



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

Jane Célia Ferreira de Oliveira

**As comunidades de anfíbios e lagartos dos remanescentes de
restingas do estado do Espírito Santo: uma análise da ocorrência e
distribuição das espécies**

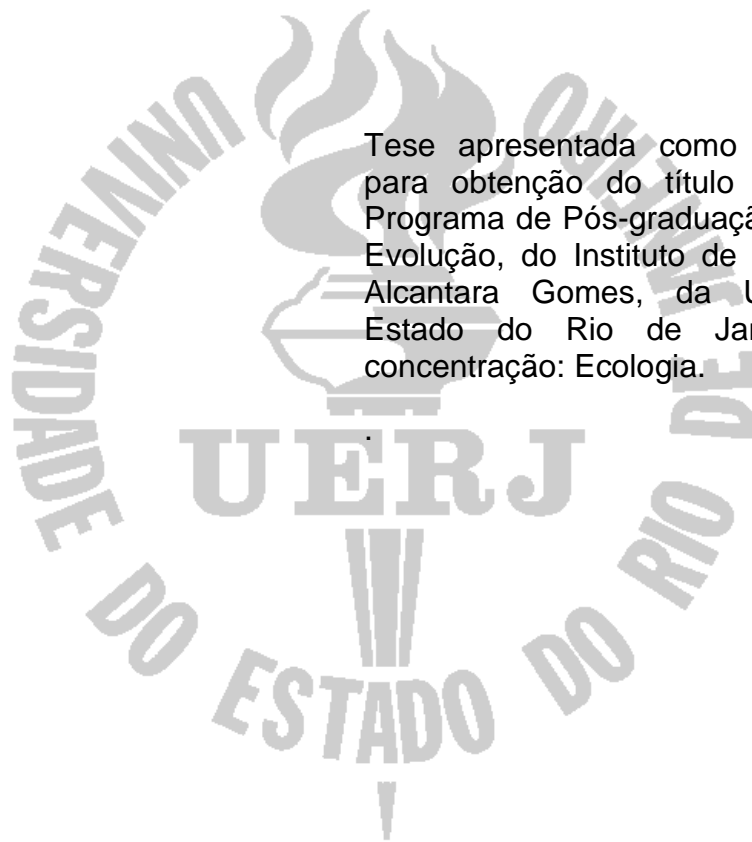
Rio de Janeiro

2015

Jane Célia Ferreira de Oliveira

As comunidades de anfíbios e lagartos dos remanescentes de restingas do estado do Espírito Santo: uma análise da ocorrência e distribuição das espécies

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutora, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia.



Orientador: Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte Rocha

Rio de Janeiro

2015

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

O48 Oliveira, Jane Célia Ferreira de.
As comunidades de anfíbios e lagartos dos remanescentes de restingas do estado do Espírito Santo: uma análise da ocorrência e distribuição das espécies / Jane Célia Ferreira de Oliveira. – 2013.
169 f : il.

Orientador: Carlos Frederico Duarte Rocha.
Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Ecologia animal - Teses. 2. Anfíbio - Teses. 3. Anuro - Teses. 4. Lagarto - Teses. 5. Espécies exóticas - Teses. 6. Restingas - Espírito Santo (Estado) - Teses. I. Rocha, Carlos Frederico Duarte. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 591.5

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

Assinatura

Data

Jane Célia Ferreira de Oliveira

As comunidades de anfíbios e lagartos dos remanescentes de restingas do estado do Espírito Santo: uma análise da ocorrência e distribuição das espécies

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutora, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia.

Aprovada em 24 de fevereiro de 2015.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte Rocha (Orientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Ulisses Caramaschi
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Ronaldo Fernandes
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. José Perez Pombal Junior
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2015

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, responsáveis pela minha chegada até aqui.
Minha inenarrável gratidão.

AGRADECIMENTOS

A finalização desta Tese é também a consolidação de muitas inquestionáveis amizades e parcerias feitas ao longo destes quatro anos (e mesmo antes deles). Certamente eu não conseguiria determinar aqui qualquer ordem de importância e cada um dos tópicos abaixo foi escrito em uma diferente data, com diferentes e intensas emoções, na medida em que eu recebia a ajuda, vinda de diferentes formas. Agradeço, portanto:

Aos meus pais por terem depositado em mim toda a confiança e certeza de que eu conseguiria. Não estavam errados. Fiz o que estive ao meu alcance todo este tempo. O resultado dessa empreitada que vocês encararam lá em 2009 quando eu decidi sair do conforto de casa e morar no Rio de Janeiro, tenho certeza que está claro para vocês dois.

Ao meu namorado, por ter sido minha estrutura nesses quase cinco anos juntos. Eu tive bem mais que a companhia de um namorado. Tive ao meu lado alguém que me deu tudo o que eu precisava pra seguir em frente, mesmo quando tudo parecia frágil e inseguro. Eu amo você, Roberto. Obrigada por tudo.

À família Borges da Costa, que me deu no Rio de Janeiro desde o início do mestrado, o aconchego que eu precisava para permanecer lúcida. Obrigada à Ana, Angela, Ronaldo e Júlio Cesar, por todo o carinho e consideração, pelo respeito e pelos inúmeros momentos de alegria compartilhados. Incluo aqui também a “titia” Glória, que nunca mediu esforços para me auxiliar nos momentos que precisei de apoio.

Ao meu orientador, Carlos F. D. Rocha por toda a confiança depositada desde o Mestrado. É um orgulho sem tamanho poder participar do seu grupo de sortudos parceiros de trabalho. Nestes seis anos de convivência eu me tornei uma verdadeira bióloga e eu devo isto a você e sua incansável atenção. Sou privilegiada e vou levar este orgulho comigo para onde quer que eu vá. Obrigada por tudo, Fred!

Aos meus grandes amigos e companheiros de campo. A disposição de cada um em estar “no mato” sob sol e chuva foi de enorme importância e estão citados aleatoriamente: Juliane Ribeiro, Edicarlos Pralon, Daiane Ouverney, Felipe Bomfim, Lorena Macedo, Daniel Passos, André Falcão, Ravel Zorzal, Manuela Pereira, Tomás Capdeville, Mara Kiefer, Camila Oliveira, Adarene Motta. Obrigada, calangada!

À Gisele R. Winck, minha co-orientadora, por ter me dado segurança para fazer por mim mesma. Obrigada por tudo, Gisa. Pela parceria nos artigos, no dia-a-dia no Laboratório, pelas conversas (que mesmo sérias, me faziam me sentir melhor em todas as ocasiões). Que a nossa parceria seja longa e produtiva!

Ao Henrique Garcia, Sônia e Abrãao, da secretaria da PPGEE, por toda a paciência quando eu transformava uma simples burocracia em motivo de desespero, gestos com os braços e trombadas nas cadeiras.

Eu devo um agradecimento muito especial aos grandes mestres que tive no início da minha formação e que, certamente, possuem grande responsabilidade sobre minhas escolhas: Professor José Luis Helmer, por me ensinar todas as artes do campo, e por ter dado minha primeira oportunidade na pesquisa. Obrigada Zé, sinto muita saudade de nossas conversas e risadas. Ao professor Rodrigo Lemes Martins, por ter me orientado no TCC e no direcionamento até a PG e por, certamente, ter influenciado na minha paixão pela ecologia. Aos professores: Alessandra Delazzari, José E. Simon, Marcelo Simonelli, Oberdan Pereira, Neide Maria, Eliete Bortoloni, Luciana Alvarenga, por todos os ensinamentos e adorável convivência. Vocês são todos muito queridos e importantes para mim.

Com muito pesar faço aqui uma homenagem póstuma, a meu tão querido professor Dr. José Eduardo Simon, a quem devo tanto pelas lições aprendidas. Obrigada pelos ensinamentos diários, nas conversas tão atenciosas e alegres. Obrigada por despertar em mim o prazer de passar meus conhecimentos adiante, de pesquisar, de improvisar no campo, de escolher bem minha equipe e de amar, a todos os seres vivos, assim como

ele, ornitólogo e amante e grande entendedor dos anfíbios. *Que as aves do céu te guardem na eternidade.* Saudades eternas, Simon!

À Luciana Alvarenga, por me colocar no eixo todas as vezes que eu perdia o equilíbrio, por me dar oportunidades únicas, sempre com uma consideração imensa, com um carinho enorme e confiança no meu trabalho. Obrigada por tudo Lu!

À Priscila Souza, Vânia Regina de Assis, Daiane Ouverney e José Henrique Fortes Mello, pelas discussões e auxílios nos momentos de desespero estatístico. Obrigada por me fazerem rir das aflições e quase concomitantemente, resolver os problemas.

Aos gerentes dos Parques de Itaúnas, Comboios e Paulo Cesar Vinha, respectivamente: Gustavo Rosa, Antônio Almeida (Tonim) e Walter Dietrich. Muito obrigada pela receptividade e auxílio na etapa de pesquisas de campo.

À banca examinadora do exame de Qualificação: Vanderlaine Menezes por ter dado o rumo certo a este trabalho final. À pré-banca: Alexandre Azevedo, por aceitar prontamente o convite para revisão da Tese. À banca examinadora da Tese pela disponibilidade e importantes contribuições.

A Carla Costa Siqueira, pelas sugestões nos capítulos II e V.

Aos colegas de laboratório pela convivência e por fazer do nosso ambiente de trabalho um local agradável. Agradeço àqueles que colaboraram com sugestões e críticas construtivas, que melhoraram o resultado final da Tese: Marlon Almeida Santos, Patrícia Almeida Santos, Vanderlaine Menezes, Mara Cintia Kiefer, Paulo Nogueira, Vitor Nelson, Leandro Sabagh, Thiago Maia, Felipe Bottona, Manuela Pereira (Minha querida Manu!), Lucio Viana e Daniel Passos.

Ao Luís Fernando Magnago, pelo auxílio na escolha das restingas para este estudo. Oberdan Pereira por disponibilizar todo seu acervo de artigos sobre as restingas do Espírito Santo.

À CAPES pela bolsa de Doutorado concedida. À FAPERJ e ao CNPq, por disponibilizarem recursos para o Laboratório de Ecologia de Vertebrados e através do Fred, pude receber financiamento total das pesquisas de campo.

Ao Instituto Chico Mendes (SISBIO) e ao Instituto Estadual do Meio Ambiente (IEMA) pelas Licenças de Pesquisa concedidas. À Savana de Freitas Nunes pela atenção e cuidado com o Projeto.

Conhecer as manhas
E as manhãs
O sabor das massas
E das maçãs...

Tocando em frente – A. Sater & R. Teixeira

RESUMO

OLIVEIRA, Jane C.F. *As comunidades de anfíbios e lagartos dos remanescentes de restingas do estado do Espírito Santo: uma análise da ocorrência e distribuição das espécies*. 2015. 169f.: il. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Ecologicamente, comunidades são conjuntos de populações convivendo no mesmo espaço e tempo. A forma como as espécies que compõem estas comunidades, como elas se distribuem e como estão estruturadas, depende de inúmeros fatores, entre eles históricos, biogeográficos e evolutivos. Neste estudo, buscamos compreender como as comunidades de anfíbios anuros e de lagartos estão estruturadas e quais fatores ambientais e de degradação são determinantes nesta estruturação. Amostramos cinco remanescentes de restinga no estado do Espírito Santo, utilizando método de procura ativa em transecções lineares nas diferentes fisionomias vegetais destes ecossistemas. Realizamos amostragens nas estações seca e de chuvas em todas as restingas, e somamos um total de 60 horas de esforço amostral para os anfíbios e 75 horas para os lagartos. Registramos um total de 32 espécies de anfíbios anuros conjuntamente nos cinco remanescentes de restinga, sendo duas destas espécies endêmicas deste ecossistema: *Scinax agilis* e *Melanophryniscus setiba*. A restinga do Parque Paulo Cesar Vinha foi o remanescente com a maior riqueza de espécies de anuros, enquanto a restinga da Reserva Biológica de Comboios foi, comparativamente, o remanescente com menor riqueza de espécies. Em termos de composição de espécies, as restingas de Praia das Neves e Paulo Cesar Vinha foram as mais similares, enquanto a restinga de Comboios foi a mais distante na análise de agrupamento. Registramos no conjunto de restingas seis modos reprodutivos para as espécies de anuros, sendo 75% deles relacionados aos ambientes aquáticos. A disponibilidade de locais de desova esteve positivamente relacionada à riqueza de espécies. Todos os mesohabitats das restingas, com exceção das fitofisionomias de halófila-psamófila, foram utilizados pelos indivíduos registrados, entretanto, uma porcentagem considerável dos indivíduos foi encontrada nos alagados. Em relação às comunidades de lagartos, adotamos além dos nossos dados, aqueles disponíveis em Dias e Rocha (2014) e aqueles disponíveis em Winck (2012). Registramos um total de 23 espécies de lagartos nos remanescentes de restinga amostrados nos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia. Observamos que as comunidades presentes nos remanescentes estudados possuem considerável diferenciação entre elas. A diversidade beta (β) foi elevada enquanto o grau de aninhamento foi intermediário. Registramos ainda a presença do lagarto exótico invasor *Hemidactylus mabouia* em ambiente natural nos remanescentes de restinga estudados neste Tese. Encontramos 45 indivíduos, distribuídos em três dos cinco remanescentes amostrados. Registramos ainda ovos de *H. mabouia* (2 deles eclodidos) em dois dos cinco locais estudados, indicando que o recrutamento de indivíduos está ocorrendo com sucesso nas populações invasoras. A presença de *H. mabouia* esteve relacionada à restingas com maior frequência de degradação ambiental. Consideramos que os dados obtidos nesta tese, fornecem informações de

considerável importância para o entendimento da estrutura das comunidades de anfíbios e lagartos nos ecossistemas de restinga ao longo da costa brasileira.

Palavras-chave: Estrutura de comunidades. Modos reprodutivos. *Hemidactylus mabouia*. Exótico Invasor.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Jane C.F. *The communities of amphibians and lizards from the restingas remnants of state of Espírito Santo: an analysis of the occurrence and distribution of species*. 169f.: il. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Ecologically, communities are groups of populations living in the same space and time. The way the species that compose these communities and how they are distributed and structured, depends on many factors, including historical, biogeographical and evolutionary. In this study, we aimed to understand how communities of amphibians and lizards are structured and what environmental and degradation factors determine this structure. We sampled five restinga habitats (sandy coastal plains) in the state of Espírito Santo, using linear transects in different vegetation types (mesohabitats) in this ecosystems. We conducted sampling in the dry and in the rainy season in all restinga habitats, totaling 60 hours of sampling effort for amphibians and 75 hours for lizards. We recorded a total of 32 species of frogs together in the five restingas, which two of these being endemic species of this ecosystem: *Scinax agilis* and *Melanophryniscus setiba*. The restinga Paulo Cesar Vinha was the remnant with the highest frog species richness, while the Reserva Biologica de Comboios had the lowest richness. In terms of species composition, Praia das Neves and Paulo Cesar Vinha were the most similar, while Comboios was the farthest in the Cluster analysis. We recorded six reproductive modes for frog species in the five restinga habitats, which 75% were related to aquatic environments. The availability of nesting sites for the species of frogs was positively related to species richness in restingas. The individuals recorded used all mesohabitats of restingas, except the vegetation types of halofila-psamófila and a considerable percentage of individuals were found in the wetlands. In addition to our data about lizards community, we considered those available in Dias e Rocha (2014) and those found in Winck (2012). We recorded a total of 23 species of lizards in the restinga habitats sampled in the states of Rio de Janeiro, Espirito Santo and Bahia. We observed that the communities in the studied restingas have considerable differentiation between them. The beta diversity - β was high while the degree of nestedness was intermediate. We also recorded the presence of the exotic invader lizard *Hemidactylus mabouia* in natural environment in the remaining restingas studied in this thesis. We found 45 individuals in three of the five sampled restingas. We also recorded eggs of *H. mabouia* (2 of them hatched) in two of the five sites studied, indicating that the recruitment of individuals is taking place successfully. The presence of *H. mabouia* was related to restingas with higher frequency of environmental degradation. We consider that the data obtained in this Thesis, provides considerable importance of information for understanding the structure of amphibian and lizards communities in restingas ecosystems along the Brazilian coast.

