001). Em cada área de restinga, realizamos as transecções nas estações seca (inverno) e chuvosa (verão), por dois dias em cada estação, ao longo de três anos (de 2008 a 2011). A restinga da Marambaia foi excluída do presente estudo, devido a dificuldades logísticas. Para cada animal, registramos a espécie, e a distância inicial (em m) entre o indivíduo visualizado e a transecção, a um ângulo de 90°. Para medir a estrutura geral de cada restinga, ao longo do habitat em cada área, registramos a cada cinco metros os tipos de micro-habitats presentes no ponto em que o observador se encontra. Para tanto, delineamos um círculo de dois metros de diâmetro com auxílio de barbante, dentro do qual mensuramos as seguintes variáveis ambientais: altura da vegetação (maior e menor planta, em cm), a distância entre bordos das duas moitas mais próximas no ponto (em cm), diâmetro do caule (em cm) da planta mais central ao círculo, presença/ausência e número de cactos e presença/ausência e número de bromélias e profundidade da camada de folhiço no ponto (em cm). Além disso, mensuramos as variáveis de porcentagem de cobertura do dossel e de heterogeneidade do solo (vegetação, areia, folhiço, entulho ou musgo) com auxílio de um quadrado vazado (50 x 50 cm), composto por 100 células de 25 cm², seguindo a metodologia proposta por Freitas *et al.* (2002). Para a zona halófila, adicionalmente mensuramos a distância entre o mar e a vegetação, e as inclinações da areia no nível da água e no nível da vegetação. Os tamanhos das áreas dos remanescentes de restinga estudadas foram adquiridos através da literatura (Rocha *et al.* 2007), enquanto as distâncias lineares entre os remanescentes foram mensurados através do programa ArcGIS 9.2 (ESRI 2006), utilizando coordenadas geográficas adquiridas durante o estudo.

Estimamos o esforço amostral em cada restinga através do número de horas/observador confrontado com a riqueza acumulada das espécies, utilizando a estimativa de Coleman (Colwell *et al.* 2004), através da permutação dos dados de cada restinga (1.000 iterações). As estimativas para a curva de rarefação foram calculadas através do programa

EstimateS 8.2.0 (Colwell 2006). Comparamos as abundâncias das espécies (variáveis) entre as localidades (unidades amostrais) através de análise de variância por meio de permutação dos dados (PermANOVA, 10.000 iterações) (Legendre e Legendre 1998), com auxílio do programa MULTIV 2.78b (Pillar 2006). Realizamos um escalonamento multi-dimensional (NMDS) a partir da matriz de abundância de cada espécie em cada localidade, para identificar os elementos de similaridade entre as áreas de restinga. Para isso, a medida de semelhança utilizada foi Distância Euclidiana. Relacionamos a abundância total das espécies e a riqueza de cada área com o respectivo tamanho (em ha) através do teste de regressão linear. Para identificar as variáveis estruturais com maior influência sobre as espécies de lagartos nas restingas, realizamos uma análise de componentes principais (PCA).

Estimamos a densidade populacional de cada espécie em cada restinga (indivíduos por metro linear, ind./m), bem como o raio médio de detecção dos indivíduos em relação à transecção (RD), com o auxílio do software Distance® (Thomas *et al.* 2005). Para tanto, utilizamos os dados de número de indivíduos de cada espécie em cada transecção, o comprimento da transecção, e a distância dos indivíduos em relação à transecção. Comparamos as densidades médias e os raios de detecção médios entre as espécies e entre famílias com teste de variância através da permutação dos dados (PermANOVA, 10.000 iterações) (Legendre e Legendre 1998), com auxílio do programa MULTIV 2.78b (Pillar 2006).

Para as nove restingas, as matrizes contendo os dados referentes à riqueza e abundâncias das espécies registradas foram comparadas por correlação de Pearson à matriz contendo as variáveis componentes da heterogeneidade ambiental. As comparações foram realizadas através de dois testes (Fortin e Gurevitch 2001): Mantel parcial (ro), comparando as duas matrizes com os dados brutos (abundância/riqueza e estrutura), e uma terceira matriz especificando os grupos de unidades amostrais (localidades); e Mantel (r), sem a especificação de grupos. O teste de Mantel examina a relação entre duas matrizes, e os produtos dos elementos correspondentes das matrizes de distância (e.g. abundâncias das espécies e estrutura da vegetação) são somados (Fortin e Gurevitch 2001):

$$Z = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n A_{ij} B_{ij}, \text{ para } i \neq j$$

Onde as variáveis (matrizes A e B) contêm as distâncias das medidas que são comparadas entre todas as n unidades amostrais. A significância das diferenças entre os pares de restingas foi analisada através de permutação dos dados (10.000 iterações) (Legendre e

Legendre 1998). Essas análises foram conduzidas utilizando o programa computacional MULTIV 2.78b (Pillar 2006).

Calculamos o coeficiente de complementaridade (C) proposto por Colwell e Coddington (1994), que corresponde à distância de Marczewski-Steinhaus (Longino 2000), para estimar as restingas mais relacionadas entre si em termos de espécies componentes em comum:

$$C = \left(\frac{S_j + S_k - 2V_{jk}}{S_j + S_k - V_{jk}} \right) 100$$

Onde S_j e S_k correspondem ao número de espécies registradas para as localidades j e k ; V_{jk} refere-se ao número de espécies comuns a ambos os locais (Colwell e Coddington 1994). O coeficiente varia de zero, quando as localidades são consideradas idênticas, a um (ou 100%), quando são consideradas totalmente distintas, isto é, não há co-ocorrência de espécies (Colwell e Coddington 1994). Testamos se a complementaridade estava correlacionada com a distância geográfica (em quilômetros) entre as restingas por meio da correlação matricial, utilizando correlação de Pearson. Para tanto, comparamos a matriz de dissimilaridade contendo os valores de C e a matriz de distância geográfica entre as localidades através do teste de Mantel (Legendre e Legendre 1998). A significância foi avaliada por meio de permutação dos dados (10.000 iterações), com o programa PC-ORD 5.0 (McCune *et al.* 1999).

Através dos dados de presença e ausência das espécies nas localidades, realizamos uma análise de agrupamento (hierárquico) para identificar as restingas mais semelhantes em relação à composição de espécies (Magurran 2004). Para a construção do dendrograma resultante dessa análise, utilizamos o índice de Jaccard como medida de semelhança, e as restingas foram agrupadas por ligação simples. A análise foi conduzida no programa PC-ORD 5.0 (McCune *et al.* 1999).

Todos os dados foram testados quanto a sua homocedasticidade antes da realização das análises.

3.3 Resultados

A partir das estimativas de riqueza obtida nas localidades amostradas com base no esforço empregado, estatisticamente, as espécies de lagartos potencialmente existentes em cada restinga foram encontradas durante o presente estudo (Figura 7a, b, c). O número de amostras variou de acordo com o número de zonas de vegetação.

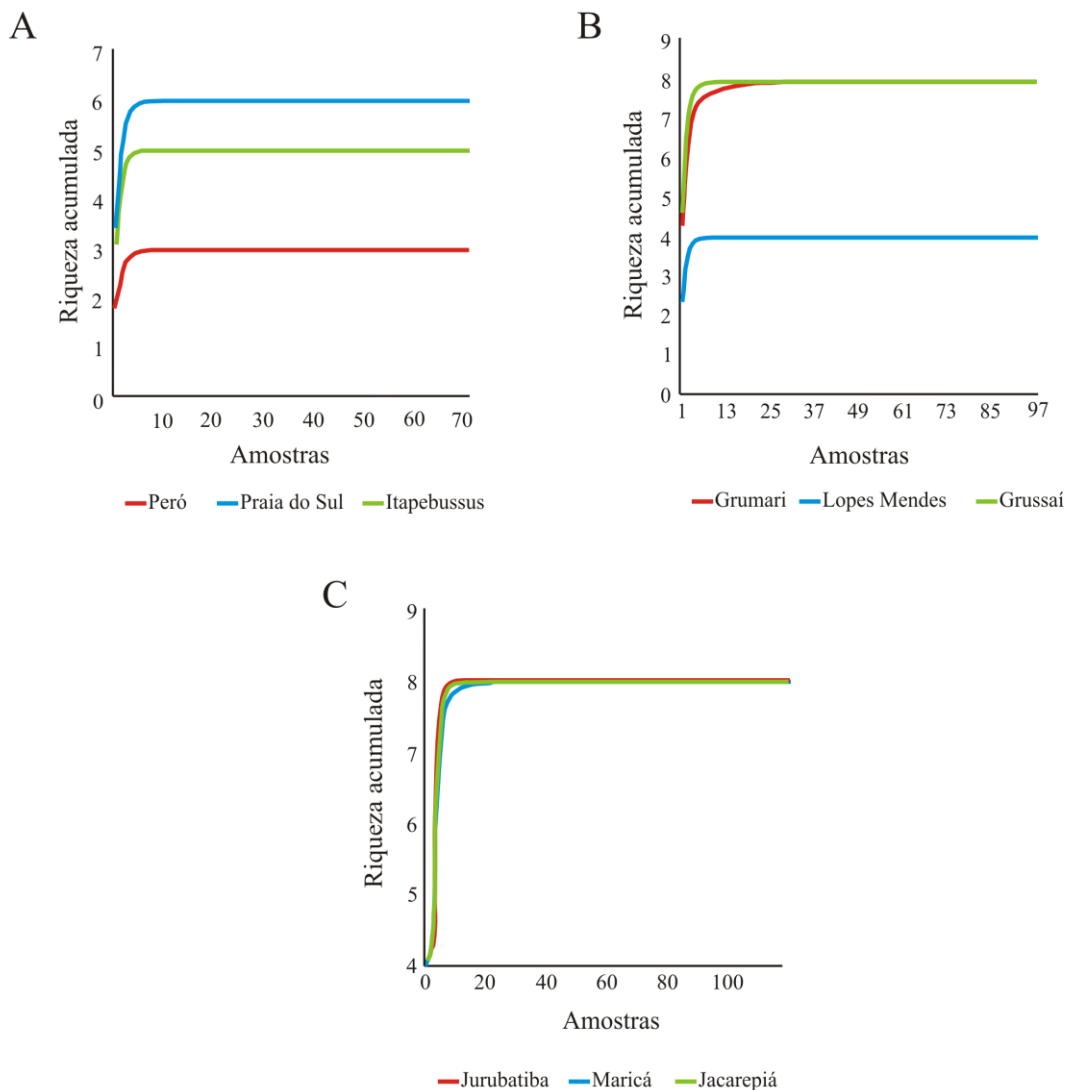


Figura 7 – Número acumulado de espécies registradas em função do esforço amostral (horas de amostragem) das áreas de restinga estudadas, localizadas ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2011. **A:** Linha vermelha = restinga do Peró; Linha azul = restinga da Praia do Sul na Ilha Grande e linha verde = Itapebussus; **B:** Linha vermelha = restinga de Grumari; Linha azul = restinga de Lopes Mendes na Ilha Grande e linha verde = restinga de Grussaí; **C:** Linha vermelha = restinga de Jurubatiba; Linha azul = restinga de Maricá; e Linha verde = restinga de Jacarepiá.

Registramos um total de nove espécies ocorrendo conjuntamente nos remanescentes de restingas amostrados do litoral do Estado do Rio de Janeiro (Tabela 5, Figuras 8 e 9). Considerando todas as restingas estudadas em conjunto, as espécies mais abundantes foram do tropidurídeo *Tropidurus torquatus* ($N_{\text{total}}= 495$; 34,8%), seguido do scincídeo *Mabuya agilis* ($N_{\text{total}}= 253$; 17,8%), do liolemídeo *Liolaemus lutzae* ($N_{\text{total}}= 189$; 13,3%), e do teiídeo *Cnemidophorus littoralis* ($N_{\text{total}}= 157$; 11%). As espécies com menores abundâncias foram *Gymnodactylus darwini* ($N_{\text{total}}= 10$; 0,7%), *Hemidactylus mabouia* ($N_{\text{total}}= 45$; 3,2%), *Tupinambis merianae* ($N_{\text{total}}= 60$; 4,2%), *Ameiva ameiva* ($N_{\text{total}}= 101$; 7,1%), e *Mabuya macrorhyncha* ($N_{\text{total}}= 112$; 7,9%). A família Teiidae estava representada pelo maior número de espécies no geral (três espécies) (Tabela 5). Apenas *M. agilis* foi registrada em todas as localidades amostradas (Tabela 5). Registramos a presença o gekkonídeo exótico e invasor *H. mabouia* em habitat natural nas restingas de Grumari, Maricá, Però, Jurubatiba e Grussaí. Em relação a endemismos, registramos os lagartos *L. lutzae* ocorrendo nas restingas de Grumari, Maricá, Jacarepiá e Però; e *C. littoralis* nas restingas de Maricá, Jurubatiba e Grussaí. Não houve diferença significativa entre as comunidades em termos da abundância das espécies (PermANOVA; $Q = 38,132$; $p = 0,98$), apesar da representação espacial manter a restinga de Jurubatiba afastada das demais (NMDS; estresse final da configuração = 0.018; proporção de variância = 0.99; Figura 10). Ao considerarmos os meso-habitats, observamos que a maioria das espécies (*Tropidurus torquatus*, *Hemidactylus mabouia*, *Ameiva ameiva*, *Cnemidophorus littoralis*, *Mabuya agilis* e *M. macrorhyncha*) ocorreu em todas as zonas de vegetação (Tabela 6). *Tupinambis merianae* ocorreu em quatro das cinco zonas de vegetação no geral, dentre as zonas existentes nas restingas estudadas. Em contrapartida, *Liolaemus lutzae* e *Gymnodactylus darwini* foram registradas em apenas três das zonas de vegetação (ver Tabela 6). Considerando as variáveis de estrutura ambiental mensuradas, *H. mabouia* esteve mais relacionada com a profundidade do folhiço; e *M. agilis*, *C. littoralis* e *T. torquatus* com a disponibilidade de areia nua (Figura 11). *Tropidurus torquatus* e *M. macrorhyncha* também se situaram próximas ao número de bromélias disponíveis (Figura 11).

Tabela 5 – Abundância e riqueza de espécies amostradas nas restingas ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro e abundância das respectivas espécies de acordo com as localidades amostradas.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Però, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí.

Táxon	Localidades									Total
	PS	LM	GR	MA	JA	PE	JU	IT	GS	
Liolaemidae										
<i>Liolaemus lutzae</i>	0	0	51	55	47	36	0	0	0	189
Tropiduridae										
<i>Tropidurus torquatus</i>	0	33	49	57	61	3	166	19	107	495
Gekkonidae										
<i>Hemidactylus mabouia</i>	0	0	17	3	0	1	1	0	23	45
Phyllodactylidae										
<i>Gymnodactylus darwinii</i>	2	1	3	0	0	0	1	0	3	10
Teiidae										
<i>Ameiva ameiva</i>	0	0	15	18	12	23	2	9	22	101
<i>Cnemidophorus littoralis</i>	0	0	0	42	0	0	79	0	36	157
<i>Tupinambis merianae</i>	7	9	10	8	5	0	4	6	11	60
Scincidae										
<i>Mabuya agilis</i>	31	14	21	38	20	29	47	17	36	253
<i>M. macrorhyncha</i>	0	0	9	33	5	2	28	6	29	112
Total	40	57	175	254	150	94	328	57	267	1422



Figura 8 – Espécies de lagartos encontradas em nove dos remanescentes de restinga ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro.

Legenda: A. *Liolaemus lutzae* Mertens 1938; B. *Tropidurus torquatus* (Wied 1820); C. *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés 1818); D. *Gymnodactylus darwinii* (Gray 1845); E. *Ameiva ameiva* (Linnaeus 1758); F. *Cnemidophorus littoralis* Rocha, Araújo, Vrcibradic e Costa 2000.

Fonte: Gisele R. Winck (A, B, C, E, F); B. Paixão-Borges (D).



Figura 9 – Espécies de lagartos encontradas em nove dos remanescentes de restinga ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro.

Legenda: G. *Tupinambis meriana* (Duméril e Bibron 1839); H. *Mabuya agilis* (Raddi 1823); I. *M. macrorhyncha* Hoge 1947.

Fonte: Intenet (G); Gisele R. Winck (H, I).

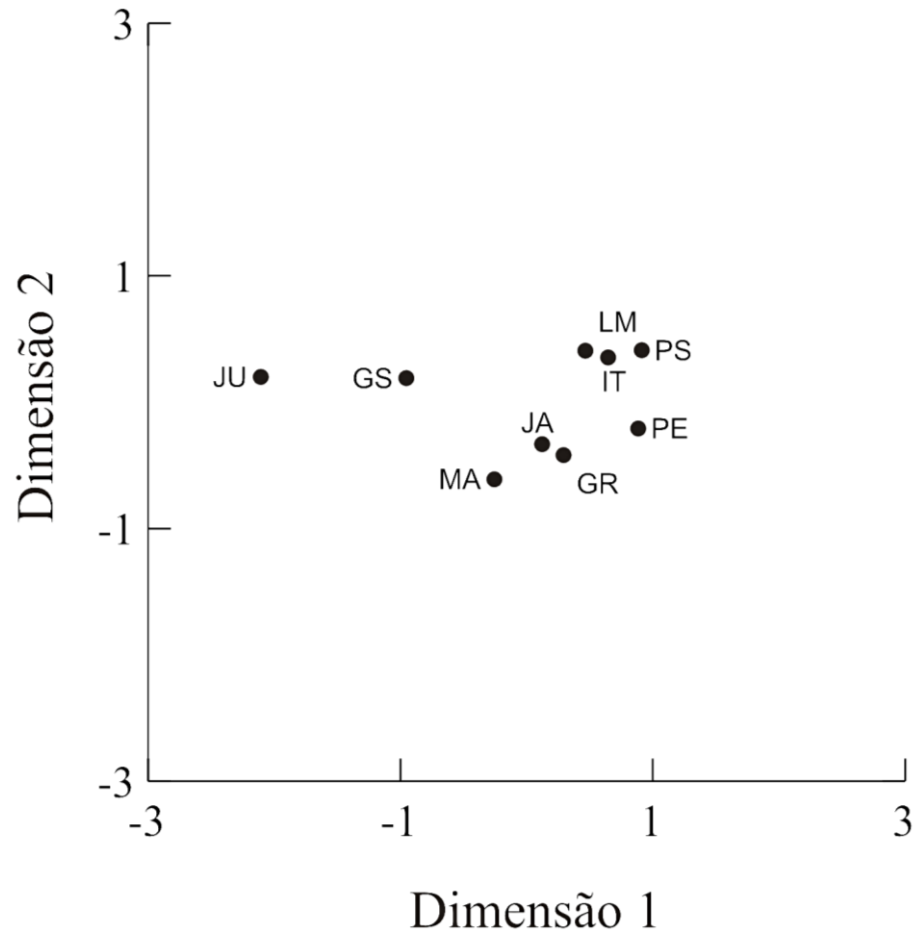


Figura 10 – Análise de escalonamento multi-dimensional representando a conformação espacial de relação entre as restingas amostradas no presente estudo, em termos de abundâncias das espécies que as compõem (estresse final da configuração = 0.018; proporção de variância = 0.99). PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Però, IT = Itapebussus, JU = Jurubatiba, GS = Grussaí.

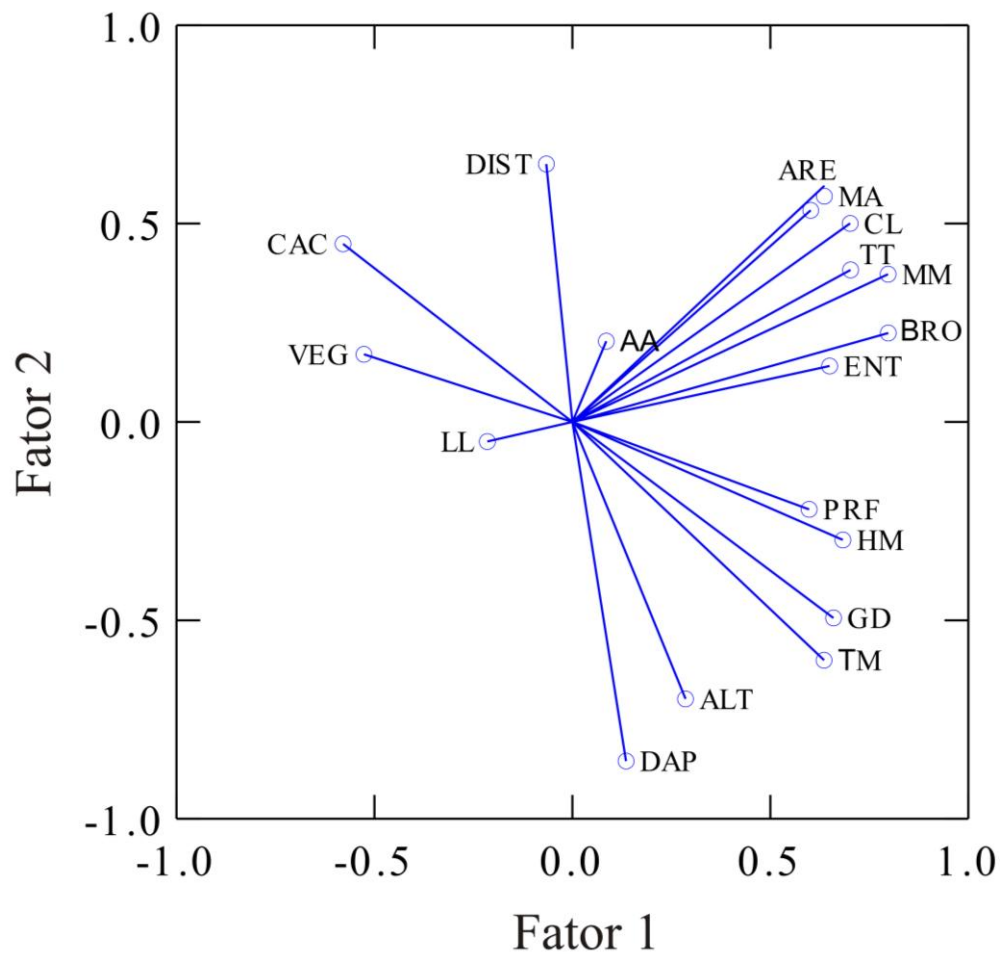


Figura 11 – Configuração espacial resultante da análise de componentes principais (PCA), referente aos dados de abundância das espécies encontradas e as variáveis de heterogeneidade ambiental de nove restingas amostradas de 2008 a 2011, no estado do Rio de Janeiro. Variáveis de heterogeneidade do solo: VEG = cobertura de vegetação no solo, ARE = quantidade de areia nua, ENT = quantidade de entulho no solo; BRO = número de bromélias, CAC = número de cactos; PRF = profundidade do folhicho; DIST = espaçamento da vegetação; ALT = altura da vegetação; DAP = diâmetro do caule; LL = *Liolaemus lutzae*; AA = *Ameiva ameiva*; MA = *Mabuya agilis*; CL = *Cnemidophorus littoralis*; TT = *Tropidurus torquatus*; MM = *M. macrorhyncha*; HM = *Hemidactylus mabouia*; GD = *Gymnodactylus darwini*; TM = *Tupinambis merianae*.

Tabela 6 – Ocorrência das espécies de lagartos encontradas nas restingas do Estado do Rio de Janeiro, de acordo com as zonas de vegetação consideradas neste estudo para cada restinga.

Legenda: LL= *Liolaemus lutzae*, TT= *Tropidurus torquatus*, HM= *Hemidactylus mabouia*, GD= *Gymnodactylus darwinii*, AA= *Ameiva ameiva*, CL= *Cnemidophorus littoralis*, TM= *Tupinambis merianae*, MA= *Mabuya agilis*, MM= *M. macrorhyncha*, IN= zona de vegetação inexistente, SR= sem registro de lagartos.

Localidades	Reptante	Pós-praia	Moitas baixas	Moitas altas	Mata
Praia do Sul	MA, TM	MA, TM, GD	IN	IN	TM
Lopes Mendes	TT	TM, MA, GD	IN	TT, TM, MA	SR
Grumari	LL, HM, AA, MA	HM, GD, MA, MM	AA, MA, MM	IN	TM, GD
Maricá	LL, TT, HM, MM	LL, AA, CL, MA	TT, CL, MA, MM	TT, AA, CL, TM, MA, MM	TT, AA, TM
Jacarepiá	LL, TT	AA, MA	TT, MA, MM	TT, MA, MM	TM
Peró/Conchas	LL	TT, AA, MA	LL, HM, AA, MA, MM	IN	IN
Itapebussus	TT, TM, MA	TM, MA	IN	TT, AA, TM, MA, MM	IN
Jurubatiba	TT, CL, MA, MM	GD	TT, HM, CL, MA, MM	TT, CL, TM, MA, MM	TM
Grussaí	SR	IN	TT, HM, MA, MM	TT, HM, GD, AA, CL, TM, MA, MM	TT, HM, AA, CL, TM, MA, MM

O tamanho das áreas dos remanescentes de restingas amostradas não afetou significativamente a abundância total das espécies de lagartos nelas existentes (Regressão linear; $R^2 = 0,345$; $F = 0,944$; $p = 0,364$), nem a riqueza de espécies nas localidades (Regressão linear; $R^2 = 0,232$; $F = 0,398$; $p = 0,548$). Em termos de densidade, *Ameiva ameiva* ($D = 0,59$ ind./m em Grussaí), *Hemidactylus mabouia* ($D = 0,45$ ind./m em Grumari) e *Tupinambis merianae* ($D = 0,475$ ind./m na Praia do Sul) destacaram-se com os maiores valores considerando-se todas as localidades (Tabela 7).

Tabela 7 – Densidades estimadas das espécies de lagartos nos remanescentes de restingas do Estado do Rio de Janeiro. O filodactilídeo *Gymnodactylus darwinii* foi excluído da análise, devido a sua baixa frequência de ocorrência na amostragem. Os valores estão expressos em termos de indivíduos por metro linear (ind./m).

Legenda: PS= Praia do Sul, LM= Lopes Mendes, GR= Grumari, MA= Maricá, JA= Jacarepiá, PE= Però, JU= Jurubatiba, IT= Itapebussus, GS= Grussaí. DI= dados insuficientes.

Espécies	PS	LM	GR	MA	JA	PE	IT	JU	GS
Liolaemidae									
<i>Liolaemus lutzae</i>	-	-	0,16	0,21	0,12	0,28	-	-	-
Tropiduridae									
<i>Tropidurus torquatus</i>	-	0,3	0,16	0,23	0,1	-	0,27	0,26	0,16
Gekkonidae									
<i>Hemidactylus mabouia</i>	-	-	0,45	-	-	-	-	-	0,27
Teiidae									
<i>Ameiva ameiva</i>	-	-	0,31	0,41	0,38	0,21	DI	DI	0,59
<i>Cnemidophorus littoralis</i>	-	-	-	0,17	-	-	-	0,22	0,31
<i>Tupinambis merianae</i>	0,47	0,39	0,34	-	-	-	0,44	0,31	0,43
Scincidae									
<i>Mabuya agilis</i>	0,18	0,01	0,29	0,21	0,32	0,27	0,36	0,19	0,18
<i>M. macrorhyncha</i>	-	-	0,2	0,25	0,09	0,12	0,11	0,27	0,317

A densidade média (ind./m) e o raio médio de detecção dos lagartos variaram entre as espécies (Tabela 8). Não houve diferença significativa entre as espécies em termos da densidade média e do raio médio de detecção (PermANOVA; $Q = 3,24$; $p = 0,8$). Entretanto, quando comparamos essas variáveis entre as famílias de lagartos encontradas, houve uma diferença proximamente significativa (PermANOVA; $Q = 2,52$; $p = 0,06$). Em termos da densidade geral, considerando todas as espécies de

lagartos conjuntamente por zona de vegetação, observamos os maiores valores de densidade para as zonas reptante ($D_{\text{média}} = 1,32$ ind./m) e pós-praia ($D_{\text{média}} = 1,23$ ind./m), intermediários para as zonas de moitas esparsas (moitas baixas, $D_{\text{média}} = 1,15$ ind./m; moitas altas, $D_{\text{média}} = 1,12$ ind./m), e os menores valores para a zona de mata de restinga ($D_{\text{média}} = 0,95$ ind./m) (Tabela 9).

Tabela 8 – Densidades médias das espécies de lagartos nas restingas do Estado do Rio de Janeiro. *Gymnodactylus darwinii* (Phyllodactylidae) foi excluída da análise, devido a baixa frequência de ocorrência na amostragem. Os valores estão expressos em indivíduos por metro linear (ind./m). O raio de detecção (em m) refere-se à distância média de detecção dos indivíduos das espécies em relação à transecção.

Espécie	DM	RD
<i>Liolaemus lutzae</i>	0,19	1,9
<i>Tropidurus torquatus</i>	0,21	2,3
<i>Hemidactylus mabouia</i>	0,36	1,5
<i>Ameiva ameiva</i>	0,38	3,3
<i>Cnemidophorus littoralis</i>	0,23	3,1
<i>Tupinambis merianae</i>	0,39	3
<i>Mabuya agilis</i>	0,22	2,1
<i>M. macrorhyncha</i>	0,19	2,1

Tabela 9 – Densidades de lagartos nas diferentes zonas de vegetação das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *Gymnodactylus darwinii* (Phyllodactylidae) foi excluída da análise, devido sua baixa frequência de ocorrência na amostragem. Os valores de densidade estão expressos em indivíduos por metro linear (ind./m).

Legenda: DI= dados insuficientes, IN= zona de vegetação inexistente, SR= sem registro de lagartos. A linha “Total” indica a densidade geral de lagartos (ind./m) para cada zona de vegetação de cada restinga estudada.

Localidades	Reptante	Pós-praia	Moitas baixas	Moitas altas	Mata
Praia do Sul	0,205	DI	IN	IN	0,4
Lopes Mendes	0,044	0,33	IN	0,306	SR
Grumari	0,158	0,213	0,176	IN	0,26
Maricá	0,141	0,13	0,156	0,185	0,04
Jacarepiá	0,119	0,094	0,252	0,115	DI
Peró	0,276	0,147	0,242	IN	IN
Itapebussus	0,3	0,265	IN	0,186	IN
Jurubatiba	0,081	0,047	0,122	0,155	DI
Grussaí	SR	IN	0,2	0,177	0,24
TOTAL	1,32	1,23	1,15	1,12	0,95

As localidades de restinga que tiveram maior riqueza de espécies de lagartos foram Grumari, Maricá, Jurubatiba e Grussaí (todas com oito espécies), enquanto para as restingas insulares (Praia do Sul e Lopes Mendes) foram registradas apenas três e quatro espécies, respectivamente (ver Tabela 5). A análise da relação entre a estrutura da vegetação das restingas e a abundância correspondente das espécies de lagartos resultou em uma alta correlação, positiva e significativa, tanto para a estrutura de uma forma geral (i.e., sem especificação das localidades) (teste de Mantel; $r = 0,73$; $p = 0,002$), como para a estrutura da vegetação de cada localidade (teste de Mantel parcial; $r = 0,97$; $p = 0,001$). Entretanto, a correlação entre a riqueza das comunidades e a estrutura da vegetação das localidades foi baixa e não significativa (teste de Mantel; $r = 0,17$; $p = 0,19$; teste de Mantel parcial; $r = 0,21$; $p = 0,2$).

O coeficiente de complementaridade apresentou maiores valores (acima de 60%) entre Praia do Sul e as demais localidades continentais (Tabela 10). As matrizes com os valores dos coeficientes e com os valores de distâncias geográficas apresentaram correlação positiva e significativa ($r = 0,75$; $p = 0,0001$).

Tabela 10 – Matriz de comparação entre as comunidades amostradas ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro. Os dados abaixo da diagonal formada por zeros referem-se à distância entre os remanescentes de restinga analisados (em km), enquanto os dados acima da diagonal representam os valores do Coeficiente de Complementaridade (C, em porcentagem; Colwell e Coddington 1994) entre os pares de restinga.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Peró, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí. Valores de C maiores ou iguais a 50% foram destacados dos demais, bem como os valores de distâncias dos referidos pares de restinga.

	PS	LM	GR	MA	JA	PE	IT	JU	GS
PS	0	25	62,5	77,8	71,4	71,4	66,7	62,5	62,5
LM	16,4	0	50	66,7	57,1	57,1	50	50	50
GR	79,1	62,7	0	22,2	25	25	37,5	22,2	22,2
MA	147,6	131,2	68,5	0	25	25	37,5	22,2	22,2
JA	190,1	173,7	111	42,4	0	28,6	16,7	44,4	44,4
PE	239	222,6	159,9	91,4	48,9	0	42,9	44,4	44,4
IT	257,3	240,9	178,7	109,7	67,3	18,3	0	37,5	37,5
JU	287	270,6	207,9	139,4	96,9	48	29,6	0	0
GS	370,5	354,1	291,5	222,9	180,5	131,5	113,2	83,6	0

A análise de agrupamento envolvendo os dados de abundância das espécies (Figura 6) permite evidenciar um conjunto das duas restingas insulares destacado das

demais, e que possuem maior similaridade sendo compreendido pelas restingas de Praia do Sul (PS), e Lopes Mendes (LM), sendo esse par de restingas mais similar entre si (Figura 12). Jacarepiá e Jurubatiba formaram outro grupo (Figura 12). Por outro lado, a mais distinta dentre todas as localidades estudadas foi Però (Figura 12). Entretanto, estatisticamente as restingas não diferiram significativamente em termos de abundância de espécies (PermANOVA; $Q = 38,132$; $p = 0,9$).

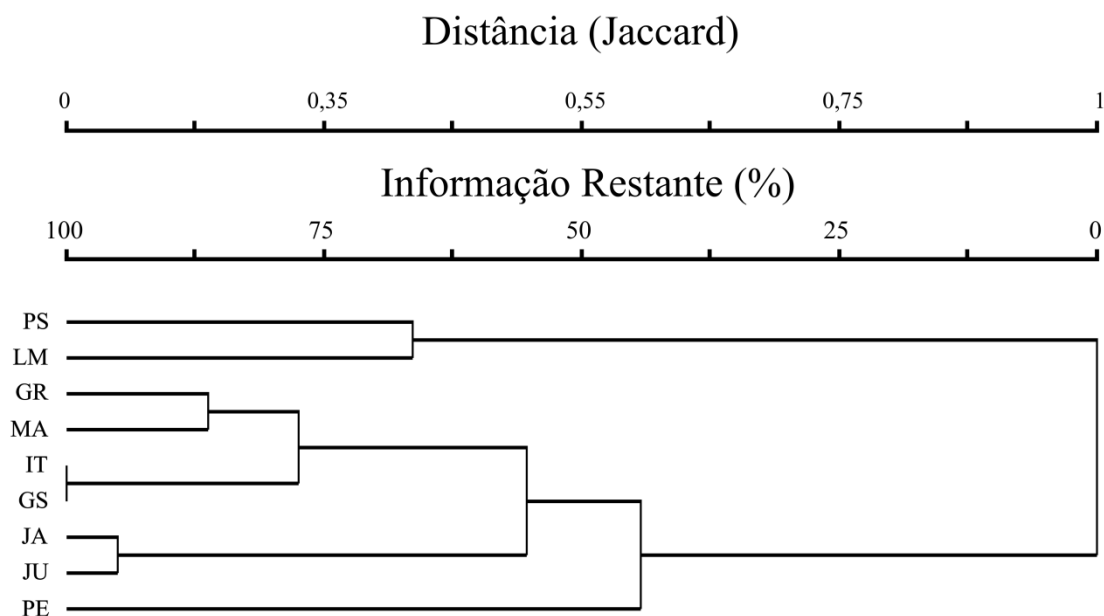


Figura 12 – Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à composição de espécies (riqueza) das diferentes restingas de lagartos estudadas ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Però, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí.

3.4 Discussão

Os dados indicaram que as comunidades componentes de lagartos nas restingas do estado do Rio de Janeiro estudadas são compostas conservativamente por até seis famílias de lagartos (Liolaemidae, Tropiduridae, Gekkonidae, Phyllodactylidae, Teiidae e Scincidae) e que o conjunto de espécies tende em geral a se repetir entre as diferentes áreas, com algumas variações. Como restingas constituem ambientes relativamente recentes geologicamente (5 a 20 mil anos), as espécies de lagartos que hoje compõem as comunidades ocorrentes nas diferentes áreas constituem, por um lado, aquelas que a partir

de outros habitats da Mata Atlântica expandiram sua distribuição para estes novos ambientes recentemente formados e, por outro lado, as espécies que neste período teriam se diferenciado evolutivamente nas restingas do Rio de Janeiro a partir de seus ancestrais que para lá expandiram sua distribuição, originando novas espécies (caso de *Cnemidophorus littoralis* e de *Liolaemus lutzae*). É claro que a ocorrência e distribuição atual de espécies e das comunidades componentes em cada restinga é resultado de processos históricos e ecológicos que permitiram a expansão de espécies, a retração de limites de distribuição ou mesmo eventos locais de extinção. Uma evidência da possibilidade de ocorrência destes eventos de extinção/retração de distribuição constitui a distribuição disjunta de *Cnemidophorus littoralis* (possibilidade histórica de ocorrência de extinções locais) (Rocha *et al.* 2000; Rocha 2000; Carvalho e Araújo 2007) e a ocorrência recente de extinções locais de *L. lutzae* como resultado da alteração do habitat e de mudanças climáticas (Rocha *et al.* 2009; Sinervo *et al.* 2010). É também possível que as espécies de lagartos tenham permanecido nos ambientes de restinga por se diferenciarem dos demais ocorrentes nos ambientes pretéritos de formação desses ambientes, em relação à capacidade de habitar locais de vegetação comparativamente mais abertos que a Mata Atlântica *sensu stricto*, e com diferentes pressões ambientais (*e.g.* maior insolação, menor disponibilidade de água, maiores temperaturas ambientais). O tamanho do “pool” de espécies disponíveis fisicamente capazes de imigrar a novos ambientes ou comunidades é determinado principalmente pelas taxas de especiação e extinção (Losos 1994). Assim, a composição dessas novas comunidades resulta no processo que envolve a propensão das linhagens para especiar ou desaparecer durante a colonização dos novos ambientes (Losos 1994) ou, alternativamente, algumas linhagens podem ter uma maior capacidade intrínseca para partilha de recursos mais estreita (Pianka 1973).

Os dados indicaram a ocorrência de *Hemidactylus mabouia* em ambientes naturais em pelo menos quatro das restingas estudadas no estado do Rio de Janeiro. O registro da espécie em habitat natural em outras áreas do Brasil caracterizam a espécie como exótica invasora (Rocha *et al.* 2011), favorecida principalmente pelas características biológicas, como a plasticidade reprodutiva (*e.g.* Anjos e Rocha 2008) e o uso do espaço (*e.g.* Anjos e Rocha 2008; Rocha *et al.* 2002; Item quatro desta Tese). Entretanto, ainda são necessários estudos sobre a espécie nos ambientes de restinga do estado do Rio de Janeiro, para avaliar as consequências da presença de *H. mabouia* para as comunidades naturais desses

ambientes. Até o momento, esta é a única espécie exótica invasora de lagarto de que se tem notícia ocupando ambientes naturais em restingas no Brasil.

A presença do liolaemídeo *Liolaemus lutzae* e do teídeo *Cnemidophorus littoralis* reforçam a necessidade de políticas públicas voltadas à conservação e preservação dos ambientes de restinga do estado do Rio de Janeiro. Ambas as espécies estão incluídas na lista da fauna ameaçada de extinção, tanto do estado (Rocha *et al.* 2000) quanto brasileira (Fundação Biodiversitas 2002, IBAMA 2003), por sua ocorrência restrita e pelas elevadas taxas de pressões antrópicas atuando sobre os ambientes de restinga (Rocha *et al.* 2003, 2007, 2010; ver Item cinco desta Tese). É provável que *L. lutzae* e *C. littoralis* apresentassem uma distribuição geográfica mais ampla que a atual, pois Rocha *et al.* (2009b) reconheceram extinções locais de *L. lutzae* em um curto espaço de tempo. A distribuição disjunta de *C. littoralis*, que atualmente é restrito a Marambaia (Carvalho e Araújo 2007), Maricá, Jurubatiba e Grussaí, pode ser resultado tanto de efeitos históricos (modificações dos parâmetros físicos das restingas, devido às transgressões e regressões marinhas), quanto ecológicos (*e.g.* relações interespecíficas). Pelo menos para a região norte do estado do Rio de Janeiro (onde se localiza a restinga de Grussaí), foram reconhecidos pelo menos dois eventos de mudanças na vegetação local (Luz *et al.* 2011): i) a cerca de 6.500 ¹⁴C anos A.P. ocorreu a substituição parcial da floresta por vegetação campestre, provavelmente devido a inundações das áreas baixas durante o desenvolvimento da fase lagunar holocênica; ii) a cerca de 4.000 ¹⁴C anos A.P. houve uma sucessão da vegetação, como consequência da regressão do nível do mar, durante o qual o ressecamento do ambiente e a ampliação da planície costeira permitiu a colonização de plantas herbáceas heliófitas. Juntamente com *Gymnodactylus darwinii*, a presença ou ausência das espécies endêmicas parecem ser os principais elementos de proximidade e afastamento na similaridade das áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro.

Os dados obtidos sugerem que alguns fatores estruturais da vegetação explicaram em parte a ocorrência de algumas das espécies de lagartos das comunidades de restinga do estado. A estrutura da vegetação incluindo o grau de abertura da vegetação entre moitas e a frequência de ocorrência de bromélias tem sido mostrado como importantes fatores afetando a ocorrência e distribuição de diferentes espécies de lagartos em restingas costeiras no Brasil (Rocha e Bergallo 1997). É possível que a profundidade do folhicho tenha tido maior influência sobre a ocorrência de *Hemidactylus mabouia* em termos de disponibilidade de presas. Rocha e Anjos (2007) registraram uma dieta oportunista e

generalista baseada em artrópodes, com diversos itens de ocorrência comum em folhiço. Em ambiente de restinga, é conhecido o uso do folhiço como micro-habitat principalmente utilizado por *H.mabouia* (Araújo 1984, 1991; Cunha-Barros e Rocha 1995; Rocha *et al.* 2009). Para a restinga de Grussaí, além da dieta composta basicamente de artrópodes por *H. mabouia*, também foi registrado o uso de variáveis de micro-habitat categorizadas como de solo, principalmente o folhiço (ver Item quatro desta Tese). A influência da areia nua para *Tropidurus torquatus*, *Cnemidophorus littoralis* e *Mabuya agilis* pode estar relacionada à termorregulação dos indivíduos. O padrão de atividade diário das espécies depende principalmente da temperatura ambiental, e a areia parece ser um dos substratos mais utilizados para a termorregulação das espécies de lagartos em áreas de restinga (*e.g.* Teixeira-Filho *et al.* 1995; Hatano *et al.* 2001; Rocha *et al.* 2004; Kiefer *et al.* 2007; ver Item quatro desta Tese). Em contrapartida, a influência da disponibilidade de bromélias no ambiente pode afetar *M. macrorhyncha* e *T. torquatus* de formas diferentes. A primeira espécie tem uma estreita relação com bromélias, utilizando-as primariamente para a termorregulação (*e.g.* Vrcibradic e Rocha 1996; ver Item quatro desta Tese); enquanto *T. torquatus* parece utilizá-la não apenas para a termorregulação, mas como abrigo contra a aproximação de potenciais predadores, principalmente filhotes e juvenis (G.R. Winck, com. pess.).

Os dados mostraram que as diferentes espécies de lagartos ocorreram em quase todos os meso-habitats de restingas considerados no presente estudo e, em grande parte isto se deve às preferências específicas em termos do habitat estrutural, conforme mostrado por Rocha e Bergallo (1997) para comunidades de lagartos em diferentes restingas da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro. Além disso, quando analisamos as comunidades em separado, a ocupação (ou utilização) das zonas de vegetação das restingas do Estado do Rio de Janeiro difere entre as populações de cada espécie nas diferentes restingas. Provavelmente, a variação na ocupação do espaço e a densidade geral de lagartos entre as zonas de vegetação (meso-habitats) sejam influenciadas não apenas pela complexidade estrutural do ambiente, mas principalmente pelos diferentes tipos de interação entre indivíduos e entre espécies. Mesquita *et al.* (2006) e Werneck *et al.* (2009) mostraram que a forma do uso do ambiente é reflexo de intensas interações ecológicas, associadas às variáveis ambientais, apesar da forte influência da história evolutiva dos grupos que compõem as diferentes comunidades. Em alguns casos, a forma do uso do espaço pode ser menos relacionada à densidade populacional do que à distribuição de co-

específicos e dos recursos alimentares em um local (Alberts 1993, Aragón *et al.* 2006). Espécies simpátricas e filogeneticamente próximas, como *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus torquatus*, habitaram diferentes zonas de vegetação das restingas, conforme a estrutura física do habitat e do grau de perturbação antrópica de cada área (ver Item seis desta tese).

Os dados sobre a composição das comunidades de lagartos nas restingas estudadas sugerem uma diferenciação entre as áreas na organização e na estruturação das comunidades, principalmente entre as restingas insulares (situadas na Ilha Grande) e o grupo de restingas situadas na porção continental. É provável que essa tendência observada das comunidades insulares (menor riqueza de espécies de lagartos e densidades relativamente similares entre as duas restingas da Ilha Grande) esteja mais relacionada com o fato de que o processo de separação entre Ilha Grande e continente (interrompendo o acesso do "pool" regional a esses ambientes e restringindo recursos), aliada à recente formação dos ambientes de restinga nessas áreas, tenha ao longo do tempo restringido o número de espécies de lagartos que essas restingas poderiam manter. As comunidades dos lagartos de restinga de Lopes Mendes e da Praia do Sul podem ter recebido maior influência das variações do nível do mar, principalmente por terem sido isoladas antes do que o processo de fragmentação das restingas continentais (ver Gama *et al.* 2009 para o histórico de separação de Ilha Grande). Ilhas geralmente contêm menos espécies em comparação com áreas continentais (ver Pianka 2000), mas as espécies tendem a ser localmente mais abundantes em espaços reduzidos, como descrito inicialmente para comunidades de aves (compensação por densidade) (ver Pianka 2000). Entretanto, comparativamente, as restingas da Praia do Sul e de Lopes Mendes possuíram, densidades gerais de lagartos similares àquelas encontradas nas restingas continentais. De forma geral, a riqueza e a densidade de espécies de lagartos nas comunidades podem diferir de quatro formas (Pianka 1973): (1) pela quantidade de recursos disponíveis; (2) na utilização dos recursos disponíveis pelas espécies que as compõem; (3) pelo grau de sobreposição no uso dos recursos; e (4) na exploração dos recursos disponíveis (nichos saturados ou inexplorados), pois algumas comunidades podem não conter a quantidade de espécies que poderia manter. Carvalho e Araújo (2007) sugerem que ainda haveria micro-habitats não utilizados pelas espécies de lagartos na comunidade de lagartos da restinga da Marambaia (RJ). Portanto, seria plausível considerar qualquer uma das quatro formas para as localidades amostradas, em sinergia ou não.

De forma geral, os remanescentes de restinga do Estado do Rio de Janeiro mantêm uma riqueza de espécies de lagartos relativamente pequena quando comparado com outros ambientes no Brasil. Estudos prévios realizados em outros ambientes de restinga no Brasil apresentaram uma riqueza de lagartos similar aos encontrados no presente estudo (*e.g.*, Rocha e Bergallo 1997, Teixeira 2001, Carvalho e Araújo 2007). Ambientes abertos, como savanas, desertos e áreas semi-áridas são reconhecidas como locais de alta riqueza de espécies de lagartos, principalmente por favorecerem a redução da atividade e custos metabólicos durante períodos de estresse em ambientes imprevisíveis ou altamente sazonais (Pianka 1986; Vitt 1991). Por exemplo, em uma única localidade na região árida australiana, foram registradas mais de 50 espécies de lagartos (Pianka 1996). No Brasil, algumas áreas dos biomas Caatinga e Cerrado podem conter entre 14 e mais de 20 espécies de lagartos (*e.g.*, Gainsbury e Colli 2003, Mesquita *et al.* 2006a, Werneck e Colli 2006). Entretanto, em outros tipos de ambientes abertos do Brasil, uma riqueza de espécies comparativamente baixa em comunidades de lagartos parece ser uma tendência (*e.g.*, Vitt 1991, Vitt e Carvalho 1995, Mesquita *et al.* 2006b, Almeida-Gomes *et al.* 2008, Avila-Pires *et al.* 2010; Winck *et al.* 2011), incluindo as restingas do sudeste (*e.g.*, Teixeira 2001, Carvalho e Araújo 2007, presente estudo). Apenas uma análise mais ampla, abrangendo conjuntamente a relação ambiente estrutural, origem, dispersão e ocupação pelas espécies e fatores históricos nos diferentes biomas brasileiros, poderia elucidar o porquê das tendências observadas. Porém, esse tipo de análise somente seria possível com um melhor conhecimento sobre as comunidades de lagartos nesses ambientes que, atualmente, ainda pode ser considerado incipiente e restrito a relativamente poucas áreas no Brasil.

Os dados indicaram que a estrutura da vegetação das diferentes restingas amostradas influenciou localmente a abundância das espécies de lagartos. Entretanto, a riqueza não pôde ser explicada pelas características de vegetação das restingas. Aparentemente, os fatores históricos (incluindo processos de formação das áreas e as restrições filogenéticas) podem ter aqui uma importância destacada, com o histórico de mudanças locais ao longo do tempo geológico, principalmente relacionado às transgressões e regressões marinhas (ver Cerqueira 2000), promovendo uma maior influência sobre os dados de riqueza e abundância mensurados atualmente. As espécies componentes das comunidades de lagartos das restingas amostradas podem ser consideradas, de forma geral, oportunistas e generalistas, caracteristicamente ocorrentes

em áreas abertas (ver Rocha e Bergallo 1997) e, assim, mais resilientes a mudanças ambientais (Silvano *et al.* 2003) e com maior capacidade de ocupação de novos ambientes, se comparados a espécies florestais. Rocha e Bergallo (1997) e Rocha (2000) sugeriram que o grau de espaçamento da vegetação localmente influencia a abundância das espécies de lagartos em ambientes de restinga. Apesar de o espaçamento da vegetação aparentemente não ser um dos fatores de influência sobre as espécies de lagartos das comunidades amostradas pelo presente estudo, a forte correlação entre a abundância e os parâmetros físicos das restingas demonstra a importância da estrutura do ambiente local sobre as características das populações de lagartos componentes da comunidade. Considerando que o que determina a ocorrência e a distribuição de espécies presentes não necessariamente resulta da ação de um único fator, mas ser produto da sinergia de alguns, incluindo fatores históricos e ecológicos, um diagrama para explicar a ocorrência e distribuição de espécies em restingas do estado do Rio de Janeiro é sugerido na figura 13.

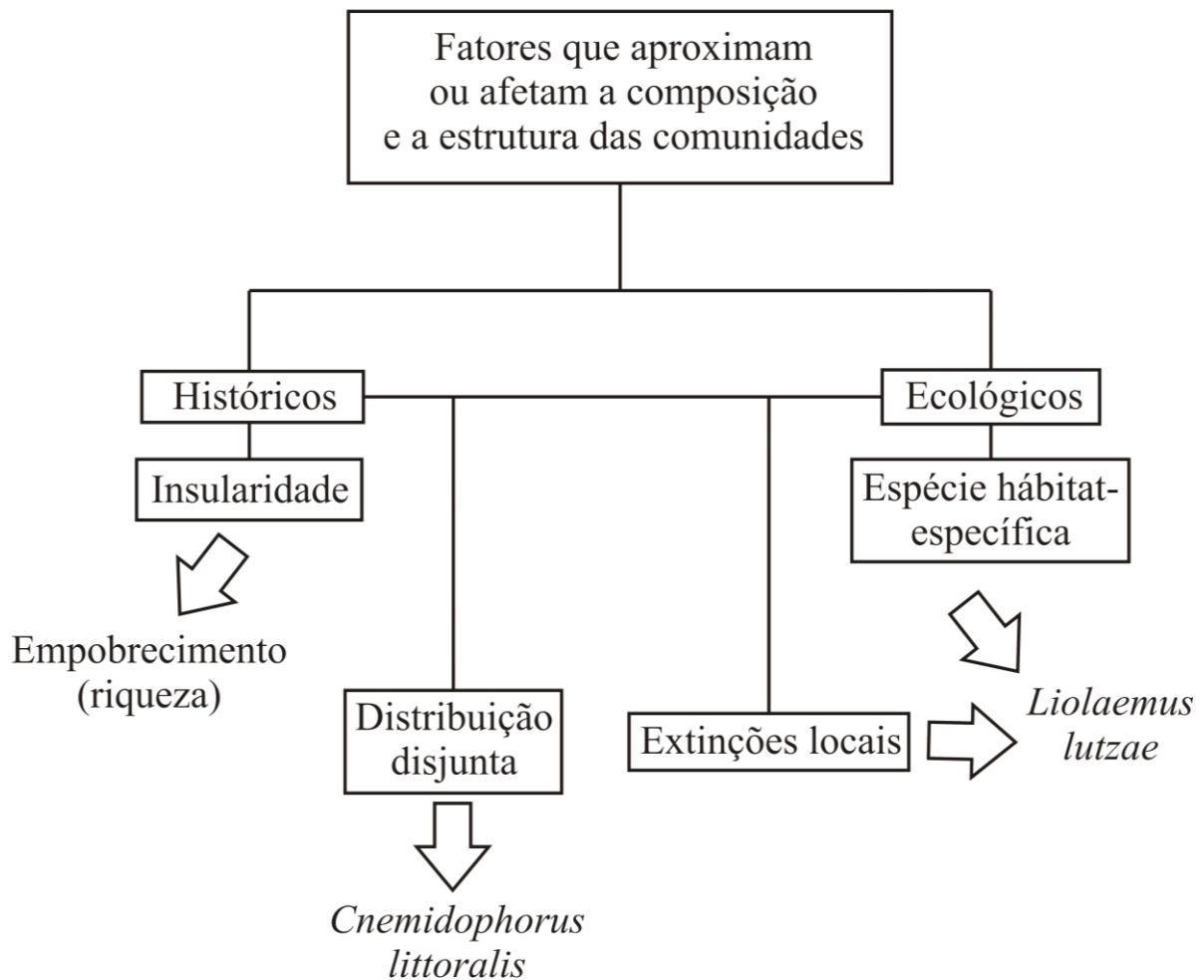


Figura 13 – Diagrama ilustrativo dos principais fatores históricos e ecológicos que influenciaram a ocorrência e a distribuição das espécies de lagartos nas restingas do estado do Rio de Janeiro.

Os dados indicaram que as diferenças em termos da riqueza de espécies de lagartos entre as restingas amostradas estavam correlacionadas com as distâncias geográficas entre as restingas. O padrão de diversidade ao longo de um gradiente geográfico ou entre partes de um mosaico pode ser acessado de duas maneiras: mensurando ou estimando a riqueza de espécies das comunidades locais, e/ou mensurando ou estimando a complementaridade (nitidez ou dissimilaridade) entre os locais (Colwell e Coddington 1994). A alta complementaridade entre as localidades mais próximas era o esperado, apesar do isolamento dos remanescentes de restinga pela fragmentação do ambiente. Em comunidades de lagartos do Cerrado, a variação na riqueza entre as localidades amostradas foi estreitamente relacionada com a distância geográfica, o histórico da paisagem, e as restrições filogenéticas (Nogueira *et al.* 2009).

A diversidade dos ambientes não corresponde perfeitamente às condições locais dos ambientes, pois mesmo habitats similares podem conter riqueza dissimilar (Schluter e Ricklefs 1993). Em um gradiente geográfico, a diversidade depende das configurações espaciais dos habitats (distribuição no espaço e em relação a outros ambientes) e as características de dispersão entre as populações (Schluter e Ricklefs 1993). Como nas áreas do Cerrado (Gainsbury e Colli 2003; Nogueira *et al.* 2009), os dados referentes às comunidades de lagartos das restingas do Estado do Rio de Janeiro sugerem uma maior importância de fatores históricos e biogeográficos (*e.g.*, localização das áreas e “pool” de espécies regionais) na determinação da composição local de espécies de lagartos.

As nove restingas estudadas na costa do estado do Rio de Janeiro diferiram entre si principalmente na abundância e na densidade das espécies de lagartos que podem conter, apesar de tenderem a possuir uma riqueza de espécies de lagartos relativamente similar, com exceção das áreas insulares, onde encontramos um acentuado empobrecimento de espécies de lagartos nas comunidades em comparação às restingas continentais. Essas diferenças se mantêm não apenas entre diferentes restingas, mas também entre os diferentes meso-habitats de cada restinga. As diferenças observadas nas comunidades entre as áreas possivelmente resultam da interação entre os processos de formação das restingas e a subsequente dispersão/estabelecimento/extinção local de espécies de lagartos (processos históricos) e das relações das mesmas com os recursos localmente disponíveis, incluindo o habitat estrutural local e das interações entre as espécies simpátricas (fatores ecológicos).

3.5 Referências bibliográficas

Alberts AC. 1993. Relationship of space use to population density in an herbivorous lizard. *Herpetologica*. 40(4): 469-479.

Almeida-Gomes M, Vrcibradic D, Siqueira CC, Kiefer MC, Ferreira TK, Almeida-Santos P, Nascimento D, Ariani CV, Borges-Junior VNT, Van Sluys M, Rocha CFD. 2008. Herpetofauna of an Atlantic rainforest area (Morro São João) in Rio de Janeiro State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 80(2): 291-300.

Anjos LA, Rocha CFD, Vrcibradic D, Vicente JJ. 2005. Helminths associated with the exotic lizard *Hemidactylus mabouia* in an area of rock outcrops in southeastern Brazil. *Journal of Helminthology*. 79: 307-313.

Aragón P, Clobert J, Massot M. 2006. Individual dispersal status influences space use of conspecific residents on the common lizard, *Lacerta vivipara*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 60: 430-438.

Araújo AFB. 1984. Padrões de divisão de recursos em uma comunidade de lagartos de restinga. In: Lacerda LD, Cerqueira R e Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura e processos. Niterói: CEUFF. p. 327-342.

Araújo AFB. 1994. Comunidades de lagartos brasileiros. In: Bernardes AL e Nascimento GC (Orgs.). Herpetologia no Brasil I. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas - PUC MG/Fundação Ezequiel Dias/FAPEMIG. p. 58-68.

Ávila-Pires TCS, Hoogmoed MS, Rocha WA. 2010. Notes on the Vertebrates of northern Pará, Brazil: a forgotten part of the Guianan Region, I. Herpetofauna. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. 5(1): 13-112.

Bergallo HG, Fidalgo EC, Rocha CFD, Uzêda MC, Costa MB, Alves MAS, Van Sluys M, Santos MA, Costa TCC, Cozzolino ACR. 2009. *Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro*. 1ª Ed. Rio de Janeiro: Instituto Biomas. 344 p.

Carvalho ALG, Araújo AFB. 2007. Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24(3): 786-792.

Case T. 1994. Population and Community Ecology. Introduction. In: Vitt LJ, Pianka ER, editors. *Lizard Ecology*. New Jersey: Princeton University Press. p. 261-266.

Cerqueira R. 2000. Biogeografia das restingas. In: Esteves FA e Lacerda LD, editors. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. p. 65-75.

Colwell RK, Coddington JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 345: 101-118.

Colwell RK, Mao CX, Chang J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*. 85(10): 2717-2727.

Colwell RK. 2006. EstimateS: *Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Versão 8. Disponível em <http://purl.oclc.org/estimates>.

Cunha-Barros M. 1998. Ectoparasitismo por ácaros (*Eutrombicula alfredugesi* - Trombiculidae) em uma comunidade de lagartos de restinga. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 114 p.

Cunha-Barros M, Rocha CFD. 1995. Parasitismo por ácaros *Eutrombicula alfredugesi* (Trombiculidae) em duas espécies simpátricas de *Mabuya* (Sauria: Scincidae): o efeito do hábitat na prevalência e intensidade parasitária. *Oecologia Brasiliensis*. 1995: 307-316.

- ESRI. 2006. *ArcGIS 9.2*. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Fortin MJ, Gurevitch J. 2001. Mantel Tests: Spatial structure in field experiments. In Scheiner SM, Gurevitch J., editors. *Design and analysis of ecological experiments*. New York: Oxford University Press. p. 308-326.
- Freitas SR, Cerqueira R, Vieira MV. 2002. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*. 62(4B): 795-800.
- Fundação Biodiversitas. 2002. *Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Brasil. <http://www.biodiversitas.org.br>. 09/10/2011.
- Gainsbury AM, Colli GR. 2003. Lizard assemblages from natural Cerrado enclaves in southwestern Amazonia: the role of stochastic extinctions and isolation. *BIOTROPICA*. 35(4): 503-519.
- Gama SVG, Silva LGAE, Salgado CM. 2009. Geologia, relevos e solos. In: Bastos M, Callado CH, organizadores. *O Ambiente da Ilha Grande*. Rio de Janeiro: Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS/UERJ). p. 21-64.
- Hatano FH, Vrcibradic D, Galdino CAB, Cunha-Barros M, Rocha CFD, Van Sluys M. 2001. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*. 61(2): 287-294.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2003. Instrução Normativa nº 3 de 27 de maio de 2003. *Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília: IBAMA.
- IUCN. 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2011.1. <http://www.iucnredlist.org>. 09/10/2011.
- James CD. 1994. Spatial and temporal variation on Structure of a Diverse Lizard Assemblage in Arid Australia. In: Vitt LJ, Pianka ER, organizers. *Lizard Ecology*. New Jersey: Princeton University Press. p. 287-317.
- Kiefer MC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2007. Thermoregulatory behaviour in *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from Brazilian coastal populations: an estimate of passive and active thermoregulation in lizards. *Acta Zoologica*. 88: 81-87.
- Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Holanda: Elsevier. 853 p.
- Longino JT. 2000. What to do with the data. In: Agosti D, Majer JD, Alonso LE, Schultz TR, editors. *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution Press. p. 186-203.
- Losos JB. 1994. Historical contingency and lizard community ecology. In Vitt LJ, Pianka ER, editors. *Lizard ecology: Historical and experimental perspectives*. New Jersey: Princeton University Press. p. 319-387.

- Luz CFP, Barth OM, Martin L, Silva CG, Turcq BJ. 2001. Palynological evidence of the replacement of the hygrophilous forest by field vegetation during the last 7,000 years B.P. in the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 83(3): 939-952.
- Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Dordrecht: Blackwell-Kluwer Academic Publ. 608p.
- Matos LGA. 2005. A Organização Espacial da Taxocenose de Lagartos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 67 p.
- McCune B, Mefford MJ. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Versão 5.0. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software.
- Mesquita DO, Colli GR, França FGR, Vitt LJ. 2006a. Ecology of a Cerrado lizard assemblage in the Jalapão region of Brazil. *Copeia*. 2006(3): 460-471.
- Mesquita DO, Costa GC, Colli GR. 2006b. Ecology of an Amazonian savanna lizard assemblage in Monte Alegre, Pará state, Brazil. *South American Journal of Herpetology*. 1(1): 61-71.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403(24): 853-858.
- Nogueira C, Colli GR, Martins M. 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*. 34: 83-96.
- Pianka ER. 1973. The Structure of Lizards Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4: 53-74.
- Pianka ER. 1986. *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. New Jersey: Princeton University Press. 208 p.
- Pianka ER. 1996. Long-term changes in lizard assemblages in the Great Victoria Desert: dynamic habitat mosaics in response to wildfires. In: Cody ML, Smallwood JA, editors. Long-term studies of vertebrate communities. New York: Academic Press. p. 191-215.
- Pianka ER. 2000. *Evolutionary Ecology*. 6ª Ed. New York: Addison Wesley Educational Publishers, Inc. 431 p.
- Pillar VP. 2006. *MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling*. Versão Beta. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/MULTIV.html>.
- Pimm S, Raven P. 2000. Extinction by numbers. *Nature*. 403: 843-845.

Rocha CFD, Bergallo HG. 1997. Intercommunity variation in the distribution of abundance of dominant lizard species in restinga habitats. *Ciência e Cultura*. 49: 269-274.

Rocha CFD, Vrcibradic D. 1998. Reptiles as predators of vertebrates and as preys in a restinga habitat of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*. 50(5): 364-368.

Rocha CFD. 2000. Biogeografia de répteis de restingas: distribuição, ocorrência e endemismos. *In: Esteves FA, Lacerda LD, editores. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 99-116.

Rocha CFD, Van Sluys M., Puerto G, Fernandes R, Barros Filho JD, Néó RRSFA, Melgarejo A. 2000. Répteis. *In: Bergallo HG, Rocha CFD, Alves MAS e Van Sluys M (Orgs.)*. A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: EdUERJ. p. 79-87.

Rocha CFD, Dutra GF, Vrcibradic D, Menezes VA. 2002. The terrestrial reptile fauna of the Abrolhos Archipelago: Species list and ecological aspects. *Brazilian Journal of Biology*. 62 (2): 285-291.

Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas dos corredores da Mata Atlântica*. 1ª Ed. São Carlos, RiMa Editora. 160 p.

Rocha CFD, Van Sluys M, Vrcibradic D, Hatano FH, Galdino CA, Cunha-Barros M, Kiefer MC. 2004. A comunidade de répteis da restinga de Jurubatiba. *In: Rocha CFD, Esteves FA, Scarano FR. (Orgs.)*. Pesquisas ecológicas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. 1a ed. São Carlos: RiMa Editora. p. 179-198.

Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS, Jamel CE. 2007. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro State, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*. 67: 263-273.

Rocha CFD, Siqueira CC, Ariani CV. 2009. *A conservação de LIOLAEMUS LUTZAE: lagarto endêmico das restingas do estado do Rio de Janeiro ameaçado de extinção*. Rio de Janeiro: Instituto Biomas. 40 p.

Rocha CFD, Van Sluys M, Vrcibradic D, Kiefer MC, Menezes VA, Siqueira CC. 2009b. Comportamento de termorregulação em lagartos brasileiros. *Oecologia Brasiliensis*. 13(1): 115-131.

Rocha CFD, Anjos LA, Bergallo HG. 2011. Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* in Brazilian natural environments. *Zoologia*. 28(6): 711-723.

Schluter D, Ricklefs RE. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. *In: Ricklefs RE, Schluter D, editors. Species diversity in ecological communities*. Chicago: The University of Chicago Press. p. 1-10.

- Silvano DL, Colli GR, Dixo MBO, Pimenta BVS, Wiederhecker HC. 2003. Anfíbios e répteis. In: Rambaldi DM, Oliveira DAS, editores. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas, Brasília: MMA/SBF. p. 184–200.
- Teixeira RL. 2001. Comunidade de lagartos da restinga de Guriri, São Mateus-ES, sudeste do Brasil. *Atlântica*. 23: 77-84.
- Teixeira-Filho PF, Rocha CFD, Ribas SC. 1995. Aspectos da ecologia termal e uso do habitat por *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria:Teiidae) na restinga da Barra de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 155-165.
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bishop JRB, Marques TA, Burnham KP. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*. 47: 5-14.
- Werneck FP, Colli GR. 2006. The lizard assemblage from seasonally dry tropical forest enclaves in the Cerrado biome, Brazil, and its association with the Pleistocene Arc. *Journal of Biogeography*. 3: 1983-1992.
- Werneck FP, Colli GR, Vitt LJ. 2009. Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forests lizards. *Austral Ecology*. 34: 97-115.
- Winck GR, Santos TG, Cechin SZ. 2011. Pampean lizard assemblage from subtropical Brazil: a temporal analysis. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 83(4): 1345-1357.
- Vitt LJ. 1991. An introduction to the ecology of Cerrado lizards. *Journal of Herpetology*. 25(1): 79-90.
- Vitt LJ, Vangilder LD. 1983. Ecology of a snake assemblage in Northeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 4: 273-296.
- Vitt LJ, Carvalho CM. 1995. Niche partitioning in a tropical wet season: lizards in Lavrado area of northern Brazil. *Copeia*. 1995(2): 303-329.
- Vitt LJ, Zani PA, Espósito MC. 1999. Historical ecology of Amazonian lizards: implications for community ecology. *Oikos*. 87(2): 286-294.
- Vrcibradic D, Rocha CFD. 1996. Ecological differences in tropical sympatric skinks (*Mabuya agilis* and *Mabuya macrorhyncha*) in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 30(1): 60-67.

4 Os lagartos da restinga de Grussaí, litoral norte do estado do Rio de Janeiro: estrutura da comunidade e dimensões de nicho das espécies

4.1 Introdução

Entender a origem e a estrutura das comunidades é um tema central em ecologia. Diversos fatores influenciam na determinação da sua composição, e servem como direcionadores nas questões ligadas à estrutura das comunidades (*e.g.* Pianka 1973, 1986). As interações bióticas (*e.g.* Pianka *et al.* 1979) e a partilha do hábitat (*e.g.* Schoener 1974) geralmente são variáveis responsáveis pela estruturação de comunidades determinísticas ou em equilíbrio, enquanto respostas independentes de densidade frente às variações ambientais são mais significativas em comunidades estocásticas ou em desequilíbrio (Andrewartha e Birch 1954; James 1994).

As diferenças em como as espécies utilizam os recursos disponíveis podem ter origem na própria comunidade (*i.e.* fatores ecológicos), e serem responsáveis pelo padrão de coexistência observado, ou refletir uma divergência histórica (*i.e.* fatores históricos) (ver Vitt *et al.* 1999). Mesmo a disponibilidade efetiva de um recurso pode variar de acordo com o tempo e o espaço, e entre consumidores, devido às suas divergências comportamentais, e às diferenças temporais na atividade e no micro-habitat utilizado (tanto do consumidor quanto da presa) (Winemiller e Pianka 1990). Conseqüentemente, os pesquisadores agregam dados de diversas variáveis na tentativa de sumarizar as propriedades essenciais das relações complexas das comunidades. Uma das metodologias utilizadas visa avaliar a sobreposição dos diferentes eixos do nicho das espécies de uma comunidade, na tentativa de interpretar sua estrutura, e envolve a construção de diferentes modelos nulos aleatórios (pseudo-comunidades ou modelos neutros) baseados nos dados reais (Gotelli e Graves 1996). A metodologia foi proposta por Sale (1974), e desde então, tem sido utilizada em diversos estudos (ver Winemiller e Pianka 1990).

As restingas são ambientes recentes e, apesar de serem considerados habitat inóspitos para alguns animais, detêm uma relativamente alta abundância de lagartos, proporcionando diversos estudos nos últimos anos (*e.g.* Rocha 1994; Rocha *et al.* 2000; Vrcibradic e Rocha 2002; Rocha *et al.* 2003; Carvalho e Araújo 2007). Diferentes características ecológicas das espécies que compõem as diferentes comunidades têm sido elucidadas, principalmente em

relação à reprodução (*e.g.* Vrcibradic e Rocha 1996; Rocha 2008), dieta (*e.g.* Rocha e Bergallo 1994; Menezes *et al.* 2006), ecologia térmica e atividade (*e.g.* Teixeira-Filho *et al.* 1995; Kiefer 2005, 2007; Peloso *et al.* 2008; Menezes e Rocha 2011), uso do espaço (*e.g.* Bergallo e Rocha 1994; Teixeira-Filho *et al.* 1996; Dias e Rocha 2007), cadeia trófica (*e.g.* Rocha e Vrcibradic 1998), e ecologia do parasitismo (*e.g.* Ribas *et al.* 1998), dentre outras, tanto ao nível de populações quanto de comunidades (*e.g.* Hatano *et al.* 2001). Conforme as informações ecológicas se acumulam, é possível redirecionar os esforços para questões mais abrangentes (*e.g.* Rocha *et al.* 2000), para nos auxiliar a compreender em que extensão os parâmetros ecológicos das espécies variam de acordo com as diferentes variáveis climáticas (*e.g.* Vitt e Colli 1994; Rocha *et al.* 2002; Kiefer *et al.* 2007). Assim, o conhecimento básico adquirido é importante para um melhor entendimento de como as comunidades são estruturadas, e os fatores ambientais e bióticos envolvidos.

No presente estudo, avaliamos em que extensão os três principais eixos do nicho ecológico (tempo, espaço e recurso alimentar; segundo Pianka 2000) se sobrepõem entre os pares de espécies que formam a comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, estado do Rio de Janeiro.

4.2 Material e métodos

O estudo foi conduzido na restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro. A área abrange cerca de 4.800 ha, e situa-se na bacia hidrográfica das lagoas de Grussaí e Iquipari, distante aproximadamente 15 km do delta do Rio Paraíba do Sul. O solo tem origem fluvio-marinha, com areias quartzosas marinhas associadas à podzol hidromórfico, com o rio Paraíba do Sul exercendo importante influência nas características da região, através do fornecimento de areia e atuando nas mudanças geomorfológicas (Suguio e Tessler 1984). O clima da área corresponde à categoria Af da classificação de Köppen, de clima tropical sub-úmido. A média pluviométrica anual é de 800 a 1.200 mm, com maiores taxas de precipitação durante os meses com maior temperatura (dezembro a março) (Nunes 1998). Escolhemos a localidade para o presente estudo por ser um dos remanescentes de restinga que ainda não está incluída em nenhum nível de proteção.

A vegetação da restinga de Grussaí é constituída por quatro zonas, dispostas em paralelo em relação ao mar (*sensu* Nunes 1998). A primeira zona (Figura 14A) estende-se da

linha da maré alta até aproximadamente 250 m da praia para o interior, e corresponde à chamada zona halófila/psamófila-reptante, devido ao domínio de vegetação com estas características, como *Ipomea imperati*, *Mariscus pedunculatus*, *Panicum racemosum*, *Sporobolus virginicus* e *Blutaparon portulacoides*. A segunda zona (Figura 14B), de moitas baixas, inicia a partir de aproximadamente 250 m, quando a vegetação psamófila-reptante ainda está presente e nesta zona há a formação de moitas que aumentam de tamanho e na riqueza das espécies vegetais à medida que se distanciam da linha da praia. As moitas são dominadas por *Eugenia sulcata*, *Pera glabrata*, *Rapanea* sp., *Schinus terebinthifolius* e *Scutia arenicola*, e estendem-se até aproximadamente 580 m da linha da maré (Nunes, 1998). A terceira zona (Figura 14C), de moitas altas, estende-se até cerca de 980 m da praia. Esta zona apresenta uma considerável redução na cobertura da vegetação psamófila-reptante, e a areia em geral não possui vegetação no espaço entre as moitas. Nesta zona, além de vegetação de porte mais elevado, com arvoretas e arbustos de até 4 m de altura, há também aumento na riqueza de plantas que compõem as moitas: além das espécies da zona anterior, observa-se *Clusia hilariana* dominando a parte central das moitas, *Aechmea nudicaulis*, *Bromelia antiacantha* e *Neoregelia cruenta* (Nunes 1998). A quarta zona (Figura 14D) inicia com o adensamento das moitas da zona anterior, formando uma mata contínua, e estende-se até aproximadamente 3000 m de distância da praia em direção ao interior. A altura das árvores raramente ultrapassa os 8 m, e possui sub-bosque dominado por *Bromelia antiacantha*. Dentre as espécies que compõem esta zona, destacam-se *Coccoloba alnifolia*, *Maytenus obtusifolia*, *Pera glabrata* e *Protium heptaphyllum* (Nunes 1998).

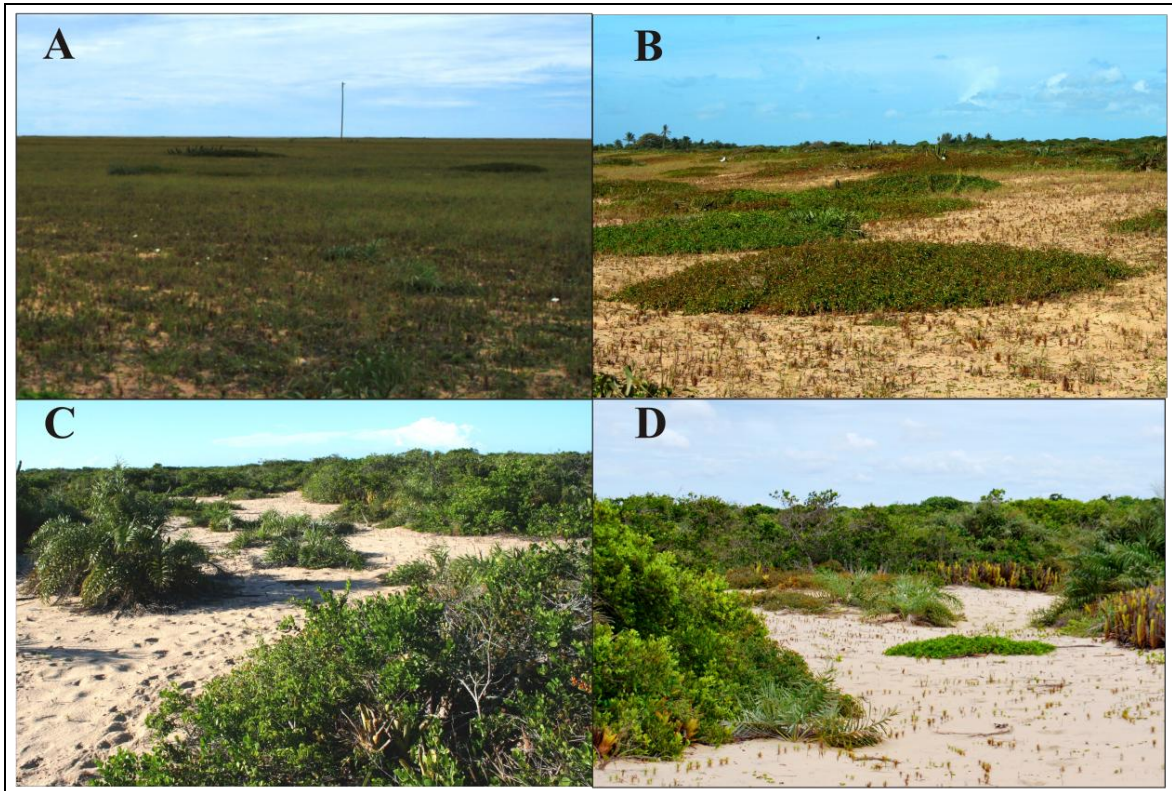


Figura 14 – Visualização das diferentes zonas de vegetação observadas na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: A. zona halófila/psamófila-reptante, B. zona de moitas baixas, C. zona de moitas altas, D. zona de mata de restinga (ao fundo).

Fonte: Gisele R. Winck.

Realizamos as amostragens em dezembro e janeiro de 2011. Para a obtenção dos dados referentes à atividade diária e uso do habitat e micro-habitat das espécies de lagartos, conduzimos transecções em todas as zonas de vegetação, no período diário que compreendeu entre 6h e 20h. Os indivíduos coletados foram capturados com auxílio de carabinas de pressão, fixados em formalina a 10%, e mantidos em álcool a 70%. Para cada espécime, coligimos os seguintes dados: a espécie, a zona de vegetação, o tipo de substrato que cada indivíduo ocupava no momento do primeiro avistamento (solo: areia e folhiço; vertical: bromélia, cacto, galho, tronco e entulho), posição quanto à vegetação (entre moitas, borda ou interior de moita; e borda ou interior da mata), altura da vegetação no ponto inicial de avistamento (em cm), grau de exposição à incidência de luz solar (exposto ao sol, em iluminação difusa, e na sombra). Para dados da atividade diária, percorremos transecções perpendiculares à linha da praia, no intuito de vistoriar todas as diferentes zonas de vegetação, no intervalo de 15 minutos a cada hora. Além disso, ao início de cada intervalo aferimos a temperatura (em °C) do ar à sombra (a 1m acima do solo), do folhiço (camada secundária) e

da areia (até um centímetro de profundidade), com auxílio de termômetro Schulteis© de leitura rápida. A dieta foi analisada através da análise do conteúdo estomacal dos lagartos coletados, utilizando microscópio estereoscópico, tendo sido os itens consumidos identificados no nível taxonômico de ordem. Além disso, mensuramos as dimensões das presas (comprimento, largura e volume), com auxílio de paquímetro digital (precisão 0,01 mm).