Keywords: Structure of communities. Reproductive modes. *Hemidactylus mabouia*.
Exotic invader.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Algumas fitofisionomias amostradas durante os estudos de campo.....	23
Figura 2 -	Mapa de localização dos remanescentes de restinga no estado do Espírito Santo, incluídas no presente estudo.....	32
Figura 3 -	Mapa com a localização da restinga do Parque estadual de Itaúnas à esquerda e a localização da Área de Preservação Ambiental de Conceição da Barra à direita.....	33
Figura 4 -	Mapa com a localização da restinga da Reserva Biológica de Comboios à esquerda e a localização do Parque Estadual Paulo Cesar Vinha à direita.....	34
Figura 5 -	Mapa com a localização da restinga de Praia das Neves à esquerda e a imagem de satélite da mesma área à direita.....	35
Figura 6 -	Número acumulado de publicações sobre anfíbios anuros considerando o conjunto de restingas ao longo do litoral brasileiro, desde 1966 até janeiro de 2014.....	47
Figura 7 -	Frequência relativa de categorias de assuntos abordados nos diferentes estudos sobre anfíbios anuros em restingas.....	48
Figura 8 -	Número de estudos publicados (quando presente) sobre anfíbios anuros nas restingas do Brasil.....	50
Figura 9 -	Distribuição latitudinal de diferentes espécies de anfíbios nas restingas brasileiras. As espécies destacadas em amarelo e indicadas pela seta são endêmicas do ecossistema de restinga.....	53

Figura 10 -	Estados brasileiros com estudos nas restingas sobre anfíbios anuros (verde) e as espécies com a maior distribuição latitudinal.....	55
Figura 11 -	Algumas espécies de anfíbios anuros encontradas nas restingas estudadas no estado do Espírito Santo.....	80
Figura 11B -	Algumas espécies de anfíbios anuros encontradas nas restingas estudadas no estado do Espírito Santo.....	81
Figura 11C -	Algumas espécies de anfíbios anuros encontradas nas restingas estudadas no estado do Espírito Santo.....	82
Figura 12A -	Curvas de riqueza de espécies estimadas para anfíbios anuros (linha preta) e o respectivo desvio padrão da média (linha cinza) para as restingas.....	83
Figura 12B -	Curvas de riqueza de espécies estimadas para anfíbios anuros (preta) e o respectivo desvio padrão da média (cinza) para as restingas estudadas.....	84
Figura 13A -	Gráficos de abundância de Whittaker, plotados utilizando uma escala \log_2 , e a série logarítmica como ajuste de abundância para as restingas estudadas.....	86
Figura 13B -	Gráficos de abundância de Whittaker, plotados utilizando uma escala \log_2	87
Figura 13C -	Gráfico de abundância de Whittaker, plotado utilizando uma escala \log_2 , e a série logarítmica foi adotada como ajuste de abundância para a restinga do Parque Estadual de Itaúnas, estado do Espírito Santo.....	88
Figura 14 -	Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à riqueza de espécies de anfíbios anuros nas restingas amostradas ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo.....	88

Figura 15 -	Configuração espacial resultante da análise de componentes principais (PCA), referente aos dados de abundância das espécies de anfíbios e os principais microhábitat utilizados nas restingas de Praia das Neves, Parque Estadual Paulo César Vinha, Reserva Biológica de Comboios, Area de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas (Espírito Santo).....	90
Figura 16 -	Riqueza acumulada de distribuição das espécies por mesohábitat (zonas) nas restingas do estado do Espírito Santo: Praia das Neves, Parque Estadual de Itaúnas, Reserva Biológica de Comboios, Area de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Itaúnas.....	92
Figura 17 -	Riqueza de espécies registradas em cada mesohábitat em cinco restingas no estado do Espírito Santo.....	95
Figura 18 -	Abundância geral de anfíbios anuros (\log_2) em cada mesohábitat amostrado acumulado para as cinco nas restingas no estado do Espírito Santo.....	96
Figura 19 -	Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à estrutura do hábitat nas restingas amostradas ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo.....	96
Figura 20 -	Algumas espécies de lagartos registradas nas restingas amostradas no estado do Espírito Santo.....	120
Figura 21 -	Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à riqueza de espécies de lagartos em restingas amostradas ao longo do litoral dos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia.....	121
Figura 22 -	Análise de escalonamento multidimensional representando a conformação espacial de relação entre as restingas amostradas no presente estudo, em termos de presença e ausência das espécies componentes de cada área.....	122

Figura 23 -	Riqueza e abundância de lagartos registrados em remanescentes de restinga no estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro.....	123
Figura 24 -	Indivíduos de <i>Hemidactylus mabouia</i> coletados sob areia nua (à esquerda) e na base de bromélia (à direita), ambos na restinga de Praia das Neves, estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	133
Figura 25 -	Restingas estudadas (coordenadas) e os registros de ocorrência de <i>Hemidactylus mabouia</i> (pontos vermelhos) no estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	134
Figura 26 -	Ovo de <i>Hemidactylus mabouia</i> encontrado entre raízes de arbustos na restinga de Praia das Neves, sudeste do Brasil.....	137
Figura 27 -	Frequência de distúrbio registrado em cada restinga estudada no litoral do estado do Espírito Santo, Brasil.....	139

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Lista das restingas amostradas ao longo do estado do Espírito Santo com as respectivas coordenadas geográficas.....	31
Tabela 2 -	Tipos de microhabitats utilizados pelas espécies de anfíbios anuros no ecossistema de restinga no Brasil.....	58
Tabela 3 -	Lista das presas consumidas por espécies (N e volume em %) com base em estudos realizados em restingas de 1966 até janeiro de 2014.....	60
Tabela 4 -	Riqueza e abundância das espécies de anfíbios anuros amostradas em cinco restingas ao longo da costa do estado do Espírito Santo.....	78
Tabela 5 -	Número de espécies de anfíbios anuros registradas em cada restinga estudada no estado do Espírito Santo (Nobs), seguido pelo respectivo número de espécies previstas nestas localidades pelo estimador <i>Bootstrap</i> (Nprev), e o respectivo desvio padrão da média (DP).....	85
Tabela 6 -	Ocorrência das espécies de anfíbios anuros em cada uma das zonas de vegetação (mesohabitat) para cada restinga amostrada ao longo do estado do Espírito Santo.....	93
Tabela 7 -	Média da frequência de água livre disponível em cada mesohabitat amostrado nas restingas ao longo da costa do estado do Espírito Santo.	97
Tabela 8 -	Valores da diversidade beta de anfíbios anuros (β , em %), entre pares de mesohabitats ao longo de cada restinga estudada no estado do Espírito Santo, Brasil.....	98

Tabela 9 -	Lista das restingas amostradas ao longos dos estados da Bahia (Nordeste), Espírito Santo e Rio de Janeiro (Sudeste), com as respectivas coordenadas geográficas.....	115
Tabela 10 -	Riqueza a abundância de espécies de lagartos amostradas nas restingas ao longo do litoral dos estados da Bahia (Dias e Rocha 2014), Espírito Santo (este estudo) e Rio de Janeiro (Winck 2012).....	118
Tabela 11 -	Número de indivíduos de <i>Hemidactylus mabouia</i> (N) registrados em cinco remanescentes de restinga (Praia das Neves, Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, Reserva Biológica de Comboios, Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas) ao longo da costa do Estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil, incluindo as fitofisionomias, microhábitats utilizados pela espécie em cada área e espécies de lagarto simpátricas observadas compartilhando os microhábitats.....	136

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	21
1	MATERIAL E MÉTODOS.....	36
1.1	Áreas de estudo	36
1.2	Características das restingas amostradas.....	36
1.3	Amostragens.....	38
1.4	Referência bibliográfica.....	40
2	A ANUROFAUNA DAS RESTINGAS DO BRASIL: O QUE CONHECEMOS ATUALMENTE?.....	42
2.1	Introdução	42
2.2	Material e métodos	46
2.3	Resultados e discussão	47
2.4	Referência bibliográfica	63
3	OS ANFÍBIOS NOS REMANESCENTES DE RESTINGA NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO: QUAIS PRINCIPAIS FATORES ESTRUTURAM SUAS COMUNIDADES?.....	70
3.1	Introdução.....	70
3.2	Material e métodos	72
3.3	Resultados	76
3.4	Discussão	99
3.5	Referência bibliográfica	105
4	DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE BETA EM COMUNIDADES DE LAGARTOS EM REMANESCENTES DE RESTINGA NA REGIÃO CENTRAL DA MATA ATLÂNTICA.....	109
4.1	Introdução.....	109
4.2	Material e métodos	111
4.3	Resultados	116
4.4	Discussão.....	123
4.5	Referência bibliográfica.....	127

5	O LAGARTO AFRICANO <i>HEMIDACTYLUS MABOUIA</i>: INVASÕES EM CURSO EM TRÊS RESTINGAS NO SUDESTE DO BRASIL.....	131
5.1	Introdução.....	131
5.2	Material e métodos.....	132
5.3	Resultados e discussão.....	133
5.4	Referência bibliográfica.....	140
	CONCLUSÃO	143
	APÊNDICE A - Oliveira, JCF e CFD Rocha. (2014). Journal of Coastal Conservation: a review on the anurofauna of Brazil's sandy coastal plains. How much do we know about it?	145
	APÊNDICE B -Lista de espécies de anfíbios anuros com os respectivos locais de ocorrência, baseada em estudos realizados em restingas de 1966 a janeiro de 2014, incluindo o status de conservação IUCN (2014) e o carácter de endemismo (E) para este ecossistema.....	160
	APÊNDICE C - Espécies de anfíbios anuros registradas nas cinco restingas amostradas no estado do Espírito Santo (Praia das Neves, Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, Reserva Biológica de Comboios, Area de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas) e os modos reprodutivos atribuídos de acordo com Haddad e Prado (2005), seguidos pela da restinga m que a espécie foi registrada e o mesohábitat de ocorrência.....	168

INTRODUÇÃO GERAL

Entender como as comunidades estão organizadas em relação à composição, às abundâncias e as relações entre as espécies em simpatria é um dos assuntos centrais na ecologia (Lister 1981). Adicionalmente, desvendar o que determina a diferença entre as comunidades, mesmo quando os habitats são considerados similares, tem sido foco de diferentes estudos (e.g. Qian et al. 1998; Ricklefs 2004; Qian et al. 2005), e variados fatores ambientais têm sido apontados como determinantes destas diferenças (e.g. Pulliam 2000; Qian et al. 2005). Em uma escala global, muitos fatores são considerados importantes estruturadores tais como, a presença de barreiras geográficas, reconhecidas desde as observações de Darwin (1872), as extinções locais e as recolonizações (Hanski et al. 1994), a capacidade de dispersão das espécies (Pulliam 2000) ou ainda por fatores históricos que agem modelando de forma espacial e temporal as comunidades (Nekola e White 1999). Em uma escala regional, cada grupo taxonômico apresenta diferentes exigências quanto ao uso do ambiente, de forma que, de acordo com a presença ou a ausência destes, as comunidades serão moldadas quanto ao número e características das espécies componentes. Uma importante conclusão que se chegou com os estudos desenvolvidos desde a década de 1980 é que, a composição de espécies das comunidades desempenha um importante papel na dinâmica e no funcionamento dos ecossistemas (e.g. Wedin e Tilman 1990). Neste sentido, é provável que a composição de uma comunidade seja um dos principais fatores determinando a estabilidade, a dinâmica ou ainda o grau de invasibilidade de um ecossistema (Tilman 1999).

Adicionalmente aos estudos sobre a composição das comunidades, estão as medidas de diversidade, que têm o intuito de analisá-las comparativamente (Magurran 2011). Tradicionalmente, são reconhecidas a diversidade alpha (α), definida como a diversidade local em uma comunidade específica; a diversidade gama (ou regional) (γ) definida como aquela de todos os habitats de uma determinada região; e a diversidade beta (β), ou *turnover*, definida como a taxa em que as espécies são substituídas entre locais ou “ilhas” (Whittaker 1960; Koleff et al. 2003; Magurran 2011). O cálculo da diversidade β compara diferentes comunidades e a partir dele podemos observar se a variação na distribuição da espécie segue

algum padrão determinado (Baselga 2010). O conceito de Aninhamento (*nestedness*), aplicado à teoria de metacomunidades é encontrado quando comunidades com menor riqueza de espécies tendem a abrigar subconjuntos próprios daquelas espécies presentes em comunidades mais ricas (Atmar e Patterson 1993). Este padrão de distribuição tem sido encontrado em diferentes comunidades e tende a estar relacionado à diversidade beta.

O Brasil é considerado um dos Países de maior diversidade do Mundo. Apenas no grupo dos anfíbios anuros, o país mantém a segunda maior biodiversidade do Planeta (Mittermeier et al. 1997) com 988 espécies (Segalla et al. 2014) distribuídas em todo o território nacional. De forma similar, o Brasil ocupa o segundo lugar na biodiversidade de lagartos, com 248 espécies (Bérnils e Costa 2012). Considerando apenas os ecossistemas de restinga, no Bioma Mata Atlântica, em termos da herpetofauna são conhecidas atualmente cinco espécies de anfíbios anuros endêmicas destes ambientes: *Xenohyla truncata*, *Scinax agilis* e *Scinax littoreus* na Família Hylidae; *Leptodactylus marambaiae* na Família Leptodactylidae; *Melanophryniscus setiba* na Família Bufonidae (Rocha et al. 2003; Oliveira e Rocha 2014). As espécies de lagartos endêmicas também se apresentam em número considerável e podemos citar entre elas: *Liolaemus lutzae* e *Tropidurus hygomi* na Família Tropiduridae; *Ameivula littoralis*, *ameivula abaetensis* e *Ameivula nativo* na Família Teiidae (Rocha et al. 2003).

Embora guarde uma considerável porção da biodiversidade genética da herpetofauna brasileira, os ecossistemas de restinga estão atualmente inseridos nas regiões de maior ocupação humana (Rocha et al. 2005) e sob forte pressão de degradação (Rocha et al. 2003). A elevada riqueza de espécies, especificamente, de anfíbios anuros e de lagartos das restingas, provavelmente está relacionada aos processos histórico-biogeográficos e da considerável heterogeneidade destes habitats. De forma geral, as restingas são subdivididas em fisionomias vegetais, na medida em que se distanciam da linha do mar, formando um mosaico de diferentes formas vegetais (Pereira 1999; Araújo et al. 2004). Estas formações vão desde a porção sobre as dunas, coberta por vegetação herbácea reptante (halófila psamófila) e as formações aberta de *Clusia* onde ocorrem vastas porções de solo arenoso exposto ao sol, até as matas de restinga e os grandes alagados permanentes ou temporários (Figura 1). Desta forma, a presença deste gradiente ambiental, somado

às estruturas do hábitat que possibilitam a existência de variados grupos taxonômicos, atuam para determinar esta riqueza da herpetofauna.

Figura 1 - Algumas fitofisionomias amostradas durante os estudos de campo.



Legenda: (A) - Halófila psamófila reptante; (B) - aberta de *Clusia*, com brejo temporário na porção central arenosa; (C) - aberta de *Clusia*; (D) - brejo permanente.

Fonte: Imagens feitas no Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, em 15/01/2012.

Por se tratarem de ambientes com considerável variação estrutural, fitofisionômica, e de formação geológica relativamente recente (Suguio e Tessler 1984) e por apresentarem elevada riqueza de espécies de anfíbios e lagartos (Rocha et al. 2003; 2005), buscamos nesta Tese, estudar como as comunidades de anfíbios anuros e de lagartos estão estruturadas e distribuídas em cinco remanescentes de restinga ao longo do litoral do estado do Espírito Santo, na região sudeste do Brasil. Para uma exploração mais eficiente dos dados coletados, apresentamos os resultados em dois capítulo sobre as comunidades de anfíbios anuros e dois capítulos sobre as comunidades de lagartos, divididos seguinte forma:

CAPÍTULO 1 - A anurofauna das restingas do Brasil: O que conhecemos atualmente? Neste primeiro capítulo apresentamos uma revisão do conhecimento existente na literatura sobre a anurofauna nas restingas do Brasil desde o ano de 1966 (primeira publicação encontrada), incluindo, o número de espécies de anuros com ocorrência registrada nestes ecossistemas, a distribuição geográfica, endemismos, bem como as restingas ainda sem estudos sobre a anurofauna. Este capítulo foi recentemente publicado na revista científica *Journal of Coastal Conservation* e uma cópia pode ser encontrada no Apêndice A.

CAPÍTULO 2 - Os Anfíbios nos remanescentes de restinga no estado do Espírito Santo: quais principais fatores ambientais estruturam suas comunidades? Neste segundo capítulo utilizamos os dados coletados sobre a anurofauna durante repetidas amostragens de campo em cada um dos remanescentes de restinga estudados e buscamos avaliar o grau de similaridade entre as comunidades em termos da composição de espécies, da abundância e do uso do microhabitat e dos mesohabitats pelas espécies de anuros nas comunidades. Adicionalmente, avaliamos se ocorre diversidade beta entre as comunidades estudadas (diversidade beta) e se esta diversidade está relacionada à estrutura do ambiente em cada restinga. Também, avaliamos quais variáveis ambientais melhor explicariam a ocorrência de anuros nas comunidades estudadas.

CAPÍTULO 3 – Distribuição e diversidade beta em comunidades de lagartos nos remanescentes de restinga da região central da Mata Atlântica. Neste capítulo somamos os dados coletados em nossas amostragens de campo em nosso estudo, àqueles disponíveis em Dias e Rocha (2014) para o estado da Bahia e àqueles disponíveis em Winck (2012). Utilizamos os índices NODF e a estatística NT (temperatura da matriz) para avaliar o padrão de organização das comunidades de lagartos ao longo de 23 remanescentes de restinga. Ainda avaliamos a diversidade beta das espécies ao longo dos remanescentes estudados (β).

CAPÍTULO 4 - O lagarto africano *Hemidactylus mabouia*: Invasões em curso em três restingas no sudeste do Brasil. No capítulo 4 desta Tese, nós examinamos a ocorrência do lagarto exótico invasor *Hemidactylus mabouia* em ambientes naturais e avaliamos dentre as restingas estudadas, se aquelas com

maior intensidade de distúrbios ambientais seriam também as que abrigam o geconídeo *H. mabouia*.

1 MATERIAL E MÉTODOS GERAIS

1.1 Áreas de estudo

O litoral do Estado do Espírito Santo apresenta uma faixa costeira com cerca de 430 km de extensão, apresentando como limites ao norte o estado da Bahia e ao sul o estado do Rio de Janeiro (entre os paralelos 17°53'29" S e 21°18'03" S e os meridianos 39°41'18" W e 41°52'45" W) (IMMES 1993) e destes, uma extensão de 411 km da região costeira é, originalmente, composta pelo ecossistema de restinga (Ruschi 1979), embora atualmente muito desse ecossistema esteja ocupado por construções e grandes empreendimentos. O clima predominante é o tropical, quente e úmido do litoral (IMMES 1993). O ecossistema restinga está incluído na zona de tabuleiros, dos quais apenas cerca de 17% encontram-se preservadas em unidades de conservação (Mota 1991).

Neste estudo, definimos seis remanescentes de restingas no estado do Espírito Santo com ainda relativo baixo grau de distúrbio humano e, portanto, com ainda bom estado de conservação para as amostragens de anfíbios anuros e de lagartos: (1) Parque Estadual de Itaúnas, no extremo norte do Estado; Área de Preservação Ambiental de Conceição da Barra (Figura 3), Reserva Biológica de Comboios; Parque Estadual de Paulo Cesar Vinha (Figura 4) e Praia das Neves (Figura 5), no extremo sul do Estado (Tabela 1, Figura 2).

Tabela 1 - Lista das restingas estudadas ao longo do estado do Espírito Santo com as respectivas coordenadas geográficas.

Restinga	Município	Coordenada geográfica
Parque Estadual de Itaúnas	Conceição da Barra	18°24' S e 39°42' W
Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra	Conceição da Barra	18°36' S e 39°43' W
Reserva Biológica de Comboios	Linhares	19°40' S e 39°53' W
Parque Estadual Paulo Cesar Vinha	Guarapari	20°36' S e 40°25' W
Praia das Neves	Presidente Kennedy	21°14' S e 40°57' W

Figura 2 - Mapa de localização dos remanescentes de restinga no estado do Espírito Santo, amostradas no presente estudo. Data: 15/05/2014.

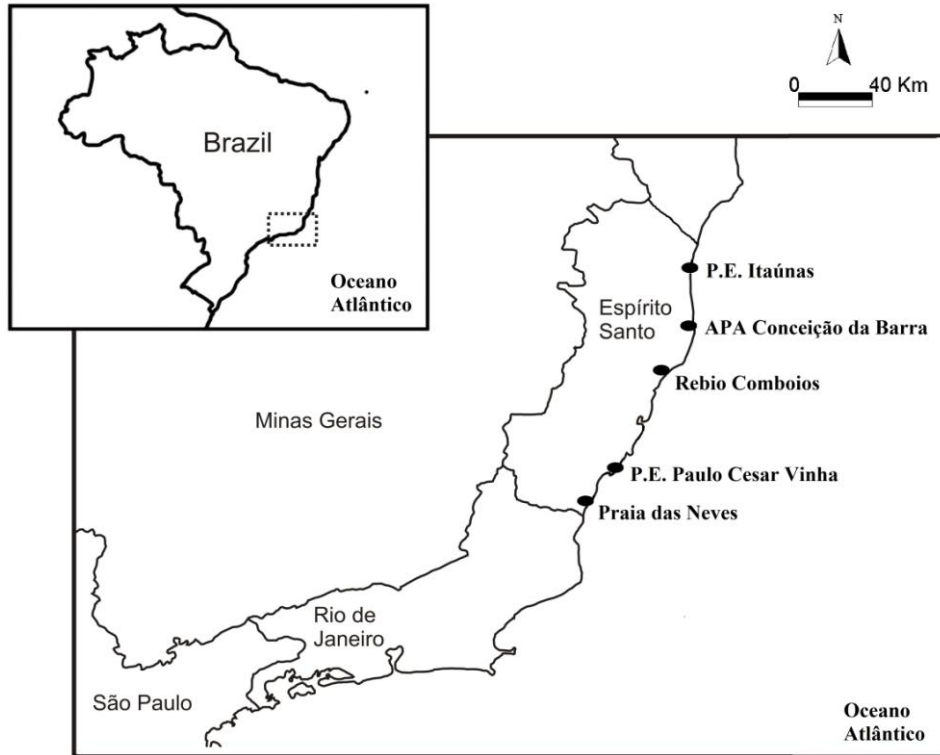
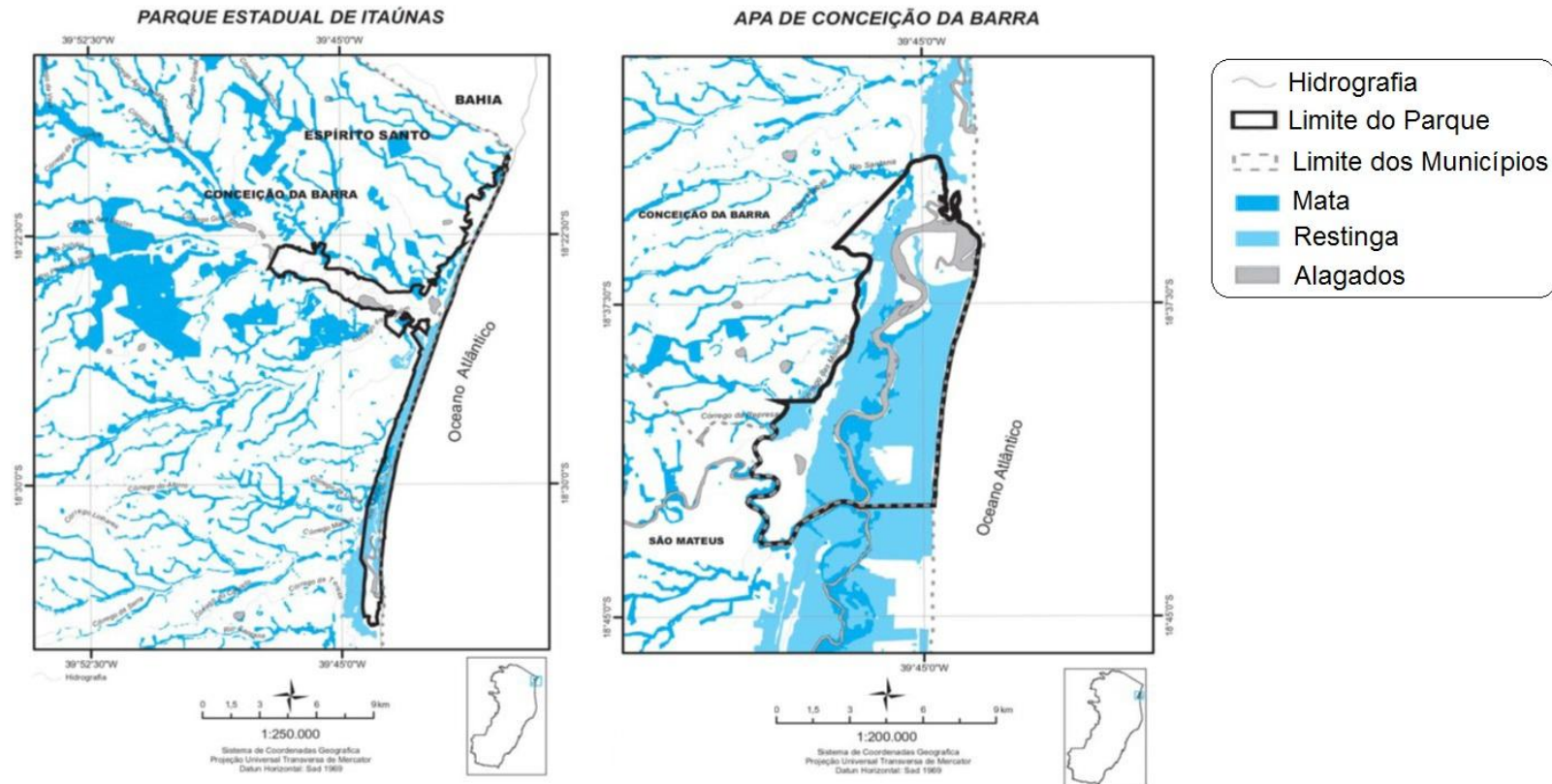
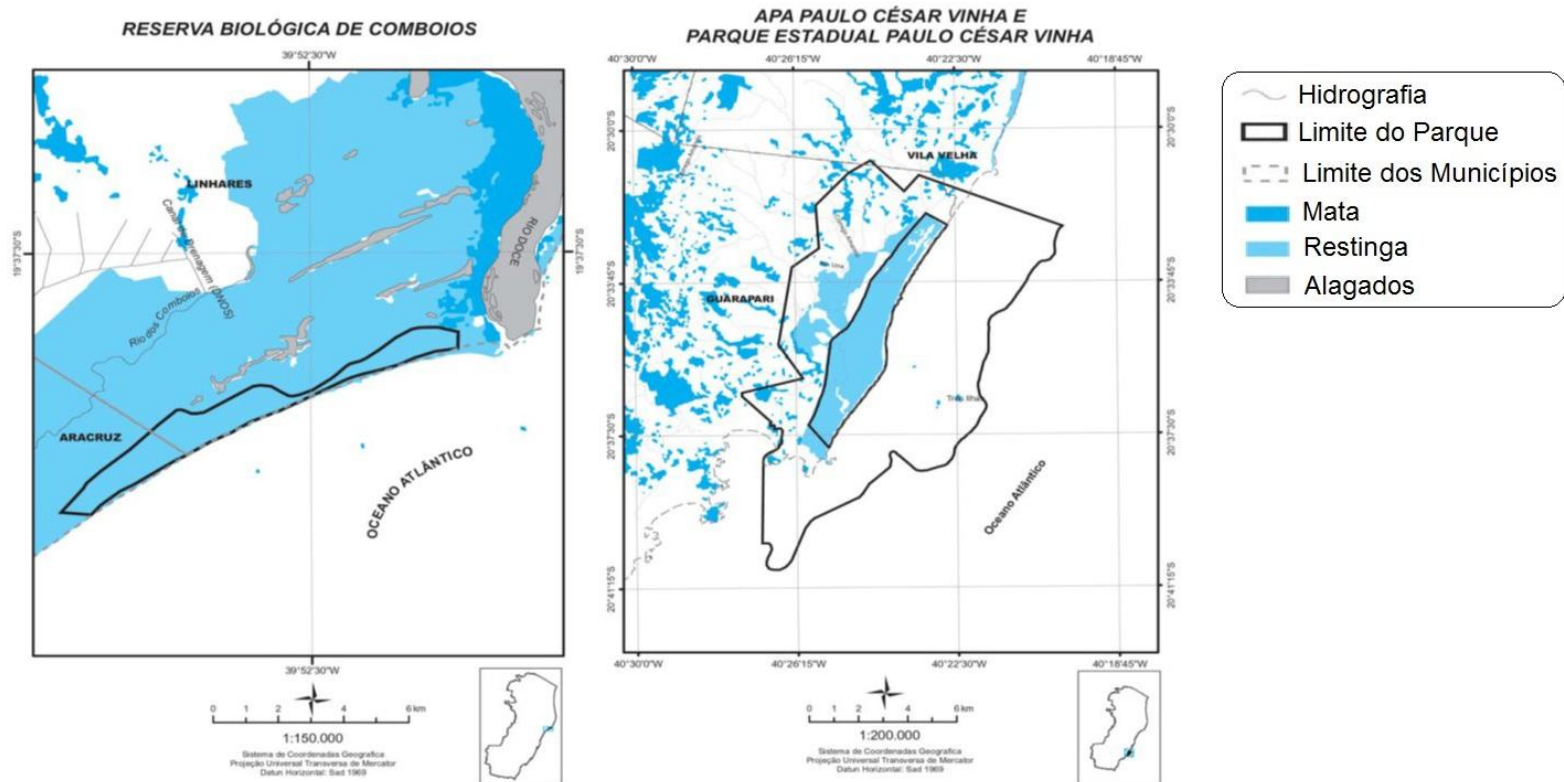


Figura 3 - Mapa com a localização da restinga do Parque Estadual de Itaúnas à esquerda e a localização da Área de Preservação Ambiental de Conceição da Barra à direita.



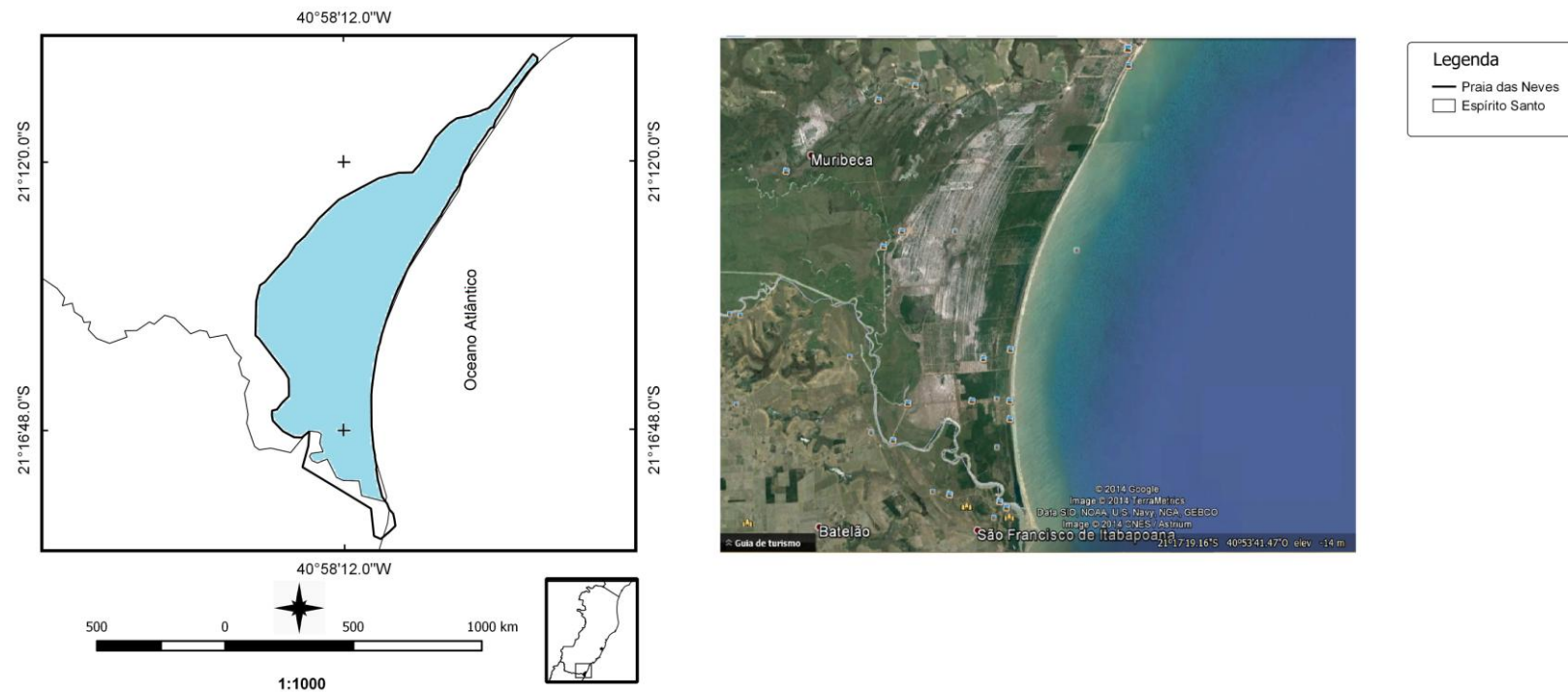
Fonte: Modificado do Laboratório de Geométrica – Setor de Subgerência de Geométrica / Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, em 05/05/2014.

Figura 4 - Mapa com a localização da restinga da Reserva Biológica de Comboios à esquerda e a localização do Parque Estadual Paulo Cesar Vinha à direita.



Fonte: Modificado do Laboratório de Geometria – Setor de Subgerência de Geometria / Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, em 05/05/2014.

Figura 5 - Mapa com a localização da restinga de Praia das Neves (à esquerda) e imagem de satélite da mesma área (à direita).



Fonte da Figura à direita: Google Earth. Data: 05/05/2014.

1.2 Características das restingas amostradas

- (1) **Parque Estadual de Itaúnas** – A restinga do Parque de Itaúnas foi estudada em cinco formações vegetais, sendo elas: (a) halófila psamófila, presente em ao longo de toda a extensão da linha da praia, embora recortada em alguns pontos por quiosques e trilhas. (b) formação de pós praia, com vegetação densa e de altura média de 1,60 m. (c) formação aberta de *Clusia*, localizado a cerca de 1 km da linha da praia, esta formação possui altura em torno de 6 metros acima do nível do mar, e é cercada por uma formação brejosa e por remanescentes de mata de restinga. As moitas desta formação são adensadas com 2 a 3 metros umas das outras e altura média entre 3 e 5 metros. As principais bromélias encontradas são *Aechmea blanquetiana* e *Vriesea neoglutinosa* (Bromeliaceae). (d) formação de brejos, formadas pela extensão do Rio Itaúnas ou por chuvas temporárias, ocupam uma extensa faixa nas áreas abertas, inclusive nas formações aberta de *Clusia* e pós praia. O interior dos fragmentos de florestas também pode apresentar poças temporárias na época de chuvas (verão) (e) formação de mata de restinga, constituindo por pequenos fragmentos isolados, paralelos à formação aberta de *Clusia* e recortada por trilhas e estradas. (Ver Monteiro et al. 2014, para maiores detalhes desta restinga).
- (2) **Área de Preservação Ambiental de Conceição da Barra** – Embora seja uma restinga com consideráveis fragmentos de vegetação, esta área é recortada por estradas e loteamentos. As formações estudadas foram: (a) halófila psamófila, embora presente em toda a extensão da linha da praia, esta porção de vegetação é altamente impactada pelo pisoteamento para acesso à praia e em alguns pontos foi transformada em estacionamento de veículos. (b) pós praia, embora fragmentada preserva importantes porções de vegetação com cactos, bromélias e grande quantidade de palmeiras (“guriris”). (c) formação aberta de *Clusia*, apresenta moitas densas, com elevado número de bromélias e profunda camada de folhiço na porção central. A distância entre moitas não ultrapassa 2 metros entre elas. (d) mata de restinga, fragmentada, porém com elevado número de bromélias e considerável cobertura de dossel nas porções onde ainda é encontrada (e) formação brejosa, distribuídos em poças permanentes, temporárias, e riachos

ao longo de toda a área da APA. Embora muitos brejos/alagados estejam localizados em propriedades particulares, grande parte deles é acessível. A APA ainda não possui um Plano de Manejo.