Para avaliar as relações térmicas das diferentes espécies de lagartos da comunidade com as fontes de calor do ambiente, relacionamos o uso do micro-habitat das diferentes espécies ao longo do dia com as temperaturas ambientais (ar, folhagem e areia) através de regressão linear múltipla. Confrontamos a frequência diária de atividade das espécies com as temperaturas ambientais através de análise de variância por aleatorização dos dados. Além disso, realizamos uma análise de agrupamento utilizando a matriz de frequência de espécies por horário, por ligação simples e distância 1-Pearson (1-r). Testamos a significância dos agrupamentos por análise de variância por aleatorização dos dados (10.000 iterações). Analisamos todos os dados quanto à normalidade, e consideramos os resultados como significativos quando $p \leq 0,05$. As análises foram realizadas com os programas computacionais MULTIV 2.4b2 (Pillar 2006) e Systat 11.

Analisamos a composição da dieta das espécies de lagartos em termos do número, volume e frequência de ocorrência de cada tipo de presa consumido pelos lagartos. Estimamos o volume das presas (em mm^3) para cada item utilizando a fórmula do ovóide-esferóide:

$$V = \frac{4}{3} \pi \left(\frac{L}{2}\right) \left(\frac{W}{2}\right)^2$$

Onde “L” corresponde ao comprimento e “W” à largura de cada item (Dunham 1983). Aferimos as dimensões das presas para o cálculo do índice de importância (I_x) (Gadsden e Palacios-Orona 1997; Powell *et al.* 1990), que representa a soma das proporções do número, volume e frequência de ocorrência de cada item alimentar, divididos por três. Estimamos a largura do nicho trófico para cada espécie através do índice de dominância de Simpson (D) (Krebs 1989), que estima a probabilidade de quaisquer dois itens serem diferentes quando capturados aleatoriamente em uma comunidade infinitamente grande (Magurran 2004). Posteriormente, também estimamos a largura de nicho padronizada, onde D'_{\max} representa o valor máximo estimado de D' (Krebs 1989):

$$D_p = \frac{D'}{D'_{max}}$$

Para analisar sobreposição de nicho (temporal, espacial e trófico) entre as espécies da comunidade, calculamos o índice de MacArthur e Levins (1967) modificado por Pianka (1973):

$$\phi_{jk} = \frac{\sum p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum p_{ij}^2 \sum p_{ik}^2}}$$

Onde p_i corresponde à proporção do recurso na classe i , utilizado pelas espécies (j e k). A variância no índice de sobreposição de nicho é representada por “ σ ”. Testamos se a probabilidade de sobreposição é a mesma se os dados fossem distribuídos ao acaso através de modelos nulos (com 10.000 iterações ou pseudo-comunidades), com auxílio do programa computacional EcoSim (Gotelli e Entsminger 2004). As pseudo-comunidades consistem em uma variedade de réplicas aleatórias, baseadas na comunidade real (protótipo) (Pianka 1986). Para tanto, empregamos o algoritmo de aleatorização número três (RA3), que mantém a utilização do recurso de cada espécie (*i.e.* não é substituído por outro número, opção “retained”), efetivamente retendo a largura de nicho das espécies (Gotelli e Graves 1996). Enquanto isso, os recursos que não foram utilizados na natureza por uma espécie são rearranjados (opção “reshuffled”), assumindo a hipótese de que há a possibilidade de que as espécies da comunidade poderiam utilizar dado recurso na ausência de competição interespecífica (Gotelli e Graves 1996). Como já demonstrado em outro estudo (Winemiller e Pianka 1990), o algoritmo R3 possui boas propriedades estatísticas para detectar padrões de sobreposição de nicho não aleatórios, e tende a produzir pseudo-comunidades mais similares à comunidade observada (Pianka 1986). Para a análise temporal, utilizamos uma matriz de frequência relativa à abundância total das espécies em relação aos diferentes horários diários amostrados (ver “Amostragem”). A matriz de dados espaciais que utilizamos correspondeu aos dados de frequência de uso das diferentes variáveis de micro-habitat (ver “Amostragem”), totalizando 15 variáveis e sete espécies. Os dados de *Gymnodactylus darwini* foram desconsiderados nas análises devido ao baixo número de amostras para a espécie. Para a sobreposição da dieta, utilizamos a matriz contendo os índices de importância de cada categoria de presa por espécie. Neste caso, o RA3 substitui o índice de importância (I_x) da

matriz original da dieta por um número uniforme entre zero e um, mas com retenção dos zeros da matriz (Winemiller e Pianka 1990). Essa opção assume que, na ausência de interação entre as espécies, alguns itens alimentares são indisponíveis para algumas espécies (Gainsbury e Colli 2003). Seguindo a metodologia utilizada por Gainsbury e Colli (2003), excluímos da análise categorias que apresentaram um índice de importância menor que 5% para todas as espécies da assembleia. Para realizar a análise de sobreposição trófica, utilizamos o programa EcoSim.

4.3 Resultados

Registramos oito espécies de lagartos na restinga de Grussaí, durante as observações de atividade diária: *Tropidurus torquatus* (Tropiduridae) (N=294), *Hemidactylus mabouia* (Gekkonidae) (N=35), *Gymnodactylus darwinii* (Phyllodactylidae) (N=2), *Ameiva ameiva* (Teiidae) (N=30), *Cnemidophorus littoralis* (Teiidae) (N=28), *Tupinambis merianae* (Teiidae) (N=9), *Mabuya agilis* (Scincidae) (N=61), e *M. macrorhyncha* (Scincidae) (N=29). As espécies *T. torquatus*, *Mabuya agilis* e *M. macrorhyncha* tiveram atividade bimodal, com atividade comparativamente reduzida nos horários de maior calor (das 11 às 13h) (Figura 15A, C e D). O geconídeo *Hemidactylus mabouia* foi encontrado durante o período noturno (19-20h), com apenas três indivíduos visualizados ativos durante o dia (9%), os quais estavam sobre galho, sobre entulho e no folhíço, todos em área de moitas (Figura 15B). Os teiídeos tiveram atividade unimodal, com maior intensidade durante os horários de maior calor (aprox. das 9 às 14h) (Figura 16A-C). Apenas a atividade deste último grupo teve relação significativa com a temperatura do ar: *Ameiva ameiva* (ANOVA; $R^2=0,81$; $F=77,71$; $p=0,008$), *Cnemidophorus littoralis* (ANOVA; $R^2 = 0,77$; $F = 87,6$; $p = 0,02$), e *T. merianae* (ANOVA; $R^2=0,79$; $F=7,13$; $p=0,01$).

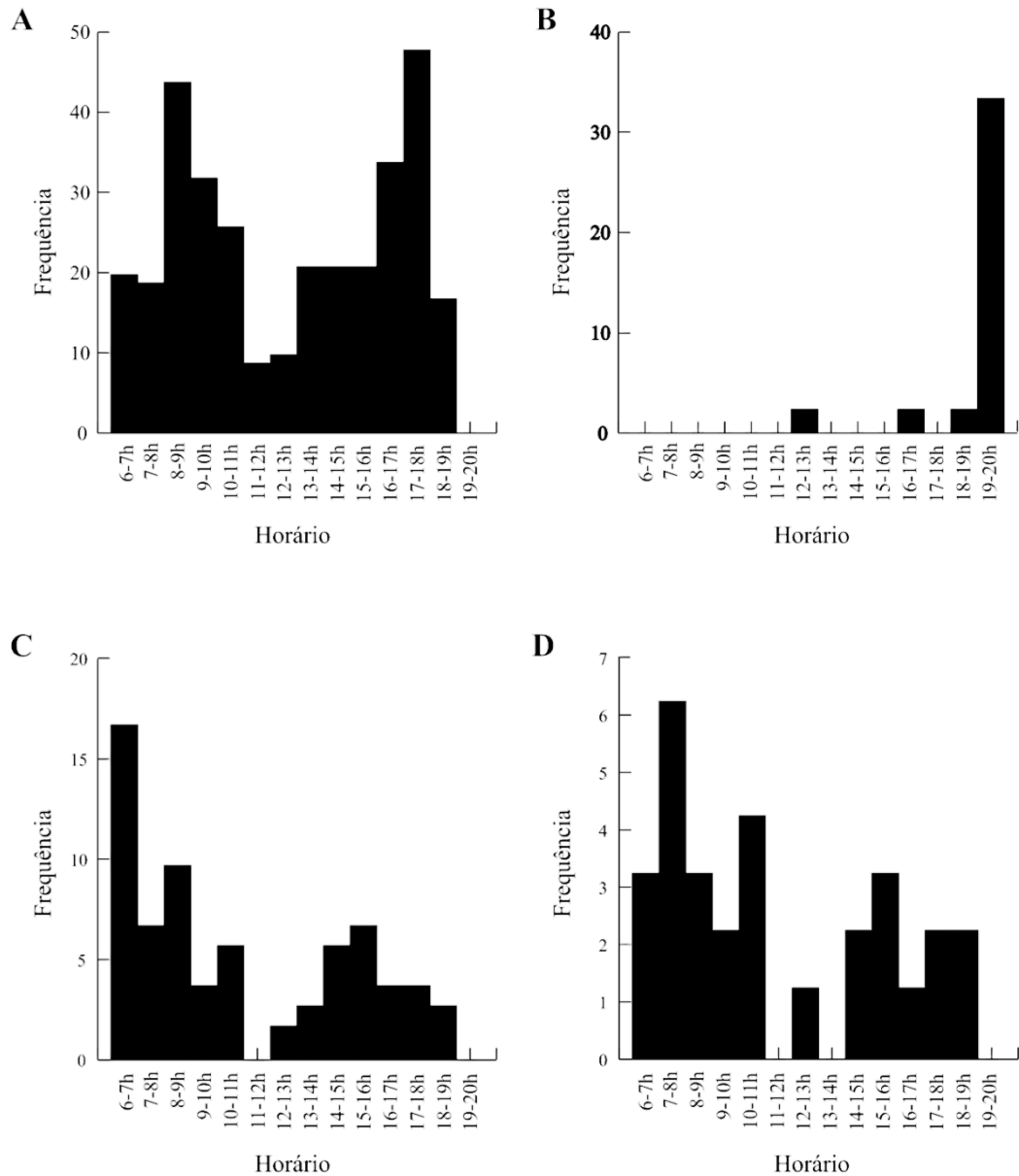


Figura 15 – Frequência diária de ocorrência das espécies de lagartos de Tropiduridae, Gekkonidae e Scincidae da restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro.

Legenda: A. *Tropidurus torquatus*; B. *Hemidactylus mabouia*; C. *Mabuya agilis*; e D. *M. macrorhyncha*.

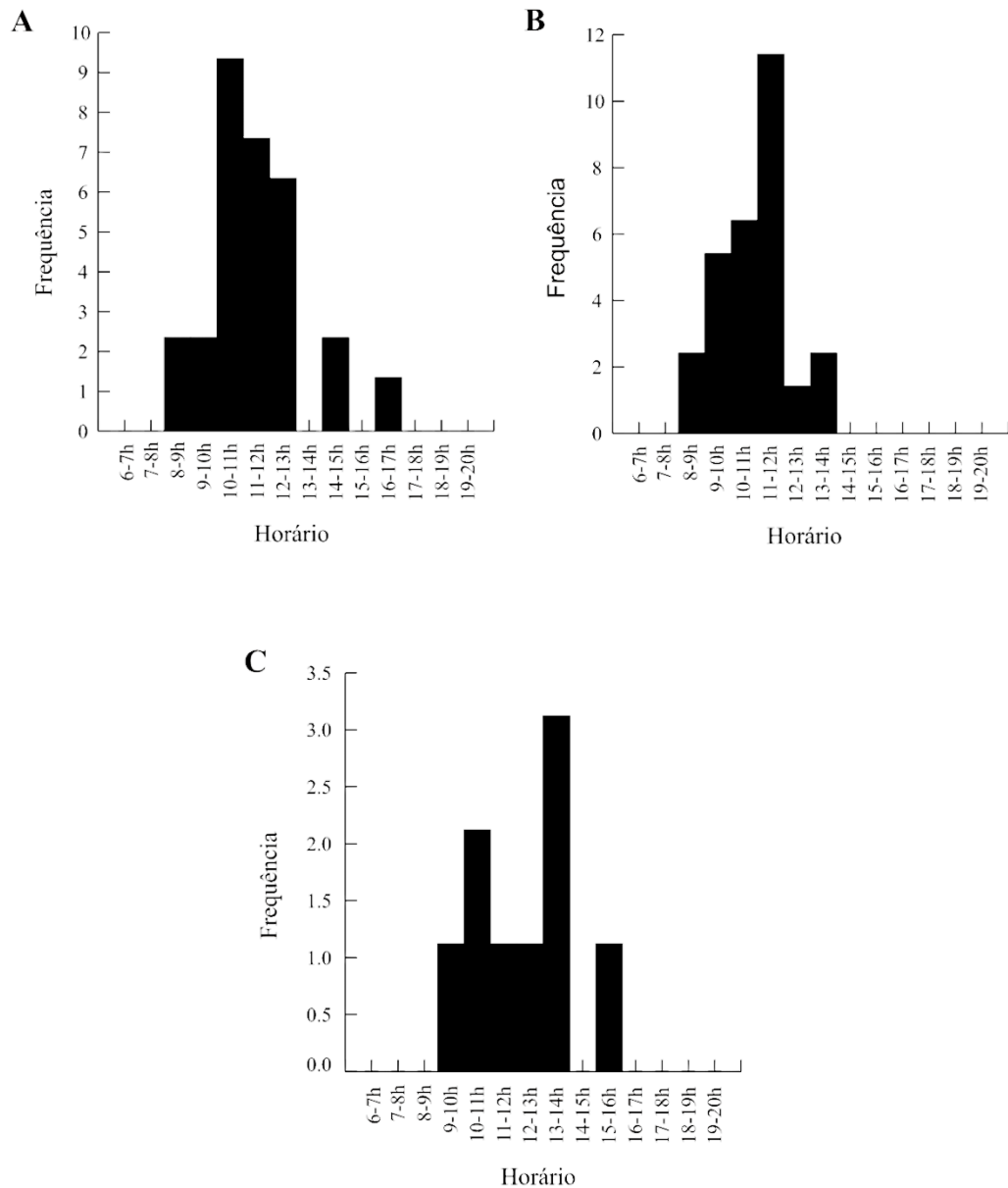


Figura 16 – Frequência diária de ocorrência das espécies de Teiidae registrados na restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro.
 Legenda: A. *Cnemidophorus littoralis*; B. *Ameiva ameiva*; e C. *Tupinambis merianae*.

Considerando as variáveis de vegetação (meso-habitat), observamos que *T. torquatus*, *C. littoralis*, *M. agilis* e *M. macrorhyncha* ocorrem com maior frequência nas áreas de moita (Figura 17A). O par de espécies filogeneticamente mais próximas (gênero *Mabuya*) utilizou de forma similar esse tipo de recurso (Figura 17A). Por outro lado, *H. mabouia*, *A. ameiva* e *T. merianae* foram observados mais frequentemente nas áreas mais interioranas de vegetação (Figura 17B). Em termos dos microhabitats utilizados, observamos uma alteração na forma de utilização dos substratos ao longo do dia, tendo sido a areia utilizada com maior frequência da

metade ao final da tarde (Figura 18). De forma geral, o uso dos tipos de substrato pelas espécies da comunidade diferiu entre elas (Tabela 11, Figura 19A-G). *Hemidactylus mabouia* apresentou maior versatilidade no uso das categorias de substrato, com frequência de uso similar tanto para variáveis consideradas de solo quanto verticais (Tabela 1, Figura 19B). Dentre os scincídeos, observamos *Mabuya macrorhyncha* mais frequentemente em substratos verticais, enquanto *M. agilis* utilizou basicamente no folhiço (Tabela 11, Figura 19D e F). As espécies de Teiidae utilizaram os substratos de forma relativamente similar (Tabela 11, Figura 19C, E e G).

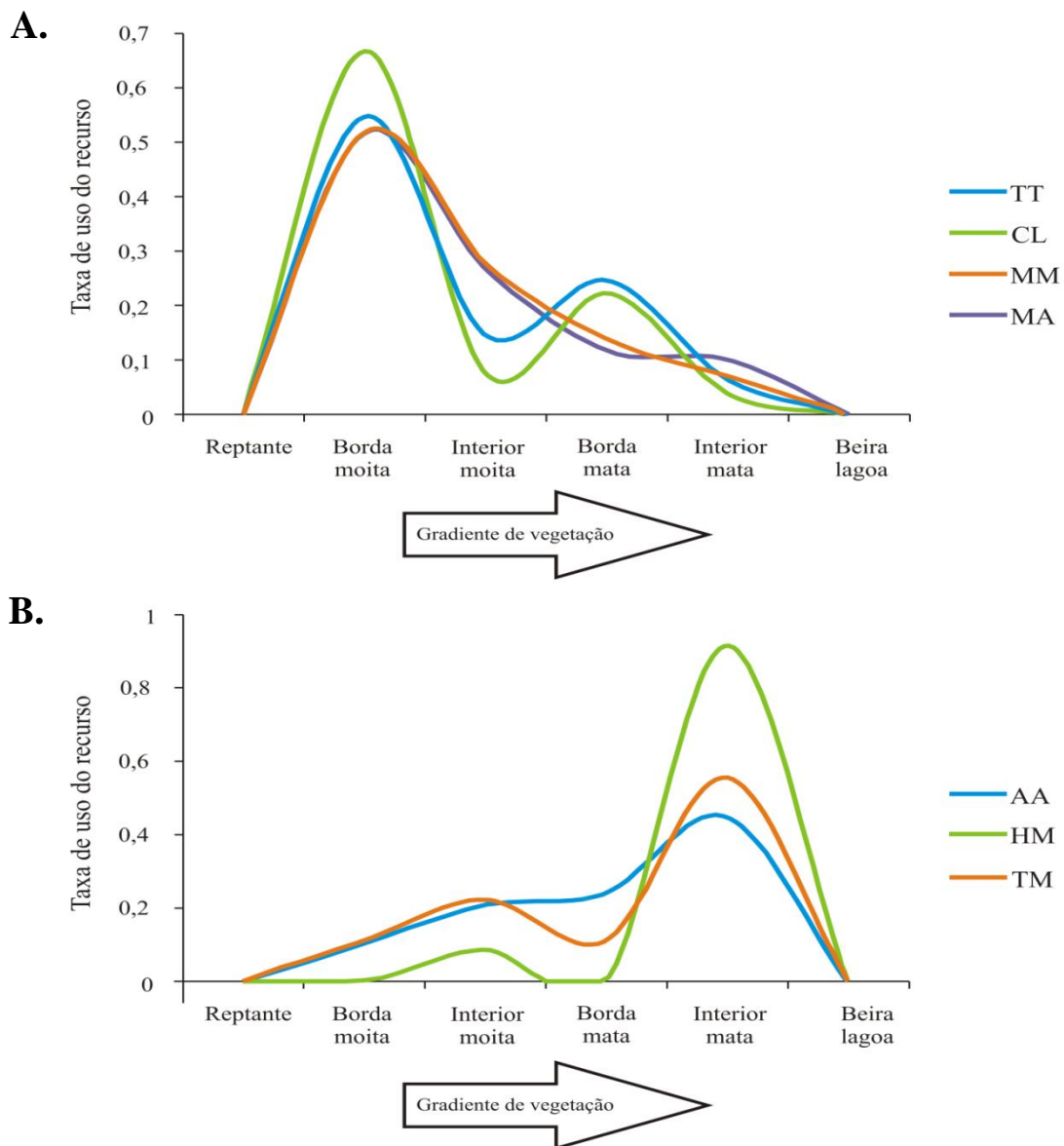


Figura 17 – Taxa de utilização (frequência relativa) dos principais mesohabitats da vegetação da restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: **A.** *Tropidurus torquatus*, *Cnemidophorus littoralis*, *Mabuya agilis* e *M. macrorhyncha*; **B.** *Hemidactylus mabouia*, *Ameiva ameiva* e *Tupinambis merianae*.

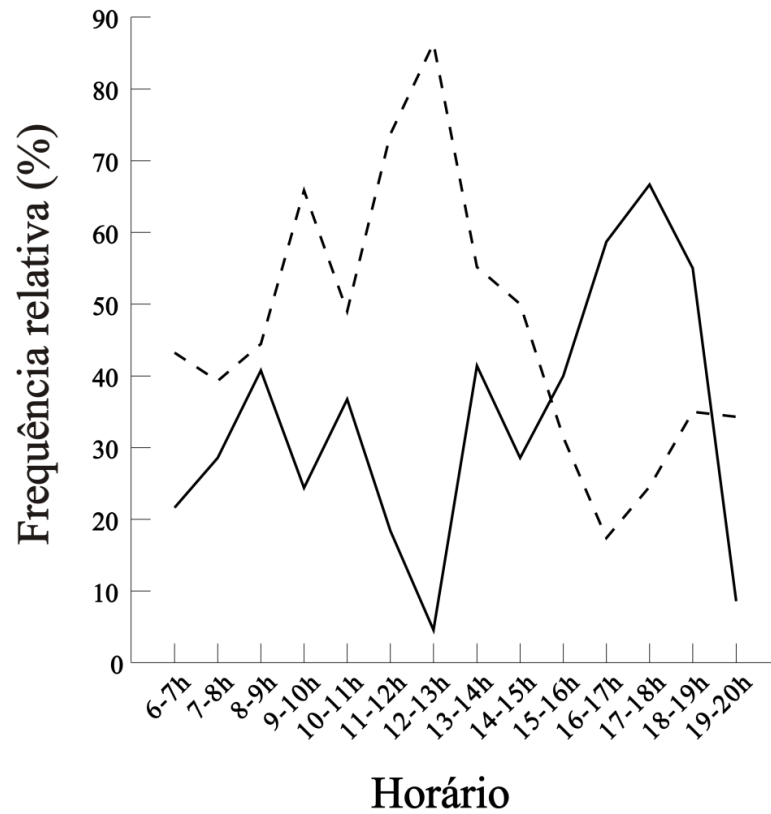


Figura 18 – Frequência relativa de uso dos tipos de substrato mais utilizados pela comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro. Linha contínua refere-se ao substrato areia, enquanto a linha tracejada corresponde ao folheto.

Tabela 11 – Frequência de uso dos diferentes tipos de micro-habitat e vegetação, e insolação adquirida pelos indivíduos da comunidade de lagartos na restinga de Grussaí, município de São João da Barra, estado do Rio de Janeiro.

Legenda: ARE = areia, FLH = folhiço, BRM = bromélia, GLH = galho, TRN = tronco, CCT = cacto, ENT = entulho, BDM = borda moita, DNM = dentro moita, BDMT = borda mata, DNMT = dentro mata, SOL = ao sol, SMB = à sombra, DFS = sol difuso, NTE = noite. (*) Refere-se aos tipos de substrato considerados verticais. (*') Refere-se aos tipos de substrato considerados de solo.

Táxon	ARE*'	FLH*'	BRM*	GLH*	TRN*	CCT*	ENT*	BDM	DNM	BDMT	DNMT	SOL	SMB	DFS	NTE
<i>Tropidurus torquatus</i>	141	129	11	5	1	5	2	140	37	63	16	89	114	86	5
<i>Hemidactylus mabouia</i>	2	11	5	6	5	3	3	0	3	0	32	0	2	1	32
<i>Gymnodactylus darwinii</i>	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ameiva ameiva</i>	3	27	0	0	0	0	0	3	6	7	13	4	10	16	0
<i>Cnemidophorus littoralis</i>	10	17	0	0	0	1	0	18	2	6	1	7	6	15	0
<i>Tupinambis merianae</i>	0	8	1	0	0	0	0	1	2	1	5	1	4	4	0
<i>Mabuya agilis</i>	2	39	14	2	0	4	0	31	16	7	6	18	14	28	1
<i>Mabuya macrorhyncha</i>	0	7	19	0	1	2	0	15	8	4	2	14	4	11	0
TOTAL	160	238	50	13	7	15	5	210	74	88	75	133	154	161	40

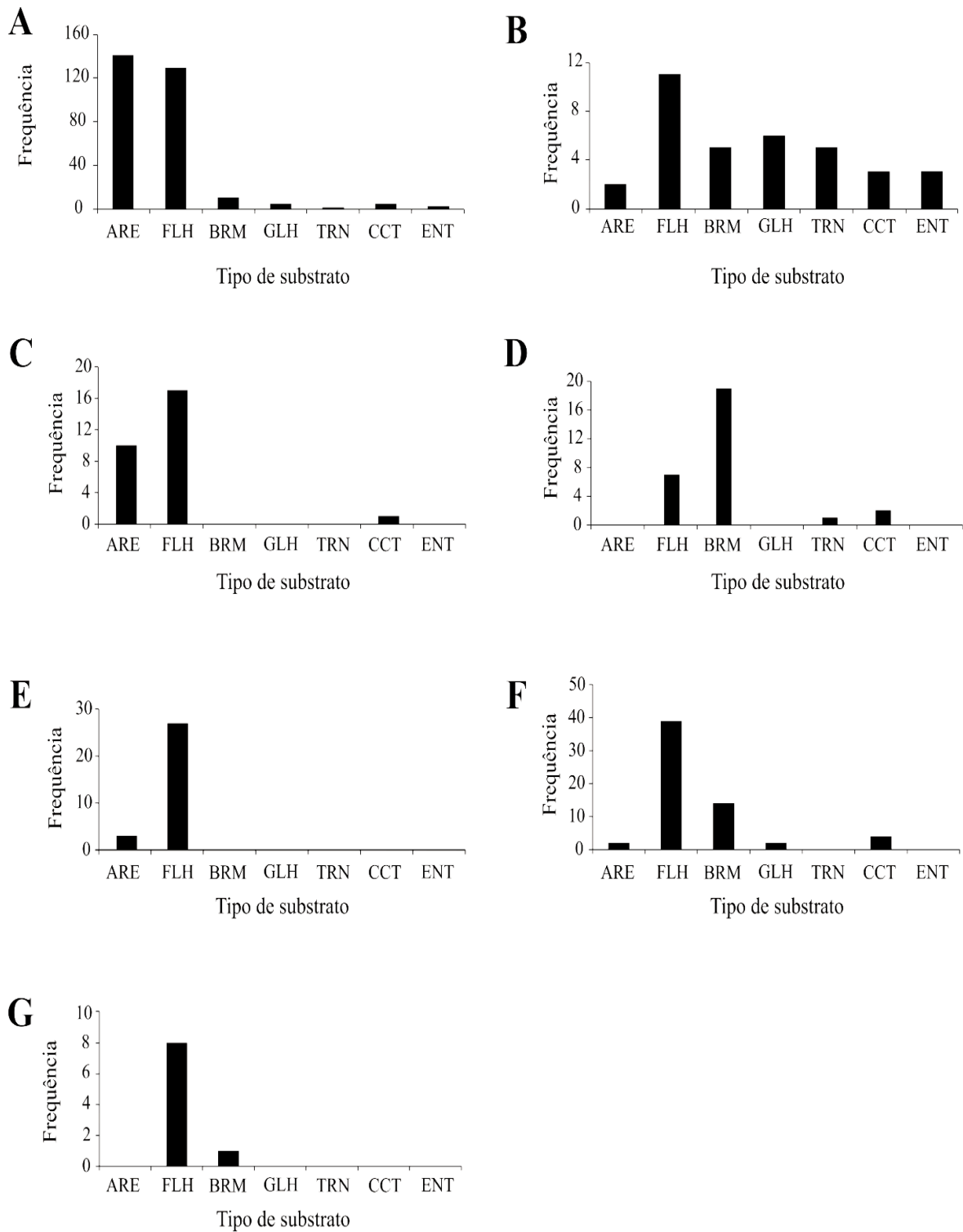


Figura 19 – Frequência de uso das variáveis de substrato pelas espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: **A.** *Tropidurus torquatus*, **B.** *Hemidactylus mabouia*, **C.** *Cnemidophorus littoralis*, **D.** *Mabuya macrorhyncha*, **E.** *Ameiva ameiva*, **F.** *M. agilis*, **G.** *Tupinambis merianae*. ARE = areia; FLH = folhiço; BRM = bromélia; GLH = galho; TRN = tronco; CCT = cacto; ENT = entulho.

A frequência de uso do folhço do chão da restinga (regressão múltipla; $R^2 = 0,771$; $F = -1,827$; $p = 0,046$) e da areia (regressão linear múltipla; $R^2 = 0,577$; $F = 3,195$; $p = 0,058$) pela comunidade estavam significativamente relacionadas com a temperatura do folhço (Figura 20). Contudo, os resultados da estatística relação entre a temperatura do folhço e o uso de áreas sem vegetação (regressão linear múltipla; $R^2 = 0,639$; $F = 1,395$; $p = 0,096$), e de locais sombreados (regressão linear múltipla; $R^2 = 0,532$; $F = 2,295$; $p = 0,097$) foram próximos à significância.

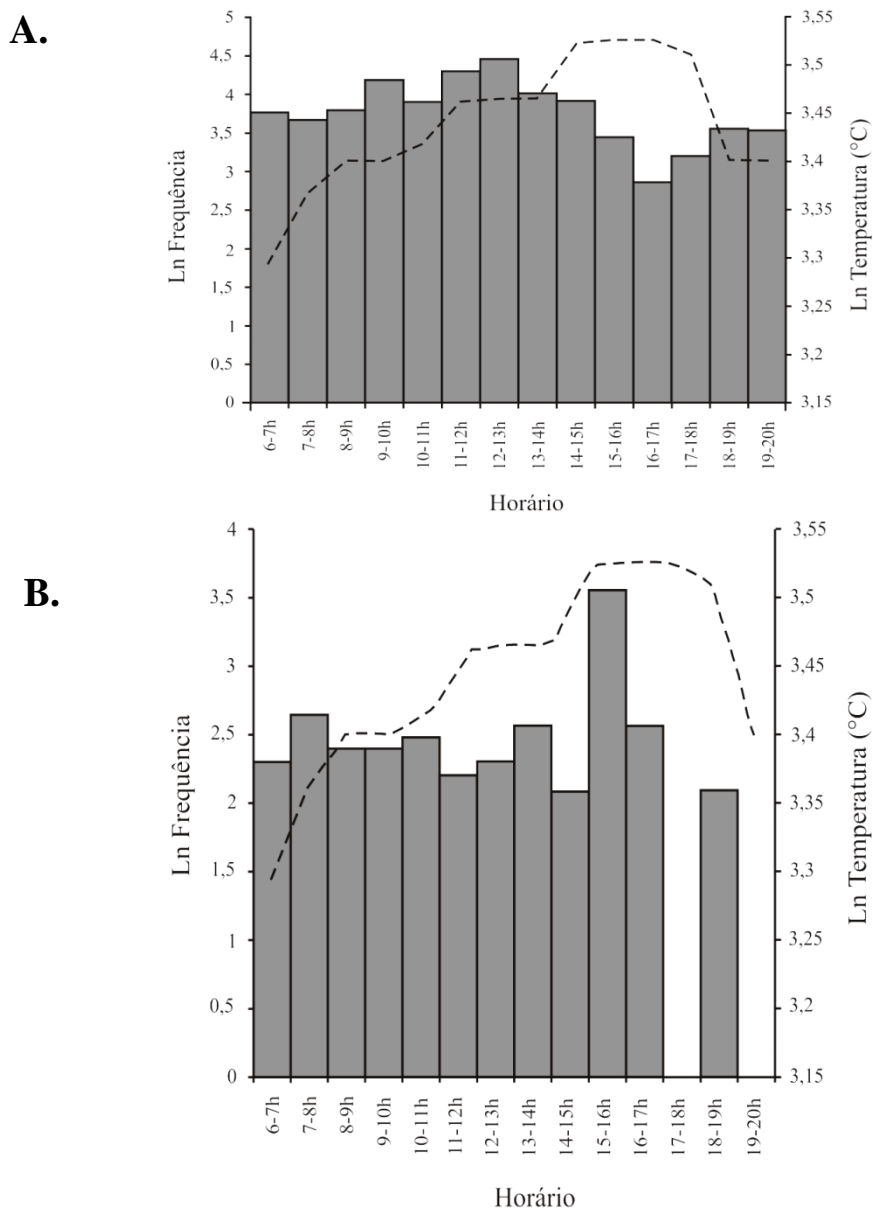


Figura 20 – Frequência diária de utilização dos principais tipos de substrato pela comunidade de lagartos, contrastada com a temperatura do folhço, na restinga de Grussaí, município de São João da Barra, Rio de Janeiro.

Legenda: A. Uso do folhiço; B. Uso da areia. Os dados são exibidos na forma de logaritmo (Ln).

Para análise da dieta, utilizamos os dados de seis das oito espécies da comunidade: *T. torquatus* (N=68), *H. mabouia* (N=27), *A. ameiva* (N=6), *C. littoralis* (N=5), *M. agilis* (N=30), e *M. macrorhyncha* (N=7). Registramos 37 categorias de presas (Tabela 2) para a comunidade, e apenas Blattodea foi observada como presa de todas as espécies analisadas (Tabela 12). De 143 indivíduos analisados na comunidade, apenas quatro (5,72% da amostra) estavam com o estômago vazio. Dentre eles, dois *H. mabouia*, um *C. littoralis* e um *M. macrorhyncha*. A largura de nicho trófico foi maior para *T. torquatus* ($D_p = 0,55$), seguido de *H. mabouia* ($D_p = 0,37$), *A. ameiva* ($D_p = 0,3$), *C. littoralis* ($D_p = 0,29$), *M. macrorhyncha* ($D_p = 0,18$), e *M. agilis* ($D_p = 0$). A composição detalhada da dieta de cada espécie está disponível na forma de Anexo (B a G).

Tabela 12. Matriz de importância relativa dos itens alimentares encontrados na dieta de seis das oito espécies de lagartos da comunidade da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: TT = *Tropidurus torquatus*; HM = *Hemidactylus mabouia*; AA = *Ameiva ameiva*; CL = *Cnemidophorus littoralis*; MA = *Mabuya agilis*; MM = *M. macrorhyncha*. (*) Sinaliza os itens que foram consumidos por apenas uma das espécies da comunidade.

Itens alimentares	TT	HM	AA	CL	MA	MM
Reptilia						
Lagarto	0,53	12,12	0	0	2,87	0
Crustacea						
Amphipoda (*)	0,53	0	0	0	0	0
Isopoda	1,05	12,36	0	0	9,83	16,67
Gastropoda						
Gastropoda (concha)	3,68	4,56	13,31	0	0	9
Insecta						
Blattodea	3,87	25,99	68,48	33,82	7,34	10,43
Chilopoda	2,99	0	0	8,8	1,93	0
Coleoptera	21,51	3,56	6,56	0	5,32	11,11
Collembola (*)	0,85	0	0	0	0	0
Dermaptera (*)	0	1,99	0	0	0	0
Diptera	3,72	0	0	0	4,13	0
Hemiptera	8,33	1,79	0	0	8,07	22,11
Homoptera	4,91	0	0	0	2,37	0
Hymenoptera	4,36	0	0	0	4,13	0
Formicidae	55,60	1,71	0	0	23,98	0

Isoptera	6,18	2,74	0	11,85	12,68	0
Lepidoptera	0,52	1,80	0	0	0	0
Mantodea (*)	0,74	0	0	0	0	0
Ninfa de Blattodea (*)	0,55	0	0	0	0	0
Ninfa de Hemiptera (*)	0	1,88	0	0	0	0
Ninfa de Orthoptera (*)	0,53	0	0	0	0	0
Orthoptera	0,54	9,19	11,95	16,31	4,97	0
Ovo de Blattodea (*)	0	0	0	0	1,33	0
Phasmida (*)	1,08	0	0	0	0	0
Larvae						
Coleoptera	5,13	0	6,26	0	1,48	0
Diptera	6,41	1,75	0	0	0	0
Lepidoptera	6,09	4,44	6,36	0	6,30	17,61
Neuroptera	5,98	0	0	35,73	4,45	0
Arachnida						
Acari (*)	0,52	0	0	0	0	0
Aranae	30,37	15,68	0	8,95	22,06	33,33
Pseudoescorpiones	0,52	1,72	0	0	1,29	0
Vegetação						
Flor (*)	4,63	0	0	0	0	0
Fruto (*)	8,92	0	0	0	0	0
Pedúnculo de fruto (*)	0,53	0	0	0	0	0
Resto vegetal	5,07	8,28	0	0	4,32	0
Semente	2,14	0	0	0	2,59	0
Mineral						
Pedra	0,53	3,60	0	0	2,78	0

A sobreposição de nicho temporal entre os pares de espécies variou entre $\phi = 0,002$ para *H. mabouia* e *C. littoralis*, a $\phi = 0,817$ para *A. ameiva* e *C. littoralis*, e *M. agilis* e *M. macrorhyncha* (Tabela 13). O valor médio do índice observado para a comunidade não diferiu do esperado ao acaso ($\phi_{\text{obs}} = 0,36$; $\phi_{\text{esp}} = 0,38$; $p_{\text{obs}} \leq p_{\text{esp}} = 0,28$; $p_{\text{obs}} \geq p_{\text{esp}} = 0,72$; Figura 21A). Entretanto, a variância observada foi baixa ($\sigma_{\text{obs}} = 0,08$), mas significativamente maior que a média de variância esperada ($\sigma_{\text{esp}} = 0,048$; $p_{\text{obs}} \leq p_{\text{esp}} = 0,99$; $p_{\text{obs}} \geq p_{\text{esp}} = 0,002$; Figura 21B).

Tabela 13. Resultados do índice de sobreposição de nicho temporal para os pares de espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro. TT= *Tropidurus torquatus*, HM= *Hemidactylus mabouia*, AA= *Ameiva ameiva*, CL= *Cnemidophorus littoralis*, TM= *Tupinambis merianae*, MA= *Mabuya agilis*, MM= *M. macrorhyncha*.

	TT	HM	AA	CL	TM	MA	MM
TT	0	0,02	0,429	0,395	0,447	0,733	0,769
HM		0	0,016	0,002	0,007	0,008	0,013
AA			0	0,817	0,598	0,295	0,433
CL				0	0,614	0,221	0,301
TM					0	0,283	0,345
MA						0	0,817
MM							0

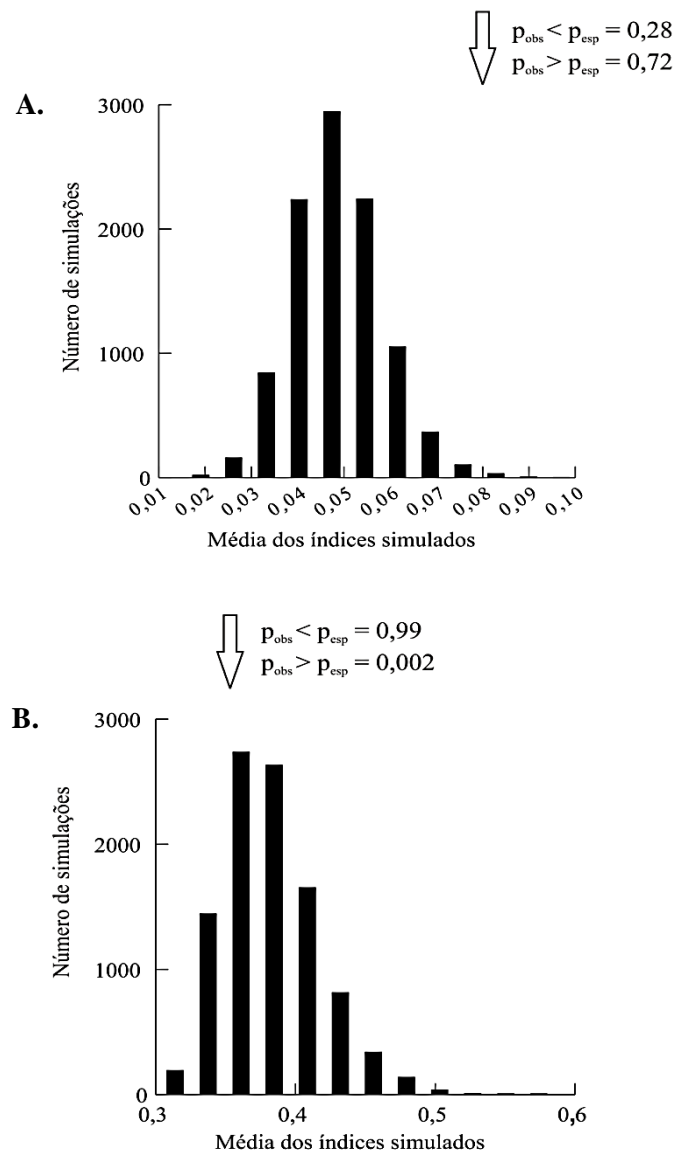


Figura 21 – Distribuição dos valores médios estimados por modelos nulos, relacionados à sobreposição de nicho temporal.