- (3) **Reserva Biológica de Comboios** – A restinga de Comboios possui características particulares quanto à formação vegetal. Das quatro formações vegetais existentes na região delimitada pela Rebio, duas possuem apenas vegetação reptante, com arbustos isolados e em pequeno número (halófila e pós praia). A formação aberta de *Clusia* ao contrário das duas primeiras apresenta vegetação densa com moitas altas e rodeadas por bromélias (em geral, *Aechmea* spp). A área entre moitas é estreita e com a presença de cactaceas e bromélias. A vegetação central nas moitas atinge 5 metros de altura. A formação de mata de restinga, ao sul da reserva e fazendo divisa com a Reserva Indígena de Comboios possui considerável cobertura vegetal, folhiço profundo e é ainda bem preservada. Não ocorrem alagados/brejos/riachos dentro dos limites da reserva (Informações detalhas constam no Plano de Manejo da Rebio).
- (4) **Parque Estadual Paulo Cesar Vinha** – Dentre as fitofisionomias descritas por Pereira et al. (1990) para esta restinga, amostramos as seguintes formações: (a) halófila psamófila, uma faixa estreita e curta que em alguns pontos se mistura com a pós praia. Em alguns pontos, a halófila apresenta bromélias e cactaceas. (b) formação pós praia, com vegetação densa e alturas atingindo em média 1,50 m de altura. Nesta porção é elevado o número de cactos e arbustos. (c) formação aberta de *Clusia*, que apresenta moitas densas, com folhiço profundo no interior destas, bordos com variada riqueza e abundância de bromélias e cactaceas. Esta formação está rodeada pela formação de mata de restinga e pela formação de brejos/alagados. (d) mata de restinga, que se divide em mata seca de restinga e mata temporariamente alagada. Esta formação apresenta árvores de até 7 m de altura, folhiço profundo cobertura de dossel com média de 70%. (e) formação de brejos, ocupam considerável parte dos limites do parque. Além da grande lagoa que é responsável pela maior parte alagada do Parque, inúmeras poças temporárias se formam ao longo das formações de aberta de *Clusia* e mata de restinga. O parque possui Plano de Manejo.

(5) **Restinga de Praia das Neves** – esta restinga está inserida em sua totalidade em propriedades particulares (pequenos proprietários e empresas portuárias). As seguintes fitofisionomias foram observadas durante as amostragens de campo: (a) halófila psamófila, com larga faixa de vegetação ao longo da linha da praia, marcada pelo pisoteamento para acesso à areia e para estacionamento de veículos. (b) formação pós praia, com larga faixa de vegetação densa e espinhosa com pequenos espaçamentos de areia nua entre moitas. Animais domésticos são freqüentemente avistados nestas porções (gado e cães). (c) formação aberta de *Clusia*, composta por moitas distantes entre si em até 50 metros em alguns pontos com areia nua nos espaços sem vegetação. As moitas encontradas possuem em média 4 metros de altura e os bordos compostos por bromélias e cactáceas. (d) formação mata de restinga, presente em pequenos fragmentos, cercados por arame e inseridos em propriedades particulares. Possuem dossel com cerca de 60% de cobertura, folhiço com profundidade média de 5 cm e elevada abundância de bromélias. (e) formação de brejos, composto por poças temporárias localizadas na formação aberta de *Clusia*, mata de restinga ou nas áreas antropizadas. As poças permanentes são formadas em inúmeras áreas cobertas por taboa (*Typha* spp). Adicionalmente riachos são formados nas proximidades do rio Itabapoana, na divisa com o estado do Rio de Janeiro.

1.2 Amostragens

Adotamos a mesma metodologia para as amostragens de anfíbios e répteis. Demarcamos com auxílio de GPS, transecções lineares paralelas à linha da praia, em cada uma das fitofisionomias presentes em cada restinga. As fitofisionomias foram definidas de acordo com Pereira (1990) e denominadas como: i) halófila-psamófila reptante, ii) fechada de pós praia, iii) aberta de restinga com moitas esparsas (ou aberta de *Clusia*), iv) mata de restinga, e v) zonas alagadas permanentemente ou temporariamente (brejos/riachos).

Utilizamos o método de transectos com procura ativa limitada por tempo (1 hora cada transecto), para amostragens dos indivíduos e distantes 50 metros entre

si. A amostragem dos lagartos foi realizada entre 0800-1300 horas. A amostragem de anfíbios foi realizada entre 1800-2300 horas, por se tratar do horário de maior intensidade na atividade da maioria das espécies de anfíbios anuros. Ao final das amostragens, em cada área foi realizado um total de 75 horas de esforço amostral para o grupo dos lagartos e 60 horas de esforço amostral para os anfíbios. Em cada restinga, realizamos duas amostragens na estação de chuvas (definidas como o intervalo entre novembro e março) e duas amostragens na estação seca (definida como o intervalo entre maio, junho e julho) nos anos de 2012, 2013 e 2014/1. Para os indivíduos de anfíbios ou lagartos encontrados, registramos o microhábitat utilizado pelo indivíduo no início da visualização.

Realizamos uma estimativa da estrutura do ambiente em cada fitofisionomia de cada restinga utilizando parcelas ao longo dos transectos demarcados para a amostragem dos anfíbios. Demarcamos 20 parcelas circulares de dois metros de diâmetro cada uma, em cada transecto. Dentro de cada parcela registramos as seguintes variáveis ambientais: (1) altura da vegetação (maior e menor planta, em cm), (2) a distância entre bordas das duas moitas mais próximas (em cm), (3) o diâmetro do caule da planta mais central ao círculo (em cm), (4) a presença/ausência e o número de cactos e a presença/ausência e o número de bromélias na parcela, (5) a profundidade da camada de folhiço no ponto mais central da parcela (em cm), (6) a porcentagem de cobertura do dossel e do solo, e (7) a presença e frequência de áreas alagadas (riachos, rios, brejos, lagoas). Para as mensurações de cobertura de dossel e do solo, utilizamos um quadrado vazado (50 x 50 cm) composto por 100 células de 25 cm² (Freitas et al. 2002). A medida de estrutura do hábitat foi realizada em uma única ocasião em cada restinga, ao final da coleta dos dados sobre a herpetofauna.

Utilizando as mesmas parcelas demarcadas para as medidas de estrutura do ambiente, estimamos também a frequência de ocorrência dos seguintes fatores de perturbações ambientais em cada restinga (modificado de Rocha et al. 2007) (1) remoção da vegetação; (2) pisoteio da vegetação para acesso à praia; (3) estabelecimento de residências; (4) tráfego de veículos sobre a vegetação ou dunas; (5) vegetação exótica (e.g., grama, *Eucalyptus* spp.); (6) substituição do substrato original por outros (e.g., argila, cascalho); (7) deposição de lixo; (8) queimada da vegetação.

1.3 Referência bibliográfica

ARAÚJO D.S.D.; PEREIRA M.C.A. e PIMENTEL M.C.P. Flora e estrutura de comunidades na restinga de Jurubatiba – Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a formação aberta de *Clusia*. In: ROCHA C.F.D., ESTEVES F.A. e SCARANO F.B. (Eds), Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação, São Carlos: Rima Editora, 2004. p. 59-76.

ATMAR W, PETTERSON B.D. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*. 96(3):373-382. 1993.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* (19): 134-143. 2010.

BÉRNILS, R. S. e H. C. COSTA (org.). Brazilian reptiles: List of species. Version 2012.1. Available at <http://www.sbherpetologia.org.br/>. Sociedade Brasileira de Herpetologia. 2012. Downloaded on 11/12/2014

DARWIN, C. The origin of species. Sixth London edition. Thompson and Thomas, Chicago, Illinois, USA. 1872.

FREITAS S.R.; CERQUEIRA R.; VIEIRA, M.V. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*. 62 (4B): 795-200. 2002.

HANSKI, I. Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 131-135. 1994.

IMMES. Informações municipais do Estado do Espírito Santo. Vitória: Secretaria de Estado de Ações Estratégicas e Planejamento / Departamento Estadual de Estatística. 1993. 808p.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J. e LENNON, J. J. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382. 2003.

LISTER, B.C. Seasonal niche relationships of rain forest anoles. *Ecology* 62: 1548-1560. 1981.

MOTA, E.V.R. Identificação de novas unidades de conservação no Estado do Espírito Santo utilizando o sistema de análise geoambiental/ SAGA. Dissertação de mestrado, UFV, Viçosa, 1991. 140 p.

NEKOLA, J.C. e WHITE, P.S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26: 867–878. 1999.

OLIVEIRA, J.C.F. e ROCHA, C.F.D. Journal of coastal conservation: a review on the anurofauna of Brazil's sandy coastal plains. How much do we know about it? *Journal of Coastal Conservation*. 10:1-15. 2014.

- PEREIRA, O. J. Caracterização fitofisionômica da restinga de Setiba - Guarapari/ES. *In: // Simpósio de ecossistemas da costa Sul e Sudeste brasileira: estrutura, função e manejo*. Águas de Lindóia, ACIESP (org.) (3): 207-219. 1990.
- PULLIAM, H. R. On the relationship between niche and distribution. *Ecology letters* 3:349-361. 2000.
- QIAN, H.; KLINKA K. e KAYAHARA, G.J. Longitudinal patterns of plant diversity in the North American boreal forest. *Plant Ecol.*, 138, 161–178. 1998.
- QIAN, H.; RICKLEFS, R. E. e WHITE, P. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology letters* 8: 15-22. 2005.
- RICKLEFS, R.E. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecological Letters* 7:1-15. 2004.
- ROCHA C.F.D.; BERGALLO, H.G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas dos corredores da Mata Atlântica. São Carlos: RiMa Editora. 2003.160 p.
- RUSCHI, A. As restingas do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia prof. Mello Leitão*". Série Botânica. Nº 91. 1979.
- SUGUIO, K. e M.G. TESSLER. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. *In: LACERDA, L.D.; ARAÚJO, D.S.D.; CERQUEIRA, R. e TURCQ, B. (Eds.). Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. Niterói: CEUFF. p. 15-26. 1984.
- TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biofiversity: a search for general principles. *Ecology* 80(5): 1455-1474. 1999.
- WEDIN, D. e D. TILMAN. Competition among grasses along a nitrogen gradient: initial conditions and mechanisms of competition. *Ecological Monographs* 63:199–229. 1993.
- WHITTAKER, R.H. "Vegetation of Siskiyou Mountains, Oregon and California." *Ecological Monographs*, 30, 279–338. 1960.
- WINCK, G.R. 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. 200f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

2 A ANUROFAUNA DAS RESTINGAS DO BRASIL: O QUE CONHECEMOS ATUALMENTE?

2.1 Introdução

Uma breve história sobre os estudos com anfíbios no Brasil: Quando as restingas se tornaram o foco?

Os primeiros estudos sobre a fauna de anfíbios do Brasil são descrições de espécies datando do século XVIII feitas por Linnaeus, 1758 (e.g. *Rhinella marina*, *Ceratophrys cornuta*, *Hypsiboas boans*, *Pseudis paradoxa* e *Pipa pipa*). Estas descrições foram provavelmente feitas usando espécimes levados à Europa por naturalistas e exploradores que visitaram as colônias do Novo Mundo, ou países recém-ocupados por países europeus. As publicações de Linnaeus sobre anfíbios influenciaram fortemente a nomeação da Classe Amphibia, incluindo sua principal publicação "Amphibia Gyllenborgiana" em 1745, uma revisão de 24 espécies, com algumas delas provenientes da América do Sul (sumarizados em Adler 1989). No século XIX, com a mudança da Família Real para o Brasil e a abertura dos portos para as "nações amigas", excursões para coletas de animais e plantas foram estimuladas, e, em muitas delas, anfíbios foram coletados e, subsequentemente, descritos (como por exemplo, as espécies descritas por Linnaeus). O Príncipe Maximilian Alexander Wied-Neuwied foi um dos primeiros naturalistas a visitar o Brasil com a missão de catalogar espécies (Costa 2008). Sua jornada começou em 1815, no Rio de Janeiro, e juntamente com a equipe que incluía zoólogos, botânicos e outros, descreveu detalhes das comunidades indígenas, bem como a flora e a fauna brasileira no livro "Viagem ao Brasil" publicado em 1820 (Costa 2008). Entre os anos de 1821 e 1825, Wied-Neuwied descreveu 14 espécies de anfíbios provenientes do Brasil coletadas durante a viagem (e.g. *Rhinella crucifer*, *Dendropsophus elegans*, *Hypsiboas creptans*).

Uma das maiores expedições para a aquisição de conhecimento sobre a fauna e a flora brasileira daquela época foi solicitada pelo Rei Maximilian Joseph I, que instruiu ao zoólogo Johann Baptist von Spix e ao botânico Carl Friedrich Philipp von Martius para realizar essa tarefa (Lisboa 1995). A expedição de von

Spix e von Martius iniciou em julho de 1817 no Rio de Janeiro e terminou quatro anos mais tarde no estado do Pará após viajarem pela maioria dos biomas brasileiros (Vanzolini 1996). Na Europa, em 1824, von Spix descreveu 23 espécies de anfíbios coletadas nos anos em que esteve no Brasil durante a expedição (e.g. *Rhinella acutirostris*, *Rhinella icterica*, *Rhinella granulosa*, *Rhinella ornata*).

Com a chegada dos primeiros imigrantes portugueses em 1500 e, anos mais tarde, a chegada da Família Real 1808, grande porção do bioma Mata Atlântica foi perdido. Apenas nos primeiros 50 anos após o início da colonização, uma considerável parte das florestas litorâneas foi degradada (Esteves e Lacerda 2000), e muitas espécies da fauna e da flora foram intensamente comercializadas por mais de um século (Lacerda e Esteves 2000).

A partir de 1850, alguns naturalistas brasileiros como Adolph Lutz, Bertha Lutz, Alípio de Miranda Ribeiro e Antenor Leitão de Carvalho fizeram importantes contribuições para elevar o nível do conhecimento de anfíbios e répteis nas instituições brasileiras. Estes pesquisadores foram responsáveis por publicações que ainda são fundamentais para o estudo da herpetologia. Adolph Lutz (1855-1940), um pioneiro em estudos sobre venenos ofídicos no Brasil, iniciou sua dedicação aos estudos com anfíbios apenas no final de sua trajetória na herpetologia (com publicações entre 1924 e 1939). Alípio de Miranda-Ribeiro (1874-1939), um dos mais importantes naturalistas daquela época, contribuiu para o conhecimento em biologia com 146 publicações sobre todos os grupos de vertebrados (Pombal Jr 2002). Em sua dedicação à herpetologia, Miranda-Ribeiro publicou em 1926 "Notas para servirem ao estudo dos Gymnobranchios (Anura) brasileiros", considerado uma das maiores contribuições aos estudos com anfíbios no Brasil. Apesar da cidadania norte-americana, Doris M. Cochran contribuiu significativamente para os estudos na herpetologia brasileira publicando "Frogs of Southeastern Brazil (Cochran 1955)", baseado em cinco meses de coletas em 1935 na companhia de Adolph e Bertha Lutz (Adler 1989). A carreira de Bertha Lutz (1894-1976) foi inspirada no próprio pai, A. Lutz, e uma das mais importantes publicações foi "Brazilian species of Hyla" publicada em 1973. Antenor Leitão de Carvalho (1910-1985) foi autodidata e voluntário no Museu Nacional no Rio de Janeiro, e juntamente com Eugenio Izecksohn, colaborou fortemente com o curso de Pós Graduação em zoologia naquela instituição.

Nos anos 80, pesquisadores como Eugenio Izecksohn, Paulo Emílio Vanzolini, Oswaldo Peixoto, Carlos Alberto Cruz, José Pombal Jr., Ivan Sazima e Ulisses Caramaschi expandiram as pesquisas sobre anfíbios no Brasil. Atualmente, estes pesquisadores têm direcionado seus estudos com anfíbios à diversas áreas, como a biodiversidade e evolução, a taxonomia e sistemática, a ecologia, o comportamento reprodutivo, comunidades e a bioacústica (e.g. Sazima e Caramaschi 1986; Cruz et al. 2009; Pombal Jr. 2011; Caramaschi et al. 2013). Todo o esforço empenhado resulta no conhecimento de 988 espécies de anuros, distribuídas em 87 gêneros e 19 famílias em todo o território brasileiro (Segalla et al. 2014), condição que coloca o Brasil como o país com a maior riqueza e espécies de anfíbios e a segunda maior diversidade do Planeta (Mittermeier et al. 1997). Apenas na Mata Atlântica, são registradas cerca de 400 espécies de anfíbios e destes, 85% são endêmicas deste bioma (Cruz e Feio 2007). Entretanto, a Mata Atlântica também é um dos biomas mais ameaçados do planeta devido a ações antrópicas (Myers et al 2000), restando pouco mais de 12% da floresta original que cobria aproximadamente 1.350.000 Km² do território brasileiro (Ribeiro et al. 2009). Paralelamente à destruição da cobertura vegetal da Mata Atlântica está o declínio das populações de anfíbios, ainda pouco elucidado (Eterovick et al. 2005). Mesmo sem conhecer as reais razões que tem levado a este declínio, as pesquisas mostram que 15 espécies de anfíbios da Mata Atlântica estão ameaçadas de extinção, 1 é considerada extinta da natureza e outras 90 apresentam dados insuficientes para análise (Silvano e Segalla 2005).

As restingas, um dos ecossistemas associados à Mata Atlântica brasileira, está entre os ambientes florestais mais degradados devido à ação humana (Ribeiro et al. 2009). Este ecossistema, em seus quase 8.000 kms de extensão recebe as seguintes classificações fisiogeográficas: (1) litoral equatorial ou amazônico, (2) litoral oriental, (3) litoral sudeste e (4) litoral meridional (Cerqueira 2000). Em cada uma dessas regiões ocorrem depósitos de sedimentos do período quaternário, de forma geral, em ambiente marinho. Estes depósitos formam planícies que são geralmente cortadas por grandes rios que desaguam no mar. Este conjunto de características geomorfológicas, juntamente as comunidades que ocorrem sobre estes cordões e depósitos arenosos é denominado “restinga” (Sugio e Tessler 1984; Cerqueira 2000). Geomorfologicamente, as transgressões e as regressões marinhas tiveram um importante papel na formação das restingas,

de forma que, durante estes processos, as regiões litorâneas foram inundadas ou expostas devido ao movimento natural do mar. As formas em que estas restingas se apresentam podem variar ao longo da costa do Brasil (praias barreiras, esporões, tómbolos) (Suguió e Tessler 1984; Cerqueira 2000), bem como a composição e a origem da flora (Araújo 1992; Cerqueira 2000). Entretanto, uma característica comum às restingas ao longo do litoral é a presença de diferentes formações vegetais que ocorrem sobre este ecossistema (Pereira 1990). Embora estas formações vegetais estejam presente de forma variada em cada restinga, em geral, observamos a presença de fitofisionomias denominadas e.g. halófila-psamófila (vegetação rastejante e pouco densa, próxima à linha da praia), formação de pós praia (vegetação densa, arbustiva e espinhosa), formação aberta de *Clusia* (vegetação com moitas de arbustivas de variadas alturas e aglomerações), formação de alagados (temporários ou permanentes, com vegetação herbácea), formação *Palmae* e formação de mata de restinga (árvores com altura variando até 10 metros) (Pereira 1990) .

Somada à degradação, as restingas foram durante os primeiros quatro séculos após a chegada dos Europeus, pouco estudadas em relação à sua fauna e flora. Fatores que potencialmente limitaram o acesso às restingas para os estudos foram a presença de vegetação densa, com características espinhosa e clima rigoroso – elevadas temperaturas. A aparente ausência de água acumulada nas zonas costeiras, uma necessidade fundamental para a sobrevivência da maioria das espécies da fauna, deve ter a princípio desencorajado as amostragens neste ecossistema. Este desencorajamento foi ainda mais evidente em relação aos estudos com anfíbios nos ecossistemas de restinga.

O primeiro estudo que descreveu amplamente os ecossistemas de restinga foi Dansereau (1947) e embora o autor faça menção a diferentes espécies de vertebrados e invertebrados vivendo neste ecossistema costeiro, não há menção a qualquer espécie de anfíbio. O mesmo ocorreu com o estudo de Maciel et al. (1984), que estudou plantas, vertebrados e invertebrados da restinga de Praia do Sul na Ilha Grande em Angra dos Reis, mas não reportou qualquer espécie de anuro.

Os estudos direcionados à anfíbios nas restingas brasileiras, só tiveram início em 1966 com estudos sobre o gênero *Phyllodytes* (Bokermann 1966). No final dos anos 80, algumas espécies de bromélias foram reconhecidas como

potenciais reservatórios de água doce nas restingas e, conseqüentemente, abrigos para anfíbios e outros organismos (Brito-Pereira et al. 1988; Silva et al. 1988). Uma primeira aproximação a uma lista de espécies de anuros de restinga no Brasil pode ser encontrada no estudo de Brito-Pereira et al. (1988) na restinga de Maricá (14 espécies listadas). Uma vez que algumas espécies de anfíbios utilizam frequentemente as bromélias no ambiente de restinga, as espécies de anuros associadas a bromélias foram classificadas em espécies “bromelícolas” (aquelas que utilizam as bromélias no decorrer de sua atividade diária, mas não dependem destas plantas para completar o ciclo de vida) e espécies “bromelígenas” (aqueles anuros vivendo restritamente associados às bromélias e que dependem destas plantas para completar o ciclo de vida) (Peixoto 1995). Esta classificação foi um importante passo para o entendimento das relações entre anfíbios e bromélias e para o aumento nos estudos sobre estes vertebrados em restingas.

Nesta revisão, nós apresentamos uma compilação de dados, coletados de artigos publicados a partir de 1966. Utilizando as informações disponíveis, nós buscamos responder as seguintes perguntas: (1) Como as espécies de anuros estão distribuídas ao longo da costa do Brasil? (2) Podemos definir padrões que moldam esta distribuição? (3) Onde estão as espécies endêmicas nas restingas? (4) O que podemos generalizar sobre o uso do microhabitat por anuros neste ecossistema? (5) Em que extensão conhecemos o uso de recursos alimentares pelas espécies de anuros nas restingas brasileiras?

2.2 Material e métodos

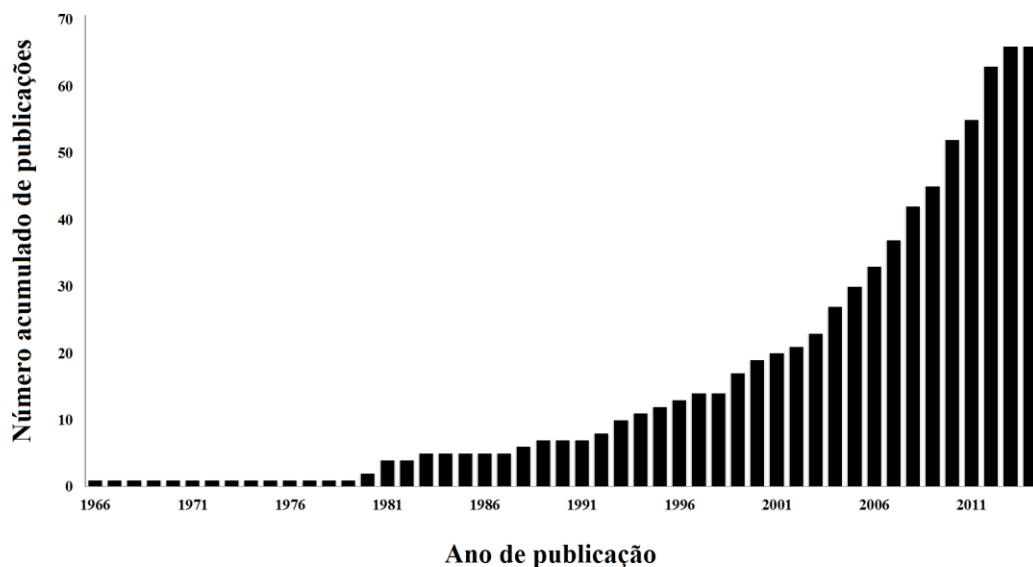
Nesta revisão bibliográfica, consideramos apenas os artigos sobre anfíbios anuros em ecossistemas de restinga, publicados em revistas indexadas (Notas Científicas não foram incluídas). Realizamos as buscas nas seguintes bases de dados: Web of Science, SciELO, Scopus, Google Scholar e CAPES. Em todos os casos, nós usamos as seguintes combinações de palavras chave: (amphib* OR anur* OR anfib* OR herpet* OR girin* OR tadpol*) AND ("sand dun*" OR restinga OR "coastal plain*" OR "lowland* forest*"). Adicionalmente às bases de dados, nós consideramos os artigos encontrados nos arquivos pessoais, bem como do

Laboratório de Ecologia de Vertebrados (UERJ) (e as referências neles contidas). As buscas por artigos tiveram início em 15 de junho de 2013 e foram concluídas no final do mês de janeiro de 2014. Usamos a classificação taxonômica adotada por Frost (2014). Nas análises dos dados, consideramos apenas aqueles artigos que informavam as coordenadas geográficas ou caracterizavam a área de estudo como sendo ambiente de restinga. Consideraremos como “restinga” toda a formação de depósitos arenosos litorâneos, cuja vegetação seja relacionada à Mata Atlântica.

2.3 Resultados e discussão

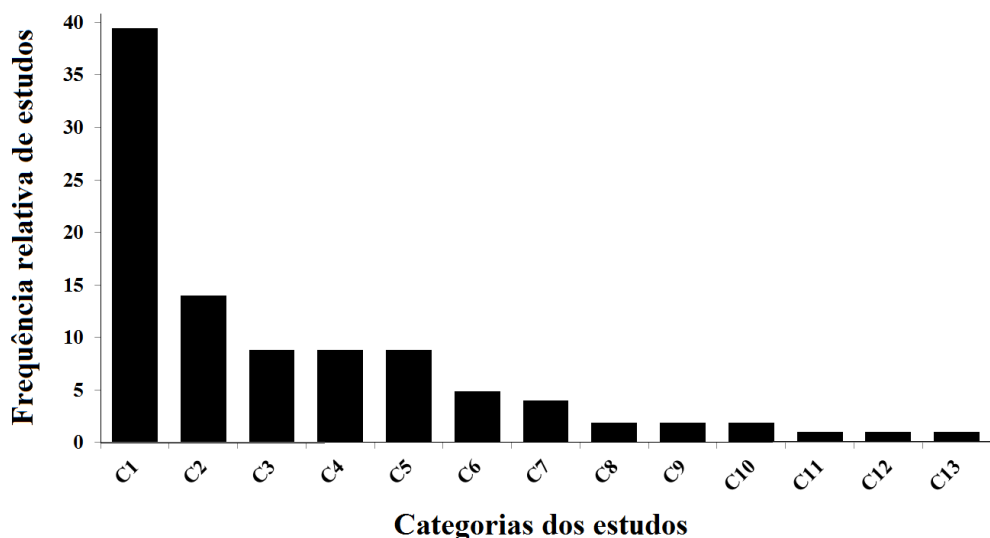
Nós encontramos 63 artigos publicados sobre anfíbios nas restingas do Brasil em um período de 48 anos (1966-jan/2014) (Figura 6). O número de publicações sobre anuros em áreas de restinga cresceu significativamente na última década (2004-2014) (59%; N = 37), sendo maior do que a soma de estudos publicados nas décadas anteriores (1966-2003).

Figura 6 - Número acumulado de publicações sobre anfíbios anuros considerando o conjunto de restingas ao longo do litoral brasileiro, desde 1966 até janeiro de 2014.



Agrupamos os artigos encontrados em categorias de acordo com o assunto abordado nos mesmos (comunidade, uso do habitat, dieta, reprodução, descrição de espécies, distribuição geográfica, revisão de literatura, predação, efeitos do fogo, conservação, comportamento, metodologia, dispersão e fisiologia). De forma geral, os estudos abordaram mais de um tema no mesmo artigo (e.g. “comunidade e reprodução” ou “reprodução e uso do hábitat”) (Figura 7) Os estudos sobre comunidades foram os mais abundantes entre as publicações analisadas (41%), seguidos por uso do hábitat, dieta, reprodução e descrição de espécies. Os estudos de comunidades, essencialmente, trataram da composição de espécies e, com raras exceções (e.g. Carvalho-e-Silva et al. 2000; Mesquita et al. 2004; Bittencourt-Silva e Silva 2013), não reportaram quais fitofisionomias foram amostradas nas restingas (e.g. aberta de clúsia, pós praia, brejos, mata de restinga ou outras formações presentes). Os outros temas (e.g. predação, conservação, comportamento) foram pouco frequentes nos trabalhos encontrados em nossa busca (e.g. Eterovick 1999; Rocha et al. 2008). Embora as publicações existentes sejam de considerável importância para o conhecimento sobre os anfíbios em restingas, estas questões ainda pouco exploradas devem ser contempladas em estudos futuros, a fim de minimizar este déficit.

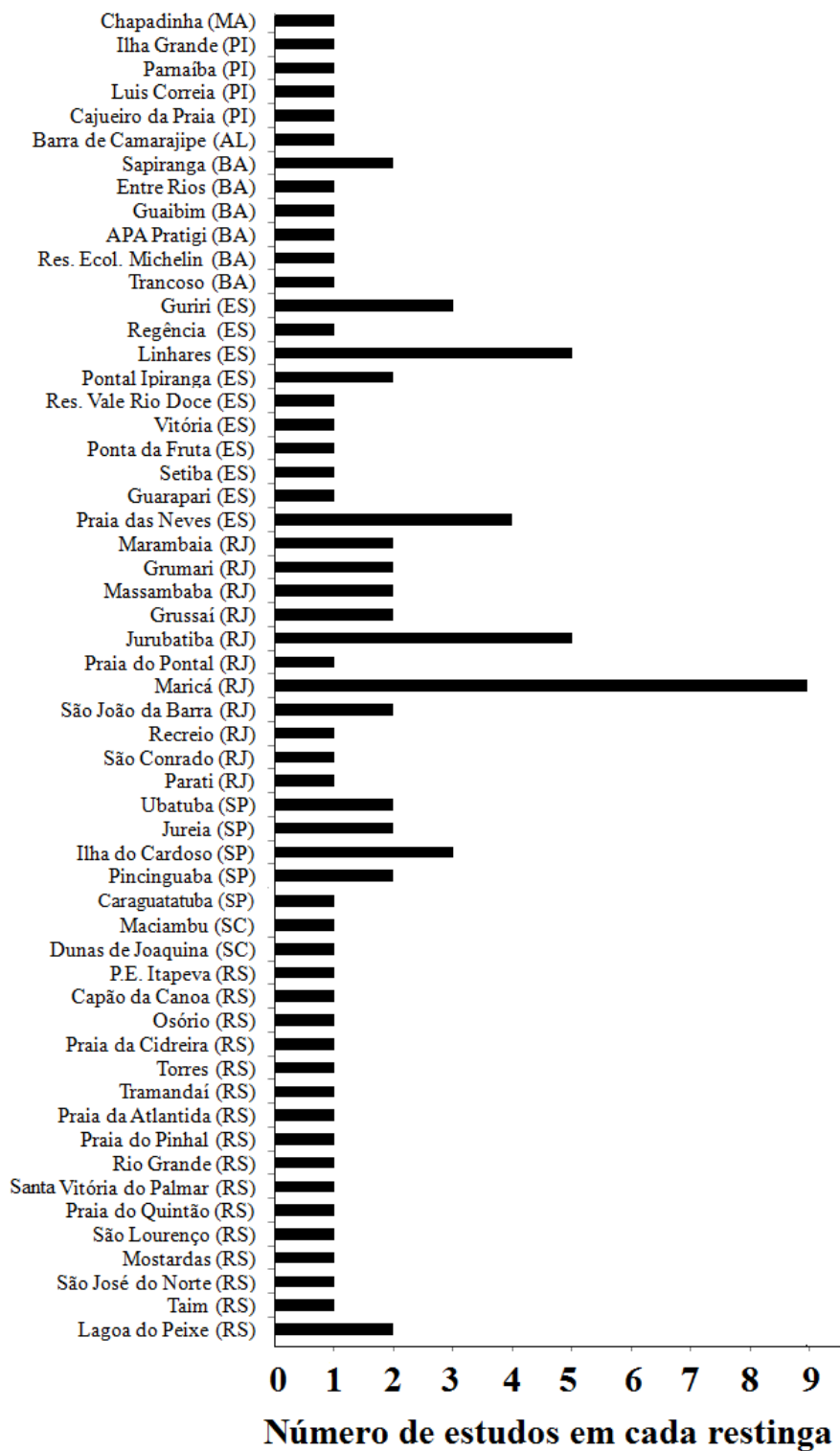
Figura 7 - Frequência relativa de categorias de assuntos abordados nos diferentes estudos sobre anfíbios anuros em restingas.



Legenda: (C1): comunidade, (C2): uso do hábitat, (C3): dieta, (C4): reprodução (C5): descrição de espécies, (C6): distribuição geográfica, (C7): revisão de literatura, (C8): predação, (C9): efeitos do fogo, (C10): conservação, (C11): comportamento, (C12): metodologia, (C13): dispersão.

Os estudos com anfíbios em restingas estão concentrados em regiões restritas do Brasil, com maioria dos estudos publicados com dados coletados na região sudeste do Brasil (N = 58), seguidos pela região sul (N = 19) e norte/nordeste (N = 13) (Figura 8). Entretanto, é preciso lembrar que muitos autores publicaram dados coletados em mais de uma restinga (e.g. Rocha et al. 2008). A restinga da Barra de Maricá (RJ) teve o maior número de estudos de anuros publicados (N = 9), seguido pela restinga de Jurubatiba (RJ) e de Linhares (ES) (N = 6, em cada localidade). Nenhum estudo sobre anfíbios em restinga foi encontrado nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Sergipe e Paraná.

Figura 8 - Número de estudos publicados (quando presente) sobre anfíbios anuros nas restingas do Brasil.



A concentração de estudos no sudeste e a sua ausência em alguns Estados do Brasil deve estar relacionada a fatores como, dentre outros, a falta de segurança para os trabalhos de campo ou ausência de uma linha de pesquisa direcionada à biologia de anfíbios nas Universidades próximas a estas restingas. Somado a estes fatores, muitas restingas em considerável estado de conservação estão em propriedades privadas (e.g. a restinga de Praia das Neves, no Sul do estado do Espírito Santo – inserida nas propriedades da Ferrous Mineradora; a restinga de Conceição da Barra, no norte do Espírito Santo – ocupada por pequenas propriedades particulares; as restingas do norte da Bahia que foram ocupadas por *Resorts* e mais recentemente pela Rodovia BA 099), fato que dificulta o acesso e às ainda protegidas porções da restinga. Além disso, muitos fragmentos, embora sejam propriedades do Governo, não estão incluídos em áreas protegidas (e.g. restingas do litoral do estado do Paraná) tornando os trabalhos inseguros durante a noite.