Legenda: **A.** Média de sobreposição das pseudo-comunidades; e **B.** média da variância das pseudo-comunidades. As setas indicam a posição do resultado observado para a comunidade da restinga de Grussaí em relação à distribuição dos valores médios gerados para as pseudo-comunidades.

O índice de sobreposição de nicho espacial (micro-habitat) variou entre os pares de espécie de $\phi = 0,254$, para *H. mabouia* e *C. littoralis*, a $\phi = 0,977$ para *Ameiva ameiva* e *Tupinambis merianae* (Tabela 14). A média do índice observado para a comunidade foi maior que o esperado ao acaso ($\phi_{\text{obs}} = 0,63$; $\phi_{\text{esp}} = 0,37$; $p_{\text{obs}} \leq p_{\text{esp}} = 0,99$; $p_{\text{obs}} \geq p_{\text{esp}} = 0,0002$; Figura 22A), com apenas duas das 10.000 simulações apresentando índice médio similar. O valor da variância observada foi baixo ($\sigma_{\text{obs}} = 0,048$), e não diferiu estatisticamente ($p_{\text{obs}} \leq p_{\text{esp}} = 0,78$; $p_{\text{obs}} \geq p_{\text{esp}} = 0,22$; Figura 22B), apresentando valor próximo da média estimada para as pseudo-comunidades ($\sigma_{\text{esp}} = 0,039$). O índice de sobreposição de nicho referente à dieta das espécies variou de $\phi = 0,105$ para *T. torquatus* e *A. ameiva*, até $\phi = 0,862$ para *T. torquatus* e *M. agilis* (Tabela 15). A média observada foi significativamente maior que a esperada ($\phi_{\text{obs}} = 0,46$; $\phi_{\text{esp}} = 0,17$; $p_{\text{obs}} \leq p_{\text{esp}} = 0,99$; $p_{\text{obs}} \geq p_{\text{esp}} < 0,001$; Figura 23A), e nenhuma das 10.000 comunidades simuladas apresentou média igual ou superior à observada. A variância observada também foi significativamente maior que a esperada ($\sigma_{\text{obs}} = 0,05$; $\sigma_{\text{esp}} = 0,02$; $p_{\text{obs}} \leq p_{\text{esp}} = 0,98$; $p_{\text{obs}} \geq p_{\text{esp}} = 0,01$; Figura 23B).

Tabela 14. Resultados do índice de sobreposição de nicho espacial para os pares de espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: TT= *Tropidurus torquatus*, HM= *Hemidactylus mabouia*, AA= *Ameiva ameiva*, CL= *Cnemidophorus littoralis*, TM= *Tupinambis merianae*, MA= *Mabuya agilis*, MM= *M. macrorhyncha*.

	TT	HM	AA	CL	TM	MA	MM
TT	0	0,275	0,66	0,964	0,574	0,799	0,568
HM		0	0,655	0,254	0,744	0,391	0,283
AA			0	0,702	0,977	0,787	0,394
CL				0	0,627	0,874	0,585
TM					0	0,788	0,455
MA						0	0,795
MM							0

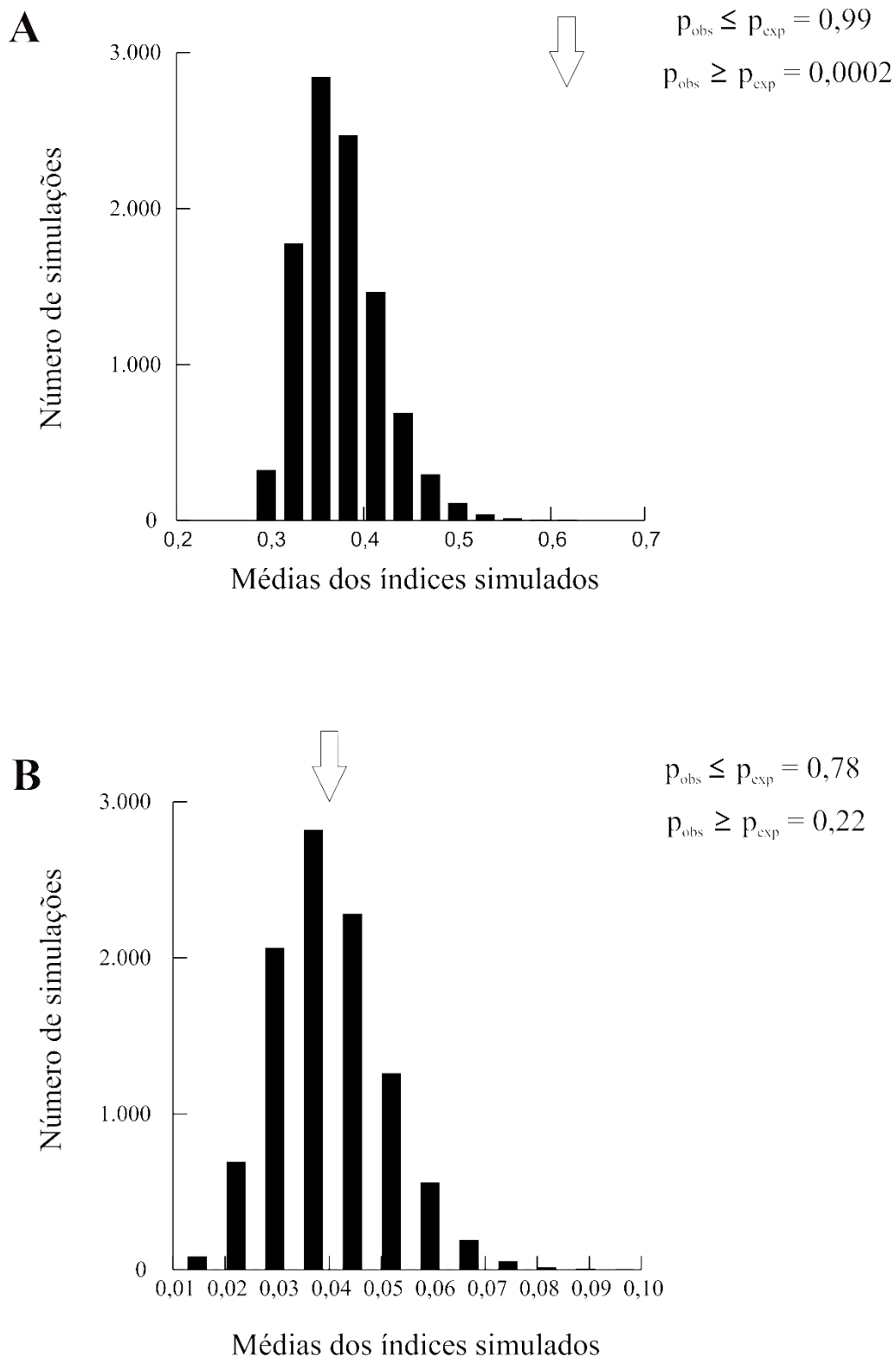


Figura 22 – Modelos nulos relacionados à sobreposição de nicho espacial.

Legenda: **A.** média de sobreposição das pseudo-comunidades, e **B.** média da variância das pseudo-comunidades. As setas indicam a posição do resultado observado para a comunidade da restinga de Grussaí em relação à distribuição dos valores médios gerados para as pseudo-comunidades.

Tabela 15. Resultados do índice de sobreposição de nicho trófico de seis das oito espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, região norte do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: TT= *Tropidurus torquatus*, HM= *Hemidactylus mabouia*, GD= *Gymnodactylus darwinii*, AA= *Ameiva ameiva*, CL= *Cnemidophorus littoralis*, TM= *Tupinambis merianae*, MA= *Mabuya agilis*, MM= *M. macrorhyncha*.

	TT	HM	AA	CL	MA	MM
TT	0	0,337	0,105	0,188	0,862	0,464
HM		0	0,726	0,571	0,592	0,622
AA			0	0,642	0,223	0,284
CL				0	0,385	0,238
MA					0	0,653
MM						0

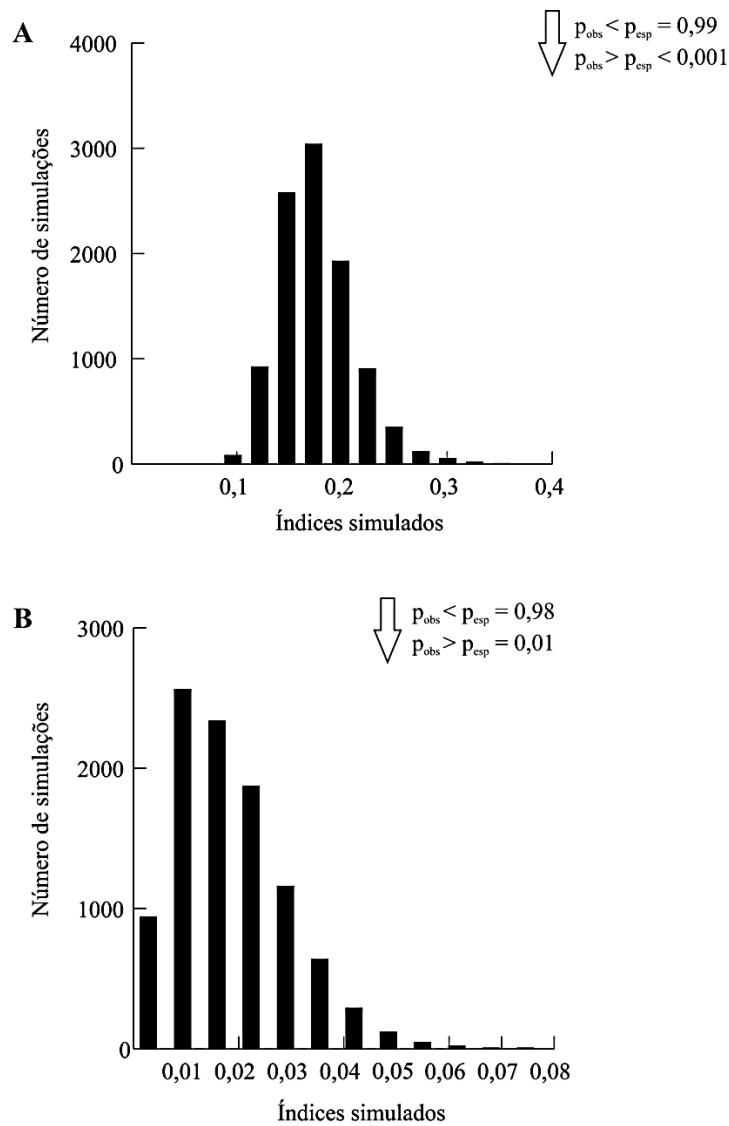


Figura 23 – Modelos nulos relacionados à sobreposição da dieta (nicho trófico) de seis das oito espécies da comunidade de lagartos da restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: **A.** média de sobreposição das pseudo-comunidades, e **B.** média da variância das pseudo-comunidades. As setas indicam a posição do resultado observado para a comunidade da restinga de Grussaí em relação à distribuição dos valores médios gerados para as pseudo-comunidades.

4.4 Discussão

Os dados indicaram que as atividades das diferentes espécies de lagartos que compõem a comunidade da restinga de Grussaí em geral variaram consistentemente. Isto provavelmente resultou do fato de que cada espécie individualmente possui necessidades térmicas e de forrageamento evolutivamente ajustadas para seus processos fisiológicos que requerem ambiente térmico e probabilidade de encontro de presas mais apropriados em determinados momentos do dia. Dentre as espécies diurnas, um grupo de espécies (*Tropidurus torquatus*, *Mabuya agilis* e *M. macrorhyncha*) apresentou atividade reduzida durante os horários de temperaturas mais elevadas ao longo do período diurno, ao contrário dos teiúdeos (*Ameiva ameiva*, *Cnemidophorus littoralis* e *Tupinambis merianae*) cuja atividade está em geral associada a momentos de temperatura mais elevada no habitat. Assim, a diferenciação na ecologia térmica entre as espécies, as quais operam em faixas de temperatura média corpórea relacionadas à sua fisiologia é determinante para definir os momentos mais apropriados da atividade. Enquanto o tropidurídeo *T. torquatus* possui temperatura corpórea média em atividade entre 33 e 37°C, dependendo da área geográfica de ocorrência da população (Rocha *et al.* 2000; Kiefer *et al.* 2007; ver Item um desta Tese), as espécies do gênero *Mabuya* são em geral ativas com temperaturas corpóreas entre 29 e 33°C (Rocha 1994; Rocha e Vrcibradic 1995, 1996; Vrcibradic e Rocha 1998; Rocha *et al.* 2000; ver Item um da tese). Em contraste, os teiúdeos possuem temperatura corporal mais elevada que as outras espécies (entre 37 e 42°C; Rocha *et al.* 2000; ver Item um), e são mais resistentes a altas temperaturas (Dawson 1975). Ou seja, necessitam manter a temperatura corporal mais elevada para manter o elevado nível de atividade, quando comparadas com outras espécies que simpatricamente compõem a comunidade (Magnusson 1993). O geconídeo *Hemidactylus mabouia* foi a única espécie noturna registrada para a restinga de Grussaí, embora tenham sido observados indivíduos ativos durante o período diurno. Não é a primeira vez que indivíduos dessa espécie são visualizados ativos durante o período

diurno. Hatano *et al.* (2001) registraram na restinga de Jurubatiba (municípios de Macaé, Quissamã e RJ) quatro espécimes ativos sobre bromélias, três desses durante o período da manhã (7-8h) e outro no final do período da tarde (16h). Os autores sugeriram que a espécie também seria ativa no período diurno, aproveitando os horários com menor insolação para termorregulação. Para *H. mabouia* em Grussaí nossos dados indicaram hábito predominantemente noturno na restinga de Grussaí, apesar da capacidade de alguns indivíduos estarem ativos durante o dia. Entretanto, um estudo mais detalhado sobre a ecologia das populações de *H. mabouia* nas restingas do estado do Rio de Janeiro ainda é necessário para melhor estimar a extensão do grau de atividade diurna por este lagarto exótico em restingas.

Os dados mostraram que as espécies de lagartos da comunidade local variaram consistentemente em termos do meso-habitat mais frequente utilizado (zonas de vegetação). De forma geral, *T. torquatus*, *C. littoralis*, *M. agilis* e *M. macrorhyncha* utilizaram mais frequentemente a área de moitas com preferência para permanecerem no bordo destas. Por outro lado, *A. ameiva*, *H. mabouia* e *T. merianae* utilizaram mais frequentemente a mata da restinga com maior frequência nas porções mais interiores desta. Isso provavelmente resulta da interação entre os fatores históricos das espécies, associados aos seus requerimentos fisiológicos e morfológicos, favorecem a vida destas espécies nesses tipos de ambiente. A tendência observada corroborou outros estudos relacionados à utilização do habitat nas restingas do litoral do Rio de Janeiro (*e.g.* Bergallo e Rocha 1994; Teixeira-Filho *et al.* 1995; Zaluar e Rocha 2000; Vrcibradic e Rocha 2002).

Por outro lado, quando consideramos a utilização pelas espécies em termos do uso do micro-habitat os dados mostraram que este uso foi, de forma geral, similar para a maioria das espécies, para as quais predominou a utilização do estrato horizontal no nível do solo, principalmente a areia e o folhiço. Supostamente, essa tendência estava relacionada ao hábito predominantemente terrícola das espécies que compõem a comunidade local, decorrente das suas características morfo-fisiológicas (processos históricos). Além disso, o histórico recente de regressões e transgressões marinhas, que culminou na formação das áreas de restinga (Martin *et al.* 1979, 1996; Cerqueira 2000) também constitui um fator fundamental para a composição da comunidade, pois favorece aquelas mais aptas à colonização dessas novas áreas formadas em um passado geologicamente recente. As espécies (ou gêneros) registradas na restinga de Grussaí

foram de ampla distribuição geográfica que, em alguns casos, inclui diferentes Biomas no Brasil, sendo especialmente associadas a ambientes de vegetação mais abertos, o que deve ter facilitado no passado recente a ocupação destes novos ambientes recém-estabelecidos.

A alteração que observamos na utilização do substrato ao longo do dia provavelmente deveu-se à mudança entre a predominância da atividade de termorregulação e a atividade de forrageamento. As áreas de restinga são ambientes que não necessariamente favorecem a ocorrência de todos os grupos de vertebrados, pelo elevado aporte de radiação solar, e o substrato arenoso provoca uma rápida percolação da água, limitando a ocorrência de água livre (Rocha *et al.* 2003). Os lagartos são organismos com capacidade de adaptação a ambientes com recursos limitados como água (*e.g.* desertos; Pianka 1973, 1986; Winemiller e Pianka 1990) pela sua capacidade fisiológica e, considerando os dados obtidos no presente estudo na restinga de Grussaí, o folhiço pareceu ser um dos principais fatores que favorece a ocorrência do grupo no local. Não apenas em termos do micro-habitat para artrópodes e moluscos que proveem disponibilidade de alimento, mas também como um recurso para a atividade de regulação térmica, como refúgio durante o período com maior temperatura ambiental, principalmente por serem áreas sombreadas ou com iluminação difusa. Os horários de maior utilização do folhiço pelas espécies corresponderam àqueles quando a areia da restinga apresentou os valores mais elevados de temperatura, que ultrapassaram 50°C. Assim, o folhiço em Grussaí pode representar uma alternativa aos níveis mais elevados de temperatura (que, em alguns casos, se persistirem podem mesmo serem letais), favorecendo a apropriada termorregulação pelas diferentes espécies de lagartos da comunidade. Essa hipótese pode ser corroborada pela significativa relação entre a frequência de uso dos micro-habitats pelas espécies de lagartos na comunidade e a temperatura do folhiço. Em contrapartida, a maior frequência de uso da areia ao final da tarde provavelmente estava relacionada à manutenção da temperatura corpórea em uma faixa favorável à digestão e à manutenção das demais atividades metabólicas dos lagartos (*e.g.* sistemas circulatório, nervoso, dentre outros) durante o período de inatividade (noturno, com exceção de *H. mabouia*).

Dentre os scincídeos, a utilização do substrato diferiu entre ambas as espécies: registramos *Mabuya macrorhyncha* mais frequentemente em substratos com algum grau de verticalização (principalmente bromélias e pequenos arbustos), e *M. agilis* nos

substratos no nível do solo (Tabela 1, Figura 7D, F), de forma similar ao registrado por Vrcibradic e Rocha (1996), na restinga de Barra de Maricá (RJ). Os dados indicaram que *M. macrorhyncha* estava intimamente relacionada com as bromélias ocorrentes no ambiente local, principalmente nos horários de maior pico de atividade, enquanto nos outros períodos, geralmente utilizava o folhíço. A estreita relação de uso como micro-habitat preferencial entre *M. macrorhyncha* e as bromélias foi sugerida anteriormente, com uma potencial dependência do lagarto pela planta, tanto em termos da atividade de termorregulação quanto do forrageamento por emboscada (Vrcibradic e Rocha 1996). Esta idéia é reforçada pelo maior comprimento total das falanges (facilita o maior grau de arborealidade) e compactação dorso-ventral da espécie (facilita o deslocamento entre folhas comprimidas das bromélias) em relação ao seu congênere simpátrico (*M. agilis*) (Vrcibradic e Rocha 1996).

A espécie exótica *Hemidactylus mabouia* apresentou a maior amplitude de uso de tipos de micro-habitat entre aquelas medidas para as espécies da comunidade local, tanto no nível do solo quanto em termos de uso vertical do ambiente, sugerindo uma plasticidade comparativamente maior na utilização do habitat. Recentemente foi mostrado que além de exótica a espécie já é invasora em diferentes biomas no Brasil, (Rocha *et al.* 2011a; Rocha *et al.* no prelo), em grande parte devido à plasticidade da espécie na estratégia reprodutiva (Bonfiglio *et al.* 2006; Anjos e Rocha 2008a). A habilidade de ocupar uma ampla gama vertical e horizontal de diferentes tipos de micro-habitat, como observado no presente e em outros estudos (*e.g.* Anjos e Rocha 2008b; Rocha *et al.* no prelo) pode ser outra característica biológica que facilita a invasão de novos ambientes naturais, com sucesso de estabelecimento de população localmente. Além disso, o hábito noturno da espécie pode favorecê-la no ambiente de restinga de duas formas: i) evitando os horários mais quentes do dia, pois tendo temperatura corpórea fisiologicamente mais baixa que as demais espécies da comunidade, os níveis letais seriam facilmente alcançados, devido ao elevado calor ambiental; e ii) a intensa radiação solar retida pelo ambiente (diferentes substratos) é comparativamente maior do que em ambientes florestados, permitindo que a espécie regule sua temperatura corpórea de forma mais eficiente através da tigmotermia para suas atividades (*e.g.* forrageamento, reprodução), através das superfícies que aqueceram durante o dia.

Os dados de dieta mostraram que a dieta das diferentes espécies de lagartos na comunidade estava predominantemente composta por artrópodes, com baixo consumo

de material vegetal, mas com variação na amplitude de número e tipos de presas. As diferenças observadas na dieta das espécies deveram-se provavelmente às diferenças históricas na filogenia das espécies que compõem a comunidade, com adaptações distintas na evolução dos grupos (ver Huey e Pianka 1981). Assim, a inter-relação entre fisiologia e morfologia próprias de cada espécie, e destas com a estrutura do ambiente da restinga, define a estratégia mais eficiente e apropriada de detecção e de captura das presas das diferentes espécies da comunidade. Para *T. torquatus* e as duas espécies de *Mabuya*, observamos uma dieta baseada principalmente em artrópodes com mobilidade comparativamente maior, como formigas, aranhas e hemípteros, de forma similar ao encontrado em estudos anteriores (*e.g.* Bergallo e Rocha 1994; Rocha e Bergallo 1994; Vrcibradic e Rocha 1995, 1996; 2002). Apesar das espécies de Teiidae estudadas no presente estudo apresentarem dieta baseada em Blattodea, o restrito tamanho da amostra não permitiu uma melhor análise. Entretanto, a dieta esperada seria similar ao registrado para ambientes de restinga no estado do Rio de Janeiro (*e.g.* Bergallo e Rocha 1994; Zaluar e Rocha 2000; Menezes *et al.* 2006; Rocha 2008). Em atermos da exótica invasora *H. mabouia*, o item mais importante para a espécie foi Blattodea, seguido de Aranae, e de Isopoda, similar ao encontrado por Rocha e Anjos (2007) em um ambiente ruderal em Valinhos, São Paulo. Entretanto, a dieta diferiu daquela registrada para uma população estudada em área urbana na região subtropical do Brasil (Bonfiglio *et al.* 2006), cujo principal item foi Diptera, e diferiu em parte da população de Abrolhos (Rocha *et al.* 2002), que alimentou-se principalmente de ortópteros e aranhas. Além disso, encontramos restos de indivíduos de *H. mabouia* em estômagos de *M. agilis*, e em exemplares da mesma espécie (evidência da ocorrência de canibalismo). O consumo de lagartos por co-gêneres ou mesmo por co-específicos no Brasil (predominantemente sobre jovens) é registrado entre espécies de hábito oportunista, mais frequentemente por aquelas que empregam forrageamento misto (gênero *Mabuya*) ou de emboscada (tropidurídeos) (Siqueira e Rocha 2008). A predação do geconídeo *H. mabouia*, tanto por *M. agilis* quanto por co-específicos, foi registrado anteriormente em outras localidades (*e.g.* Vrcibradic e Rocha 2002; Bonfiglio *et al.* 2006) e, devido à baixa incidência, é provável que esteja relacionado aos hábitos alimentares generalistas e oportunistas de ambas as espécies.

As espécies da comunidade variaram consistentemente na amplitude de apenas um dos eixos do nicho medidos. A relativa constância na largura dos nichos temporal e

espacial pode ser consequência das características ecológicas das espécies que ocorrem no local: de ampla distribuição geográfica e hábitos generalistas e oportunistas. Enquanto isso, a largura variável no nicho trófico encontrado refletiu as características ecológicas e morfo-fisiológicas anteriormente citadas. Considerando a sobreposição do nicho em seus três eixos avaliados, os dados apontam para a importância especialmente dos eixos espacial e trófico (composição da dieta). Assim, é provável que a estruturação da comunidade esteja atualmente fundamentada no eixo temporal. A teoria vigente sugere que uma alta sobreposição pode indicar uma utilização partilhada de recursos, e ausência de competição (Pianka 1986; Gotelli e Graves 1996). Entretanto, também é possível que implique em uma forte competição que ainda não induziu a uma divergência no uso do recurso (Gotelli e Graves 1996). Entretanto, devido à origem das restingas ser relativamente recente (Pleistoceno; ver Martin *et al.* 1979, 1996; Cerqueira 2000), e não haver estimativas precisas de quando esses ambientes foram colonizados pelas espécies de lagartos que compõem a comunidade local em Grussaí, ambos os cenários seriam plausíveis (partilha de recurso ou similaridade no uso do recurso). Possivelmente a avaliação de eixos adicionais de nicho das espécies da restinga de Grussaí possa fornecer dados importantes para elucidar essa questão.

4.5 Referências bibliográficas

- Andrewartha HG, Birch LC. 1954. *The distribution and abundance of animals*. University of Chicago Press. 782 p.
- Anjos LA, Rocha CFD. 2008a. A Lagartixa *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnés, 1818 (Gekkonidae): uma espécie exótica e invasora amplamente estabelecida no Brasil. *Natureza & Conservação*. 6(1): 78-89.
- Anjos LA, Rocha CFD. 2008b. Reproductive ecology of the invader species gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* in an area of Southeastern Brazil. *Iheringia*. 98(2): 205-209.
- Araújo AFB. 1984. Padrões de divisão de recursos em uma comunidade de lagartos de restinga. In: Lacerda LD, Cerqueira R e Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura e processos. 1ª Ed. Niterói: CEUFF. p. 327-342.
- Bergallo HG, Rocha CFD. 1994. Spatial and trophic niche differentiation in two sympatric lizards (*Tropidurus torquatus* and *Cnemidophorus ocellifer*) with different foraging tactics. *Australian Journal of Ecology*. 19: 72-75.

- Bonfiglio F, Balestrin RL, Cappellari LH. 2006. Diet of *Hemidactylus mabouia* (Sauria, Gekkonidae) in urban area of southern Brazil. *Biociências*. 14(2): 107-111.
- Cerqueira R. 2000. Biogeografia das restingas. In: Esteves FA e Lacerda LD, editores. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 65-75.
- Dawson WR. 1975. On the Physiological Significance of the Preferred Body Temperatures of Reptiles. In: Gates DM e Schmerl RB, editors. *Perspectives of Biophysical Ecology*. New York: Springer-Verlag. p. 443-474.
- Dias EJR, Rocha CFD. 2004. Thermal Ecology, Activity Patterns, and Microhabitat Use by Two Sympatric Whiptail Lizards (*Cnemidophorus abaetensis* and *Cnemidophorus ocellifer*) from Northeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 38(4): 586-588.
- Dias EJR, Rocha CFD. 2007. Niche differences between two sympatric whiptail lizards (*Cnemidophorus abaetensis* and *C. ocellifer*, Teiidae) in the resting habitat of northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 67(1): 41-46.
- Dunham AE. 1983. Realized niche overlap, resource abundance and intensity of interspecific competition. In: Huey RD, Pianka ER e Schoener TW, editors. *Lizards ecology*. Cambridge: Harvard University. p. 261-280.
- Fialho RF. 1990. Seed dispersal by a lizard and a treefrog: effect of dispersal site on seed survivorship. *BIOTROPICA*. 22: 423-424.
- Fialho RF, Rocha CFD, Vrcibradic D. 2000. Feeding Ecology of *Tropidurus torquatus*: Ontogenetic Shift in Plant Consumption and Seasonal Trends in Diet. *Journal of Herpetology*. 34(2): 325-330.
- Gadsden HE, Palacios-Orona LE. 1997. Seasonal Dietary Patterns of the Mexican fringe-toed Lizard (*Uma paraphygas*). *Journal of Herpetology*. 31(1): 1-9.
- Gainsbury AM, Colli GR. 2003. Lizard Assemblages from Natural Cerrado Enclaves in Southwestern Amazonia: The Role of Stochastic Extinctions and Isolation. *BIOTROPICA*. 35(4): 503-519.
- Gotelli NJ, Graves GR. 1996. *Null models in Ecology*. Washington: Smithsonian Institute. 368 p.
- Gotelli NJ, Entsminger GL. 2004. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>.
- Hatano FH, Vrcibradic D, Galdino CAB, Cunha-Barros M, Rocha CFD, Van Sluys M. 2001. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*. 61(2): 287-294.
- Huey RB, Pianka ER. 1981. Ecological consequences of foraging mode. *Ecology*. 62(4): 991-999.
- Huey RB, Pianka ER, Vitt LJ. 2001. How often do lizards “run on empty”? *Ecology*. 82(1): 1-7.

- James CD. 1994. Spatial and temporal variation in structure in a diverse lizard assemblage in arid Australia. *In: Vitt LJ e Pianka ER (Eds.). Lizard Ecology*. New Jersey: Princeton University Press. p. 287-317.
- Kiefer MC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2005. Body temperatures of *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from coastal populations: Do body temperatures vary along their geographic range? *Journal of Thermal Biology*. 30: 449-456.
- Kiefer MC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2007. Thermoregulatory behaviour in *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from Brazilian coastal populations: an estimate of passive and active thermoregulation in lizards. *Acta Zoologica*. 88: 81-87.
- Krebs CJ. 1989. *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers.
- MacArthur R, Levins R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist*. 101(921): 377-385.
- Magnusson WE. 1993. Body temperature of field-active Amazonian savanna lizards, *Journal of Herpetology*. 27: 53-58.
- Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Kluwer Academic Publ., Dordrecht. 256 p.
- Martin L, Suguio K, Flexor JM, Bittencourt A, Villas-Boas G. 1979. Le Quaternaire Marin Brésilien (Littoral Pauliste, Sud Fluminense et Bahianais) Cah. *ORSTOM*. 11(1): 95-124.
- Martin L, Suguio K, Dominguez JML, Bittencourt ACSP. 1996. Quaternary Sea-level History and Variation in Dynamics along the Central Brazilian Coast: Consequences on Coastal Plain Construction. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 68(3): 303-354.
- Menezes VA, Amaral VC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2006. Diet and foraging of the endemic lizard *Cnemidophorus littoralis* (Squamata, Teiidae) in the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Brazilian Journal of Biology*. 66(3): 803-807.
- Menezes VA, Rocha CFD. 2011. Thermal ecology of five *Cnemidophorus* species (Squamata: Teiidae) in east coast of Brazil. *Journal of Thermal Ecology*. 36: 232-238.
- Nunes JAA. 1998. Caracterização estrutural, fisionômica e florística da vegetação de restinga do complexo lagunar Grussaí/Iquipari – São João da Barra, RJ. Dissertação de mestrado em biociências e biotecnologia. UENF, Campos dos Goytacazes. 104 p.
- Peloso PLV, Rocha CFD, Pavan SE, Mendes SL. 2008. Activity and micro-habitat use by the endemic whiptail lizard, *Cnemidophorus natio* (Teiidae), in a restinga habitat (Setiba) in the state of Espírito Santo, Brazil. *South American Journal of Herpetology*. 3(2): 89-95.
- Pianka ER. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4: 53-74.
- Pianka ER, Huey RB, Lawlor LR. 1979. Niche segregation in desert lizards. *In: Horn DJ, Mitchell R e Stairs GR, editors. Analysis of Ecological Systems*. Ohio: University Press. p. 67-115.

- Pianka ER. 1986. *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. New Jersey: Princeton University Press. 208 pp.
- Pianka ER. 2000. *Evolutionary Ecology*. 6a Edição. Benjamin-Cummings, Addison-Wesley-Longman. São Francisco. 528 pp.
- Pillar VD. 2006. *MULTIV – Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Powell R, Parmerlee JS, Rice MA, Smith DD. 1990. Ecological observations on *Hemidactylus brooki haitianus* Meerwarth (Sauria: Gekkonidae) from Hispaniola. *Caribbean Journal of Science*. 26:67-70.
- Ribas SC, Rocha CFD, Teixeira-Filho PF, Vicente JJ. 1998. Nematode infection in two sympatric lizards (*Tropidurus torquatus* and *Ameiva ameiva*) with different foraging tactics. *Amphibia-Reptilia*. 19: 323-330.
- Rocha CFD. 1994. Introdução à Ecologia de Lagartos Brasileiros. In: Bernardes AL e Nascimento GC, organizadores. Herpetologia no Brasil I. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas - PUC MG/Fundação Ezequiel Dias/FAPEMIG. p. 39-57.
- Rocha CFD, Bergallo HG. 1994. *Tropidurus torquatus* (Collared Lizard). DIET. *Herpetological Review*. 25(2): 69.
- Rocha CFD, Vrcibradic D. 1996. Thermal Ecology of Two Sympatric Skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in a Brazilian Restinga Habitat. *Australian Journal of Ecology*. 21(1): 110-113.
- Rocha CFD, Vrcibradic D. 1998. Reptiles as predators of vertebrates and as preys in a restinga habitat of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*, 50(5): 364-368.
- Rocha CFD, Vrcibradic D, Araújo AFB. 2000. Ecofisiologia de répteis de restingas brasileiras. In: Esteves FA e Lacerda LD, editores. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 117-149.
- Rocha CFD, Vrcibradic D, Teixeira RL, Cuzzuol MGT. 2002. Interpopulational variation in litter size of the skink *Mabuya agilis* in southeastern Brazil. *Copeia*. 2002: 857-864.
- Rocha CFD, Bergallo HG, Alves MAS, Van Sluys M. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica*. São Carlos: RiMa. 160 p.
- Rocha CFD. 2008. Body size, female reproduction and sexual dimorphism in the lizard *Ameiva ameiva* (Teiidae) in a restinga of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 25(2): 370-372.
- Sale P. 1974. Overlap in resource use and interspecific competition. *Oecologia*. 17: 245-256.
- Schoener TW. 1974. Resource Partitioning in Ecological Communities. *Science*. 185(4145): 27-39.

- Siqueira CC, Rocha CFD. 2008. Predation by lizards as a mortality source for juvenile lizards in Brazil. *South American Journal of Herpetology*. 3(1): 82-87.
- Suguio K, Tessler MG. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. *In: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R e Turcq B (Eds.). Restingas: Origem, Estrutura e Processos. Niterói: CEUFF. p. 15-26.*
- Teixeira-Filho PF, Rocha CFD, Ribas SC. 1995. Aspectos da ecologia termal e uso do habitat por *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria:Teiidae) na restinga da Barra de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 155-165.
- Teixeira-Filho PF, Rocha CFD, Ribas SC. 1996. Ecologia Termal e Uso do Habitat por *Tropidurus torquatus* (Sauria: Tropiduridae) em uma Área de Restinga do Sudeste do Brasil. *In: Pefaur JE, organizador. Herpetologia Neotropical. 1ª Ed. Mérida: Consejo de Publicaciones - Universidad de Los Andes. p. 255-267.*
- Vitt LJ, Colli GR. 1994. The geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. *Canadian Journal of Zoology*. 72(11): 1986-2008.
- Vitt LJ, Zani PA, Espósito MC. 1999. Historical ecology of Amazonian lizards: implications for community ecology. *Oikos*. 87(2): 286-294.
- Vrcibradic D, Rocha CFD. 1995. Variação sazonal na dieta de *Mabuya macrorhyncha* (Sauria, Scincidae) na restinga da Barra de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 143-153.
- Vrcibradic D, Rocha CFD. 1996. Ecological differences in tropical sympatric skinks (*Mabuya agilis* and *Mabuya macrorhyncha*) in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 30(1): 60-67.
- Vrcibradic D, Rocha CFD. 2002. Ecology of *Mabuya agilis* (Raddi) (Lacertilia, Scincidae) at the resting of Grumari, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 19(2): 19-29.
- Winemiller KO, Pianka ER. 1990. Organization in Natural Assemblages of Desert Lizards and Tropical Fishes. *Ecological Monographs*. 60(1): 27-55.
- Zaluar HLT, Rocha CFD. 2000. Ecology of the wide-foraging lizard *Ameiva ameiva* (Teiidae) in a sand dune habitat of Southeast Brazil: Ontogenetic, sexual and seasonal trends in food habits, activity, thermal biology and microhabitat use. *Ciência e Cultura*. 52(2): 101-10

5 Os Lagartos de Restinga do Estado do Rio de Janeiro: Onde estão as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, e quais os principais fatores de pressão antrópica?

5.1 Introdução

De forma geral, as comunidades em equilíbrio apresentam composição de espécies e suas abundâncias relativas preditivas, são estáveis ao longo do tempo, utilizam recursos flutuantes, ou mesmo seguem trajetórias sucessionais (James 1994). Deste modo, podemos considerar que essas comunidades são relativamente resistentes a perturbações ambientais, e apresentam certo grau de resiliência (James 1994). Por outro lado, as comunidades instáveis apresentam mudanças frequentes e imprevisíveis na sua composição e abundância relativa das espécies (James 1994). Nestas, as espécies respondem independentemente às perturbações ambientais, e as comunidades podem ser definidas como estocásticas (*sensu* Grossman 1982 *apud* James 1994), devido à predisposição a eventos estocásticos.

Ao longo do tempo, diferentes estudos sugerem que a ordem das extinções em sistemas naturais é altamente determinada (ordenada), tendo como base os padrões de distribuição das espécies (ver Atmar e Patterson 1993). Frequentemente, a ordem de extinção será influenciada pelo “ruído estatístico” (= estocasticidade estatística), como acontecimentos locais e catástrofes, e é analogamente relacionado com calor em termos de expressão do grau de ordem e desordem da informação (Atmar e Patterson 1993). Em um sistema perfeitamente ordenado, cada espécie da comunidade seria extinta naturalmente da comunidade local quando seus tamanhos populacionais atingissem valores inferiores ao tamanho mínimo viável da respectiva população. Porém, conforme a temperatura do sistema aumenta, a ordem de extinção deixa de ser determinística, devido ao aumento da influência de eventos aleatórios atuando sobre populações individuais ou ilhas, e a ordem de extinção não será mais perfeitamente replicável (Atmar e Patterson 1993). Os efeitos negativos da ação humana são os principais responsáveis pela fragmentação do ambiente que, em teoria, integram um sistema de ilhas e sofrem praticamente as mesmas pressões de um ambiente isolado (ver Patterson e Atmar 2000). O ambiente de restinga do litoral do estado do Rio de Janeiro encontra-se atualmente fragmentado em decorrência dos elevados níveis de

degradação e, em sua maioria, os remanescentes são totalmente isolados (Rocha *et al.* 2003, 2007).

O ambiente de restinga possui estrutura de vegetação que favorece maior incidência de energia solar, refletida em maior intensidade pelo substrato arenoso, o que expande os efeitos térmicos (Rocha 2000). Além disso, a areia permite uma mais rápida percolação de água pluvial, restringindo a ocorrência de água disponível a alguns pontos de afloramento do lençol freático e no interior de bromélias (Oliveira *et al.* 1994). Essas características favorecem a ocorrência dos répteis nas restingas, pois apresentam ecofisiologia adaptada a minimizar a perda de água, e a adquirir a energia térmica necessária à realização de seus processos metabólicos a partir de fontes de calor do ambiente (Rocha 2000). Entretanto, devido à formação recente desse tipo do ambiente de restingas, a ocorrência de endemismos dentre os répteis é relativamente baixa se comparada às taxas verificadas nos demais habitats de Mata Atlântica (Rocha 2000; Rocha *et al.* 2003).

Apesar da grande extensão territorial dos ambientes de restinga no Brasil, e das áreas onde estas se localizam (litoral) constituírem locais com elevada densidade populacional humana, ainda há dados incipientes sobre a biodiversidade e o grau de conservação para grande parte das restingas (Rocha *et al.* 2004a). Na tentativa de quantificar os fatores que afetam negativamente esses ambientes, Rocha *et al.* (2005, 2007) estimaram a área total de remanescentes, e constatarem uma elevada taxa de perda de habitat com amplo efeito negativo sobre diferentes grupos de vertebrados. Por exemplo, para os anfíbios em restingas da costa leste do Brasil, Rocha *et al.* (2008) mostraram que as espécies de anuros não se extinguíam localmente ao acaso, mas sim de forma hierárquica e influenciada pela contínua degradação dos ambientes estudados. Contudo, ainda não sabemos em que extensão esse processo ocorre atualmente para outros grupos de vertebrados.