Contabilizamos um total de 145 espécies de anfíbios anuros pertencendo a 12 famílias nas restingas brasileiras (Apêndice B). A família Hylidae agregou o maior número de espécies (N = 71) enquanto Aromobatidae, Craugastoridae, Ceratophrydae e Ranidae foram as famílias menos representativas, com apenas uma espécie registrada para cada família. Este era um resultado esperado e reflete um padrão observado individualmente nos estudos em restingas (e.g. Bastazini et al. 2007; Colombo et al. 2008; Zina et al. 2012). A diversidade de modos reprodutivos das espécies na família Hylidae (Haddad e Prado 2005), combinada à características ecológicas, evolutivas e morfológicas destas espécies são prováveis fatores responsáveis pela abundância de espécies desta família (Wells 2007).

Nós encontramos algumas tendências na distribuição das espécies de anuros com ocorrência registrada ao longo das 56 restingas amostradas (Figura 8). Doze espécies de anuros foram reportadas apenas para as restingas do norte da costa brasileira, entre as latitudes 02° e 03°, como por exemplo de *Leptodactylus* gr. *natalensis* e *Leptodactylus troglodytes* (Figura 9 e 10). Por outro lado, 21 espécies de anuros foram encontradas na região sul do Brasil, sendo que duas destas, *Ceratophrys ornata* e *Leptodactylus latinasus*, foram registradas apenas nas restingas do extremo sul do Brasil, entre as latitudes 31° e 32° (Figura 9). Na região sudeste encontramos a maior concentração de espécies (N = 58; 38%). Restrições na distribuição de espécies podem estar associadas a muitos fatores

bióticos, abióticos e históricos (Cerqueira 1995). Adicionalmente, cada restinga possui uma diferente idade e processo de colonização (Cerqueira 2000; Rocha et al. 2003), e portanto, a composição das espécies de cada localidade teve diferentes períodos de formação. Desta forma, a distribuição das espécies de anfíbios anuros nos ecossistemas de restinga, são, provavelmente, processos envolvendo a história natural das espécies combinada a processos de colonização/extinção, que regem a sua biogeografia, incluindo a presença de degradação ambiental causada pelo homem. É preciso considerar ainda a presença de barreiras geográficas que possivelmente interferem na distribuição geográfica de muitas espécies de anfíbios (e.g. Vasconcelos et al. 2014). De fato observamos uma considerável mudança na distribuição das espécies na altura da latitude 19°, onde está localizada a Bacia do Rio Doce, considerada para muitos grupos de vertebrados como barreira geográfica (e.g. Pellegrino et al. 2005), onde 40% (N = 61) das espécies de anuros registradas nas restingas, ocorrem abaixo desta região (Figura 9). As espécies de anuros registradas no maior número de restingas ao longo da costa brasileira foram *Leptodactylus latrans* - Leptodactylidae (encontrada em 24 restingas) e *Scinax alter* – Hylidae (encontrada em 15 restingas). Entretanto, quando analisamos a distribuição geográfica destas espécies encontramos um cenário caracterizado por uma distribuição relativamente restrita em termos de extensão latitudinal ou de regiões do Brasil (Figura 9). *Leptodactylus latrans*, por exemplo, possui registros exclusivamente na região sul do Brasil (entre as latitudes 25° e 27°). Por outro lado, algumas espécies como *Dendropsophus minutus*, *Physalaemus cuvieri*, *Pseudopaludicola falcipes* e *Scinax x-signatus* apresentaram uma ampla distribuição ao longo da costa (Figuras 9 e 10). É possível que estas espécies amplamente distribuídas constituam complexos de espécies, como, por exemplo, as espécies do gênero *Rhinella* do grupo *granulosa* recentemente desmembrado (Narvaes e Rodrigues 2009). Coletas em áreas ainda não amostradas e revisões taxonômicas destes grupos irão esclarecer as dúvidas existentes sobre a identidade taxonômica destas espécies.

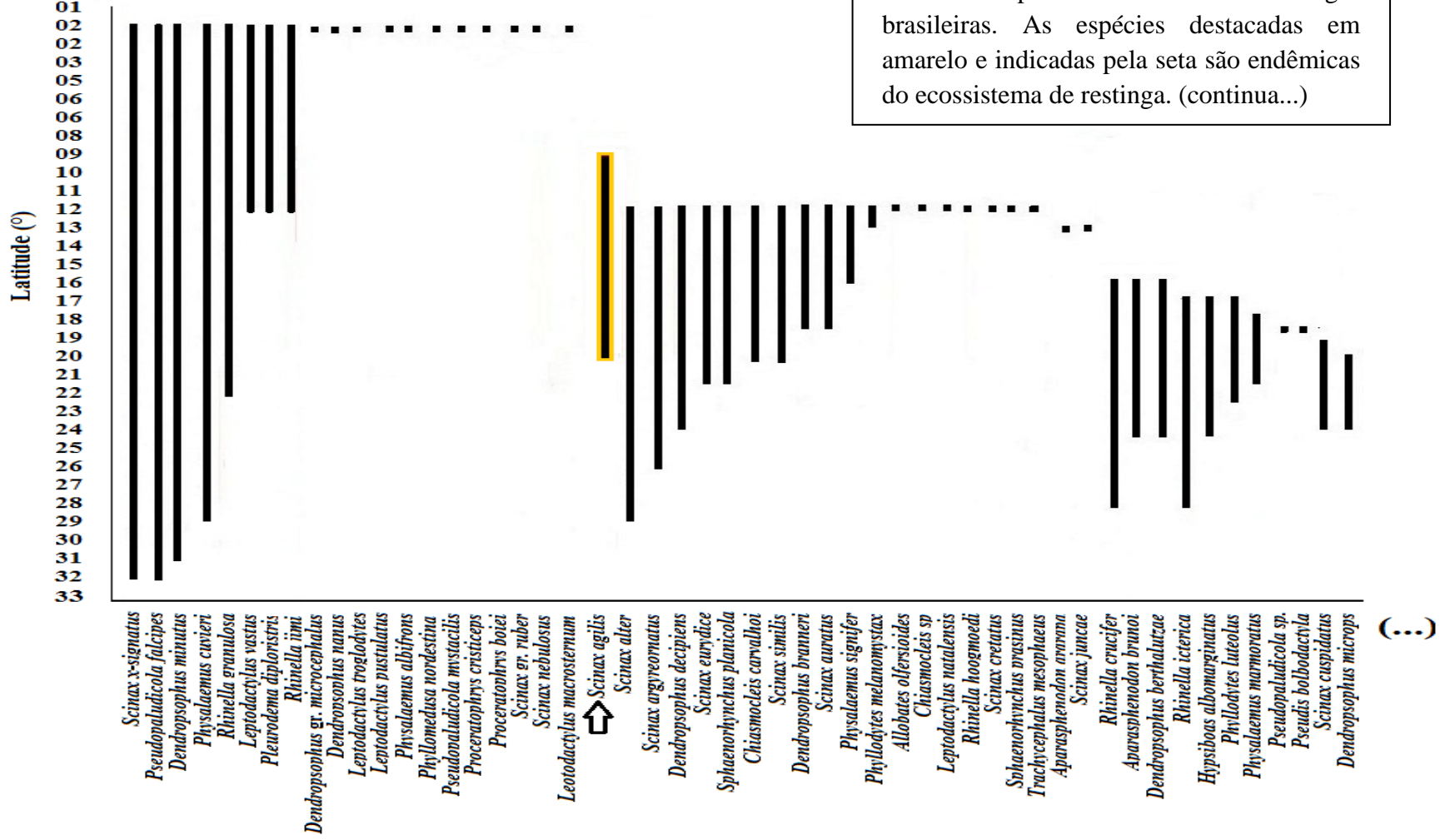


Figura 9 - Distribuição latitudinal de diferentes espécies de anfíbios nas restingas brasileiras. As espécies destacadas em amarelo e indicadas pela seta são endêmicas do ecossistema de restinga. (continua...)

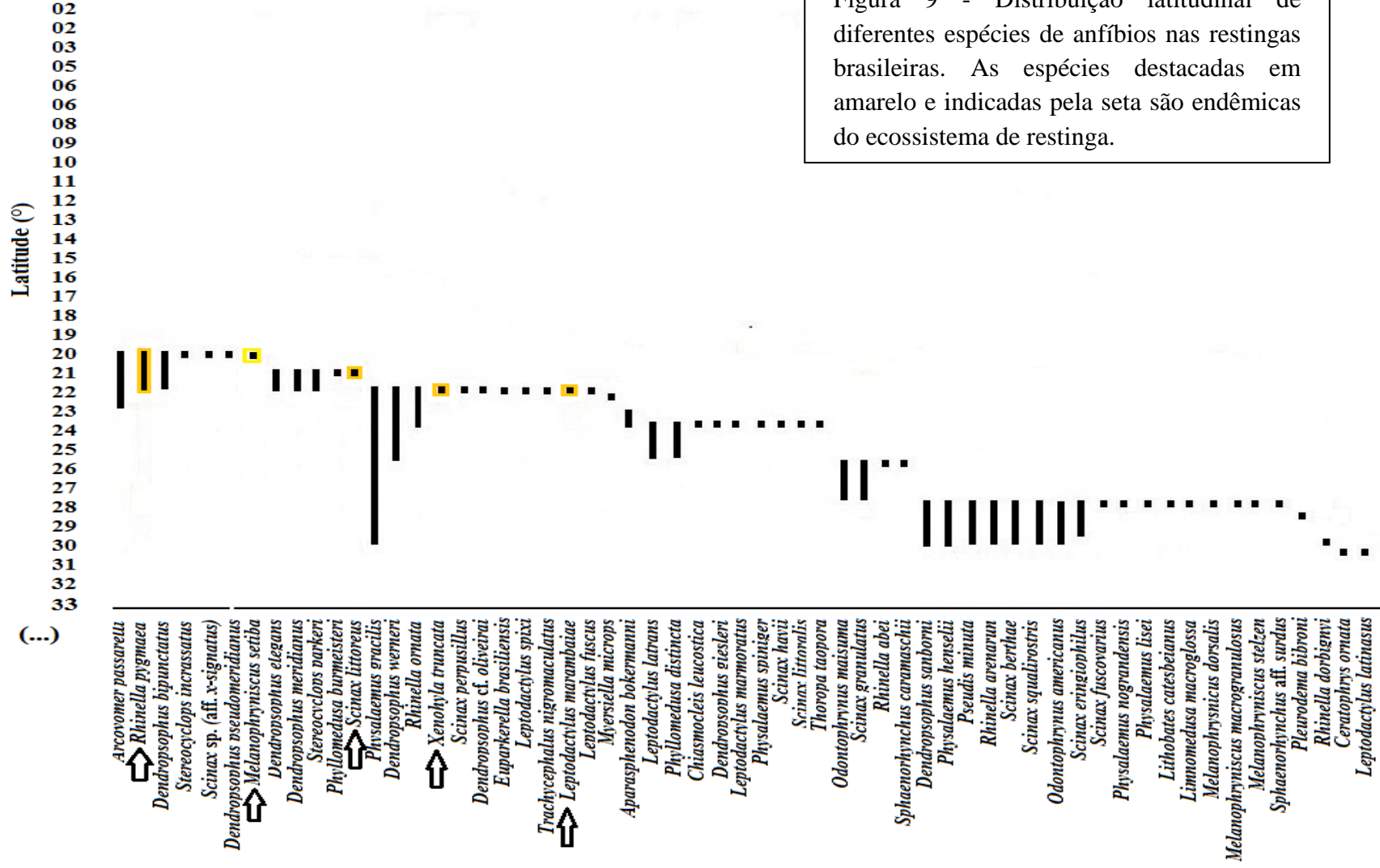
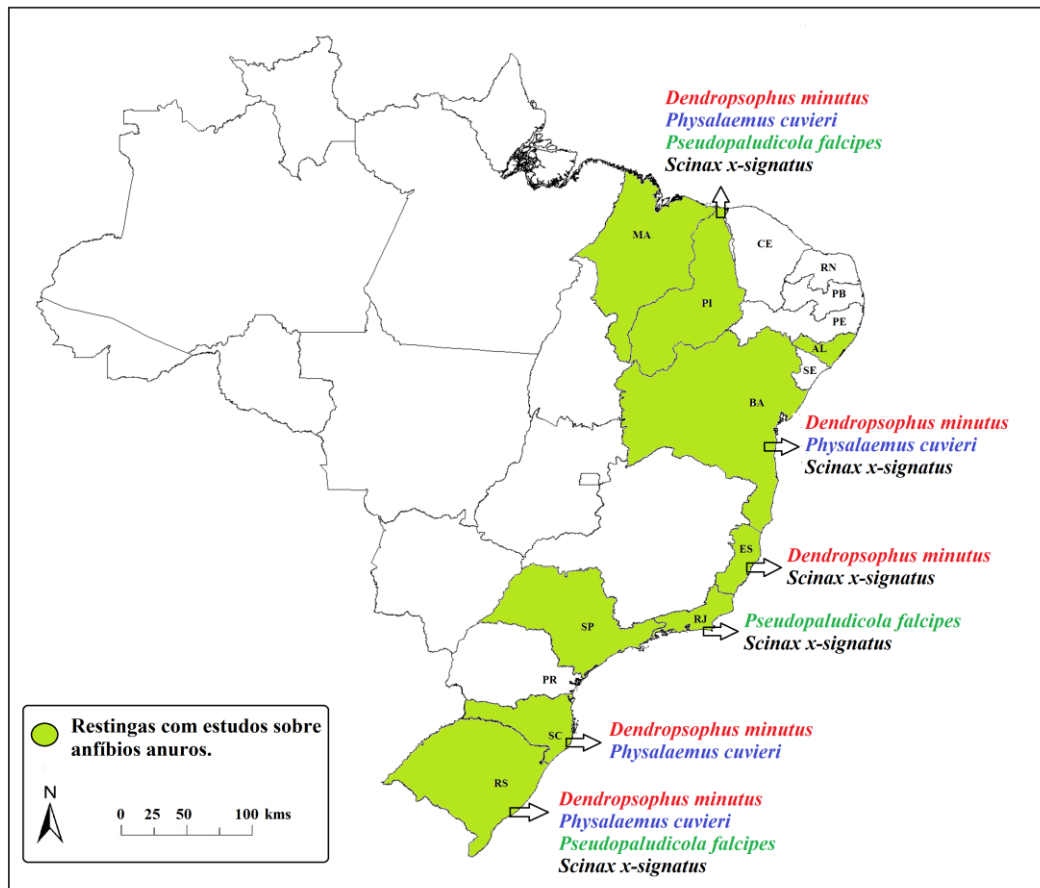


Figura 9 - Distribuição latitudinal de diferentes espécies de anfíbios nas restingas brasileiras. As espécies destacadas em amarelo e indicadas pela seta são endêmicas do ecossistema de restinga.

Figura 10 - Estados brasileiros com estudos nas restingas sobre anfíbios anuros (verde) e as espécies com a maior distribuição latitudinal.



As restingas brasileiras abrigam seis espécies de anuros endêmicas deste ecossistema: *Xenohyla truncata* (Rocha et al. 2005; Frost 2011), *Scinax agilis* (Cruz e Peixoto 1982; Toledo 2005), *Scinax littoreus* (Rocha et al. 2005), *Rhinella pygmaea* (e.g. Carvalho e Silva et al. 2000), *Leptodactylus marambaiae* (Izecksohn e Carvalho e Silva 2001) e *Melanophryniscus setiba* (Peloso et al. 2012). Dentre estas, *L. marambaiae* (Restinga da Marambaia, RJ) e *M. setiba* (Restinga de Setiba) apresentam registros apenas para a localidade tipo. Cinco das seis espécies de anuros endêmicas ao longo da costa do Brasil possuem distribuição restrita a porção sudeste e sul, entre as latitudes 18° e 29° S (considerando o limite norte do Espírito Santo e limite sul de Santa Catarina). Entre estas localidades, encontramos porções da Floresta Atlântica denominada Corredor Central da Mata Atlântica e Corredor da Serra do Mar (entre as latitudes 16° S e 24° S) (Rocha et al. 2003). Rocha e colaboradores (2005) sugerem que vertebrados endêmicos, incluindo os anfíbios, tendem a se concentrar em localidades inseridas em corredores ecológicos e, em muitos casos, são restritas a

eles. De fato, o maior fragmento de Floresta Atlântica ocorre no Corredor da Serra do Mar (Ribeiro et al. 2009). Portanto, a presença destas espécies restritas a estas porções de floresta, pode estar relacionada aos processos históricos já mencionados, ou ainda à degradação que pode ter removido áreas de restinga ao longo da costa, eliminando espécies antes que fossem reconhecidas.

A literatura ainda reporta a ocorrência de uma espécie invasora, *Lithobates catesbeianus*, no Parque Estadual de Itapeva no Rio Grande do Sul (Colombo et al. 2008). *Lithobates catesbeianus* é uma espécie exótica invasora que pode facilmente se adaptar a variados climas e ambientes (Hayes e Jennings 1985). A mais séria consequência da presença de *L. catesbeianus* nas florestas brasileiras é a competição por recursos com as espécies nativas (Hayes e Jennings 1985) e a predação (Smith 2010), que devem interferir consideravelmente nas populações locais. Informações sobre a estrutura das comunidades, tais como os recursos alimentares disponíveis e usados, o período de atividade e forrageamento, o uso do habitat ou a distribuição espacial das espécies, devem elucidar importantes questões no monitoramento de espécies exóticas, como *L. catesbeianus*.