A partir do conhecimento gerado acerca das comunidades de lagartos do Estado do Rio de Janeiro, no presente estudo buscamos utilizá-las como modelo para compreender o grau de preservação atual dos ambientes de restinga. Assim, identificamos quais dos dez maiores remanescentes de restinga do litoral do estado mantêm espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, no intuito de avaliar a ordem de probabilidade local de extinção das espécies, e quantificamos os principais fatores de degradação em cada localidade. Baseados nos dados adquiridos, indicamos propostas para auxiliar na preservação e conservação das comunidades de

lagartos e das restingas do estado Rio de Janeiro.

5.2 Material e Métodos

Além das nove áreas previamente relacionadas, para o presente item da Tese incluímos a Restinga da Marambaia ($23^{\circ}03'01.09''\text{S}$, $43^{\circ}39'12.8''\text{O}$), localizada no município do Rio de Janeiro (Figura 23).

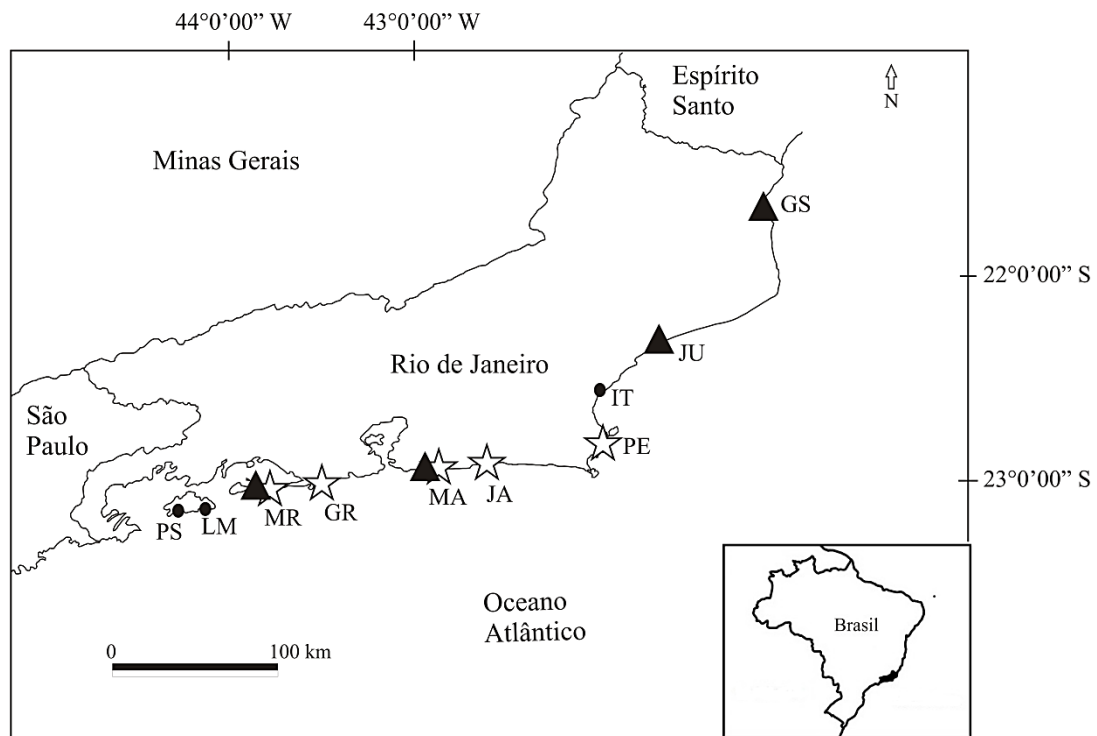


Figura 23 – Remanescentes de restingas amostradas para o presente item da Tese, ao longo do litoral do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, MR = Marambaia, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Peró, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí. Estrelas correspondem ao registro de *Liolaemus lutzae*; enquanto triângulos referem-se à ocorrência de *Cnemidophorus littoralis*.

Fonte: Gisele R. Winck.

Para cada restinga, foram realizadas em cada zona de vegetação transecções lineares delimitadas por tempo (intervalos de 1 h), paralelas à linha de praia, e distantes 100 metros entre si. Com isso, buscamos reduzir a chance de registro de um mesmo indivíduo, assegurando a

independência das observações. Ao longo de cada transecção, os microhabitats existentes foram cuidadosamente vistoriados para a presença de lagartos. No início e no fim de cada transecção foram registradas a temperatura (°C) e a coordenada geográfica (UTM). A procura visual de lagartos foi realizada entre 08 e 13 h, que corresponde ao período que concentra a maior parte da atividade das espécies de lagartos nas restingas. As transecções foram percorridas por dois observadores nas estações seca (inverno) e chuvosa (verão), durante dois dias em cada estação, de 2008 a 2011.

Os fatores de degradação ambiental, registrados em cada remanescente ao longo das transecções realizadas para a estimativa da estrutura do habitat (ver Item três desta Tese), foram categorizados seguindo método modificado de Rocha *et al.* (2007). Em cada transecção foi registrada a frequência de ocorrência de cada fator: 1. remoção da vegetação para construção estradas, ruas ou avenidas; 2. remoção da vegetação para construção de calçadas; 3. pisoteamento da vegetação para acesso à praia; 4. remoção da vegetação para o estabelecimento de casas ou condomínios; 5. tráfego de veículos na vegetação ou nas dunas; 6. remoção da vegetação para estabelecimento de áreas de esporte (*e.g.* vôlei, futebol e outros); 7. remoção da vegetação para o estabelecimento de quiosques comerciais; 8. substituição da vegetação nativa por espécies exóticas (*e.g.* grama, casuarinas, *Eucaliptus* spp., dentre outros); 9. substituição do substrato original por outros, desfavoráveis para a flora original (*e.g.* areia de grânulos grandes, pedras, saibro); 10. deposição de lixo na vegetação; 11. queima de porções da vegetação por práticas religiosas; 12. destruição da vegetação por manobras militares; 13. remoção seletiva de espécies nativas de interesse econômico (*e.g.* bromélias, orquídeas); 14. remoção da vegetação original para estabelecimento de pasto. Adicionalmente a Rocha *et al.* (2007), incluímos os fatores: 15. remoção da vegetação para estabelecimento de trilhas para passagem de transeuntes; 16. deposição de objetos de oferendas religiosas; 17. deposição de restos de carvão; 18. presença de animais domésticos; 19. presença de animais exóticos e invasores; e 20. presença de armadilhas de caça.

Para cada restinga, foi realizada uma tabela de frequências dos fatores de degradação ambiental, através do número de vezes que cada categoria foi registrada. As frequências de ocorrência dos fatores de degradação em cada restinga foram utilizadas para expressarem o nível de distúrbio em cada área. Com a matriz de dados, realizamos uma análise de agrupamento por ligação simples e distância 1-Pearson (1-r), através do programa MULTIV 2.4 beta (Pillar 2006),

para identificar as restingas que sofrem pressões antrópicas similares. A matriz de correlação entre os pares de localidades, portanto, foi estimada por correlação de Pearson, após avaliar a normalidade dos dados.

Para avaliar a ocorrência de probabilidade de extinção de espécies de forma hierarquizada nos diferentes remanescentes, foi utilizada a estatística “T”, que mede o grau de desordem da matriz ou a “temperatura” (Atmar e Patterson 1993). Nessa análise, os processos de extinção das espécies são analisados pelas leis da termodinâmica (entropia), onde em um sistema ideal (frio), a extinção ocorre em uma ordenação sequencial relacionada ao tamanho mínimo sustentável de suas populações. Quanto maior a temperatura do sistema, mais aleatória (imprevisível ou desordenada) será a ordenação das extinções locais de populações em cada remanescente. Assim, o sistema varia de 0° (zero grau), quando existiria padrão ordenado de extinção; a 100° (cem graus), quando a ordem ou sequência na qual as espécies se extinguem é completamente aleatória. No caso da extinção aleatória, a comunidade é influenciada por outros fatores (antrópicos). De acordo com Patterson e Atmar (1986), as comunidades são encaixadas (“nested”) se as espécies que ocorrem em locais de baixa riqueza constituem um subconjunto daquelas presentes em áreas de alta riqueza (Figura 24A-C). O encaixe perfeito ocorre quando todos os locais de baixa riqueza são subconjuntos apropriados das comunidades encontradas em locais de alta riqueza (Figura 24A e B), enquanto uma matriz com máximo encaixe é um caso raro de encaixe perfeito da matriz, com 50% de preenchimento e as presenças ocupam a porção esquerda acima da matriz (Figura 24A).

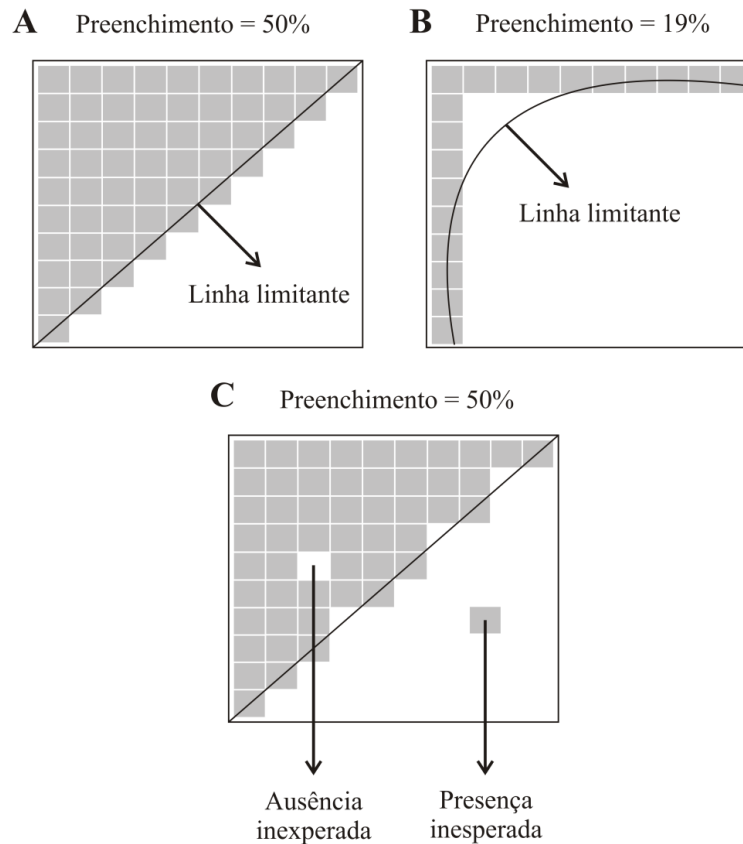


Figura 24 – Exemplos de tipos de encaixes de matrizes, segundo a teoria de temperatura (entropia) de sistemas de ilhas ou fragmentos. A e B demonstram modelos extremos de encaixe perfeito: A refere-se a uma matriz com informação maximizada, e B a uma matriz com informações mínimas. Enquanto isso, C ilustra ausências e presenças inesperadas em relação à linha limitante.

Fonte: Modificado de Almeida-Neto et al. (2007).

O conceito de encaixe (=“nestedness”) tem sido utilizado para indicar tanto descrições distribucionais quanto interativas nas estruturas das comunidades (Patterson e Atmar 2000; Almeida-Neto *et al.* 2007; Rocha *et al.* 2008). Realizamos o cálculo de encaixe e a temperatura do sistema de fragmentos das restingas através do programa “Nestedness Temperature Calculator” (Atmar e Patterson 1995), que se baseia na distribuição de presenças e ausências de um determinado conjunto de espécies. A temperatura do sistema é estimada simultaneamente entre espécies e localidades. Quatro pressupostos são considerados: i) o habitat fragmentado era anteriormente contínuo e originalmente colonizado por uma única fonte; ii) as ilhas (=fragmentos) eram inicialmente uniformes em relação à heterogeneidade ambiental, e

permaneceram ao longo do histórico pós-fragmentação; iii) não há diferença latitudinal significativa no sistema de ilhas suficiente para que ocorra substituição de espécies; e iv) todas as espécies de interesse estão igualmente isoladas em todas as ilhas. Os dados do presente estudo encaixam-se nos pressupostos da metodologia, pois: i) as restingas do estado do Rio de Janeiro anteriormente constituíam um habitat contínuo e provavelmente foram colonizadas por uma fonte única (Mata Atlântica); ii) acreditamos que as áreas que não possuem alguma(s) zona(s) de vegetação forma suprimidas pela colonização humana; iii) o litoral do estado do Rio de Janeiro se distribui predominantemente no sentido leste/oeste e, portanto, há pouca variação latitudinal entre as áreas amostradas; e iv) devido à fragmentação dos remanescentes de restinga, as populações que constituem cada uma das comunidades de lagartos estão atualmente isoladas.

No diagrama resultante, as linhas (localidades) e colunas (espécies) são rearranjadas em ordem ascendente: da esquerda para a direita a probabilidade de extinção das espécies, e da parte inferior para superior a hospitalidade de cada localidade (grau de favorabilidade de manutenção de uma espécie em determinada localidade, dadas as condições locais do habitat) (Atmar e Patterson 1993; Patterson e Atmar 2000).

5.3 Resultados

Como identificamos as espécies de lagartos *Liolaemus lutzae* (Liolaemidae) e *Cnemidophorus littoralis* (Teiidae) possuem ocorrência restrita às restingas do estado do Rio de Janeiro, estas foram consideradas como endêmicas (para a lista de espécies encontradas em cada restinga, ver Item três desta Tese). Dos dez remanescentes de restinga analisados, essas espécies foram encontradas em seis (60%). Registramos *L. lutzae* nas restingas da Marambaia, Grumari, Maricá, Jacarepiá, e Peró; e *C. littoralis* nos remanescentes da Marambaia, Maricá, Jurubatiba e Grussaí (Figura 23).

Dentre as categorias de atividades antrópicas que consideramos como causadoras de distúrbios ambientais localmente, a deposição de lixo na vegetação foi o problema mais frequente (N = 443), seguida de presença de espécies de animais exóticos (N = 243), deposição de objetos para oferendas religiosas (N = 135), plantio de espécies de plantas exóticas (N = 119), e tráfego

de veículos (N = 90) (Tabela 16, Figura 25).

Tabela 16. Frequência de encontro das categorias de distúrbios ambientais em 10 remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, MR = Marambaia, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Però, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí. (*) Denota as localidades que possuem ao menos uma espécie de lagarto endêmica ameaçada de extinção.

Categorias	PS	LM	MR*	GR*	MA*	JA*	PE*	JU*	IT	GS*	Total
Deposição de lixo	48	28	51	131	57	29	29	16	12	42	443
Animais exóticos	0	0	0	192	3	0	2	1	37	8	243
Oferendas religiosas	0	0	0	16	75	17	25	0	2	0	135
Plantas exóticas	17	83	0	0	15	0	0	0	0	4	119
Acesso de veículos	0	13	0	5	12	28	0	2	0	30	90
Presença de trilhas	2	9	0	17	8	5	10	2	5	12	70
Animais domésticos	0	10	0	7	4	7	12	0	3	12	55
Acesso à praia	0	1	5	17	3	0	9	0	8	0	43
Presença de estradas	0	1	1	2	6	4	3	2	0	1	20
Presença de comércio	0	0	0	2	7	0	6	0	0	0	15
Deposição de carvão	0	0	0	3	10	0	0	0	0	0	13
Presença de casas	0	0	0	2	1	0	5	0	0	0	8
Manobras militares	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	7
Armadilhas de caça	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
Presença de calçadas	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	4
Queimadas	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4
Prática de esportes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Remoção seletiva (veg.)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substituição substrato	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presença de pasto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	67	145	64	401	201	90	102	23	67	115	1275

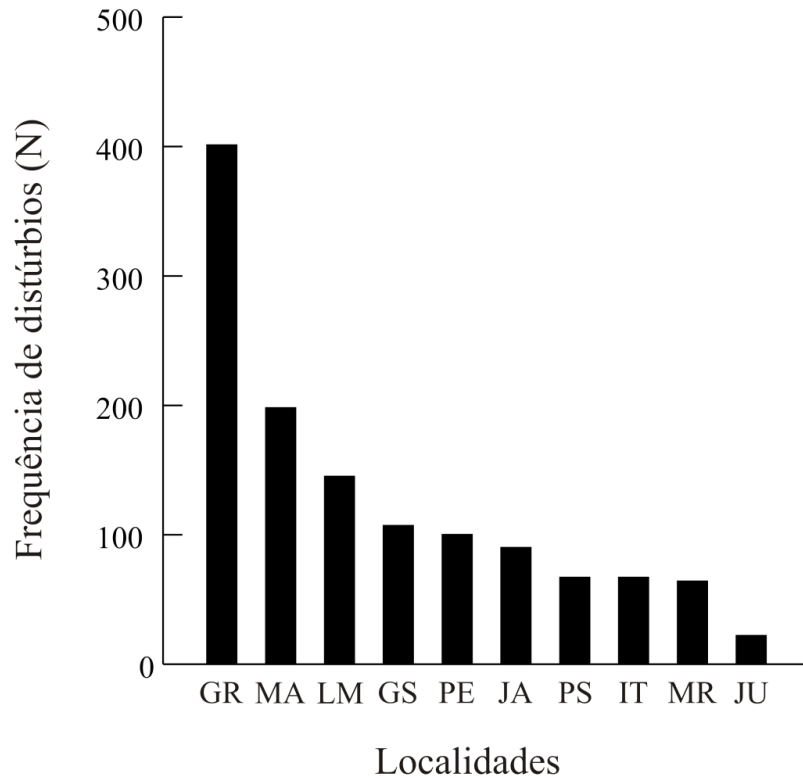


Figura 25 – Frequência acumulada dos distúrbios ambientais observados para cada remanescente de restinga amostrado ao longo do litoral do estado do Rio de Janeiro.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, MR = Marambaia, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Però, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí.

Em relação à presença de distúrbios (Tabela 17), observamos deposição de lixo em 100% das localidades amostradas, seguida de trilhas na vegetação (90%), estradas (80%), e animais domésticos (70%). Quanto às diferentes zonas de vegetação, observamos maior frequência de distúrbios na parte de vegetação halófila (N = 777; 61,62%; Tabela 18), seguida da zona de moitas baixas (N = 229; 18,16%; Tabela 18) e pós-praia (N=164; 12,13%; Tabela 18). A deposição de lixo foi o principal fator que afetou as zonas halófila (N = 294) e de moitas baixas (N = 94), enquanto as oferendas religiosas tiveram maior frequência na zona de pós-praia (N = 47). As restingas de Jurubatiba e Marambaia obtiveram o maior índice de similaridade referente aos fatores de degradação ($r = 0,96$), seguida por Grumari e Itapebussus ($r = 0,94$) (Tabela 4, Figura 4). Ainda, o primeiro par de localidades foi mais semelhante à restinga de Però ($r = 0,91$); e após, observamos o par Grussaí e Jacarepiá ($r = 0,87$) (Tabela 19, Figura 26).

Tabela 17. Matriz de presença e ausência das diferentes categorias de distúrbios por localidade amostrada ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro, e comparação dos dados com estudos prévios (Rocha *et al.* 2003, 2004b, 2007).

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, MR = Marambaia, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Perú, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí. N.L. corresponde ao número de localidades que cada categoria foi registrada, enquanto N.D. é referente ao número de categorias de distúrbios observados em cada localidade. (*) Denota as localidades que possuem ao menos uma espécie de lagarto endêmica e ameaçada de extinção.

Categorias	PS	LM	MR*	GR*	MA*	JA*	PE*	JU*	IT	GS*	N.L.
Deposição de lixo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Presença de trilhas	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	9
Presença de estradas	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	8
Animais domésticos	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	7
Acesso à praia	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	6
Acesso de veículos	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	6
Animais exóticos	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	6
Oferendas religiosas	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	5
Plantas exóticas	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	4
Presença de casas	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	3
Presença de comércio	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	3
Presença de calçadas	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2
Deposição de carvão	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
Armadilhas de caça	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Manobras militares	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Queimadas	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Prática de esportes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Remoção seletiva (veg.)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substituição substrato	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presença de pasto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N.D.	3	7	4	13	12	6	10	5	7	8	
Rocha et al. (2007)	1	1	1	10	8	6	9	7	-	9	
Rocha et al. (2004b)	1	-	-	13	12	-	-	4	-	10	
Rocha et al. (2003)	-	-	-	15	5	-	-	4	-	15	

Tabela 18 – Frequência de distúrbios ambientais de acordo com as diferentes zonas de vegetação encontradas nas restingas do estado do Rio de Janeiro.

	Halófila	Pós-praia	Moitas baixas	Moitas altas	Mata	TOTAL
Deposição de lixo	294	38	94	11	6	443
Animais exóticos	226	11	3	0	3	243
Oferendas religiosas	3	47	54	31	0	135
Plantas exóticas	115	4	0	0	0	119
Acesso de veículos	45	0	28	17	0	90
Presença de trilhas	9	29	14	7	11	70
Animais domésticos	14	18	13	7	3	55
Acesso à praia	32	2	8	1	0	43
Presença de estradas	9	4	1	4	2	20
Presença de comércio	15	0	0	0	0	15
Deposição de carvão	4	0	9	0	0	13
Presença de casas	1	3	2	0	2	8
Manobras militares	7	0	0	0	0	7
Armadilhas de caça	0	6	0	0	0	6
Presença de calçadas	2	0	2	0	0	4
Queimadas	1	2	1	0	0	4
Prática de esportes	0	0	0	0	0	0
Remoção seletiva (veg.)	0	0	0	0	0	0
Substituição substrato	0	0	0	0	0	0
TOTAL	777	164	229	78	27	1275
Frequência relativa	60,9%	12,8%	18,1%	6,1%	2,1%	100%

Tabela 19. Matriz resultante da análise de correlação entre as localidades amostradas ao longo do litoral do estado do Rio de Janeiro. Os dados utilizados referem-se às categorias de distúrbio ambiental.

Legenda: PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, MR = Marambaia, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Però, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí.

	GR	MA	LM	GS	PE	JA	PS	IT	MR	JU
GR	1									
MA	0,26	1								
LM	0,05	0,22	1							
GS	0,35	0,44	0,32	1						
PE	0,33	0,86	0,09	0,51	1					
JA	0,29	0,7	0,18	0,87	0,65	1				
PS	0,47	0,55	0,56	0,73	0,6	0,56	1			
IT	0,94	0,07	-0,03	0,12	0,15	0,07	0,19	1		
MR	0,51	0,53	0,23	0,73	0,66	0,6	0,92	0,23	1	
JU	0,51	0,55	0,25	0,83	0,66	0,7	0,92	0,21	0,96	1

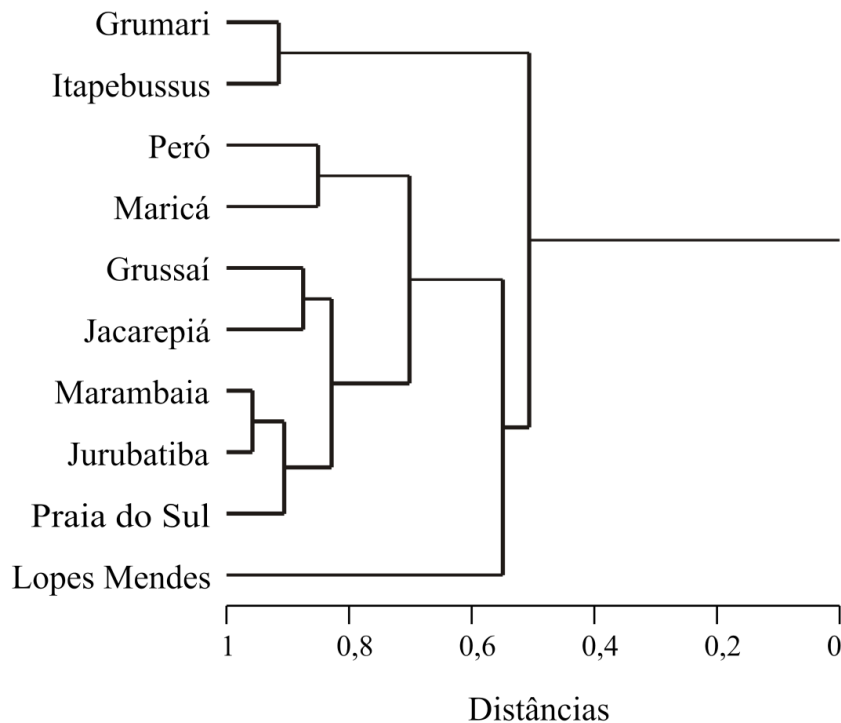


Figura 26 – Agrupamento resultante da análise de similaridade entre dez remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro. Os dados utilizados referem-se às categorias de distúrbios registrados no presente estudo.

O sistema de fragmentos apresentou um preenchimento de 66,2%, e temperatura de 21,15° ($p_{T < 10^\circ} = 0,01$; $p_{T < 20^\circ} = 0,08$; $p_{T < 21,15^\circ} = 0,09$) (Figura 27A). A média observada foi menor do que a observada ($x = 35,57^\circ \pm 11,23^\circ$). Analisando as localidades em separado, observamos que as restingas de Grussaí, Maricá e Però apresentaram temperaturas idiossincráticas maiores do que a média do sistema, enquanto Grumari e Itapebussus tiveram as menores estimativas de temperatura (Figura 5B). Entretanto, as localidades com maior grau de hospitalidade para espécies de lagartos foram Grussaí e Maricá (Figura 27B). Considerando as espécies de lagartos que compuseram as diferentes comunidades estudadas, *Gymnodactylus darwini*, *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus torquatus* apresentaram valores de temperatura idiossincrática maiores que a média do sistema (aproximadamente 70°, 60° e 25°, respectivamente) (Figura 5C). De acordo com a estrutura das espécies que compõem o sistema de fragmentos, as espécies com maior probabilidade de extinção foram são *C. littoralis* e *Liolaemus lutzae* (Figura 27C).

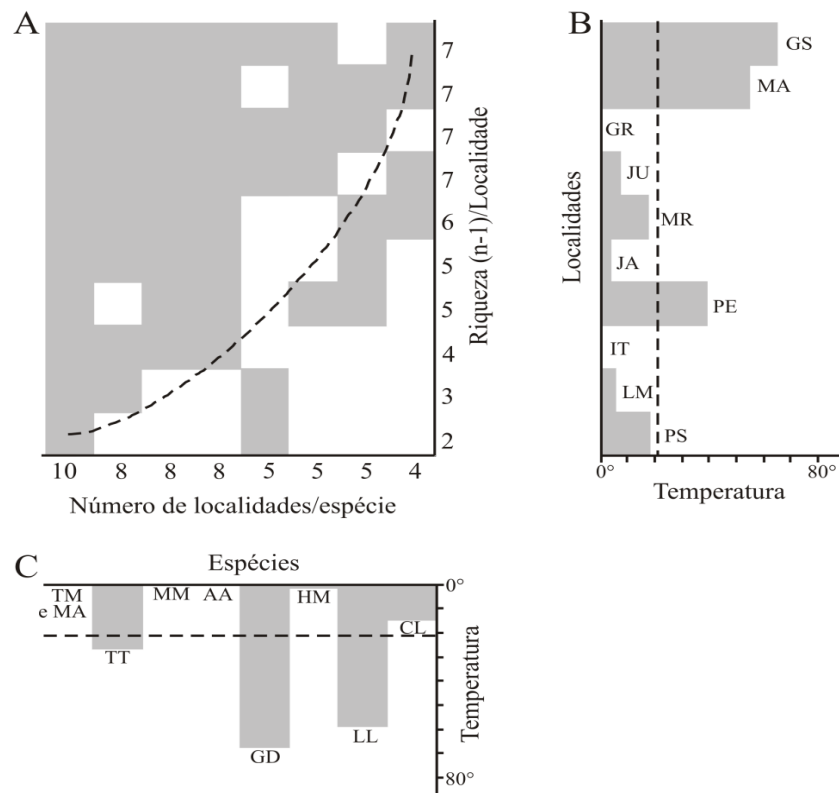


Figura 27 – Nível de encaixe dos subconjuntos (espécies/localidade) no sistema de fragmentos de restinga amostrados ao longo do litoral do Rio de Janeiro. As diferentes partes do diagrama (A, B e C) são inter-relacionadas: o eixo horizontal de A refere-se às espécies inseridas no eixo horizontal de C; enquanto o eixo vertical de A é coerente às localidades relacionadas no eixo

vertical em B.

Legenda: Localidades – PS = Praia do Sul, LM = Lopes Mendes, MR = Marambaia, GR = Grumari, MA = Maricá, JA = Jacarepiá, PE = Però, JU = Jurubatiba, IT = Itapebussus, GS = Grussaí. Espécies – LL = *Liolaemus lutzae*, TT = *Tropidurus torquatus*, GD = *Gymnodactylus darwinii*, HM = *Hemidactylus mabouia*, AA = *Ameiva ameiva*, CL = *Cnemidophorus littoralis*, TM = *Tupinambis merianae*, MA = *Mabuya agilis*, MM = *M. macrorhyncha*.

5.4 Discussão

Os dados mostraram que na maioria dos remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro estudadas ocorreu pelo menos uma espécie endêmica e ameaçada de extinção de lagarto. Provavelmente essas espécies ocorriam em um passado recente em uma extensão mais ampla geograficamente, e a fragmentação deste tipo de ambiente promoveu um padrão de distribuição descontínuo, resultando no atual cenário de distribuição. Para *Liolaemus lutzae*, a distribuição atual das populações seria resultado da extinção das populações em alguns locais (*e.g.* Prainha, Macumba/Pontal, Itaipu, Itacoatiara, Camboinhas, Piratininga, e Praia do Anjos; ver Rocha *et al.* 2009), pois as espécies mais afetadas geralmente são aquelas que apresentam distribuição geográfica reduzida e/ou possui baixa densidade populacional (Terborgh e Winter 1983). Atualmente, tanto *L. lutzae* (Liolaemidae) quanto *Cnemidophorus littoralis* (Teiidae) são limitados aos ambientes de restinga do estado do Rio de Janeiro, e compõem a lista nacional de espécies ameaçadas de extinção. O liolemídeo encontra-se nas categorias vulnerável na lista do estado do Rio de Janeiro (Rocha *et al.* 2000), ameaçada (IBAMA 2003) e criticamente ameaçada (Fundação Biodiversitas 2002) a nível brasileiro, e vulnerável em nível mundial (IUCN, 2011) (detalhes em Martins e Molina 2008). Enquanto isso, o teídeo consta como ameaçada (IBAMA 2003) e vulnerável (Fundação Biodiversitas, 2002), ambos em nível nacional, e não consta na lista vermelha mundial da União Mundial para a Conservação (“World Conservation Union”: IUCN 2011).

Considerando-se as mudanças climáticas previstas para as próximas décadas, as espécies de lagartos no mundo todo poderão sofrer influência direta das temperaturas mais elevadas, fazendo com que a atividade de termorregulação seja comprometida (Sinervo *et al.* 2010). Caso as previsões ocorram, um grande número de populações de diversas espécies de lagartos será

extinto em diferentes partes do planeta, e as mais suscetíveis à extinção são principalmente aquelas com distribuição geográfica mais restrita. Os modelos atuais preditivos de extinção de lagartos nos diferentes continentes incluem a espécie *L. lutzae*, e preveem sua extinção em um curto espaço de tempo, caso as previsões sejam confirmadas (Sinervo *et al.* 2010). A distribuição dessa espécie é restrita atualmente a 17 localidades (Rocha *et al.* 2009a). Habita quase que exclusivamente a vegetação mais próxima à linha da praia, que o deixa suscetível a diversas pressões antrópicas, principalmente devido à especulação imobiliária, que gera outros fatores responsáveis pela destruição e fragmentação do ambiente (*e.g.* remoção da vegetação, dentre outros; ver Rocha *et al.* 2009a). Por outro lado, *C. littoralis* habita principalmente áreas de moitas esparsas (Teixeira-Filho *et al.* 1995) que, apesar de mais distantes da linha da praia em comparação ao tipo de ambiente ocupado por *L. lutzae*, sofre diferentes impactos da atividade humana. Entretanto, a quantidade de informação ecológica sobre este teiídeo ainda é incipiente, e apenas quatro populações são registradas. Assim, ambas as espécies estão seriamente em risco de desaparecer em pouco tempo, se as atividades humanas continuarem a degradar a altas taxas os ambientes de restinga ainda remanescentes.

Os dados obtidos mostraram que a quantidade e o nível dos distúrbios ambientais variam entre as localidades amostradas. Provavelmente isso está relacionado de certa forma com as características relacionada à ocupação humana no entorno das restingas, como a distância até a área urbana mais próxima, o tipo e tamanho do núcleo da urbanização (residencial, comercial ou mesmo industrial), situação sócio-econômica, e nível de proteção do remanescente (esfera administrativa e restrições de uso). De forma geral, em termos dos níveis de degradação atual, as restingas se agruparam de acordo com a similaridade em termos de distúrbios sofridos, o que pode refletir em parte o nível de proteção no qual estão inseridas. As restingas de Praia do Sul, e Jurubatiba são Unidades de Proteção Integrais (estadual e federal, respectivamente), cujo principal objetivo é a preservação do ambiente (Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, lei n° 9.985/2000), enquanto a Marambaia tem acesso restrito da população em geral por ser área militar. Però e Maricá estão incluídos na categoria de Área de Proteção Ambiental (APA) de esfera estadual, com certo grau de ocupação humana, e objetiva compatibilizar a conservação das áreas com o uso direto de parcela dos recursos naturais (SNUC, lei n° 9.985/2000). Ou seja, permite a exploração de parte da área, com a manutenção da biodiversidade local e de seus recursos renováveis. Grumari e Itapebussus são unidades de conservação municipais (APA e

Área de Relativo Interesse Ecológico/ARIE, respectivamente). Por outro lado, Grussaí atualmente não está inserida em nenhuma unidade de conservação, e Jacarepiá consta em uma das Zonas de Preservação da Vida Silvestre da APA de Massambaba (decreto estadual n° 9.529-C/86, e n° 41.820). A restinga de Lopes Mendes insere-se no Parque Estadual de Ilha Grande (PEIG), e constitui um dos principais destinos turísticos, o que contribui para um padrão diferenciado de distúrbios na área. Estudos prévios mensuraram os distúrbios em grande parte das restingas aqui amostradas (Rocha *et al.* 2003, 2004b, 2007) e, por comparação, observamos aumento no nível de distúrbios para as todas as localidades, com exceção de Jurubatiba e Grussaí, que apresentaram um leve decréscimo.

Os dados mostraram que as categorias de distúrbios analisadas ocorreram em todas as zonas de vegetação das restingas estudada, porém com maior intensidade na zona mais próxima ao mar (halófila), como esperado. É provável que essa tendência seja consequência da maior utilização dessa área pelo público em geral, já que é uma zona que, mesmo em restingas mais preservadas é frequentada tanto por banhistas quanto pescadores, assim como a deposição de material proveniente do mar. Dentre os distúrbios ambientais observados nas restingas, o lixo foi o problema mais frequente, atingindo mesmo locais com acesso restrito, como as restingas de Praia do Sul, Marambaia e Jurubatiba. O fator que mais contribuiu para a o depósito de lixo e escombros é a presença desses materiais no mar, que o carrega até as praias. Durante a condução do presente estudo, houve a necessidade de adicionar categorias de distúrbios além das já relacionadas por Rocha *et al.* (2003, 2004, 2007): presença de animais exóticos, depósito de oferendas religiosas, estabelecimento de trilhas na vegetação (principalmente nas zonas de fechada de pós-praia e mata de restinga), deposição de carvão na vegetação, e presença de armadilhas de caça. A principal espécie de animal exótico registrado foi o gastrópode *Achatina fulica*, presente nas restingas de Grumari e Itapebussus. Nesta primeira, o número alto de indivíduos encontrados sugere uma alta taxa de reprodução da espécie no local. Entretanto, os efeitos ambientais relacionados ao estabelecimento de populações dessa espécie em grande densidade em restingas do Rio de Janeiro ainda não foram estudados. Além do gastrópode, registramos porcos ferais na área de mata da restinga de Grussaí, entretanto, devido seu comportamento sensível, não foi possível realizar observações relativas ao número de indivíduos e quantidade de grupos. A espécie de lagarto *Hemidactylus mabouia*, de origem africana, provavelmente constitui um caso antigo de introdução no Brasil, que pode ser proveniente tanto

de cargas de navios durante a época da escravatura, quanto por vias naturais (ver Anjos e Rocha 2008). Assim, não há ainda informações a respeito do possível impacto da presença da espécie em relação ao equilíbrio do ecossistema. As únicas informações que são sugestivas de algum grau de interferência em comunidades locais de lagartos nativos são aqueles relacionados à utilização comum de recursos em ambiente ruderal na natureza em Valinhos (São Paulo) com lagartos nativos (Rocha e Anjos 2007), e no arquipélago dos Abrolhos na Bahia, a partilha da comunidade de endoparasitas com os lagartos nativos em Valinhos (Anjos e Rocha 2005) e de pentastomídeos infectando o pulmão em uma localidade (Barabalha, CE) no nordeste do Brasil (Anjos *et al.* 2008). Estudo recente (Rocha *et al.* no prelo) mostra que este lagarto já invadiu e estabeleceu populações naturais em pelo menos 30 localidades no Brasil, e que os registros de sua expansão vem aumentando continuamente desde o primeiro registro, na década de 1940.

O depósito de oferendas e imagens religiosas é o terceiro distúrbio mais frequente, ausente apenas na zona de mata de restinga. Provavelmente, as trilhas estabelecidas teriam, dentre suas funções, acesso para essa prática religiosa. A zona de mata foi suprimida na maioria dos remanescentes, porém, quando presente, geralmente se localiza após a zona fechada de pós-praia. Sua distância da linha da praia e, conseqüentemente, das principais vias de acesso, parece protegê-la dessas atividades. Além disso, as trilhas foram mais frequentemente observadas como acesso de caçadores, percebidos através das armadilhas depositadas na vegetação. Por outro lado, a deposição de carvão nas zonas halófila e de moitas baixas é decorrente do uso de churrasqueiras. A descaracterização do ambiente de restinga, já considerado de certa forma adverso devido à alta taxa de insolação e baixa incidência de fontes de água livre (Rocha 2000), altera o micro-clima local e afeta as atividades básicas de manutenção fisiológica dos lagartos (ver Sinervo *et al.* 2010). Dentre as conseqüências mais prováveis, está a extinção de diversas populações de espécies de lagartos, como demonstrado anteriormente por Sinervo *et al.* (2010). A recuperação das áreas de restinga e a conseqüente diminuição da pressão antrópica sobre as espécies de lagartos demonstrou ser favorável à recuperação de populações em outras localidades altamente afetadas (ver Rocha e Bergallo 1992; Rocha *et al.* 2009b).

Os resultados da análise de probabilidade de extinções demonstraram haver uma hierarquia na ordem de desaparecimento das espécies localmente, bem como um nível de hospitalidade variável entre as restingas. Isso provavelmente reflete as diferenças de estrutura da vegetação e, conseqüentemente, as diferenças na composição de espécies de cada localidade.

Nossos dados indicaram que a temperatura expressa como grau de organização do sistema de fragmentos das restingas foi significativamente baixa, correspondendo a um sistema em que extinções potenciais acontecem em uma forma hierarquizada (Atmar e Patterson 1993; Patterson e Atmar 2000). As restingas de Grussaí e Maricá constituíram os ambientes mais hospitaleiros para a fauna de lagartos, ao contrário de Praia do Sul e de Lopes Mendes, respectivamente. Nosso estudo corroborou resultados prévios já obtidos para populações de diferentes grupos de vertebrados com a amostragem diferentes restingas dos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (Rocha *et al.* 2003). A fragmentação do habitat pode ter influenciado os processos de extinção e colonização, resultando no arranjo “encaixado” da diversidade entre as localidades. Assim, uma mudança de distribuição ao acaso para hierarquizada pode ter sido influenciada pela disjunção do ambiente (*e.g.* Pineda e Halfpeter 2004).