O uso do microhabitat por anfíbios anuros foi o segundo assunto mais recorrente na literatura disponível sobre restingas. Entretanto, este número ainda deve ser considerado insuficiente diante do percentual de espécies estudadas neste aspecto. Das 145 espécies com ocorrência nas restingas brasileiras, nós encontramos dados de uso do habitat para 24 delas (17%) (Tabela 2). Dentre os microhabitats mencionados, as bromélias foram aqueles preferencialmente utilizados pelos anuros (N = 19, 80% das espécies com registros de microhabitat), seguidos por outros microhabitats menos registrados nas publicações, como o folhiço, ou a vegetação aquática (Tabela 2). Embora estas sejam as informações disponíveis na literatura, é certo que o número de espécies de anuros utilizando bromélias em algum estágio de vida seja superior, considerando a grande quantidade de espécies dependentes de bromélias para a reprodução com ocorrência nas restingas (Haddad e Prado 2005). A bromélia mais comumente utilizada por anuros foi *Aechmea blanchetiana*, uma espécie de grande porte, comum em restingas (Cogliatti-Carvalho et al. 2010). A hipótese frequentemente adotada para explicar o maior uso de bromélias por anfíbios é a habilidade dos indivíduos de usarem as plantas com melhores características, em termos de arquitetura e organização das folhas (Schneider e Teixeira 2001) como o número

de folhas, formato e tamanho da bromélia (Mesquita et al. 2004; Oliveira e Rocha 1997), ou a capacidade de reservar água (Cogliatti - Carvalho et al. 2010). Desta forma, anfíbios devem selecionar características diferentes em espécies de bromélias que são mais favoráveis e complementares às suas necessidades, de modo que o conjunto de características morfológicas e fisiológicas devem interagir para determinar o grau de associação entre anuros e bromélias em restinga (Eterovick 1999; Silva et al. 2011). O fato de que espécies de anfíbios com tamanhos maiores (por exemplo, *Aparasphenodon brunoii*) geralmente usam plantas maiores, como *Aechmea lingulata*, para o abrigo durante o dia (Teixeira et al., 2002) apoia esta ideia. No entanto, ainda não sabemos se há uma relação positiva e significativa entre o tamanho do corpo das espécies de anfíbios e o tamanho da bromélia preferencialmente utilizada.

As bromélias podem ser utilizadas pelos anuros ainda como abrigo contra predadores, para buscar condições microclimáticas favoráveis, para o forrageio e para a reprodução (Giaretta 1996; Alves-Silva e Silva 2009; Silva et al 2011). *Phyllodytes luteolus*, por exemplo, utiliza mais frequentemente as bromélias localizadas na porção sombreada da restinga (Teixeira et al. 1997), onde as temperaturas permanecem mais baixas em relação à temperatura ambiente e há maior umidade no interior das rosetas, uma condição fundamental para a sobrevivência de anfíbios. Os microhabitats utilizados estão também relacionados aos modos reprodutivos de cada espécie, além das características morfológicas e fisiológicas de cada grupo adaptadas às características do ambiente em que vivem (Haddad e Prado 2005). Entretanto, nem todas as espécies de anuros se reproduzem ao longo de todo o ano [reprodução prolongada (Wells 1977)], e, portanto, no restante do ano estas espécies podem utilizar variados tipos de microhabitats para atividades de forrageio ou simplesmente termorregulação. Adicionalmente, temos que considerar que os estudos com anfíbios nas restingas foram, em geral, realizados nas porções alagadas ou com grande concentração de bromélias, locais estes com maior probabilidade de captura de anuros, o que pode estar limitando o conhecimento sobre a estrutura da comunidade em relação ao uso do habitat.

Tabela 2 - Tipos de microhábitats utilizados pelas espécies de anfíbios anuros no ecossistema de restinga no Brasil.

Espécie de Anfíbio	Microhábitat Utilizado	Spp de bromélia utilizada
<i>Aparasphenodon bruno</i>	Bromélia	<i>Aechmea blanchetiana</i>
	Bromélia Árvores Troncos Lianas Cactáceas	<i>Aechmea nudicaulis</i>
<i>Aparasphenodon ararapa</i>	Bromélia	sp não informada
<i>Dendropsophus berthaltzae</i>	Bromélias Sobre vegetação	sp não informada
<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i>	Folhíço	
	Bromélia	sp não informada
<i>Gastroteca fissipes</i>	Bromélia	<i>Aechmea blanchetiana</i>
<i>Hypsiboas albomarginatus</i>	Arbustos Bromélia Sobre vegetação	<i>Aechmea lingulata</i>
<i>Hypsiboas semilineata</i>	Sobre vegetação Bromélia Bromélia	<i>Aechmea lingulata</i> <i>Aechmea nudicaulis</i>
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Bromélia Margem riacho	<i>Aechmea blanchetiana</i>
<i>Leptodactylus pustulatus</i>	Margem riacho	
<i>Phyllodytes luteolus</i>	Bromélia	<i>Aechmea nudicaulis</i> <i>Vriesea neoglutinosa</i>
	Bromélia Bromélia	<i>Vriesea procera</i> <i>Aechmea blanchetiana</i>
<i>Phyllodytes melanomystax</i>	Bromélia	sp não informada
<i>Pseudis minuta</i>	Vegetação aquática	
<i>Rhinella pygmaea</i>	Sobre vegetação	<i>Vriesea neoglutinosa</i>
<i>Rhinella granulosa</i>	Bromélia Bromélia Bromélia Bromélia	<i>Aechmea saxicola</i> <i>Hohenbergia augusta</i> <i>Aechmea blanchetiana</i>

	Bromélia	<i>Aechmea nudicaulis</i>
<i>Scinax agilis</i>	Bromélia	sp não informada
	Sobre vegetação	
	Bromélia	<i>Neoregelia cruenta</i>
		<i>Aechmea blanchetiana</i>
<i>Scinax auratus</i>	Bromélia	<i>Aechmea nudicaulis</i>
<i>Scinax argyreornatus</i>	Bromélia	sp não informada
<i>Scinax cuspidatus</i>	Bromélia	sp não informada
	Sobre vegetação	
<i>Scinax juncae</i>	Arbustos	
	Margem riacho	
	Bromélia	sp não informada
<i>Scinax littoreus</i>	Bromélia	<i>Neoregelia cruenta</i>
<i>Scinax perpusillus</i>	Bromélia	sp não informada
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	Vegetação aquática	
<i>Xenohyla truncata</i>	Bromélia	<i>Neoregelia cruenta</i>
		<i>Aechmea bromeliifolia</i>
	Bromélia	<i>Aechmea nudicaulis</i>

O uso de recursos alimentares por anuros foi uma das questões menos elucidadas para anfíbios nas restingas do Brasil. Em 48 anos, apenas sete publicações registraram os itens alimentares consumidos para um total de 10 espécies (Tabela 3). Esses estudos foram realizados apenas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo.

Tabela 3 - Lista das presas consumidas por espécies (N e volume em %) com base em estudos realizados em restingas de 1966 até janeiro de 2014 (continua)

Presas	X.T.(1)	R.G. (2)	A.B. (3)	P.B. (4)	D.M. (5)	H.S. (6)	S.A. (7)	S.P. (8)	R.P. (9)	P.L. (10)
							1 -			
Acari	-	VNI	-	-	-	-	0.006 (%)	-	1 - 2.4 (%)	1.5 - 0.1 (%)
Araneae	-	-	VNI	6 - 8.9 (%)	VNI	3	3 - 81.3 (%)	-	-	0.3 - 0.7 (%)
Blattodea	VNI	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blattodea (larvae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			5 -							
Coleoptera	VNI	26.7 - 8.8. (%)	2023.6 (%)	32 - 37.5 (%)	-	5	-	-	-	-
Coleoptera (larvae)	-	3.3 - 0.3 (%)	-	3 - 5.4 (%)	-	-	-	-	-	0.1 - 0.1 (%)
Crustacea (Isopoda)	-	3.3 - 91.9 (%)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratofagia (pele de anuro)	-	3,3	-	VNI	-	-	-	-	-	-
Coleoptera (Elateridae)	-	-	-	-	-	-	3 - 10.5 (%)	-	-	0.3 - 1 (%)
Coleoptera (Curculionidae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2 - 0.5 (%)
Diptera	VNI	-	-	90 - 50 (%)	9	-	4 - 85.6 (%)	-	-	0.1 - 0.1 (%)
Diptera (larvae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1 - 0.1 (%)
Dyctioptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1 - 0.4 (%)
Hymenoptera (Forminidae)	VNI	96.7 - 91.9 (%)	-	2 - 3.6 (%)	VNI	-	3 - 10.5 (%)	1 - 0.09 (%)	65 - 591.7 (%)	61.6 - 59 (%)
Hymenoptera (outros)	-	-	-	-	-	-	4 - 11.6 (%)	-	-	0.2 - 0.2 (%)
Hemiptera	VNI	-	-	58 - 32.2 (%)	-	-	2 - 62.8 (%)	-	-	0.1 - 0.1 (%)

Homoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2 - 0.2 (%)
Isoptera	-	VNI	-	1 - 1.8 (%)	VNI	-	4 - 7.5 (%)	-	-	32.5 - 34.7 (%)
Isopoda	-	-	-	-	-	-	VNI	-	-	-
Larvae	-	-	VNI	-	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera	VNI	-	-	5 - 7.1 (%)	-	-	1 - 181 (%)	-	-	0.1 - 0.2 (%)
Lepidoptera (larvae)	VNI	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mollusca (Gastropoda)	-	-	-	3 - 5.4 (%)	-	-	-	-	-	0.1 - 0.1 (%)
Myriapoda (diplopoda)	-	VNI	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata	VNI	-	-	1 - 1.8 (%)	-	-	-	-	-	0.1 - 0.1 (%)
Odonata (larvae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1 - 0.1 (%)
Orthoptera	VNI	-	-	1 - 1.8 (%)	-	-	1 - 22.1 (%)	-	-	0.2 - 0.1 (%)
Orthoptera (larvae)	VNI	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ovos de insetos	-	-	-	-	-	-	15 - 0.02 (%)	-	-	-
Pseudoscorpiones	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2 - 0.1 (%)
Restos vegetais	-	3.3	-	-	-	-	-	-	-	-

Legenda: VNI: Valor Não Informado; X.T. = *Xenohyla truncata*; R.G. = *Rhinella granulosa*; A.B. = *Aparasphenodon brunoi*; P.B. = *Pseudis bolbodactyla*; D.M. = *Dendropsophus meridianus*; H.S. = *Hypsiboas semilineatus*; S.A. = *Scinax alter*; S.C. = *Scinax cuspidatus*; S.P. = *Sphaenorhynchus planicola*; R.P. = *Rhinella pygmaea*; P.L. = *Phyllodytes luteolus*.

Fonte: (1) = Silva et al. 2006 e Silva e Brito_Pereira, 2006; (2) = Teixeira et al. 1999; (3, 5, 6, 7, 8, 9) = Van Sluys et al. 2004; (4) = Teixeira et al. 2004; (7) = Rocha et al. 2008; (10) Ferreira et al. 2012; (7) = Rocha et al. 2008.

Os anuros das restingas brasileiras alimentaram-se de uma grande variedade de presas (29 ordens) e, de forma rara, de material vegetal), sendo Hymenoptera o item mais frequentemente consumido, principalmente da família Formicidae (Tabela 3). De acordo com os dados disponíveis, a maioria das espécies é generalista, como por exemplo, de *P. luteolus*, que se alimenta de uma grande variedade de itens (19 itens), enquanto uma única espécie, *Xenohyla truncata*, é onívora. O primeiro estudo que analisou o conteúdo estomacal de anuros em restingas (Silva et al. 1989) relatou o consumo de material vegetal (frutos e outras partes da planta) pelo hilídeo *Xenohyla truncata* na restinga de Maricá, no Rio de Janeiro. Além de consumir artrópodes, que compuseram a maior parte de sua dieta, *Xenohyla truncata* ingeriu os frutos mais abundantes na restinga (Silva et al. 2006). O conhecimento sobre os padrões de uso de recursos por uma espécie é uma propriedade fundamental em sistemas ecológicos (Winemiller e Pianka 1990). Há um consenso de que uma descrição adequada da utilização de recursos alimentares por espécies de vertebrados depende também da informação sobre os recursos disponíveis no hábitat (e.g., Pianka 1973; Toft 1980; 1981), no entanto, pouco esforço tem sido dispendido nesse sentido ao analisar os estudos com anuros de restingas. Com exceção do estudo sobre *X. truncata* (Silva et al. 2006), nenhum outro comparou a disponibilidade de alimentos no ambiente de restinga com os itens encontrados nos estômagos de espécies de anuros. Respostas importantes podem surgir pela análise desta disponibilidade, como, por exemplo, o método de forrageamento de cada espécie. Apesar de a maioria dos anfíbios ser considerada generalista e oportunista em relação aos hábitos alimentares, existem diferenças nos métodos de forrageamento, em que as espécies podem ser classificadas como "forrageadores senta e espera (a maioria) ou forrageadores ativos" (Duellman e Trueb 1986). Embora tenhamos informações importantes sobre o uso de recursos em restingas brasileiras, ainda há uma enorme quantidade de espécie sem qualquer informação sobre as atividades de forrageamento (considerando que apenas 6,5% das espécies que ocorrem em restingas foram estudadas em relação à dieta). Além disso, ainda há muito a ser feito para chegar a um entendimento consistente de questões relacionadas a nichos alimentares em áreas de restinga.

Nesta revisão, nós vemos o quão limitado o conhecimento é sobre a fauna de anfíbios em restingas brasileiras. O pouco conhecimento existente sobre

anfíbios anuros está concentrado em poucas áreas do sudeste e em menor número no sul do Brasil. Embora as informações sejam limitadas, é possível observar que além existe uma elevada riqueza de espécies nestes ecossistemas, quando comparados aos demais ecossistemas associados à Mata Atlântica. Além das espécies com ocorrência em demais biomas brasileiros, existem ao menos seis espécies endêmicas ao ecossistema de restinga. Desta forma, aumentar o nosso conhecimento sobre a anurofauna que ocorre nos remanescentes e restinga restantes e ainda preservados é fundamental para que políticas de proteção possam ser criadas e adotadas.

2.4 Referência bibliográfica

ADLER K. Contributions to the History of Herpetology. 1° World Congress Herpetology, Cornell University, Now York. 1989.

ALVES-SILVA, R e SILVA, H.R. Life in bromeliads: Reproductive behavior and the monophyly of the *Scinax perpusillus* group (Anura: Hylidae). Journal of Natural History 43:205-217. 2009.

ARAÚJO, D.S.D. Vegetation types of sand coastal plains of Tropical Brasil: A first approximation. In: Seeliger (ed). Coastal plant communities of Latin America. Academic Press, New York. 392p. 1992.

BASTAZINI, C.V.; MUNDURUCA, J.F.V.; ROCHA, P.L.B.; NAPOLI, M.F. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. Herpetologica 63 (4): 459-471. 2007.

BITTENCOURT-SILVA, G.B. e SILVA, H.R. Insular anurans (Amphibia: Anura) of the coast of Rio de Janeiro, Southeast, Brazil. Check List 9(2): 225–234. 2013.

BOKERMAN, W.C.A. O gênero *Phyllodytes* Wagler, 1830 (Anura, Hylidae). Anais da Academia Brasileira de Ciências 38 (2): 335-344. 1966.

BRITTO-PEREIRA, M.C.; CERQUEIRA, R.; SILVA, H.R., CARAMASCHI, U. Anfíbios anuros da restinga de Maricá – RJ: levantamento e observações sobre a atividade reprodutiva das espécies registradas. An. Sem. Reg. Ecol. São Carlos, VI: 295-306. 1988.

- CARAMASCHI, U.; ORRICO, V.G.D.; FAIVOVICH, J.; DIAS, I.R.; SOLE, M. A New Species of (Anura: Allophrynidae) from the Atlantic Rain Forest Biome of Eastern Brazil. *Herpetologica* (Austin, TX), 69: 480-491. 2013.
- CARVALHO e SILVA S.P.; IZECKSOHN, E., CARVALHO e SILVA, A.M.P.T. Diversidade e ecologia de anfíbios em restingas do sudeste brasileiro. P.89-97. In: ESTEVES, E.A., LACERDA L.D. (eds.). *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. Macaé, Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. 2000.
- CARAMASCHI, U.; SILVA, H.R.; BRITTO-PEREIRA, M. A New Species of *Phyllodytes* (Anura, Hylidae) from Southern Bahia, Brazil. *Copeia*, 1992(1): 187-191. 1992.
- CARAMASCHI, U.; ORRICO, V.G.D.; FAIVOVICH, J.; DIAS, I.R.; SOLE, M. A New Species of (Anura: Allophrynidae) from the Atlantic Rain Forest Biome of Eastern Brazil. *Herpetologica* (Austin, TX), (69): 480-491. 2013.
- CERQUEIRA, R. Determinação de distribuições potenciais de espécies. *Oecologia brasiliensis* 2:141-161.1995.
- CERQUEIRA, R. Biogeografia das Restingas. In: ESTEVES, F.A.; LACERDA, L.D. *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil. 65-67. 2000.
- COCHRAN, D.M. Frogs of Southeastern Brazil. United States National Museum, Bulletin 206. Washington, D.C. 1955.
- COGLIATTI- CARVALHO, L.; ROCHA-PESSÔA, T. C.; NUNES-FREITAS, A.F.; ROCHA, C.F.D. Volume de água armazenado no tanque de bromélias, em restingas da costa brasileira. *Acta Botânica Brasílica*, 24 (1): 84-95. 2010.
- COLOMBO, P.; KINDEL, A.; VINCIPROVA, G.; KRAUSE, L. Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 8(3): 229-240. 2008.
- COSTA, C.R. O Príncipe Maximiliano de Wied-Neuwied e sua viagem ao Brasil (1815-1818). Dissertação de Mestrado. São Paulo. SP. Brasil. 2008.
- CRUZ, C.A.G. e FEIO, R.N. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In *Herpetologia no Brasil II* (NASCIMENTO, L.B. e OLIVEIRA, M.E). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte.117-126. 2007.
- CRUZ, C.A.G. e PEIXOTO, O. Uma nova espécie de *Hyla* do estado do Espírito Santo, Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 42(4): 721-724. 1982.
- CRUZ, C.A.G.; FEIO, R.N.; CARAMASCHI, U.; MURTA, R. Anfíbios do Ibitipoca / Amphibians of Ibitipoca. 1. ed. Belo Horizonte (MG): Editora Bicho do Mato. (1):. 132p. 2009.