A temperatura idiossincrática mais elevada que a média do sistema para algumas das localidades é relacionada à temperatura das espécies de lagartos, visto que os dados são referentes à sua ausência e presença. Por exemplo, as maiores temperaturas idiossincráticas foram de Grussaí, Maricá e Però, que apresentam as espécies ameaçadas *L. lutzae* e *C. littoralis* (uma ou ambas), com as maiores probabilidades de extinção do sistema analisado. Jurubatiba, Jacarepiá e Marambaia, outros locais de ocorrência destas espécies, também apresentaram temperatura diferente de zero, ainda que menores que a média do sistema. Entretanto, observamos que os fatores de degradação dentre todas essas localidades foram similares. Esses resultados reforçam novamente a importância de investimento em políticas públicas de preservação e conservação dos remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro, sobretudo em relação às localidades de Grussaí e Maricá, como apontado anteriormente por Rocha *et al.* (2003).

A partir dos resultados obtidos, observamos que a situação dos fragmentos de restinga permaneceu praticamente a mesma nos últimos anos (Rocha *et al.* 2003, 2004b, 2007, presente estudo), excetuando-se a praia da Barra da Tijuca (município do Rio de Janeiro), na qual iniciativas de proteção à área de praia foram empregadas, favorecendo a recuperação da população de *L. lutzae* no local (ver Rocha e Bergallo 1992; Rocha *et al.* 2009). Provavelmente a pressão da especulação imobiliária seja a principal razão pela qual as políticas públicas atuais pareçam não ser suficientes para aumentar o grau de preservação e conservação das áreas de restinga do litoral do Rio de Janeiro. As espécies endêmicas necessitam de monitoramentos periódicos, para verificar a situação das populações, como exposto anteriormente (Rocha *et al.*

2003). Ainda, identificamos a necessidade de intensificar a remoção dos materiais depositados irregularmente ou provenientes da ação do mar em todas as localidades, principalmente na zona de vegetação halófila. Concomitantemente, é necessário realizar campanhas educativas para o público em geral, incluindo a proibição de acesso de animais domésticos, a retirada de plantas de valor econômico (e.g. bromélias e orquídeas), e o trânsito de veículos na zona de praia e dunas em todas as restingas. Além disso, a influência da deposição de oferendas religiosas poderia ser minimizada se houvessem locais específicos para a prática, sem acarretar em riscos à destruição da vegetação (principalmente por queimadas) e, conseqüentemente, à biota local. São igualmente importantes a ampliação das áreas protegidas e o grau de proteção de algumas das localidades, principalmente no que se refere às restingas de Grussaí e Maricá, locais altamente hospitaleiros para os lagartos. Considerando-se os animais exóticos encontrados, a relativamente recente introdução do gastrópode *Achatina fulica* favorece a remoção dos indivíduos, e o estabelecimento de programas de monitoramento de sua presença e expansão populacional. Já o lagarto *Hemidactylus mabouia*, possivelmente prevaleceu-se da ausência de espécies nativas que utilizariam mais o substrato vertical (ver Carvalho e Araújo 2007), favorecendo seu estabelecimento nas áreas de restinga. Entretanto, ainda há a necessidade de analisar qual a relação desta com as outras espécies de lagartos e com o ecossistema no qual se insere, para que seja possível indicar com segurança a melhor estratégia a ser seguida.

5.5 Referências bibliográficas

Almeida-Neto M, Guimarães Jr. PR, Lewinsohn TM. 2007. On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness. *Oikos*. 116(4): 716-722.

Anjos LA, Rocha CFD, Vrcibradic D, Vicente JJ. 2005. Helminths associated with the exotic lizard *Hemidactylus mabouia* in an area of rock outcrops in southeastern Brazil. *Journal of Helminthology*. 79: 307-313.

Anjos LA, Rocha CFD. 2008. A Lagartixa *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnés, 1818 (Gekkonidae): uma espécie exótica e invasora amplamente estabelecida no Brasil. *Natureza & Conservação*. 6(1): 78-89.

Anjos LA, Almeida WO, Vasconcellos A, Freire EMX, Rocha CFD. 2008. Pentastomids

infecting an invader lizard, *Hemidactylus mabouia* (Gekkonidae) in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 68(3): 611-615.

Araújo D, Henriques RPB. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In*: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R e Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura, processos. Niterói: CEUFF. p. 159-194.

Atmar W, Patterson BD. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*. 96: 373-382.

Atmar W, Patterson BD. 1995. *The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices*. AICS Research Inc., University Park, New Mexico and The Field Museum, Chicago. <http://aics-research.com/nestedness/tempcalc.html>. 03/09/2011.

Carvalho ALG, Araújo AFB. 2007. Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24(3): 786-792.

Fundação Biodiversitas. 2002. *Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Brasil. <http://www.biodiversitas.org.br>. 09/10/2011.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2003. Instrução Normativa nº 3 de 27 de maio de 2003. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: IBAMA.

IUCN. 2011. *IUCN Red List of Threatened Species*. Versão 2011.1. <http://www.iucnredlist.org>. 09/10/2011.

James CD. 1994. Spatial and temporal variation on Structure of a Diverse Lizard Assemblage in Arid Australia. *In*: Vitt LJ, Pianka ER, organizers. *Lizard Ecology*. New Jersey: Princeton University Press. p. 287-317.

Martins M, Molina FB. 2008. Répteis. *In*: Machado ABM, Drummond GM e Paglia AP, editores. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1ª edição. Vol. II. Brasília: MMA e Fundação Biodiversitas. p. 326-377.

Oliveira MG, Rocha CFD, Bagnall T. 1994. A comunidade animal associada à bromélia tanque *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L.B. Smith. *Bromelia*. 1: 22-29.

Patterson BD, Atmar W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*. 28: 65-82.

Patterson BD, Atmar W. 2000. Analyzing species composition in fragments. *Bonner Zoologische Monographien*. 46: 9-24.

Pereira OJ, Araújo DSD. 2000. Análise Florística das Restingas dos Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro. *In*: Esteves FA, Lacerda LD, editores. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 23-61.

Pillar VD. 2006. *MULTIV - Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Pineda E, Halffter G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*. 117 (2004): 499-508.

Rocha CFD, HG Bergallo. 1992. Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*. 44(1): 52-54.

Rocha CFD. 2000. Biogeografia de répteis de restingas: distribuição, ocorrência e endemismos. In: Esteves FA, Lacerda LD, editores. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 99-116.

Rocha CFD, Van Sluys M., Puerto G, Fernandes R, Barros Filho JD, Néo RRSFA, Melgarejo A. 2000. Répteis. In: Bergallo HG, Rocha CFD, Alves MAS e Van Sluys M (Orgs.). *A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: EdUERJ. p. 79-87.

Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas dos corredores da Mata Atlântica*. 1ª Ed. São Carlos, RiMa Editora. 160 p.

Rocha CFD, Van Sluys M, Vrcibradic D, Hatano FH, Galdino CAC, Cunha-Barros M, Kiefer MC. 2004a. A comunidade de répteis na restinga de Jurubatiba. In: Rocha CFD, Esteves FA e Scarano FR, organizadores. *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: História Natural e Conservação*. São Carlos: Editora RiMa. p. 179-198.

Rocha CFD, Nunes-Freitas AF, Cogliatti-Carvalho L, Rocha-Pessôa TC. 2004b. Habitat disturbance in the Brazilian coastal sand dune vegetation and related richness and diversity of bromeliad species. *Vidalia*. 2(2): 49-55.

Rocha CFD, Anjos LA. 2007. Feeding Ecology of a Nocturnal Invasive Alien Lizard Species, *Hemidactylus mabouia* (Gekkonidae), living in an outcrops rocky area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 67 (3): 631-637.

Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS, Jamel CE. 2007. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro State, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*. 67: 263-273.

Rocha CFD, Hatano FH, Vrcibradic D, Van Sluys M. 2008. Frog species richness, composition and β -diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology*. 68(1): 109-115.

Rocha CFD, Siqueira CC, Ariani CV. 2009a. *A conservação de LIOLAEMUS LUTZAE: lagarto endêmico das restingas do estado do Rio de Janeiro ameaçado de extinção*. Rio de Janeiro: Instituto Biomas. 40 p.

Rocha CFD, Siqueira CC, Ariani CV. 2009b. A potential recovery of a population of the sand lizard *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938 in an area within its range: a lizard endemic and threatened with extinction. *Brazilian Journal of Biology*. 69(1): 185-187.

Rocha CFD, Anjos LA, Bergallo HG. 2011. Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* in Brazilian natural environments. *Zoologia*. 28(6): 711-723.

Sinervo B, Mendez-de-la-Cruz F, Miles DB, Heulin B, Bastiaans E, Villagran-Santa Cruz M, Lara-Resendiz R, Martinez-Mendez N, Calderon-Espinosa ML, Meza-Lazaro RN, Gadsden H, Avila LJ, Morando M, De la Riva IJ, Sepulveda PV, Rocha CFD, Ibarguengoytia N, Puntriano CA, Massot M, Lepetz V, Oksanen TA, Chapple DG, Bauer AM, Branch WR, Clobert J, Sites JW. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science*. 328: 894-899.

Teixeira-Filho PF, Rocha CFD, Ribas SC. 1995. Aspectos da ecologia termal e uso do habitat por *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria:Teiidae) na restinga da Barra de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis*. 1: 155-165.

Terborgh JW, Winter B. 1983. A method for siting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. *Biological Conservation*. 27: 45-58.

6. Nicho espacial dos lagartos *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus torquatus* em ambientes de restinga ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro: Sintopia em simpatria?

6.1 Introdução

A segregação do espaço é considerada uma das mais importantes dimensões para a diferenciação do nicho entre as espécies de comunidades de lagartos (Abrams 1980; Case 1983; Pianka 1986). A hipótese de complementaridade do nicho sugere que pares de espécies que possuem alta sobreposição de nicho em uma dimensão devem apresentar baixa sobreposição em outra (Schoener 1974). Diferenças entre espécies sintópicas ecologicamente similares são citadas através de estudos comparativos sobre o uso e partilha dos recursos naturais das comunidades (*e.g.* Hillman 1960; Goodman 2009).

Em geral, espécies filogeneticamente próximas tendem a diferir no uso do habitat e no modo de reprodução empregado (Pianka 1986), pois frequentemente são ecologicamente similares e ocorrem em simpatria (*e.g.* *Mabuya macrorhyncha* e *M. agilis* em habitat de restinga, Vrcibradic e Rocha 1996). Alguns autores inferem que diferenças em morfologia, uso de micro-habitat, e itens alimentares são empregadas para facilitar ou até mesmo permitir a co-existência das espécies (Dunham 1983; Goodman 2009). Em geral, nas comunidades de lagartos as diferentes espécies ocupam porções específicas do habitat e do microhabitat, que influencia diretamente nos comportamentos de termorregulação, detecção de predadores, ou mesmo busca de parceiros reprodutivos (Pianka 1986). Apesar de uma comunidade possuir um número de espécies filogeneticamente próximas, as divergências ecológicas podem ocorrer rapidamente, e frequentemente permite os congêneres viver em simpatria (como demonstrado para o gênero *Anolis*; Losos *et al.* 2003).

Os lagartos *Liolaemus lutzae* Mertens (1938) (Liolaemidae) e *Tropidurus torquatus* (Wied 1820) (Tropiduridae) são filogeneticamente próximos, e ocorrem em simpatria em alguns remanescentes de restinga (ambientes costeiros de dunas arenosas que ocorrem na costa leste do Brasil) no estado do Rio de Janeiro (Rocha 2000a). Essas espécies são similares quanto às principais características ecológicas: ambos utilizam estratégia de forrageamento por emboscada, apresentam padrões reprodutivos similares (tamanho de ninhada, características dos ovos, e locais de oviposição) (ver Rocha 1992; Van Sluys *et al.* 2010),

atividade diária, e operam em uma amplitude próxima de temperatura (Rocha 1995; Kiefer *et al.* 2005; Rocha *et al.* 2009).

Enquanto *Liolaemus lutzae* tem ocorrência restrita, é endêmica do estado do Rio de Janeiro (Rocha 1986; Rocha *et al.* 2005) e considerada uma espécie criticamente ameaçada de extinção (tanto na Lista Brasileira da Fauna Ameaçada de Extinção – Rocha *et al.* 2008 – quanto na “Global Checklist” da Lista Vermelha da IUCN – Rocha 2000b; IUCN 2007), *Tropidurus torquatus* apresenta ampla distribuição geográfica e geralmente está associada com ambientes antrópicos (Kiefer *et al.* 2007, 2008; Silva e Araújo 2008). Acessamos o grau de sobreposição de nicho entre ambas as espécies para avaliar em que extensão a ocorrência de uma pode influenciar a ocorrência espacial da outra, em diferentes ambientes de restinga ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro.

6.2 Material e métodos

Escolhemos dez localidades ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro, com graus de preservação variáveis. Nessas áreas, registramos a ocorrência e a abundância dos lagartos *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus torquatus*.

Conduzimos 64 transecções lineares demarcados por tempo (1h de procura/observador) em cada localidade, de março de 2008 a outubro de 2010. Os caminhos foram percorridos paralelos à linha da praia e 100 m distantes entre si. Consideramos as seguintes zonas de vegetação: zona de vegetação de ambiente de praia (ZVPR); zona fechada de pós-praia (ZVFPP); zona de moitas esparsas (ZVME; pode apresentar dominância de Myrtaceae ou *Clusia*); e zona de floresta de restinga (ZVFR). Ambas as espécies de lagartos foram quantificadas ao longo de cada transecção em cada zona de vegetação, e o micro-habitat registrado (substrato e vegetação) para cada indivíduo encontrado. Espécimes de *Tropidurus torquatus* foram coletados em todas as localidades para avaliar se há divergência no tamanho corporal (CRC, a 0,1 mm), por ser uma das primeiras características a ser potencialmente modificada em resposta a uma influência negativa. A estrutura da vegetação em todos os locais foi mensurada por zona, baseada em 15 pontos aleatoriamente amostrados distantes 20 m entre si, dentro de um círculo de um metro de diâmetro. Para ZVPR, mensuramos: distância entre linha do mar e a vegetação, heterogeneidade do solo (seguindo Freitas *et al.* 2002), o ângulo de inclinação da areia na linha do mar e na linha da vegetação,

altura da maior e da menor planta, número de cactos e bromélias. Para ZFPP e ZVFR, mensuramos: heterogeneidade do solo (segundo Freitas *et al.* 2002), altura da maior e da menor planta, número de cactos e bromélias, diâmetro do caule da maior planta, cobertura do dossel (segundo Freitas *et al.* 2002), e profundidade do folhicho. Finalmente, para ZVME, mensuramos: heterogeneidade do solo (segundo Freitas *et al.* 2002), altura da maior e da menor planta, número de cactos e bromélias, diâmetro do caule da maior planta, profundidade do folhicho, e distância entre moitas mais próximas.

Utilizamos análise de variância de um fator via aleatorização dos dados (1.000 iterações) para avaliar se a abundância de *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus torquatus* difere entre os locais estudados. O tamanho corporal de *T. torquatus* foi comparada entre as áreas nas quais a espécie apresentou maiores valores na sobreposição de nicho com *L. lutzae*, utilizando o teste t (Zar 1999). Todos os dados foram testados para sua homocedasticidade nas variâncias antes de realizar as análises estatísticas. Calculamos a sobreposição de nicho espacial (Φ) através do índice de MacArthur e Levins (1967) modificado por Pianka (1973), utilizando dados de micro-habitat para cada zona através do programa computacional EcoSim (Gotelli e Entsminger 2001). O mesmo programa foi utilizado para calcularmos a média e a variância esperada (um modelo nulo com 1.000 iterações dos dados) para corroborar ou refutar os resultados do índice de sobreposição de nicho. Para tanto, usamos as opções “retained” e “reshuffle” (Gotelli e Graves 1996; para detalhes sobre opções de algoritmo, ver Item quatro desta Tese). A estrutura da vegetação de cada zona foi comparada entre as restingas por análise de variância via dados de aleatorização (1.000 iterações), utilizando o programa computacional MULTIV 2.4b (Pillar 2006) sob a opção “apenas variáveis quantitativas, diferentes escalas”. Agrupamos as variáveis de cada localidade antes de realizar a análise de variância, e variáveis mensuradas por ângulos foram convertidas em raiz quadrada do arcosseno.

6.3. Resultados

Das dez áreas amostradas, os lagartos *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus torquatus* foram simpátrica em apenas quatro (datum WGS-84) (Figura 28): Restinga de Grumari (23°03'01" S, 43°32'07" W) e Reserva da Restinga da Marambaia (23°00'00" S, 43°47'29" W), situadas na cidade do Rio de Janeiro; Restinga de Maricá (22°57'58" S, 42°53'51" W), no município de

Barra de Maricá; e Restinga de Jacarepiá (22°56'02" S, 42°26'23" W), no município de Saquarema.

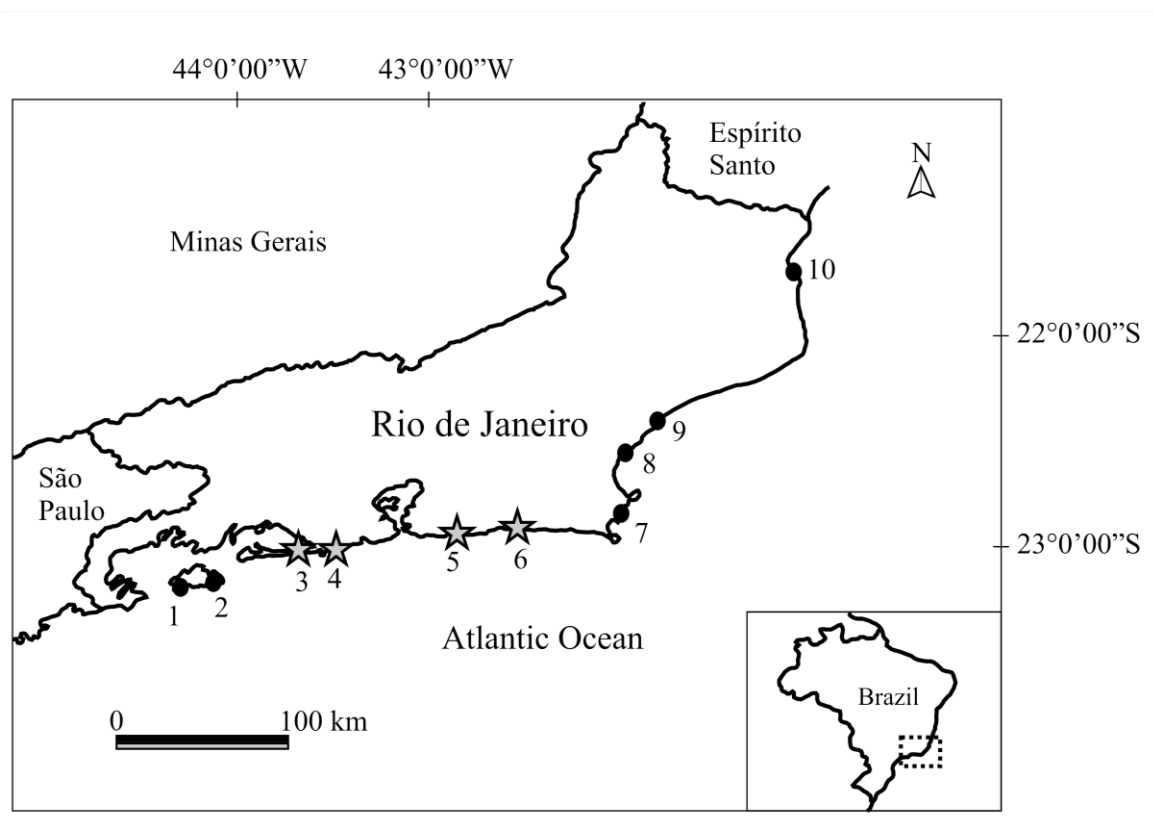


Figura 28 – Localização das áreas amostradas ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro. Legenda: **1.** Praia do Sul, and **2.** Lopes Mendes (Ilha Grande, município de Angra dos Reis); **3.** Marambaia, e **4.** Grumari (ambos Rio de Janeiro); **5.** Maricá (Barra de Maricá); **6.** Jacarepiá (Saquarema); **7.** Però (Cabo Frio); **8.** Itapebussus (Rio das Ostras); **9.** Jurubatiba (Macaé); e **10.** Grussaí (São João da Barra). Estrelas indicam as localidades onde as espécies *Liolaemus lutzae* e *Tropicidurus torquatus* são simpátricas.

Fonte: Gisele R. Winck.

Para ambas as espécies, as populações não diferem significativamente em termos de abundância entre as quatro localidades amostradas em que ocorreram simpatricamente (ANOVA; $\lambda = -0,7$; DF = 3; $p = 0,3$). O tamanho corporal de *Tropicidurus torquatus* não diferiu entre as quatro localidades de simpatria (teste t; $t = 0,5$; DF = 41; $p = 0,6$). Em Marambaia, encontramos *L. lutzae* apenas na ZVPR (N = 17), enquanto *T. torquatus* ocorreu na ZVPR (N = 3) e ZVFPP (N = 7) (Figura 29A). Na restinga de Grumari, também observamos *L. lutzae* apenas no ambiente de ZVPR (N = 14), e *T. torquatus* em todas as zonas da restinga (N_{total} = 17) (Figura 29B), exceto na ZVFR. Na restinga de Maricá, registramos *Liolaemus lutzae* nas áreas ZVPR (N = 36) e ZVFPP (N = 10), enquanto

identificamos *T. torquatus* em todas as zonas de vegetação ($N_{\text{total}} = 50$), incluindo ZVFPP ($N = 13$) (Tabela 20, Figura 29C). Na restinga de Jacarepiá, encontramos *L. lutzae* na ZVPR ($N = 16$) e ZVME ($N = 7$), enquanto registramos *T. torquatus* apenas em área de moitas esparsas (ZVME, $N = 17$) (Tabela 20, Figura 29D).

Tabela 20. Modificações históricas no uso do espaço por *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus torquatus*, e suas principais causas prováveis para as restingas com sobreposição de nicho, localizadas no litoral do Estado do Rio de Janeiro. As causas prováveis referem-se à expansão local a outras zonas de vegetação.

Legenda: Asteriscos simples (*) denotam Araújo (1984), Rocha (1986) e Rocha (1991), enquanto asteriscos duplos (**) representam os dados referentes ao presente estudo. ZVPR = zona de vegetação de praia (halófila-psamófila reptante); ZVFPP = zona de vegetação de fechada de pós-praia; ZVME1 = zona de vegetação de moitas esparsas (domínio de Myrtaceae); ZVME2 = zona de vegetação de moitas esparsas (domínio de *Clusia* spp.).

Área	<i>Liolaemus lutzae</i>		<i>Tropidurus torquatus</i>		Causas prováveis
	1984-1991*	2008-2010**	1984-1991*	2008-2010**	
Maricá	ZVPR	ZVPR e ZVFPP	ZVME1 e ZVME2	ZVPR, ZVFPP, ZVME1 e ZVME2	Construções antrópicas e entulhos na ZVPR
Jacarepiá	?	ZVPR e ZVME1	?	ZVME1 e ZVME2	Tráfego intenso de veículos na ZVPR

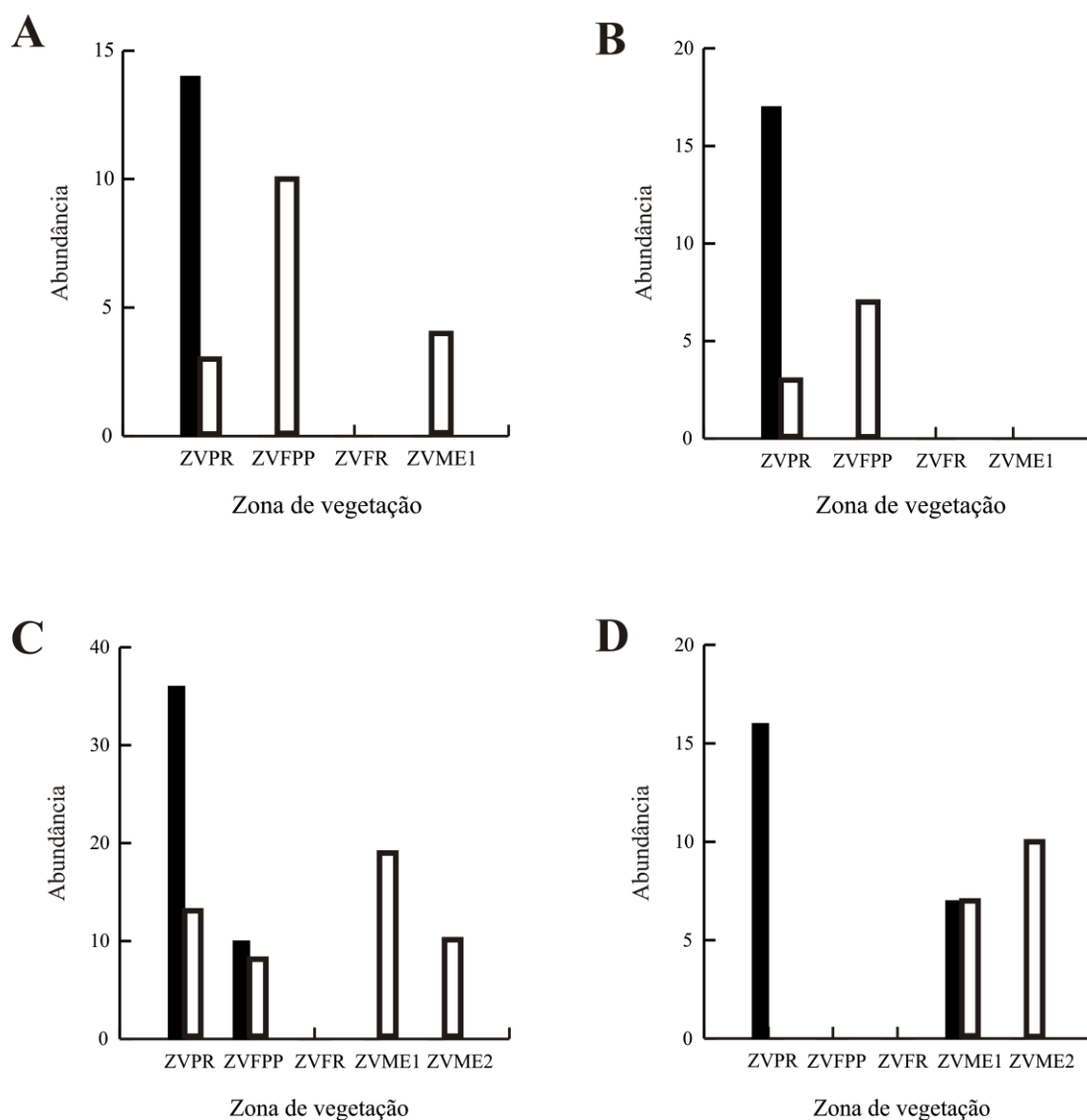


Figura 29 – Abundância de *Liolaemus lutzae* (barras pretas) e *Tropidurus torquatus* (barras cinzas) em quatro áreas de simpatria entre as espécies, no estado do Rio de Janeiro.

Legenda: **A.** Marambaia; **B.** Grumari; **C.** Maricá; **D.** Jacarepiá. ZVPR = zona de vegetação de praia (halófila-psamófila reptante); ZVFPP = zona de vegetação de fechada de pós-praia; ZVME1 = zona de vegetação de moitas esparsas (domínio de Myrtaceae); ZVME2 = zona de vegetação de moitas esparsas (domínio de *Clusia* spp.); ZVFR = zona de vegetação de mata de restinga.

A sobreposição de nicho diferiu consistentemente entre os locais estudados: Restinga da Marambaia ($\phi_{ij}=0,88$), Maricá ($\phi_{ij}= 0,52$ para ZVPR; $\phi_{ij} = 0,84$ para ZVFPP), Grumari ($\phi_{ij}= 0,83$), e Jacarepiá ($\phi_{ij}= 0,47$). Entretanto, os modelos nulos apresentaram diferença significativa dos resultados observados apenas para duas localidades: Maricá (ZVPR; p

=0,03); e Jacarepiá (ZVPR, $p = 0,016$; e ZVME com domínio de Myrtaceae, $p = 0,015$) (Figura 30). A vegetação diferiu consistentemente entre as restingas (ANOVA, todos os contrastes; $F = 2,1814$; $p = 0,001$).

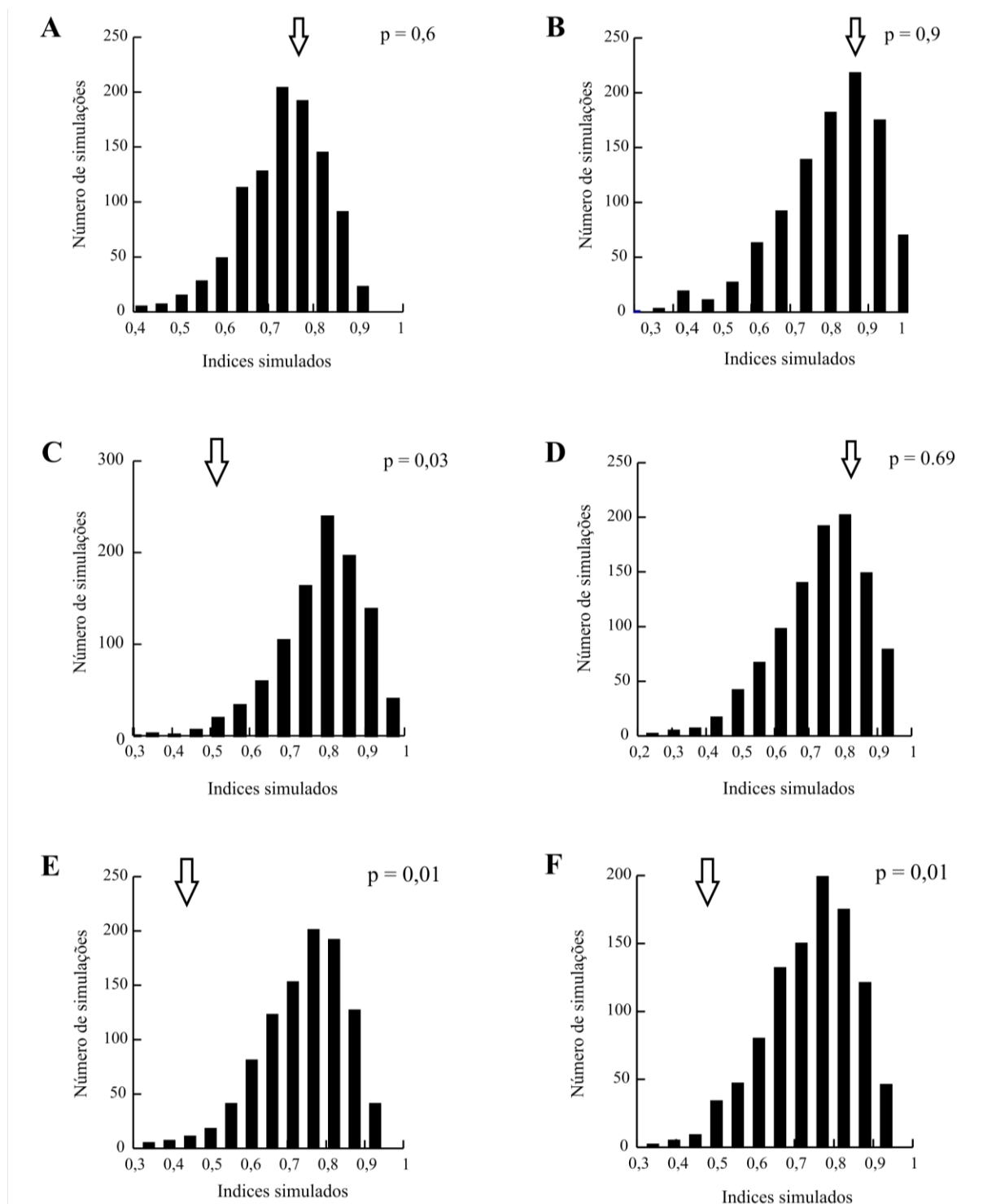


Figura 30 – Médias observadas e esperadas para a sobreposição de nicho espacial entre os lagartos *Liolaemus lutzae* (Liolaemidae) e *Tropidurus torquatus* (Tropiduridae) em ambientes de restinga no Estado do Rio de Janeiro. As setas representam médias observadas, enquanto (p) representa os valores das probabilidades das médias observadas serem menores que as médias esperadas (1.000 iterações).

Legenda: **A.** zona de vegetação de praia (halófila-psamófila reptante) da restinga da Marambaia, município do Rio de Janeiro; **B.** zona de vegetação de praia (halófila-psamófila reptante) da restinga de Grumari, Rio de Janeiro; **C.** zona de vegetação de praia (halófila-psamófila reptante) da restinga de Maricá, Barra de Maricá; **D.** zona de vegetação de fechada de pós-praia da restinga de Maricá, Barra de Maricá; **E.** zona de vegetação de praia (halófila-psamófila reptante) da restinga de Jacarepiá, Saquarema; **F.** zona de vegetação de moitas esparsas (domínio de Myrtaceae) da restinga de Jacarepiá, Saquarema.

6.4 Discussão

Nossos dados indicam que em cada restinga em que ambas as espécies ocorrem, geralmente *Tropidurus torquatus* apresenta um nicho especial consideravelmente maior (incluindo a maioria das zonas de vegetação) comparado a *Liolaemus lutzae*, que frequentemente é restrita a apenas uma zona (vegetação reptante de praia) ou duas em ambientes de restinga (e.g. zona de moitas esparsas em Jacarepiá). Essa tendência é reflexo da relativa especialização na ocupação de *L. lutzae* ao habitat de praia (Rocha 1991), enquanto *T. torquatus* é um lagarto comparativamente mais generalista em termos de exploração do ambiente (Rodrigues 1987; Rocha 2000). Ambas as espécies de lagartos não diferiram significativamente em termos de abundância. Entretanto, observamos uma maior abundância de *L. lutzae* na ZVPR e todas as localidades, apesar das diferenças na vegetação entre as restingas. Esta tendência pode ser relativa à especificidade de habitat da espécie, mais associada à zona de vegetação reptante da praia (ver Rocha 1991), um ambiente de restinga geralmente não ocupado por *T. torquatus*, o que favoreceria o primeiro a manter um grande tamanho das suas populações. Ao contrário, *T. torquatus* aparentemente possui maior plasticidade de ocupação do espaço do que *L. lutzae*, pois foi encontrado em todas as zonas de vegetação (excetuando-se ZVFR). Esta observação era esperada, pois *T. torquatus* pode ser considerado como um lagarto comum, e reconhecidamente habita diferentes tipos de ambientes (Rodrigues 1987), incluindo antrópicos (Rodrigues 1987; Kiefer *et al.* 2008). Além disso, apesar da existência de sobreposição de nicho especial entre essas duas espécies, nossas análises não encontraram diferenças significativas esperadas nos aspectos morfológicos, como o tamanho corporal entre populações, já que essa característica não diferiu entre as localidades estudadas.

A sobreposição de nicho espacial diferiu consistentemente entre as áreas amostradas. Entretanto, os modelos nulos foram significativos para apenas dois dos remanescentes de

restinga. Isto pode ser uma consequência das variações estruturais nas diferentes áreas (ver Araújo *et al.* 1998), pois a vegetação diferiu consistentemente entre as restingas. Por exemplo, Pianka (2000) sugeriu que a similaridade na distribuição dos organismos é relacionada à similaridade entre os ambientes. As características ambientais variam de área para área, causando diferentes pressões seletivas para cada população, que desenvolvem adaptações específicas (Pianka 1986). Distúrbios ambientais também afetam a distribuição espacial e o uso do micro-habitat de lagartos. A principal categoria de distúrbio para as populações de *L. lutzae* pode ser o tráfego de veículos na ZVPR (para distúrbios nos remanescentes de restinga, ver Rocha *et al.* 2003, 2007, 2009; Item cinco desta Tese). Dentre as áreas para as quais a sobreposição de nicho espacial é suportada pelos modelos nulos, Maricá é o maior remanescente de restinga dentre as áreas estudadas em que as duas espécies de lagartos (*L. lutzae* e *T. torquatus*) ocorrem simpatricamente. Apresenta uma riqueza considerável em termos de espécies de lagartos (nove espécies, Rocha 2000a), e ainda detém extensas zonas de vegetação (incluindo ZVPR; ver Araújo 1984). Entretanto, Araújo (1984), Rocha (1986) e Rocha (1991) registraram que, durante o desenvolvimento dos seus estudos, *L. lutzae* era a única espécie de lagarto presente na ZVPR. No presente estudo, registramos espécimes de *Tropidurus torquatus* habitando essa zona de vegetação. Provavelmente, as construções humanas ao longo dos anos favoreceram a ocupação da ZVPR por *T. torquatus*, e/ou o aumento de entulhos depositados pela maré (Item cinco desta Tese). A restinga de Maricá atualmente é uma área protegida (Área de Proteção Ambiental); entretanto, atualmente há propostas para a alteração da vegetação em uma porção da área. Se a estratégia permanecer, a pressão antrópica sobre a ZVPR aumentará consideravelmente, e provavelmente contribuirá para o decréscimo da população de *L. lutzae* na área, como ocorrido previamente com essa mesma espécie em outra área de restinga, onde foram registradas alterações no habitat da espécie (ver Rocha e Bergallo 1992). Recentemente, a espécie foi considerada ameaçada de extinção devido às modificações globais do clima (Sinervo *et al.* 2010). Entretanto, pressões antropogênicas diretas (como aquelas apontadas por Rocha *et al.* 2003, 2007, 2009; Item cinco desta Tese) provavelmente irão acelerar este processo. Comparativamente, Jacarepiá possui uma área de vegetação menor, e a ZVPR sofre impactos significativos, principalmente decorrentes do tráfego de veículos (Rocha *et al.* 2009; Item cinco desta Tese). Provavelmente, esse tipo de distúrbio tende a deslocar parte da população de *L. lutzae* para a próxima zona mais afastada à praia (ZVME) promovendo a sobreposição de nicho com *Tropidurus torquatus*.

A ocupação de todas as zonas por *T. torquatus* nos ambientes de restinga estudados (excetuando-se a ZVPR) permite a espécie manter maiores populações em cada local, apesar da presença de *L. lutzae*. Como esperado, o grau de sobreposição de nicho variou entre as localidades. A estrutura de uma comunidade também depende das características da vegetação, que afeta a interação entre as espécies de lagartos (Pianka 1986). Consequentemente, uma estrutura ambiental variável provoca diferentes respostas na interação das espécies, como observado no presente estudo para *L. lutzae* e *T. torquatus* nos diferentes ambientes de restinga da costa do Estado do Rio de Janeiro.

6.5 Referências bibliográficas

Abrams P. 1980. Some Comments on Measuring Niche Overlap. *Ecology*. 61 (1): 44-49.

Araújo AFB. 1984. Padrões de divisão de recursos em uma comunidade de lagartos de restinga. *In*: Lacerda LD, Cerqueira R, Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura e processos. 1ª Ed. Niterói: CEUFF. p. 327-342.

Araújo DSD, Henriques RPB. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In*: Lacerda LD, Cerqueira R, Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura e processos. 1ª Ed. Niterói: CEUFF. p. 159-194.

Araújo DSD, Scarano FR, Sá CFC, Kurtz BC, Zaluar HLT, Montezuma RCM, Oliveira RC. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *In*: Esteves FA, editor. Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 39-62.

Case TJ. 1983. Overlap and the Assembly of Island Lizard Communities. *Oikos*. 41 (3): 427-433.

Cerqueira R. 2000. Biogeografia das restingas. *In*: Esteves FA, Lacerda LD, editores. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 65-75.

Dunham, A.E. 1983. Realized Niche Overlap. *In*: Huey RB, Pianka ER, Schoener TW, organizers. Lizard Ecology – Studies of a Model Organism. Cambridge: Harvard University Press. p. 261-280.

Freitas SR, Cerqueira R, Vieira MV. 2002. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*. 62 (4B): 795-200.

- Goodman BA. 2009. Nowhere to run: the role of habitat openness and refuge use in defining patterns of morphological and performance evolution in tropical lizards. *Journal of Evolutionary Biology*. 22 (2009): 1535-1544.
- Gotelli NJ, Graves GR. 1996. *Null models in Ecology*. Washington: Smithsonian Institution Press.
- Gotelli NJ, Entsminger GL. 2001. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Hillman PE. 1969. Habitat specificity in three sympatric species of *Ameiva*. *Ecology*. 50 (3): 476-481.
- IUCN. 2007. *IUCN Red list of threatened species 2007*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>. 10/08/2011.
- Kiefer MC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2005. Body temperatures of *Tropidurus torquatus* (Squamata: Tropiduridae) from coastal populations: Do body temperature vary along their geographic range? *Journal of Thermal Biology*. 30 (3): 449-456.
- Kiefer MC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2007. Thermoregulatory behaviour in *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from Brazilian coastal populations: an estimate of passive and active thermoregulation in lizards. *Acta Zoologica*. 88: 81-87.
- Kiefer MC, Van Sluys M, Rocha CFD. 2008. Clutch and egg size of the tropical lizard *Tropidurus torquatus* (Tropiduridae) along its geographic range in coastal eastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*. 86: 1376-1388.
- Losos J, Leal M, Glor RE, Queiroz K, Hertz PE, Schettino LR, Lara AC, Jackman TR, Larson A. 2003. Niche lability in the evolution of a Caribbean lizard community. *Nature*. 424: 542-545.
- Pianka ER. 1973. The Structure of Lizards Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4: 53-74.
- Pianka ER. 1986. *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. New Jersey: Princeton University Press.
- Pianka ER. 2000. *Evolutionary ecology*. Sixth edition. San Francisco: Addison Wesley Educational Publishers Inc.
- Pillar V. 2006. *MULTIV – Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling*. User's Guide v.2.4. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Rocha CFD. 1986. Distribuição Geográfica de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Iguanidae) Um Lagarto Endêmico do Estado do Rio de Janeiro. *Boletim Fundação Brasileira Para a Conservação da Natureza*. 21 (1): 163-167.

- Rocha CFD. 1991. Composição do habitat e uso do espaço por *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropicuridae) em uma área de restinga. *Revista Brasileira de Biologia*. 51(4): 839-846.
- Rocha CFD. 1992. Reproductive and fat body cycles of the tropical sand lizard (*Liolaemus lutzae*) of southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 26(1): 17-23.
- Rocha CFD, Bergallo HG. 1992. Population decrease: The case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*. 44(1): 52-54.
- Rocha CFD. 1995. Ecologia Termal de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropicuridae) em uma Área de Restinga do Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 55 (3): 481-489.
- Rocha CFD. 2000a. Biogeografia de Répteis de Restinga: Distribuição, ocorrência e endemismos. In: Esteves FA, Lacerda LD (Org.). *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. 1a ed. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 99-116.
- Rocha CFD. 2000b. *Liolaemus lutzae*. In: IUCN 2007. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>. 10/08/2011.
- Rocha CFD, Bergallo HG, Alves MAS, Van Sluys M. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas dos corredores da Mata Atlântica*. 1a ed. São Carlos: RiMa Editora.
- Rocha CFD, Van Sluys M, Bergallo HG, Alves MAS. 2005. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 65 (1): 159-168.
- Rocha CFD, Van Sluys M, Bergallo HG, Alves MAS, Jamel CE. 2007. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro State, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*. 67: 263-273.
- Rocha CFD, Van Sluys M, Vrcibradic D, Kiefer MC, Menezes VA, Siqueira CC. 2009. Comportamento de termorregulação em lagartos brasileiros. *Oecologia Brasiliensis*. 13: 115-131.
- Rodrigues MT. 1987. Sistemática, Ecologia e Zoogeografia dos Tropicurus do Grupo Torquatus ao Sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia*. 31(3): 105-230.
- Schoener TW. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*. 185: 27-38.
- Silva V, Araújo AFB. 2008. *Ecologia dos Lagartos Brasileiros*. 1a ed. Rio de Janeiro: Technical Books.
- Sinervo B, Mendez-de-la-Cruz F, Miles DB, Heulin B, Bastiaans E, Villagran-Santa Cruz M, Lara-Resendiz R, Martinez-Mendez N, Calderon-Espinosa ML, Meza-Lazaro RN, Gadsden H, Avila LJ, Morando M, De la Riva IJ, Sepulveda PV, Rocha CFD, Ibarquengoytia N, Puntriano CA, Massot M, Lepetz V, Oksanen TA, Chapple DG, Bauer AM, Branch WR, Clobert J, Sites JW. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science*. 328: 894-899.

Vrcibradic D, Rocha CFD. 1996. Ecological differences in tropical sympatric skinks (*Mabuya agilis* and *Mabuya macrorhyncha*) in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 30 (1): 60-67.

Van Sluys M, Martelotte SB, Kiefer MC, Rocha CFD. 2010. Reproduction in neotropical *Tropidurus* lizards (Tropiduridae): evaluating the effect of environmental factors on *T. torquatus*. *Amphibia-Reptilia*. 31(2010): 117-126.

Zar, JH. 1999. *Bioestatistical Analysis*. 4th Edition. New Jersey: Prentice Hall.

7 Ocorrência e distribuição de *Hemidactylus mabouia* (Squamata, Gekkonidae) em restingas do Estado do Rio de Janeiro, com uma análise da distribuição potencial da espécie em ambientes naturais no Brasil

7.1 Introdução

Diferentes técnicas de caracterização da distribuição geográfica das espécies utilizam a relação de localidades com registros de ocorrência com dados ambientais, e têm sido aplicadas amplamente em diferentes escalas geográficas (Guisan e Thuiller 2005; Phillips *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007). A aplicabilidade dessas técnicas incluem detecção facilitada de áreas de distribuição desconhecidas para espécies com poucos registros (Bourg *et al.* 2005), potenciais impactos de mudanças ambientais sobre organismos (*e.g.* Sinervo *et al.* 2010), auxílio no planejamento de políticas conservacionistas (*e.g.* Araújo e Williams 2000), e previsão de ampliação na distribuição de espécies exóticas invasoras (*e.g.* Thuiller *et al.* 2005; Rödder *et al.* 2008).

A introdução de espécies exóticas constitui uma séria ameaça à biodiversidade dos ambientes invadidos (Primack e Rodrigues 2001; Rodríguez 2001). O principal efeito é o processo global de homogeneização biótica em diversos locais (Rahel 2000; Magnusson 2006; Leprieur *et al.* 2008), e que acarreta em importantes consequências ecológicas e evolutivas (Olden *et al.* 2004). No Brasil, o lagarto gekkonídeo *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Joannès 1818) é a espécie exótica introduzida de répteis mais amplamente distribuída (Rocha *et al.* 2011), considerada bem estabelecida no país (Vanzolini *et al.* 1980; Rocha *et al.* 2011), e apresenta grande capacidade de colonização (Meshaka 2000). É registrada virtualmente em todos os ambientes urbanos de diversos estados no Brasil (Rocha *et al.* 2011), e reconhecidamente interage com a fauna natural local, principalmente em relação a parasitos (Anjos *et al.* 2005; 2008), sítios de termorregulação (Hatano *et al.* 2001), uso do ambiente (ver Capítulo 3), e inserção na cadeia trófica (*e.g.* Rocha e Vrcibradic 1998; Bernarde *et al.* 2000). Além das características biológicas inerentes à espécie (*e.g.* reprodução e plasticidade no uso do ambiente) (Bonfiglio *et al.* 2006; Anjos e Rocha 2008a; Rocha *et al.* 2011), o acréscimo no número de

registros da espécie em ambiente natural nas últimas décadas corrobora sua capacidade de invasão (ver Anjos e Rocha 2008b; Rocha *et al.* 2011; Rocha *et al.* 2011).

A partir dos novos registros de *H. mabouia* coligidos para as áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro, na presente tese, em conjunto com os dados prévios disponíveis na literatura, buscamos identificar potenciais locais de ocorrência da espécie em ambientes naturais no Brasil.

7.2 Material e métodos

Em cada remanescente de restinga, para cada zona de vegetação, realizamos transecções lineares delimitadas por tempo (intervalos de 1 h), paralelas à linha de praia, e distantes 100 metros entre si. Durante a amostragem, os microhabitats existentes foram cuidadosamente vistoriados para a presença de lagartos entre 08 e 15 h, período que corresponde à concentração da maior parte da atividade das espécies de lagartos nas restingas. As transecções foram percorridas nas estações seca (inverno) e chuvosa (verão), por dois dias em cada estação, de outubro de 2008 a janeiro de 2011. Para cada indivíduo registramos a espécie, e o meso-habitat utilizado no momento do primeiro avistamento.

Para a confecção de um modelo de distribuição potencial de *Hemidactylus mabouia*, utilizamos dados de presença da espécie provenientes de registros de ocorrências apenas em ambientes naturais (para relação de localidades ver revisão em Rocha *et al.* 2011). A este banco de dados, adicionamos as coordenadas geográficas correspondentes às restingas do estado do Rio de Janeiro, que apresentaram registro da espécie durante o presente estudo. No total, reunimos 39 pontos de ocorrência (Tabela 21, Figura 31). Para elaborar o modelo de distribuição potencial para *H. mabouia* em ambientes naturais, utilizamos o programa MaxEnt 3.2.3.

Tabela 21. Ocorrência de *Hemidactylus mabouia* em ambientes naturais no Brasil, modificados de Rocha *et al.* (2011). (*) Denota os novos registros em ambientes naturais dos remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro. As coordenadas estão expressas em graus decimais.

Ambiente/Localidade	Município/Estado	Latitude	Longitude
Restingas e ambientes de dunas			
Ambiente de estuário (lado sul)	Paranaguá, PR	-25.602055	-48.411402
Restinga Sernambetiba	Rio de Janeiro, RJ	-22.990714	-43.655117
Marambaia	Rio de Janeiro, RJ	-23.067935	-43.951037
Grumari*	Rio de Janeiro, RJ	-23.048183	-43.951037
Praia da Gávea (=São Conrado)	Rio de Janeiro, RJ	-22.998203	-43.264472
Barra de Maricá	Maricá, RJ	-22.964613	-43.264472
Praia de Conchas*	Cabo Frio, RJ	-22.871853	-41.977858
Jurubatiba	Macaé, RJ	-22.265175	-41.628345
Grussaí	Campos dos Goytacazes, RJ	-21.736571	-41.032582
Neves	Presidente Kennedy, ES	-21.229216	-40.966592
Campo Nativo de Paraju	Linhares, ES	-19.3	-40.316667
Guriri	São Mateus, ES	-18.805001	-39.756942
Nova Viçosa	Nova Viçosa, BA	-17.973889	-39.474722
Trancoso	Porto Seguro, BA	-16.516667	-39.083333
Abaeté	Salvador, BA	-12.928333	-38.335833
Costa Azul	Jandaíra, BA	-11.666667	-37.483333

Campos de dunas de Xique-Xique	Ibiraba & Queimadas, BA	-10.71018	--42823359
Dunas e restinga de Natal	Natal, RN	-5.597952	-35.242817
Dunas e restinga de Lençóis	Barreirinhas/Santo Amaro, MA	-2.533408	-43.122413
Cerrado			
Cerrado de Brasília	Brasília, DF	-15.710976	-47.955877
Cerrado da Chapada	Chapada dos Guimarães, MT	-15.31104	-55.847101
Canal de Salto das Andorinhas	Aripuanã, MT	-9.179311	-60.63063
Cerrado da Chapada	Chapada do Araripe, CE	-7.25	-39.466667
Campo de Cerrado	Valença, PI	-6.367163	-41.671968
Ambiente florestal			
Massaguassu	Caraguatatuba, SP	-23.640283	-45.522917
Floresta da Ilha Anchieta	Ubatuba, SP	-23.456389	-45.042015
Floresta da Marambaia	Rio de Janeiro, RJ	-23.067935	-43.951037
Floresta Ombrófila	Casimiro de Abreu, RJ	-22.509145	-42.339541
Reserva de Guapimirim	Cachoeiras de Macacu - RJ	-22.40644	-42.715568
Floresta na Fazenda Brunoro	Venda Nova do Imigrante, ES	-20.3278	-41.13365
Ilhas rochosas			
Ilha da Queimada Grande	Itanhaém, SP	-24.488744	-46.674631

Arquipélago de Alcatrazes	São Sebatião, SP	-24.102129	-45.692476
Ilha dos Búzios	Ilhabela, SP	-23.838032	-45.363238
Arquipélago de Abrolhos	Caravelas, BA	-17.966667	-38.7
Arquipélago de Fernando de Noronha	Fernando de Noronha, PE	-3.847975	-32.425153
Costões rochosos			
Costões rochosos	Araranguá, SC	-28.951764	-49.386474
Costões rochosos	Garopaba, SC	-28.034475	-48.610418
Campos ruderais			
Fazenda Manga	Valinhos, SP	-22.933333	-46.916667
Pontal do Ipiranga	Linhares, ES	-19.2	-39.716667

A modelagem utilizada estima a distribuição geográfica potencial da espécie com base em atributos do ambiente que estejam relacionados aos elementos necessários para permitir a ocorrência do organismo em questão (Peterson 2001; Guisan e Thuiller 2005; Giovanelli *et al.* 2010). Apesar da disponibilidade de diferentes métodos para esse tipo de modelagem, alguns estudos (*e.g.* Elith *et al.* 2006; Giovanelli *et al.* 2010) demonstram que o programa computacional MaxEnt possui um dos algoritmos de melhor desempenho. O modelo é estimado a partir de dados de presença, e cria dados de pseudo-ausências durante a sua calibração (Pawar *et al.* 2007). As distribuições preditivas são realizadas por meio do princípio da máxima entropia, que assume a solução menos tendenciosa na avaliação de uma distribuição de probabilidades desconhecida (no caso, sobre um espaço), maximizando sua entropia (Pawar *et al.* 2007). O programa MaxEnt diferencia-se dos demais algoritmos por construir uma distribuição de probabilidades, enquanto os demais produzem uma probabilidade para cada ponto (ver Pawar *et al.* 2007; Elith *et al.* 2011).

Para a elaboração do modelo, utilizamos as 14 variáveis bioclimáticas para a América do Sul inseridas no pacote “coverages”, disponibilizadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (“Intergovernmental Panel on Climate Change” – IPCC), com resolução de 30 segundos de arco: taxa anual de cobertura de nuvens, temperatura média anual diurna, eco-regiões (biomas), taxa anual de congelamento (geada), altitude, precipitação média anual, precipitação média do mês de janeiro, precipitação média do mês de abril, precipitação média do mês de julho, precipitação média do mês de outubro, temperatura média mínima anual, temperatura média anual, temperatura média máxima anual, e taxa de evaporação anual. As matrizes de variáveis ambientais utilizadas são de acesso livre e estão disponíveis em <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/> (Phillips *et al.* 2006). Como opções para confecção do modelo, utilizamos o limiar de convergência padrão (10^{-5}) e o número máximo de aleatorização dos dados (500 iterações). Além disso, o programa realiza o teste Jackknife para avaliar quais as variáveis seriam mais importantes na confecção do modelo em termos da quantidade de informação, a partir de dois processos: no primeiro, refaz o modelo adicionando uma variável por vez; o segundo, retirando cada uma das variáveis. Para auxiliar a validação do modelo e sua interpretação, geralmente é preferível distinguir áreas “adequadas” de

“inadequadas”, através do estabelecimento de um limiar sobre o modelo resultante (predição de presença) (Pearson *et al.* 2007). Além da estatística de validação padrão do programa (AUC), consideramos também a metodologia proposta por Pearson *et al.* (2007), na qual podem ser considerados pelo menos dois limiares: i) os valores mais baixos associados com os registros de presença observados (menor limiar de presença), e pode ser interpretado ecologicamente como pontos preditivos identificados como sendo ao menos tão adequados quanto aqueles em que a espécie foi registrada, sendo conseqüentemente conservativo, pois identifica a mínima área potencial possível; e ii) limiar fixo que rejeita apenas os valores 10% menores que os possíveis valores de ocorrência previstos e, portanto, consiste em uma abordagem mais liberal devido à incorporação no modelo de uma área de distribuição potencial maior. Apesar de o menor limiar de presença ser mais conservativo, consideramos também os limiares de 1%, 5% e 10%. Para uma eventual manipulação das matrizes e a construção dos mapas resultantes, utilizamos o programa ArcGIS 9.2.

7.3 Resultados

Encontramos a espécie *Hemidactylus mabouia* vivendo em condições naturais em cinco dos dez remanescentes de restinga amostrados no estado do Rio de Janeiro: PNM/APA de Grumari, APA de Maricá, APA Pau-Brasil (praia de Conchas), PARNA de Jurubatiba e restinga de Grussaí (Figura 31).

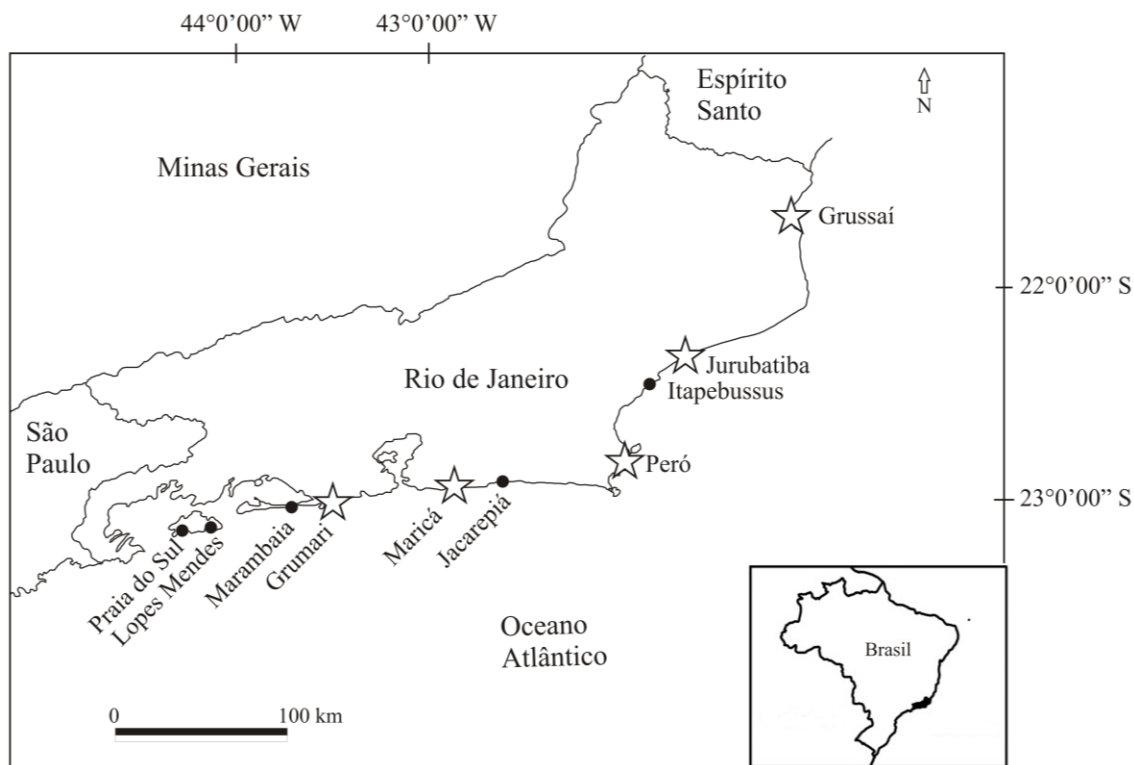


Figura 31 – Registros da ocorrência de *Hemidactylus mabouia* em ambientes naturais nos remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro.

Fonte: Gisele R. Winck

As variáveis que o modelo identificou como mais relevantes para afetar o sucesso de estabelecimento de populações de *H. mabouia* em ambientes naturais foram a altitude (33% de influência), precipitação do mês de julho (12,5%), e a temperatura média diurna anual (10,9%) (Figura 32). Observamos que os registros de ocorrência em ambientes naturais de *H. mabouia* estavam mais concentrados em áreas localizadas na zona litorânea do Brasil (Figura 33A). Além disso, a estimativa de potencial de distribuição sugere que as maiores probabilidades de ocorrência estavam, em grande parte, em ambientes localizados em áreas costeiras (Figura 33B). O modelo sugeriu a altitude como a variável que forneceu maior ganho de informação quando incluída. Quando as variáveis foram retiradas uma por vez, a altitude reteve a maior quantidade de informação que esteve ausente nas demais variáveis. Apesar disso, o modelo não foi considerado significativo para a maioria dos limiares considerados (mínima área: $p = 0,32$; limiar 1%: $p = 0,29$; limiar 10%: $p = 0,36$), e

próximo à significância para o limiar a 5% ($p = 0,073$). Ou seja, os pontos de teste não difeririam de uma previsão aleatória, considerando a mesma área fracionada prevista no modelo. Entretanto, os valores de validação do modelo de AUC foram considerados satisfatórios ($AUC_{\text{teste}} = 0,967$; $AUC_{\text{modelo}} = 0,875$).

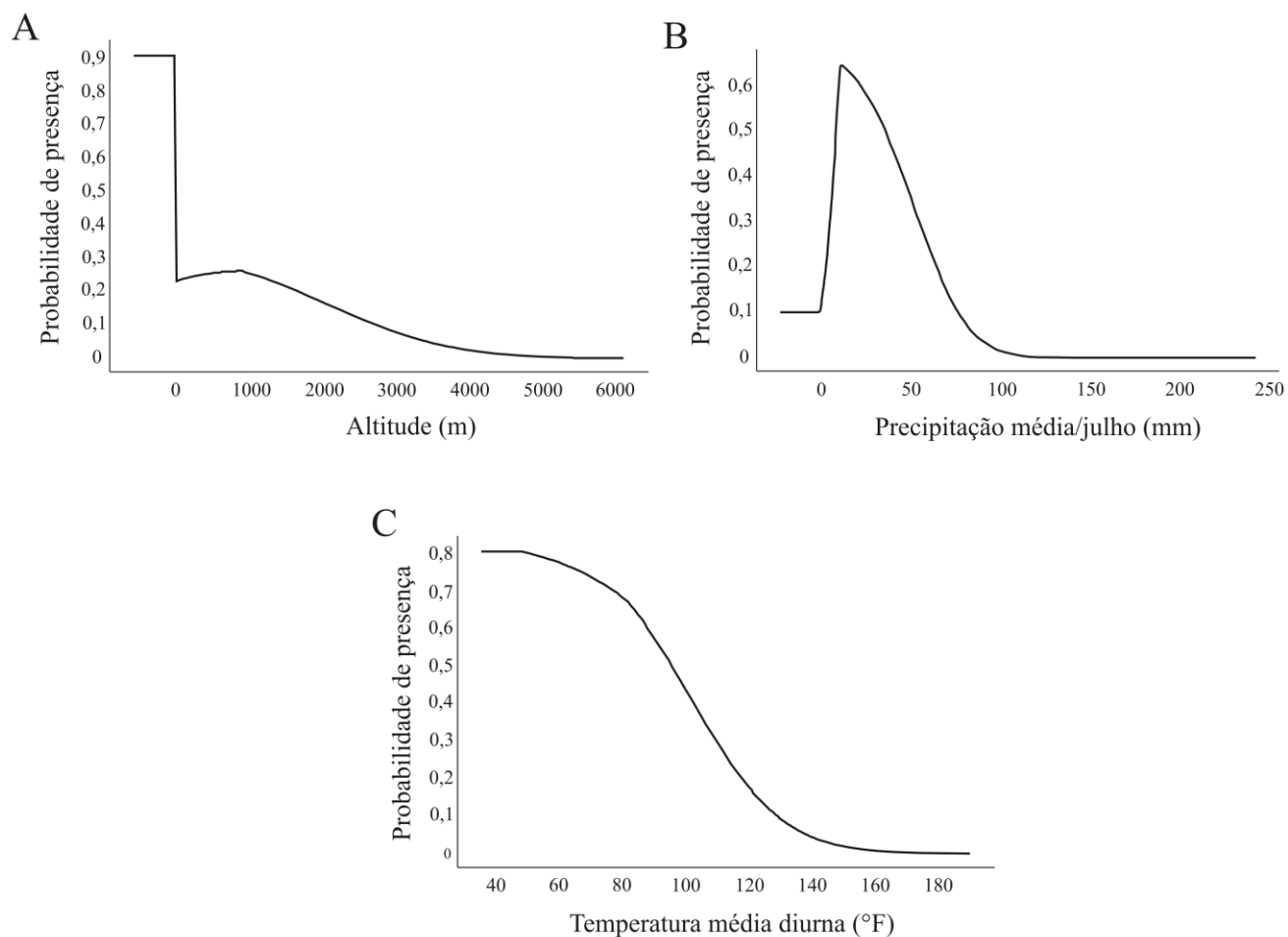


Figura 32 – Probabilidade de ocorrência de *Hemidactylus mabouia* em relação às variáveis mais relevantes no presente modelo de distribuição da espécie em ambientes naturais no Brasil.

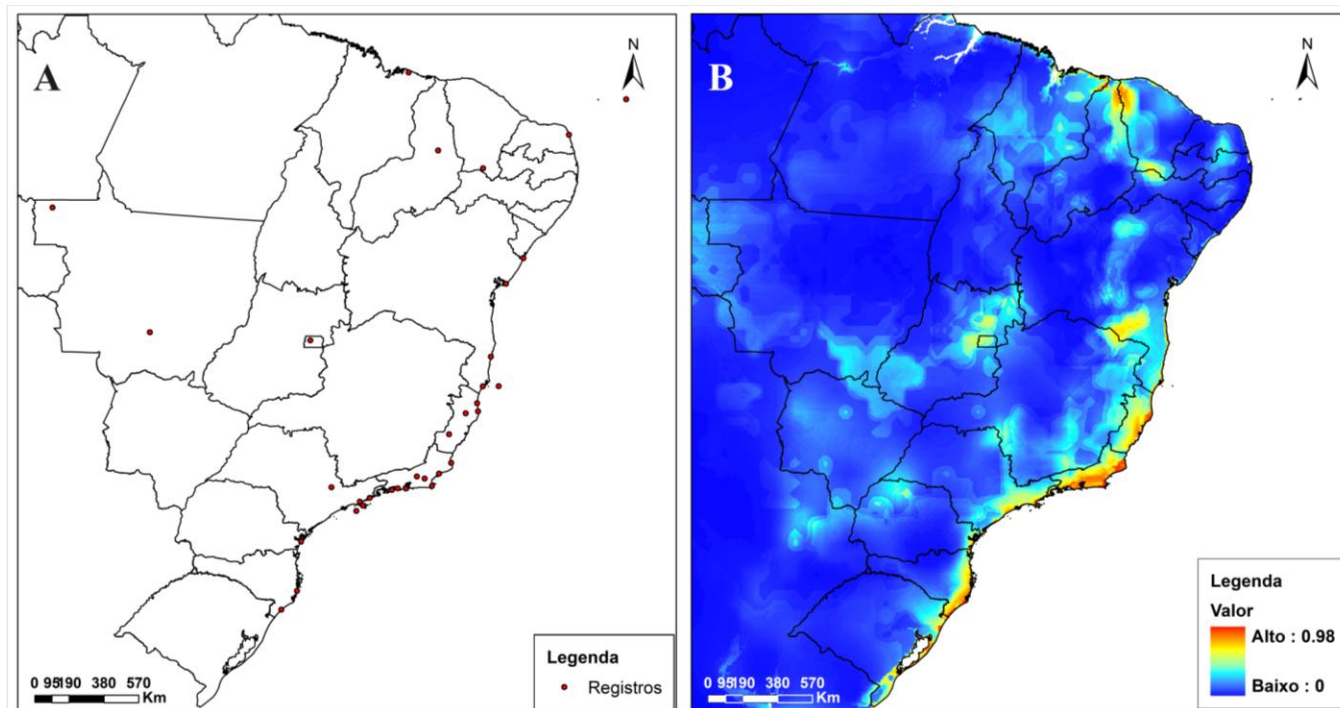


Figura 33 – Ocorrência de *Hemidactylus mabouia* em ambientes naturais no Brasil. **A.** Registros utilizados para a elaboração do modelo (Rocha *et al.* 2011; presente estudo); **B.** modelo resultante de distribuição potencial da espécie exótica *H. mabouia* em áreas naturais do Brasil.

7.4 Discussão

Dentre as localidades de restinga amostradas no presente estudo, no Estado do Rio de Janeiro, as restingas de Grumari e da praia das Conchas constituíram novos registros de ocorrência desta espécie exótica como invasora de ambientes naturais, a partir da comparação com os dados coligidos por Rocha *et al.* (2011). As características biológicas de *Hemidactylus mabouia*, como a plasticidade reprodutiva (Bonfiglio *et al.* 2006; Anjos e Rocha 2008a) e o uso do espaço (*e.g.* Anjos e Rocha 2008a; Rocha *et al.* 2002) favoreceriam a invasão do gekkonídeo em ambientes naturais, e a estrutura da vegetação em ambientes de restinga potencialmente contribui para seu estabelecimento nessas áreas (ver Capítulo 3). Os registros da espécie em locais com pouca perturbação antrópica ou em ambientes naturais têm aumentado nas últimas décadas (Vanzolini, 1978; Araújo 1991;

Rocha *et al.* 2000; Anjos e Rocha 2008b; Rocha *et al.* 2011), e diferentes estudos demonstram sua interação com as comunidades locais através da participação na teia trófica como presa (Rocha e Vrcibradic 1998; Bernarde *et al.* 2000), da partilha de recursos alimentares (Rocha e Anjos 2007) ou da partilha de microhabitats com espécies simpátricas de lagartos (Hatano *et al.* 2001; Capítulo 3), e da interação com parasitos locais (*e.g.* Anjos *et al.* 2005; 2008).

Os modelos de distribuição potencial resultantes de *Hemidactylus mabouia* não diferiram consistentemente da distribuição conhecida da espécie ocupando ambientes naturais no Brasil (veja Rocha *et al.* 2011). Pelo modelo, podemos observar que os locais com maior potencial de invasão e estabelecimento de populações estariam localizados em ambientes no litoral do Brasil, com supostamente menor potencial de invasão em outras áreas mais internas do continente. Provavelmente, os ambientes nos quais a espécie foi registrada possuem características ambientais similares. Devido ao fato de o modelo escolhido utilizar apenas dados de presença, há uma tendência da maior potencialidade de ocorrência ser aquela que detém maior concentração de registros (ver Giovanelli *et al.* 2010). Assim, as variáveis apontadas como as mais influentes podem ser consideradas uma primeira aproximação do potencial de distribuição da espécie em ambientes naturais, pois suas características correspondem a habitats similares às restingas: baixa altitude, com menor taxa de precipitação em julho, e temperatura anual média de certa forma constante. Portanto, é provável que o modelo assinale regiões que possuem condições ambientais similares daqueles que a espécie reconhecidamente já invadiu na natureza e estabeleceu populações com sucesso, do que os limites atuais de distribuição da espécie em ambientes naturais (ver Pearson *et al.* 2007).

A distribuição potencial de duas espécies exóticas e invasoras do gênero *Hemidactylus* (incluindo *H. mabouia*) foi estimada anteriormente, utilizando matrizes com escala global, para prever ambientes possíveis para novas invasões (Rödder *et al.* 2008). O modelo prévio indica as maiores probabilidades de ocorrência de *H. mabouia* no Brasil para a área litorânea, principalmente na região da Bahia (Rödder *et al.* 2008). Comparativamente, o modelo resultante estimado no presente estudo demonstrou uma área de alta probabilidade inferior àquela prevista por Rödder *et al.* (2008), e mais concentrada

na região sudeste. Entretanto, os dados utilizados pelos autores (Rödder *et al.* 2008) consistem em registros realizados em áreas antrópicas, e na sua maioria em centros urbanos (M. Solé com. pess.), que de alguma forma pode envolver diferentes variáveis não mensuradas com estreita relação ao ambiente urbano (*e.g.* micro-clima). Além disso, as matrizes utilizadas incluíram apenas dados de temperatura e precipitação, sem a inclusão de outras variáveis relevantes, como a altitude e estrutura e tipo de vegetação (eco-regiões). De qualquer forma, a partir do conhecimento acumulado sobre a biologia e a ecologia da espécie, e as estimativas de distribuição (Rödder *et al.* 2008; presente estudo), consideramos ser provável que *H. mabouia* ainda esteja em processo de expansão da sua distribuição geográfica, especialmente em ambientes naturais no Brasil. Certamente há um maior número de ambientes naturais em que a espécie ocorre atualmente, porém a falta de registros oficiais dificulta uma previsão mais acurada do potencial de invasão de espécie em áreas naturais. É importante que os pesquisadores atentem para novos registros da espécie em ambiente natural, para que um novo modelo possa ser desenvolvido com um conjunto de dados mais aproximado à distribuição real da espécie.

7.5 Referências bibliográficas

- Anjos LA, Rocha CFD, Vrcibradic D, Vicente JJ. 2005. Helminths associated with the exotic lizard *Hemidactylus mabouia* in an area of rock outcrops in southeastern Brazil. *Journal of Helminthology*. 79: 307-313.
- Anjos LA, Rocha CFD. 2008a. Reproductive ecology of the invader species gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* in an area of southeastern Brazil. *Iheringia Série Zoologia*. 98(2): 205-209.
- Anjos LA, Rocha CFD. 2008b. A lagartixa *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnes, 1818 (Gekkonidae): uma espécie exótica e invasora amplamente distribuída no Brasil. *Natureza & Conservação*. 6(1): 78-89.
- Anjos LA, Almeida WO, Vasconcellos A, Freire EMX, Rocha CFD. 2008. Pentastomids infecting an invader lizard, *Hemidactylus mabouia* (Gekkonidae) in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 68(3): 611-615.
- Araújo AFB. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil.

Revista Brasileira de Biologia. 51 (4): 857-865.

Araújo D, Henriques RPB. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In*: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R, Turcq B, organizadores. Restingas: origem, estrutura, processos. 1ª Ed. Niterói: CEUFF. p. 159-194.

Araújo MB, Williams PH. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*. 96: 331-345.

Bernarde PS, Moura-Leite JC, Machado RA, Kokubum MCN. 2000. Diet of the colubrid snake, *Thamnodynastes strigatus* (Günther, 1858) from Paraná state, Brazil, with field notes on anuran predation. *Revista Brasileira de Biologia*. 60(4):695-699.

Bonfiglio F, Balestrin RL, Cappellari LH. 2006. Diet of *Hemidactylus mabouia* (Sauria, Gekkonidae) in urban area of southern Brazil. *Biociências*. 14(2): 107-111.

Bourg NA, McShea WJ, Gill DE. 2005. Putting a CART before the search: successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology*. 86: 2793-2804.

Cerqueira R. 2000. Biogeografia das restingas. *In*: Esteves FA, Lacerda LD, editores. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 65-75.

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

Giovanelli JGR, Siqueira MF, Haddad CFB, Alexandrino J. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling*. 221: 215-224.

Guisan A, Thuiller W. 2005. Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*. 8: 993-1009.

Hatano FH, Vrcibradic D, Galdino CAB, Cunha-Barros M, Rocha CFD, Van Sluys M. 2001. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*. 61(2): 287-294.

Leprieur F, Beauchard O, Hugueny B, Grenouillet G, Brosse S. 2008. Null model of biotic homogenization: a test with the European freshwater fish fauna. *Diversity and Distributions*. 14: 291-300.

Magnusson WE. 2006. Homogenização biótica. *In*: Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS, organizadores. Biologia da Conservação: Essências. São Carlos: RiMa Editora. p. 211-229.

Meshaka WE. 2000. Colonization dynamics of two exotic geckos (*Hemidactylus garnotii*

- and *H. mabouia*) in Everglades National Park. *Journal of Herpetology*. 34(1): 163-168.
- Nunes JAA. 1998. Caracterização estrutural, fisionômica e florística da vegetação de restinga do complexo lagunar Grussaí/Iquipari – São João da Barra, RJ. Dissertação de mestrado em biociências e biotecnologia. UENF, Campos dos Goytacazes. 104 p.
- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*. 19: 18-24.
- Pawar S, Koo MS, Kelley C, Ahmed MF, Chaudhuri S, Sarkar S. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*. 136: 346-361.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*. 34: 102-117.
- Pereira OJ, Araújo DSD. 2000. Análise Florística das Restingas dos Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro. In: Esteves FA, Lacerda LD, editores. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 23-61.
- Peterson AT. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor*. 103: 599-605.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190: 231-259.
- Primack RB, Rodrigues E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina: EdUEL. 328 p.
- Rahel FJ. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*. 288: 854-856.
- Rocha CFD, Vrcibradic D. 1998. Reptiles as predators of vertebrates and as preys in a restinga habitat of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*. 50 (5): 364-368.
- Rocha CFD, Anjos LA. 2007. Feeding Ecology of a Nocturnal Invasive Alien Lizard Species, *Hemidactylus mabouia* (Gekkonidae), living in an outcrops rocky area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 67 (3): 631-637.
- Rocha CFD, Vrcibradic D, Araújo AFB. 2000. Ecofisiologia de répteis de restingas brasileiras. In: Esteves FA, Lacerda LD, editores. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 117-149.
- Rocha CFD, Dutra GF, Vrcibradic D, Menezes VA. 2002. The terrestrial reptile fauna of the Abrolhos Archipelago: Species list and ecological aspects. *Brazilian Journal of Biology*. 62 (2): 285-291.
- Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS. 2003. *A biodiversidade nos grandes*

remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas dos corredores da Mata Atlântica. 1ª Ed. São Carlos: RiMa Editora. 160 p.

Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS, Jamel CE. 2007. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro State, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*. 67: 263-273.

Rocha CFD, Siqueira CC, Ariani CV. 2009. *A conservação de LIOLAEMUS LUTZAE: lagarto endêmico das restingas do estado do Rio de Janeiro ameaçado de extinção*. Rio de Janeiro: Instituto Biomas. 40 p.

Rocha CFD, Bergallo HG, Mazzoni R. 2011. Invasive Vertebrates in Brazil. *In: Pimentel D, organizer. Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal and Microbe species*. 2ª ed. Nova York: Taylor & Francis. p. 53-103

Rocha CFD, Anjos LA, Bergallo HG. 2011. Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* in Brazilian natural environments. *Zoologia*. 28(6): 711-723.

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

Rodríguez JP. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation*. 10: 1983-1996.

Sinervo B, Mendez-de-la-Cruz F, Miles DB, Heulin B, Bastiaans E, Villagran-Santa Cruz M, Lara-Resendiz R, Martinez-Mendez N, Calderon-Espinosa ML, Meza-Lazaro RN, Gadsden H, Avila LJ, Morando M, De la Riva IJ, Sepulveda PV, Rocha CFD, N Ibarguengoytia, Puntriano CA, Massot M, Lepetz V, Oksanen TA, Chapple DG, Bauer AM, Branch WR, Clobert J, Sites JW. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science*. 328: 894-899.

Suguio K, Tessler MG. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura, pp. 15-26. *In: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R, Turcq B (Orgs.). Restingas: Origem, Estrutura, Processos*. Niterói: CEUFF.

Thuiller W, Richardson DM, Pysek P, Midgley GF, Hughes GO, Rouget M. 2005. Niche-based modeling as a tool for predicting the global risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*. 11: 2234-2250.

Vanzolini PE. 1978. On South American *Hemidactylus* (Sauria, Gekkonidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*. 31 (20): 307-343.

Vanzolini PE, Ramos-Costa AMM, Vitt LJ. 1980. *Répteis das Caatingas*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. 161 p.

Reproductive trends of Brazilian lizards (Reptilia, Squamata): the relationship between clutch size and body size in females

Gisele R. WINCK* and Carlos Frederico D. ROCHA

Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Rua São Francisco Xavier 524, Maracanã, 20550-019, Rio de Janeiro, RJ, Brazil.

*Corresponding author, G.R. Winck, E-mail: gwinck@yahoo.com.br

Received: 22. November 2010 / Accepted: 08. November 2011 / Available online: 15. November 2011 / Printed: June 2012

Abstract. An important reproductive strategy evolved among lizards is related to the increase of clutch size. Since last century, researchers have tried to understand to what extent clutch size is related to female body size. Most studies analyze data of several species from the Northern Hemisphere, but data on lizards from the tropical zone still remain scattered in primary papers. Based on data obtained from the current literature, we analyzed the relationship between clutch size and female body size in Brazilian lizards. We found a positive relationship, indicating that, as female body size increases, so does clutch size among species. However, the strength of this relationship may vary according to family. There are some taxa in which clutch size is mainly attributed to phylogeny. Further studies are needed to better understand this life history trait.

Keywords: Brazil, life history, lizards, reproduction.

Introduction

The selective constraints acting on the life history of organisms can be inferred through the relationship between the female body size and clutch size (Lack 1954 apud Sinervo et al. 1992). This relationship arose firstly for birds by Lack (1947, 1948), who showed that natural selection would favor the clutch size that allowed higher survival rate among newborns. This selection would be optimized based on two assumptions (Lack 1954 apud Sinervo et al. 1992): i) the egg size is inversely related to clutch size, and ii) the quality of the offspring (survival) is positively related to egg size. More recently experimental tests recognized this trade-off between egg size and clutch size (Williams, 2001). Reptiles have evolved several strategies to maximize reproductive efficiency to increase probability of persistence. A common strategy is related to sexual size dimorphism, and it is considered to have evolved as a reflection of two primary and nonexclusive processes (see Cox et al. 2003). First, the sexual selection for a large male size grants an improvement in competition with other co-specific males (the intrasexual selection hypothesis). Secondly, there is the natural selection for large female size, which provides an improvement in fecundity (the fecundity advantage hypothesis). The latter can affect clutch size and/or egg/neonate size (Fitch 1970, Tinkle et al. 1970, Congdon & Gibbons 1985, Fitch 1985, Siegel & Ford 1987, Pianka & Vitt 2003). Although the variation in clutch size is not explained only by

female size (Tinkle et al. 1970), it is positively correlated with female size in most lizard species (Fitch 1970, Cox et al. 2003).

In many lizard species intrasexual selection acts among females to favor a production of clutch (or litter) size as large as possible, and it results in an increase in female body size in order to accommodate larger clutch or litter sizes (Pianka & Vitt 2003). Some species seem to have such characteristics fixed, inherited phylogenetically from an ancestral lineage (Pianka & Vitt 2003).

In Brazil, for most species of lizards there is currently little or no information on how female body size influences their reproductive parameters. Rand (1982) made the first attempt to recognize the relationship among Brazilian iguanids. To better understand this trend within and among the different groups of Brazilian lizards, we made a comprehensive survey of the literature, gathering information on clutch size and female body size for each species. Based on such data, we here attempt a first approximation to elucidate the relationship between clutch size and female body size among Brazilian lizard species.

Material and methods

We analyzed the set of published articles on reproductive ecology of lizards in Brazil, from 1947 to the first half of 2009, and made use of 32 publications. Data available on body size and clutch size of different Brazilian species were employed to create a scatter plot, using the software Systat 11, in order to identify the possibility of relationship between the two variables. The relationship between

species-specific mean clutch size and corresponding mean body size of females among families was tested by analysis of covariance (ANCOVA) using female body size as covariate, with Tukey comparisons as post-hoc test. To that end, samples were specified as groups, according to the respective family. All results were considered significant when $p \leq 0.05$. Taxonomical classification followed the list of reptiles published by the Brazilian Herpetological Society (Sociedade Brasileira de Herpetologia) (Bémis, 2010).

Results

From 32 articles, data for 42 species belonging to 10 families were acquired (Table 1). There was a significant relationship between the mean size of females and the mean clutch size, meaning that the higher variable influencing clutch size was female body size (Fig. 1). A significant statistical difference in this relationship was observed among the families of lizards from Brazil (ANCOVA Analysis, $F = 35.2$, $p < 0.01$) (Fig. 2). The post-hoc test of the analysis of families pointed to a significant differentiation of Polychrotidae with Tropiduridae ($p = 0.006$), Leiosauridae ($p = 0.007$), Gekkonidae ($p = 0.016$) and Sphaerodactylidae ($p = 0.006$), and also for Leiosauridae with Sphaerodactylidae ($p = 0.007$).

Discussion

The data indicate that there is a general trend among the families of Brazilian lizards in which, independent of the species, as the body size of female increases, a larger clutch size is produced, although the strength of this relationship may vary according to the families. This trend among species and families probably operates in the same way as it evolved within most individual species: it represents the result of the intrasexual selection operating among females to increase the body size in an efficient way to produce a clutch size as large as possible.

According to studies of reproduction of lizards in Brazil, apparently the clutch size of some species is fixed in some lineages, such as gekkotans (Vitt 1986), some gymnophthalmids, and the genus *Anolis* (see Table 1). The resultant contrasts among families obtained during the present study might indicate that phylogeny acts within polychrotids and gekkotans (Gekkonidae and Sphaerodactylidae). For the latter (gekkotans), to compensate for the reduced fecundity, females of

those taxa may increase their frequency of reproduction (Vitt 1986). In general, there is a trend for the clutch size to increase with female body size (Fig. 1, Table 1). The families Teiidae, Scincidae, and Tropiduridae had a similar relationship, whereas Leiosauridae and Polychrotidae presented the highest values for this relationship (Fig. 2).

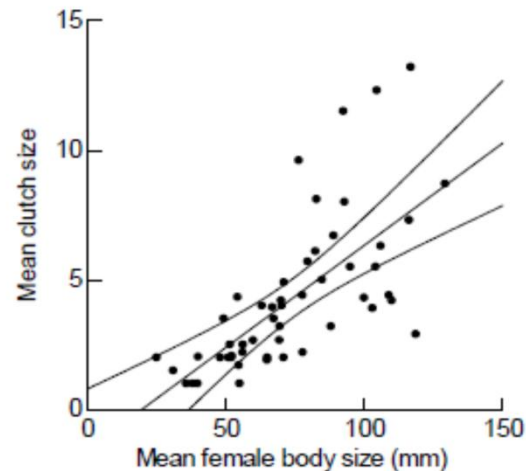


Figure 1. Relationship between female body size (in mm) and corresponding mean clutch size for 42 Brazilian lizard species. Outlines refer to confidence interval of 95%. The species *Polychrus acutirostris* was considered an outlier, and removed from the analysis.

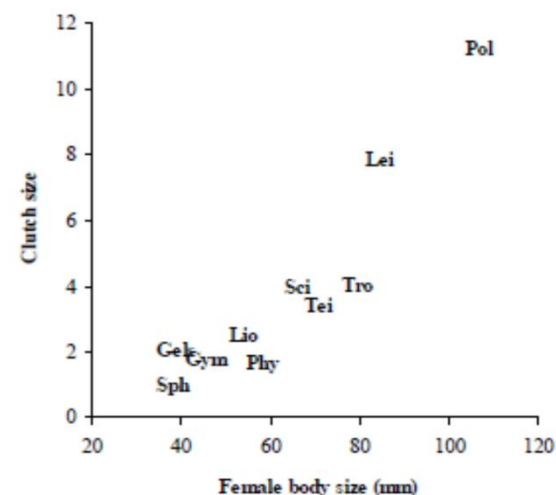


Figure 2. Relationship between female mean body size (mm) and mean clutch size, and female for the families considered in this study. Lio = Liolaemidae, Tro = Tropiduridae, Pol = Polychrotidae, Lei = Leiosauridae, Gek = Gekkonidae, Phy = Phyllodactylidae, Sph = Sphaerodactylidae, Tei = Teiidae, Sci = Scincidae.

Table 1. Mean female body size (SVL, in mm) and clutch size (average or range) for 42 lizard species in Brazil. Data relative to *Tropidurus torquatus* reported in Rand (1982) were not included because it is possible that at least one extra species was included (e.g. the Amazonian *T. oreadicus*). (*) Data gathered for a few individuals (1 to 10). (*1) Data correspond to the size of the smallest reproductive female recorded during the referred study. (*2) Data refer to the number of vitellogenic follicles recorded. [RM = reproductive mode, O = oviparous, V = Viviparous, SD = standard deviation]

Species	RM	SVL	Clutch size	Reference
Iguania				
Liolaemidae				
<i>Liolaemus lutzae</i> Mertens 1938	O	51.5* ¹ 56.2	1- 4 2.5	Rocha 1992 Rand 1982*
Tropiduridae				
<i>Eurolophosaurus nanuzae</i> (Rodrigues 1981)	O	52.2 (1SD: 3.7)	2.06 (1SD: 0.36)	Galdino et al. 2006
<i>Plica plica</i> (Linnaeus 1758)	O	118.7 (1SD: 2.0)	2.9 (1SD: 0.1)	Vitt 1991
<i>Plica umbra</i> (Linnaeus 1758)	O	77.8	2.2	Rand 1982*
<i>Tropidurus etheridgei</i> Cei 1982	O	54.29 (1SD: 12.86)	4.33 (1SD: 2.08)	Ávila et al. 2008
<i>T. itambere</i> Rodrigues 1987	O	67.3* ¹	3.5 (1SD: 1.4)	Van Sluys 1993
<i>T. oreadicus</i> Rodrigues 1987	O	66.80 (1SD: 5.67)	3.94 (1SD: 1.03)	Meira et al. 2007
<i>T. torquatus</i> (Wied 1820)	O	82.4 (1SD: 16.3) 59.5 (1SD: 4.4) 58.2 (1SD: 3.2) 67.2 (1SD: 3.4) 63.2 (1SD: 5.5) 61.6 (1SD: 4.7) 57 (1SD: 3.4) 64.1 (1SD: 4.7) 68.5 (1SD: 6)	6.1 (1SD: 0.2) 2.1 (1SD: 0.4) 2.0 (1SD: 0.3) 3.1 (1SD: 0.7) 2.3 (1SD: 0.5) 2.4 (1SD: 0.6) 2.1 (1SD: 0.6) 2.1 (1SD: 0.5) 3.3 (1SD: 0.6)	Wiederhecker et al. 2002 Kiefer et al. 2008
<i>Uroscoodon superciliosus</i> (Linnaeus 1758)	O	116.3	7.3	Rand 1982*
Polychrotidae				
<i>Anolis trachyderma</i> Cope 1876	O	55.0 (1SD: 0.8)	1	Vitt et al. 2002
<i>Polychrus acutirostris</i> Spix 1825	O	125.0 (1SD: 1.6) 116.9	22 (1SD: 4.6) 13.2	Vitt & Lacher 1981 Rand 1982
<i>Polychrus marmoratus</i> (Linnaeus 1758)	O	129.3	8.7	Rand 1982*
Leiosauridae				
<i>Anisolepis grilli</i> Boulanger 1891	O	82.8	8.1	Rand 1982*
<i>A. undulatus</i> (Wiegmann 1834)	O	63	4.0	Rand 1982*
<i>E. bilineatus</i> Duméril & Bibron 1837	O	77.7 (1SD: 6.8)	4.4 (1SD: 1.4)	Teixeira et al. 2005
<i>Enyalius brasiliensis</i> (Lesson 1828)	O	84.8 (1SD: 13.3) 92.5 (1SD: 10.9)	5 - 10* ² 11.5 (1SD: 2.5)	Van Sluys et al. 2004* Teixeira et al. 2005
<i>Enyalius catenatus</i> (Wied 1821)	O	92.9	8.0	Rand 1982*
<i>E. loechi</i> (Boulanger 1885)	O	104.6 (1SD: 2.2)	12.3 (1SE: 0.7)	Vitt et al. 1996*
<i>Urostrophus vautieri</i> Duméril & Bibron 1837	O	76.4	9.6	Rand 1982*
Scleroglossa				
Gekkonidae				
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés 1818)	O	52	2	Vitt 1986*
<i>Lygodactylus klugei</i> (Smith, Martin & Swain 1977)	O	25	2	Vitt 1986
Phyllodactylidae				
<i>Gymnodactylus geckooides</i> Spix 1825	O	38	1	Vitt 1986
<i>Gymnodactylus amarali</i> Barbour 1925	O	38.57	1.65 (1SD: 0.48)	Colli et al. 2003
<i>Phyllopezus pollicaris</i> (Spix 1825)	O	65 70.9	2 2	Vitt 1986* Ávila & Cunha-Avellar 2005*
Sphaerodactylidae				
<i>Gonatodes hasemani</i> Griffin 1917	O	39.8 (1SD: 0.56)	1	Vitt et al. 2000
<i>G. humeralis</i> (Guichenot 1855)	O	35.7 (1SD: 0.48)	1	Vitt et al. 2000
Teiidae				
<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus 1758)	O	106 95 110	6.3 (1SD: 0.2) 5.5 (1SD: 0.2) 4.2 (1SD: 0.2)	Colli 1991 Vitt & Colli 1994 Vitt & Colli 1994

Table 1. (continued)

Species	RM	SVL	Clutch size	Reference
		100	4.3 (ISD: 0.4)	Vitt & Colli 1994
		109	4.4 (ISD: 0.4)	Vitt & Colli 1994
		88	3.2 (ISD: 0.1)	Vitt & Colli 1994
		103	3.9 (ISD: 0.2)	Vitt & Colli 1994
		89	6.7 (ISD: 2.1)	Rocha 2008
<i>Cnemidophorus cryptus</i> Cole & Dessauer 1993	O	64.9 (ISD: 0.8)	1.9 (ISD: 0.1)	Vitt et al. 1997
<i>C. lemniscatus</i> (Linnaeus 1758)	O	54.7 (ISD: 0.9)	1.7 (ISD: 0.1)	Vitt et al. 1997
<i>C. nativo</i> Rocha, Bergallo & Peccinini-Seale 1997	O	56.1 (ISD: 4.5)	2.2 (ISD: 1.0)	Menezes et al. 2004
<i>C. ocellifer</i> (Spix 1825)	O	69.4 (ISD: 0.5)	2.67 (ISD: 0.7)	Vitt 1983
		40 [†]	2.03 (ISD: 0.73)	Mesquita & Colli 2003
<i>C. vacariensis</i> Feltrim & Lema 2000	O	70.0 (ISD: 5.9)	4.2 (ISD: 0.8)	Rezende-Pinto et al. 2009
<i>Kentropyx paulensis</i> Boettger 1893	O	70.22	3 - 5	Anjos et al. 2002*
<i>Teius oculatus</i> (D'Orbigny & Bibron 1837)	O	104.2	5 - 6	Cappellari & Rocha 2004*
Gymnophthalmidae				
<i>Leposoma scincoides</i> Spix 1825	O	31 [†]	1 - 2	Teixeira & Fonseca 2003
<i>Neusticurus</i> (= <i>Potamites</i>) <i>ocleopus</i> (Cope 1876)	O	51 [†]	2	Vitt & Ávila-Pires 1998
<i>Neusticurus</i> (= <i>Potamites</i>) <i>juruaensis</i> (Ávila-Pires & Vitt 1998)	O	48 [†]	2	Vitt & Ávila-Pires 1998
Scincidae				
<i>Mabuya agilis</i> (Raddi 1923)	V	49.2 [†]	3.5 (ISD: 1.04)	Rocha & Vrcibradic 1999
		79.6 (ISD: 6.2)	5.7 (ISD: 1.06)	Teixeira et al. 2003
<i>M. nigropunctata</i> (Spix 1825)	V	86.3 (ISD: 1.4)	4.7 (ISD: 0.14)	Vitt & Blackburn 1991
<i>M. dorsivittata</i> Cope 1862	V	64 - 74.3	3.2 (ISD: 0.45)	Vrcibradic et al. 2004*
<i>M. frenata</i> (Cope 1862)	V	71.0 [†]	4.9 (ISD: 1.1)	Vrcibradic & Rocha 1998
<i>M. macrorhyncha</i> Hoge 1947	V	59.9 [†]	2.66 (ISD: 0.63)	Rocha & Vrcibradic 1999
		-	2.7 (ISD: 0.5)	Vrcibradic & Rocha 2005*

Several authors have explored a considerable amount of data which indicate that clutch size increases with female body size in many populations of reptiles from the Northern Hemisphere (e.g., Fitch 1970, Tinkle et al. 1970, Congdon & Gibbons 1985, Seigel & Ford 1987) and Australia (Ford & Siegel 1989). Only Fitch (1985), Vitt & Lacher (1981) and Vitt (1986) included some information on South American lizards. The prediction of this relationship (SVL/clutch size) was important in northern species to access an inverse relationship between clutch size and egg size (see Ford & Siegel 1989), and instigate the study of energy consumption (e.g., Stewart 1979, Clutton-Brock 1984). However, only since the 1980s researchers have begun the data collection and its suitable analysis regarding reproductive features of Brazilian lizards (e.g., Vitt & Lacher 1981). Here we present a first approximation to this natural history trend among Brazilian lizards, though further studies on the reproductive aspects of many other Brazilian species are still needed, to better understand the extent of this trend among species, genera and families. Furthermore, it is interesting to identify how phylogeny influences the relationship clutch size/body size, between the clades Scleroglossa and Iguania, given that their separa-

tion is considered to have occurred in the late Triassic (Evans 2003), although several authors support Scleroglossa as a polyphyletic group (Townsend et al. 2004). We are aware of the phylogenetic constraint, and that phylogenetic comparative methods are the best approach. However, these methods require that the group has a well-supported phylogeny. Currently, the systematics of the lizards still does not allow this, since the most of the Brazilian species are rarely included. The continuity of work is one of our goals; we could then include other Neotropical species, not only Brazilian. In this study, we prioritized the recognition of patterns among the Brazilian species, using available data. Thus, it acts primarily as review the current state of art, and an indication for further studies on phylogeny of lizards from Brazil.

Acknowledgements. We are grateful to the Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) for the doctoral scholarship granted (processes numbers E-26/100.769/2008 and E-26/100.477/2011), and for the support through Programa Cientistas do Nosso Estado (process number E-26/102.404/2009). We also thank the Conselho Nacional

de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for support (processes 304791/2010-5 and 470265/2010-8). We appreciate the contributions and suggestions made by our colleagues Davor Vrcibradic and Vanderlaine Menezes, and the language revision made by Timothy Moulton. GRW is linked to the doctoral program of the Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução (UERJ).

References

- Anjos, L.A., Kiefer, M.C., Sawaya, R.J. (2002): *Kentropyx paulensis*. Reproduction. *Herpetological Review* 33(1): 52.
- Ávila, R.W., Cunha-Avellar, L.R. (2005): *Phyllorhynchus pollicaris*. Reproduction. *Herpetological Review* 36(4): 453-454.
- Ávila, R.W., Cunha-Avellar, L.R., Ferreira, V.L. (2008): Diet and reproduction of the lizard *Tropidurus otharidgoi* in rocky areas of Central Brazil. *Herpetological Review* 39(4): 430-433.
- Bérnils, R.S. (org.) (2010): Brazilian reptiles - List of species. <http://www.sbherpetologia.org.br/>. Sociedade Brasileira de Herpetologia, accessed at September 22, 2010.
- Cappellari, L.H., Rocha, C.F.D. (2004): *Telus oculatus* (Green lizard): Hatching and Clutch Size. *Herpetological Review* 35(2): 172-173.
- Clutton-Brock, T.H. (1994): Reproductive effort and terminal investment in iteroparous animals. *American Naturalist* 123(2): 212-229.
- Colli, G.R. (1991): Reproductive ecology of *Ameiva ameiva* in the Cerrado of central Brazil. *Copeia* 1991(4): 1002-1012.
- Colli, G.R., Mesquita, D.O., Rodrigues, P.V.V., Kitayama, K. (2003): Ecology of the gecko *Gymnodactylus geckoides amarali* in a Neotropical savanna. *Journal of Herpetology* 37(4): 503-519.
- Congdon, J.D., Gibbons, J.W. (1985): Egg components and reproductive characteristics of turtles: Relationships to body size. *Herpetologica* 41: 194-205.
- Cox, R.M., Skelly, S.L., John-Alder, H.B. (2005): A comparative test of adaptive hypotheses for sexual size dimorphism in lizards. *Evolution* 57(7): 1653-1669.
- Evans, S.E. (2003): At the feet of the dinosaurs: the early history and radiation of lizards. *Biological Reviews* 78 (4): 513-551.
- Fitch, H.S. (1970): Reproductive cycles in lizards and snakes. University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publication 52: 1-247.
- Fitch, H.S. (1985): Variation in clutch and litter size in New World reptiles. University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publications 76: 1-76.
- Ford, N.B., Seigel, R.A. (1989): Relationships among body size, clutch size, and egg size in three species of oviparous snakes. *Herpetologica* 45(1): 75-83.
- Galdino, C.A.B., Pereira, E.G., Fontes, A.F., Van Sluys, M. (2006): Defense behavior and tail loss in the endemic *Eurolophosaurus namusae* (Squamata, Tropiduridae) from southeastern Brazil. *Phyllomedusa* 5(1): 25-30.
- Kiefer, M.C., Van Sluys, M., Rocha, C.F.D. (2008): Clutch and egg size of the tropical lizard *Tropidurus torquatus* (Tropiduridae) along its geographic range in coastal eastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 86: 1376-1388.
- Lack, D. (1947): The significance of clutch-size. *Ibis* 89: 302-52.
- Lack, D. (1948): The significance of clutch-size. *Ibis* 90: 25-45.
- Meira, K.T.R., Faria, R.G., Silva, M.D.M., Miranda, V.T., Zahn Silva, W. (2007): História natural de *Tropidurus oradicus* em uma área de cerrado rupestre do Brasil Central. *Biota Neotropica* 7(2): 155-163.
- Menezes, V.A., Rocha, C.F.D., Dutra, G.F. (2004): Reproductive ecology of the parthenogenetic whiptail lizard *Cnemidophorus natio* in a Brazilian restinga habitat. *Journal of Herpetology* 38(2): 280-282.
- Mesquita, D.O., Colli, G.R. (2003): The ecology of *Cnemidophorus ocellifer* (Squamata, Teiidae) in a neotropical savanna. *Journal of Herpetology* 37(3): 498-509.
- Pianka, E.R., Vitt, L.J. (2003): Lizards: windows to the evolution of diversity. University of California Press.
- Rand, A.S. (1982): Clutch size and egg size in Brazilian iguanid lizards. *Herpetologica* 38(1): 171-178.
- Rezende-Pinto, F.M., Verrastro, L., Zanotelli, J.C., Barata, P.C.R. (2009): Reproductive biology and sexual dimorphism in *Cnemidophorus vacariensis* (Sauria, Teiidae) in the grasslands of the Araucaria Plateau, southern Brazil. *Iheringia Série Zoológica* 99(1): 82-91.
- Rocha, C.F.D. (1992): Reproductive and fat body cycles of the tropical sand lizard (*Liolaemus lutzoi*) of Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 26(1): 17-23.
- Rocha, C.F.D. (2008): Body size, female reproduction and sexual dimorphism in the lizard *Ameiva ameiva* (Teiidae) in a restinga of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 370-372.
- Rocha, C.F.D., Vrcibradic, D. (1999): Reproductive traits of two sympatric viviparous skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in a Brazilian restinga habitat. *Herpetological Journal* 9: 43-53.
- Seigel, R.A., Ford, N.B. (1987): Reproductive ecology. pp. 210-252. In: Seigel, R.A., Collins, J.T., Novak, S.S. (eds.) *Snakes: ecology and evolutionary biology*. Macmillan, New York.
- Sinervo, B., Doughty, P., Huey, H.P., Zamudio, K. (1992): Allometric engineering: a causal analysis of natural selection on offspring size. *Science* 258: 1927-1930.
- Stewart, J.R. (1979): The balance between number and size of young in the live bearing lizard *Gerrhonotus coeruleus*. *Herpetologica* 35(4): 342-350.
- Teixeira, R.L., Fonseca, F.R. (2003): Tópicos ecológicos de *Leposoma scincoides* (Sauria, Gymnophthalmidae) da região de Mata Atlântica de Santa Teresa, Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 15: 17-28.
- Teixeira, R.L., Roldi, K., Vrcibradic, D. (2005): Ecological comparisons between the sympatric lizards *Enyalis bilineatus* and *Enyalis brasiliensis* (Iguanidae, Leiosaurinae) from an Atlantic Rain-forest area in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 39(3): 504-509.
- Teixeira, R.L., Rocha, C.F.D., Vrcibradic, D., Cuzzuol, M.G.T. (2003): Ecology of *Mabuya agilis* (Squamata, Scincidae) from a Montane Atlantic Rainforest Area in Southeastern Brazil. *Cuadernos de Herpetologia* 17(1-2): 101-109.
- Tinckle, D.W., Wilbur, H.M., Tilley, S.G. (1970): Evolutionary strategies in lizard reproduction. *Evolution* 24: 55-74.
- Townsend, T.M., Larson, A., Louis, E., Macey, J.R. (2004): Molecular phylogenetics of Squamata: the position of snakes, amphisbaenians, and dibamids, and the root of the squamate tree. *Systematic Biology* 53: 735-757.
- Van Sluys, M. (1993): The reproductive cycle of *Tropidurus itambere* (Sauria: Tropiduridae) in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 27: 28-32.
- Van Sluys, M., Rocha, C.F.D., Vrcibradic, D., Galdino, C.A., Fontes, A.F. (2004): Diet, activity and microhabitat use by two sympatric *Tropidurus* species (Lacertilia: Tropiduridae) in Minas Gerais, Brazil. *Journal of Herpetology* 38(4): 606-611.
- Vitt, L.J. (1983): Reproduction and sexual dimorphism in the tropical teiid lizard *Cnemidophorus ocellifer*. *Copeia* 1983(2): 359-366.
- Vitt, L.J. (1986): Reproductive tactics of sympatric gekkonid lizards with a comment on the evolutionary and ecological consequences of invariant clutch size. *Copeia* 1986(3): 773-786.
- Vitt, L.J., Lacher Jr., T.E. (1981): Behavior, habitat, diet, and reproduction of the iguanid lizard *Polychoerus acutirostris* in the caatinga of northeastern Brazil. *Herpetologica* 37: 53-63.
- Vitt, L.J. (1991): Ecology and life history of the scansorial arboreal lizard *Flica plicis* (Iguanidae) in Amazonian Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 69: 504-511.

- Vitt, L.J., Blackburn, D.G. (1991): Ecology and life history of the viviparous lizard *Mabuya bistrata* (Scincidae) in the Brazilian Amazon. *Copeia* 1991(4): 916-927.
- Vitt, L.J., Colli, G.R. (1994): The geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 72(11): 1986-2008.
- Vitt, L.J., Ávila-Pires, T.C.S. (1998): Ecology of two sympatric species of *Neusticurus* (Sauria: Gynophthalmidae) in the western Amazon of Brazil. *Copeia* 1998(3): 570-582.
- Vitt, L.J., Ávila-Pires, T.C.S., Zani, P.A. (1996): Observations on the ecology of the rare Amazonian lizard, *Enyalius leechii* (Polychrotidae). *Herpetological Natural History* 4: 77-82.
- Vitt, L.J., Zani, P.A., Caldwell, J.P., Araújo, M.C., Magnusson, W.E. (1997): Ecology of whiptail lizards (*Cnemidophorus*) in the Amazon region of Brazil. *Copeia* 1997(4): 745-757.
- Vitt, L.J., Souza, R.A., Sartorius, S.S., Ávila-Pires, T.C.S., Esposito, M.C. (2000): Comparative ecology of sympatric *Gonatodes* (Sauria: Gekkonidae) in the western Amazon of Brazil. *Copeia* 2000: 83-95.
- Vitt, L.J., Zani, P.A., Esposito, M.C. (2002): Life in shade: the ecology of *Anolis trachyderma* (Squamata: Polychrotidae) in Amazonian Ecuador and Brazil, with comparisons to ecologically similar Anoles. *Copeia* 2002: 275-286.
- Vrcibradic, D., Rocha, C.F.D. (1998): Reproductive cycle and life-history traits of the viviparous skink *Mabuya frenata* in Southeastern Brazil. *Copeia* 1998(3): 612-619.
- Vrcibradic, D., Rocha, C.F.D. (2005): Observations on the natural history of the lizard *Mabuya macrorhyncha* Hoge (Scincidae) in Queimada Grande Island, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 1185-1190.
- Vrcibradic, D., Cunha-Barros, M., Rocha, C.F.D. (2004): Ecological observations on *Mabuya dorsivittata* (Squamata, Scincidae) from a high altitude habitat in South-Eastern Brazil. *Herpetological Journal* 14: 109-112.
- Wiederhecker, H.C., Pinto, A.C.S., Colli, G.R. (2002): Reproductive ecology of *Tropidurus torquatus* (Squamata: Tropiduridae) in the highly seasonal Cerrado biome of central Brazil. *Journal of Herpetology* 36(1): 82-91.
- Williams, T.D. (2001): Experimental manipulation of female reproduction reveals an intraspecific egg size clutch size trade-off. *Proceedings of the Royal Society B* 268: 423-428.
-

Apêndice B – Itens alimentares de *Tropidurus torquatus* (Wied 1820) na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro. Rani = Restos de artrópode não identificado.

Itens alimentares	N	N%	V	V%	F	F%	Ix
Reptilia							
Lagarto	1	0.07	43.88	0.03	1	1.49	0.53
Crustacea							
Amphipoda	1	0,07	14,55	0,01	1	1,49	0,53
Isopoda	2	0,15	15,94	0,01	2	2,99	1,05
Gastropoda							
Gastropoda (concha)	4	0.30	170.85	0.13	4	5.97	2.13
Insecta							
Blattodea	5	0,37	3019,92	2,27	6	8,96	3,87
Blattodea (ovo)	0	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00
Chilopoda	6	0,45	1399,03	1,05	5	7,46	2,99
Coleoptera	65	4,83	11895,79	8,95	34	50,75	21,51
Collembola	14	1,04	10,98	0,01	1	1,49	0,85
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	8	0,59	140,85	0,11	7	10,45	3,72
Hemiptera	18	1,34	3654,44	2,75	14	20,9	8,33
Homoptera	10	0,74	2728,60	2,05	8	11,94	4,91
Hymenoptera	9	0,67	618,25	0,47	8	11,94	4,36
Formicidae	932	69,19	22606,34	17,01	54	80,60	55,60
Isoptera	63	4,68	572,56	0,43	9	13,43	6,18
Lepidoptera	1	0,07	5,15	0	1	1,49	0,52
Mantodea	1	0,07	849,37	0,64	1	1,49	0,74
Ninfa de Blattodea	1	0,07	117,82	0,09	1	1,49	0,55
Ninfa de Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Orthoptera	1	0,07	39,28	0,03	1	1,49	0,53
Orthoptera	1	0.07	87.47	0.07	1	1.49	0.54
Phasmida	2	0.15	138.26	0.10	2	2.99	1.08
Larvae							
Coleoptera	21	1,56	525,98	0,40	9	13,43	5,13
Diptera	15	1,11	288,25	0,22	12	17,91	6,41
Lepidoptera	15	1,11	990,29	0,75	11	16,42	6,09
Neuroptera	14	1,04	652,95	0,49	11	16,42	5,98
Arachnida							
Acari	1	0,07	0,01	0,00001	1	1,49	0,52
Aranae	39	2,90	65660,17	49,4	26	38,81	30,37
Pseudoscorpiones	1	0.07	3.53	0.00	1	1.49	0.52
Rani							
Rani	44	3.27	7364.78	5.54	44	65.67	24.83
Vegetação							
Flor	8	0,59	3790,09	2,85	7	10,45	4,63

Fruto	20	1,48	3848,29	2,90	15	22,39	8,92
Pedunculo do fruto	1	0.07	45.99	0.03	1	1.49	0.53
Resto vegetal	9	0.67	1471.63	1.11	9	13.43	5.07
Semente	6	0.45	4.38	0.00	4	5.97	2.14
Mineral							
Pedra	1	0.07	49.75	0.04	1	1.49	0.53
Vazio	0	0	-	-	0	0	0

Apêndice C – Itens alimentares de *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés 1818) na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro. Rani = Restos de artrópode não identificado.

Itens alimentares	N	N%	V	V%	F	F%	Ix
Reptilia							
Pele de lagarto	3	4.29	705.93	20.95	3	11.11	12.12
Crustacea							
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	12	17.14	172.54	5.12	4	14.81	12.36
Gastropoda							
Gastropoda (concha)	1	1.43	171.04	5.08	1	3.70	3.40
Insecta							
Blattodea	10	14.29	897.96	26.65	10	37.04	25.99
Blattodea (ovo)	0	0	0	0	0	0	0
Chilopoda	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	2	2.86	14.09	0.42	2	7.41	3.56
Collembola	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	1	1.43	27.94	0.83	1	3.70	1.99
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	1	1.43	7.53	0.22	1	3.70	1.79
Homoptera	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0
Formicidae	1	1.43	0.24	0.01	1	3.70	1.71
Isoptera	3	4.29	7.38	0.22	1	3.70	2.74
Lepidoptera	1	1.43	9.24	0.27	1	3.70	1.80
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Blattodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Hemiptera	1	1.43	16.71	0.50	1	3.70	1.88
Ninfa de Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	3	4.29	409.84	12.16	3	11.11	9.19
Phasmida	0	0	0	0	0	0	0
Larvae							
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	1	1.43	3.84	0.11	1	3.70	1.75
Lepidoptera	3	4.29	54.48	1.62	2	7.41	4.44
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0
Arachnida							
Acari	0	0	0	0	0	0	0
Aranae	8	11.43	325.86	9.67	7	25.93	15.68
Pseudoscorpiones	1	1.43	1.33	0.04	1	3.70	1.72
Rani	8	11.43	264.83	7.86	8	29.63	16.31
Vegetação							

Flor	0	0	0	0	0	0	0
Fruto	0	0	0	0	0	0	0
Pedúnculo do fruto	0	0	0	0	0	0	0
Resto vegetal	4	5.71	145.56	4.32	4	14.81	8.28
Semente	0	0	0	0	0	0	0
Mineral							
Pedra	2	2.86	18.17	0.54	2	7.41	3.60
Vazio	2	2.86	-	-	2	7.41	3.42

Apêndice D – Itens alimentares de *Ameiva ameiva* (Linnaeus 1758) na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro. Rani = Restos de artrópode não identificado.

Itens alimentares	N	N%	V	V%	F	F%	Ix
Reptilia							
Lagarto	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea							
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0
Gastropoda							
Gastropoda (concha)	0	0	0	0	0	0	0
Insecta							
Blattodea	23	47.92	19006.65	74.20	5	83.33	68.48
Blattodea (ovo)	0	0	0	0	0	0	0
Chilopoda	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	1	2.08	234.84	0.92	1	16.67	6.56
Collembola	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0
Homoptera	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0
Formicidae	0	0	0	0	0	0	0
Isoptera	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Blattodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0
Ninfas s/ identificação	0	0	65.85	0.26	1	16.67	5.64
Orthoptera	1	2.08	4382.85	17.11	1	16.67	11.95
Phasmida	0	0	0	0	0	0	0
Larvae							
Coleoptera	1	2.08	4.18	0.02	1	16.67	6.26
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	1	2.08	83.43	0.33	1	16.67	6.36
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0
Arachnida							
Acari	0	0	0	0	0	0	0
Aranae	0	0	0	0	0	0	0
Pseudoscorpiones	0	0	0	0	0	0	0
Rani	3	6.25	1749.78	6.83	3	50	21.03
Vegetação							

Flor	0	0	0	0	0	0	0
Fruto	0	0	0	0	0	0	0
Pedunculo do fruto	0	0	0	0	0	0	0
Resto vegetal	0	0	0	0	0	0	0
Semente	0	0	0	0	0	0	0
Mineral							
Pedra	0	0	0	0	0	0	0
Vazio	0	0	0	0	0	0	0

Apêndice E – Itens alimentares de *Cnemidophorus littoralis* Rocha, Araújo, Vrcibradic & Costa 2000 na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro. Rani = Restos de artrópode não identificado.

Itens alimentares	N	N%	V	V%	F	F%	Ix
Reptilia							
Lagarto	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea							
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0
Gastropoda							
Gastropoda (concha)	0	0	0	0	0	0	0
Insecta							
Blattodea	3	15	586.56	46.46	2	40	33.82
Blattodea (ovo)	0	0	0	0	0	0	0
Chilopoda	1	5	17.72	1.40	1	20	8.80
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0
Homoptera	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0
Formicidae	0	0	0	0	0	0	0
Isoptera	3	15	7.08	0.56	1	20	11.85
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Blattodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	1	5	302.3	23.94	1	20	16.31
Phasmida	0	0	0	0	0	0	0
Larvae							
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	9	45	280.2	22.19	2	40	35.73
Arachnida							
Acari	0	0	0	0	0	0	0
Aranae	1	5	23.26	1.84	1	20	8.95
Pseudoscorpiones	0	0	0	0	0	0	0
Rani	1	5	45.4	3.60	1	20	9.53
Vegetação							

Flor	0	0	0	0	0	0	0
Fruto	0	0	0	0	0	0	0
Pedúnculo de fruto	0	0	0	0	0	0	0
Resto vegetal	0	0	0	0	0	0	0
Semente	0	0	0	0	0	0	0
Mineral							
Pedra	0	0	0	0	0	0	0
Vazio	1	5	-	-	1	20	8.33

Apêndice F – Itens alimentares de *Mabuya agilis* (Raddi 1823) na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro. Rani = Restos de artrópode não identificado.

Itens alimentares	N	N%	V	V%	F	F%	Ix
Reptilia							
Lagarto	1	0.53	488.09	4.73	1	3.33	2.87
Crustacea							
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	26	13.76	248.8	2.41	4	13.33	9.83
Gastropoda							
Gastropoda (concha)	0	0	0	0	0	0	0
Insecta							
Blattodea	4	2.12	677	6.57	4	13.33	7.34
Blattodea (ovo)	1	0.53	12.02	0.12	1	3.33	1.33
Chilopoda	1	0.53	199.65	1.94	1	3.33	1.93
Coleoptera	4	2.12	52.45	0.51	4	13.33	5.32
Collembola	0	0		0	0	0	0
Dermaptera	0	0		0	0	0	0
Diptera	4	2.12	28.64	0.28	3	10	4.13
Hemiptera	8	4.23	340.14	3.30	5	16.67	8.07
Homoptera	2	1.06	280.46	2.72	1	3.33	2.37
Hymenoptera	4	2.12	29.33	0.28	3	10	4.13
Formicidae	34	17.99	3844.6	37.29	5	16.67	23.98
Isoptera	37	19.58	186.65	1.81	5	16.67	12.68
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Blattodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	3	1.59	342.01	3.32	3	10	4.97
Phasmida	0	0	0	0	0	0	0
Larvae							
Coleoptera	2	1.06	3.6	0.03	1	3.33	1.48
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	6	3.17	245.14	2.38	4	13.33	6.30
Neuroptera	4	2.12	127.34	1.24	3	10	4.45
Arachnida							
Acari	0	0	0	0	0	0	0
Aranae	22	11.64	1156.8	11.22	13	43.33	22.06
Pseudoescorpiones	1	0.53	0.92	0.01	1	3.33	1.29
Rani							
Rani	17	8.99	1891.9	18.35	16	53.33	26.89
Vegetação							
Flor	0	0		0	0	0	0

Fruto	0	0	0	0	0	0	0
Pedúnculo do fruto	0	0	0	0	0	0	0
Resto vegetal	3	1.59	141.41	1.37	3	10	4.32
Semente	2	1.06	3.53	0.03	2	6.67	2.59
Mineral							
Pedra	3	1.59	10.35	0.10	2	6.67	2.78
Vazio	0	0			0	0	

Apêndice G – Itens alimentares de *Mabuya macrorhyncha* Hoge 1947 na restinga de Grussaí, norte do estado do Rio de Janeiro. Rani = Restos de artrópode não identificado.

Itens alimentares	N	N%	V	V%	F	F%	Ix
Reptilia							
Lagarto	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea							
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	2	16.67	0.00	0.00	2	33.33	16.67
Gastropoda							
Gastropoda (concha)	1	8.33	2.02	2.0138	1	16.67	9.00
Insecta							
Blattodea	1	8.33	6.32	6.30	1	16.67	10.43
Blattodea (ovo)	0	0	0	0	0	0	0
Chilopoda	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	2	16.67	0	0	1	16.67	11.11
Collembola	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	1	8.33	41.46	41.33	1	16.67	22.11
Homoptera	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0
Formicidae	0	0	0	0	0	0	0
Isoptera	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Blattodea	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0
Ninfa de	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera							
Ninfas ñ identi	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0
Phasmida	0	0	0	0	0	0	0
Larvae							
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	1	8.33	27.93	27.84	1	16.67	17.61
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0
Arachnida							
Acari	0	0	0	0	0	0	0
Aranae	4	33.33	0	0	4	66.67	33.33
Pseudoescorpiones	0	0	0	0	0	0	0
Rani	3	25.00	22.58	22.51	3	50.00	32.50

Vegetação							
Flor	0	0	0	0	0	0	0
Fruto	0	0	0	0	0	0	0
Pedúnculo de fruto	0	0	0	0	0	0	0
Resto vegetal	0	0	0	0	0	0	0
Semente	0	0	0	0	0	0	0
Mineral							
Pedra	0	0	0	0	0	0	0
Vazio	1	8.33	0	0	1	16.67	8.33