- DANSEREAU, P. Zonation et succession sur la restinga de Rio de Janeiro. I. Halosère. *Revue Canadienne de Biologie*. 6(3): 448-477. 1947.
- DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. Biology of amphibians. London: Johns Hopkins. 670p. 1986.
- ESTEVEES, F.A.; LACERDA, L.D. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Computer e Publish Editoração Gráfica. Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM/UFRJ), p.394. 2000.
- ETEROVICK, P.C. Use and sharing of calling and retreat sites by *Phyllodytes luteolus* in a modified environment. *Journal of Herpetology* 33(1): 17-22. 1999.
- ETEROVICK, P.C.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORGES-NOJOSA, D.M.; SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V. e SAZIMA, I. Amphibian declines in Brazil: An overview. *Biotropica* 37(2):166-179. 2005.
- FERREIRA, R.B., SCHNEIDER, J.A.P.; TEIXEIRA, R.L. Diet, Fecundity, and Use of Bromeliads by *Phyllodytes luteolus* (Anura: Hylidae) in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 46: 19-24. 2012.
- FROST, D.R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5 (31 Janeiro, 2014). Accessible at <http://research.amnh.org/vz/> American Museum of Natural History, New York, USA. 2014.
- GIARETTA, A.A. Reproductive specializations of the bromeliad hylid frog *Phyllodytes luteolus*. *Journal of Herpetology* 30: 96–97. 1996.
- HADDAD, C.F.B.; PRADO C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55 (3), 207-217. 2005.
- HAYES M.P.; JENNINGS, M.R. Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *Journal of Herpetology* 20:490-509. 1985.
- IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Acessado em 30 de outubro de 2014.
- IZECKSOHN, E.; CARVALHO-e-SILVA, S.P. Anfíbios do município do Rio de Janeiro. Ed. UFRJ, Rio de Janeiro. 2001.
- LISBOA K.M. A Nova Atlântida de Spix e Martius: natureza e civilização em “Viagem pelo Brasil” (1817-1820). *Estudos Históricos* 29. São Paulo: Editora Hucitec/FAPESP. 1995.
- MACIEL, N.C.; ARAÚJO, D.S.D. e MAGNANINI, A. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ). Contribuição para o conhecimento da Fauna e Flora. *Bol. FBCN*, 19:126-148. 1984.
- MESQUITA, D.O.; COSTA, G.C. e ZATZ, M.G. Ecological aspects of the casque-head frog *Aparasphenodon bruno*i (Anura, Hylidae) in a restinga habitat in southeastern Brazil. *Phyllomedusa* 3(1): 51-59. 2004.

- MITERMEIER, R.A.; GIL, P.R. e MITTERMEIER, C.G. Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations. Cemex, México. 1997.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. e KENT, J. Biodiversity hotspot for conservation priorities. *Nature* 403:845-853. 2000.
- NARVAES, P.; RODRIGUES, M.T. Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura Bufonidae), with a description of a new species. *Arquivos de Zoologia* 40(1): 1-73. 2009.
- OLIVEIRA, M.G.N., ROCHA, C.F.D. O efeito da complexidade da bromélia-tanque *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L. B. Smith sobre a comunidade animal associada. *Revista Bromelia, Rio de Janeiro – RJ* 4(2): 13-22. 1997.
- PEIXOTO, O. L. Associação de anuros a bromeliáceas na mata atlântica. *Revista Universitária Rural Serie Ciências da Vida*. 17(2): 75-83. 1995.
- PELLEGRINO, K.C.M.; RODRIGUES, M.T.; WAITE, A.N.; MORANDO, M.; YASSUDA, Y.Y. e SITES, J.W. Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwinii* complex (Gekkonidae, Squamata): Genetic structure coincides with river systems in the Brazilian Atlantic Forest. *Biology Journal Linnean Societ London* 85: 13-26. 2005.
- PELOSO, PL; FAIVOVICH, J.; GRANT, T; GASPARINI, J.L.; HADDAD, C.F.B. An Extraordinary New Species of *Melanophryniscus* (AnuraBufonidae) from Southeastern Brazil. *American Museum Novitates* 3762 (31): 1-32. 2012.
- PEREIRA, O.J. Caracterização fitofisionômica da restinga de Setiba - Guarapari/ES. In: II Simpósio de ecossistemas da costa Sul e Sudeste brasileira: estrutura, função e manejo. Águas de Lindóia, ACIESP (org.), vol.3, p. 207-219. 1990.
- PIMENTA, B.V.S; NAPOLI, M.F.; HADDAD, C.F.B. A new species of casque-headed tree frog, genus *Aparasphenodon* Miranda-Ribeiro (Amphibia: Anura: Hylidae), from the Atlantic Rainforest of southern Bahia, Brazil. *Zootaxa* 2123: 46-54. 2009.
- POMPAL Jr., J.P. Ribeiro ou Miranda-Ribeiro? Nota Biográfica sobre Alípio de Miranda-Ribeiro (1874-1939). *Revta. Bras. zool.* 19 (3): 935-939. 2002.
- POMPAL Jr., J.P. New Species of *Aparasphenodon* (Anura: Hylidae) from Southeastern Brazil. *Copeia*, 1993(4): 1088-1091. 1993.
- POMPAL Jr., J. P. O espaço acústico em uma taxocenose de anuros (Amphibia) do sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*. 68:135-144. 2011.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MATENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for the conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153. 2009.

- ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; VAN SLUYS, M. Diagnóstico do estado de Conservação da biodiversidade das restingas do corredor da Serra do Mar e do Corredor Central da Mata Atlântica. In: A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do estado do Rio de Janeiro e nas restingas da mata atlântica. São Carlos: RIMA. 160p. 2003.
- ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S. Endemic and threatened tetrápodes in the restinga of the biodiversity corridors of Serra do Mar and the Central da Mata Atlântica in eastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 65(1): 159-168. 2005.
- ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M. Herpetofauna de restingas. In: L. B. Nascimento; M. E. Oliveira. (Orgs). Herpetologia do Brasil II. 1 ed. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia (1): 44-65. 2007.
- ROCHA, C.F.D.; Hatano, F.H.; VRCIBRADIC, D. e VAN SLUYS. Frog species richness, composition β - diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology* 68(1):101-107. 2008.
- SAZIMA, I.; CARAMASCHI, U. Descrição de *Physalaemus deimaticus*, sp. n., e observações sobre comportamento deimático em *P. nattereri* (Steidn.) - Anura, Leptodactylidae. *Revista de Biologia, Portugal*, 13(1): 91-101. 1986
- OLIVEIRA, M.G.N.; ROCHA, C.F.D.; BAGNALL, T. A comunidade animal associada à bromélia-tanque *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L. H. Smith. *Bromélia*, 1: 22-29. 1994.
- PIANKA, E.R. The structure of lizards communities. *Annual Review of Ecology and Systematic* 4:53-74. 1973.
- POMPAL Jr., J. P. O espaço acústico em uma taxocenose de anuros (Amphibia) do sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*, (68): 135-144. 2011.
- ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M.; HATANO, F.H.; BOQUIMPANI-FREITAS, L.; MARRA, R.V.; MARQUES, R.V. Relative efficiency of anuran sampling methods in a restinga habitat (Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brazil). *Braz. J. Biol.*, 64(4): 879-884. 2004.
- RUSCHI, A. Fitogeografia do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 1:1-353. 1950.
- SAZIMA, I., Cardoso A. J. 1980. Notas sobre a distribuição de *Corythomantis greeningi*. *Iheringia Série Zoologia* 55: 3-7.
- SCHINEIDER, J.A.P.; TEIXEIRA, R.L. Relacionamento entre anfíbios anuros e bromélias da Restinga de Regência, Espírito Santo, Brazil. *Iheringia (Zool.)* 91: 41-48. 2001.
- SEGALLA, M.V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C.A.G.; GRANT, T.; HADDAD, C.F.B.; LANGONE, J.A. e GARCIA, P.C.A. Brazilian Amphibians: List of Species. *Herpetologia Brasileira* 3(2). 2014.

- SILVA, H.R.; BRITTO-PEREIRA, M.; CARAMASCHI, U. Frugivory and seed dispersal by *Hyla truncata*, a Neotropical treefrog. *Copeia* (3): 781-783. 1989.
- SILVA, H.R. e BRITTO-PEREIRA, M.C. How much fruit do fruit-eating frogs eat? An investigation on the diet of *Xenohyla truncata* (Lissamphibia: Anura: Hylidae). *J. Zool.* 270: 692–698. 2006.
- SILVA, H.R.; CARVALHO, A.L.G.; BITTENCOURT-SILVA, G.B. Selecting a hiding place: Anuran diversity and the use of bromeliads in a threatened coastal sand dune habitat in Brazil. *Biotropica* 43(2): 218–227. 2011.
- SILVANO, D.L. e SEGALLA, M.V. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*. 1(1): 79-86. 2005.
- SUGUIO, K. e TESSLER, M.G. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In *Restingas: origem, estrutura e processos*, UFF, Editor. UFF: Universidade Federal Fluminense - Rio de Janeiro. p. 15-25. 1984.
- TEIXEIRA, R.L.; ZAMPROGNO, C.; ALMEIDA, G.I.; SCHINEIDER, J.A.P. Tópicos ecológicos de *Phyllodytes luteolus* (Amphibia, Hylidae) da restinga de Guriri - ES. *Revista Brasileira de Biologia*, 57 (4): 647-654. 1997.
- TEIXEIRA, R.L.; SCHINEIDER, J.A.P. e GIOVANELLI, M. 1999. Diet of the toad *Bufo granulatus* (Amphibia, Bufonidae) from sandy coastal plain in southeastern Brazil. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* 10:29-31.
- TEIXEIRA, R.L.; VRCIBRADIC, D. e SCHINEIDER, J.A.P. Food habitats and ecology of *Pseudis bolbodactyla* (Anura: Pseudidae) from a flood plain in southeastern Brazil. *Herpetological Journal* (short notes) (14):153-155. 2004.
- TOFT, C.A. Feeding ecology of thirteen species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia*, Berlin 45: 131-141. 1980.
- TOFT, C.A. Feeding ecology of Panamanian litter anurans: Patterns in diet and foraging mode; *Journal of Herpetology* 15(2): 139-144. 1981
- TOLEDO, L.F. *Scinax agilis* distribution. *Herpetological Review* 36(1). 2005.
- VAN SLUYS, M.; ROCHA, C.F.D.; HATANO, F.R.; BOQUIMPANI-FREITAS, L. e MARRA, R.V. Anfíbios da restinga de Jurubatiba: Composição e História Natural; p. 165-178 In C.F.D. ROCHA; F.A. ESTEVES e F.R. SCARANO (org.). *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba. Ecologia, história natural e conservação*. São Carlos: RiMa. 2004.
- VANZOLINI, P.E. A contribuição zoológica dos primeiros naturalistas viajantes no Brasil. *Revista USP*, São Paulo (30): 190-238. 1996.
- VANZOLINI, P.E. e WILLIAMS, E.E. The vanishing refuge: A mechanism for ecogeographic speciation. *Papéis Avulsos Zoologia São Paulo*, 34(23): 251-255. 1981.

VASCONCELOS, T. S.; PRADO, V.H.M.; SILVA, F.R.; HADDAD, C.F.B. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the atlantic forest hotspots. *Plos One* 9(8): 1-9. 2014.

WELLS, K.D. The social behaviour of anuran amphibians. *Animal Behaviour* 25:666-693. 1977.

WINEMILLER, K.O. e PIANKA, E.R. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs* 60(1): 27-55. 1990.

ZINA, J.; PRADO, C.P.A; BRASILEIRO, C.A e HADDAD, C.F.B. Anurans of the sandy coastal plains of the Lagamar Paulista, State of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 12(1): 251 – 260. 2012.

3 OS ANFÍBIOS NOS REMANESCENTES DE RESTINGA NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO: QUAIS PRINCIPAIS FATORES AMBIENTAIS ESTRUTURAM SUAS COMUNIDADES?

3.1 Introdução

Ao longo do tempo, diferentes conceitos de comunidades têm sido propostos, mas talvez o mais utilizado seja o que considera os conjuntos de populações vivendo em um mesmo espaço e tempo, e que interagem entre si (Pianka 1973). O sistema intrincado que envolve as populações componentes de uma comunidade, de forma que haja interações entre os seus membros é o que chamamos de estrutura de uma comunidade (Pianka 2000). Os componentes estruturais de uma comunidade envolvem principalmente a estrutura trófica, os fluxos de energia, a diversidade (alfa e beta), e a distribuição da abundância de indivíduos (também no espaço e no tempo) (Magurran 2011; Pianka 1973). De forma complementar, as características das espécies componentes de uma comunidade (e.g., sua fisiologia, seu comportamento e sua morfologia), bem como suas abundâncias estão fortemente relacionadas às condições ambientais de onde vivem, e os principais fatores que definem a dinâmica das populações dentro desta serão a disponibilidade e a estabilidade dos recursos disponíveis (Tilman 2004). Não menos importante, os processos históricos, biogeográficos e evolutivos também influenciam a comunidade local (Ricklefs 2007; Leibold et al. 2010). Assim, o próprio período de formação do sistema é responsável por diferenças na composição das comunidades e, portanto, interferem na estabilidade e na dinâmica local (Tilman e Pacala 1993).

Estudos abordando a estrutura das comunidades de forma abrangente são complexos e requerem um longo tempo de estudo, metodologia rigorosa,, visitas a campo regulares e considerável esforço amostral. Conseqüentemente, essas abordagens são realizadas de forma geral para apenas alguns grupos taxonômicos habitando mesohabitats de um ecossistema. Os anfíbios anuros constituem um exemplo desse tipo de estudo, cujas informações estão em geral relacionadas aos ambientes aquáticos (Bastazini et al. 2007). Embora os anfíbios sejam vertebrados

altamente dependentes da umidade (Duellman e Trueb 1986; Heyer et al. 1994), as espécies do grupo possuem consideráveis diferenças na quantidade necessária desse fator limitante e, muitas podem ser encontradas nos mais diferentes microambientes, como no folhiço acumulado no interior das florestas (e.g. Pontes e Rocha 2011) ou em bromélias com vasos ou tanques que acumulam água, tanto em ambientes abertos e com exposição direta ao sol (e.g. Peixoto 2005; Teixeira et al. 2002). Assim, a concentração de esforços em mesohabitats aparentemente mais favoráveis à ocorrência desses organismos tem sido uma forma de intensificar a coleta de dados, principalmente em locais onde há restrição de água livre no ambiente (e.g., ambientes de restingas; ver Bastazini et al. 2007; Rocha e Van Sluys 2007).

O direcionamento dos estudos aos mesohabitats onde ocorre maior abundância de indivíduos faz com que as informações acerca da estrutura das comunidades de anfíbios restringem que reflitam mais precisamente a realidade local da comunidade. Embora haja algumas contribuições significativas para comunidades de anfíbios anuros em restingas (e.g. Bastazini et al. 2007; Rocha e Van Sluys 2007), o entendimento dos padrões que moldam tais comunidades neste ecossistema, a exemplo dos demais, ainda é insatisfatório, sobretudo considerando o elevado grau de ameaça à conservação das restingas em todo o Brasil (Rocha et al. 2007). As restingas são ambientes peculiares dentro do bioma Mata Atlântica por terem sua conformação atual considerada relativamente recente, moldadas de acordo com os processos de regressões e transgressões marinhas (Suguió e Tessler 1984), fazendo com que constituam interessantes sítios de estudos sobre comunidades. Desta forma, buscamos neste capítulo entender como estão estruturadas algumas comunidades de anfíbios anuros em cinco remanescentes de restinga ao longo do estado do Espírito Santo, bem como avaliar a distribuição das espécies, e responder às seguintes questões: (1) qual o grau de similaridade entre as comunidades das diferentes restingas em termos da composição de espécies, da abundância e uso do mesohábitat e dos microambientes pelos anuros entre as restingas estudadas? (2) Em que grau a diversidade beta (β) ao longo dos gradientes está relacionada à estruturação do ambiente de cada restinga? (3) quais variáveis ambientais são determinantes para a ocorrência de espécies de anuros nas restingas estudadas?

3.2 Material e métodos

Amostramos os anfíbios anuros em cinco restingas ao longo da costa do estado do Espírito Santo: Restinga de Praia das Neves, Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, Reserva Biológica de Comboios, Area de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas (ver o Material e Métodos para detalhamento das restingas). Realizamos em cada restinga transecções lineares delimitadas por tempo (intervalos de 1 h) em cada zona de vegetação, paralelas à linha de praia, e distantes 50 metros entre si. Padronizamos o período de procura visual pelos anfíbios entre as 18:00 e as 23:00 horas no horário solar.

Definimos as zonas de vegetação a serem amostradas de acordo com Pereira, (1990) como sendo: i) halófila-psamófila reptante, ii) fechada de pós praia, iii) aberta de restinga com moitas esparsas (ou aberta de *Clusia*), iv) mata de restinga, e v) zonas alagadas permanentemente ou temporariamente (brejos/riachos). A amostragem foi realizada de acordo com a presença ou a ausência destas fisionomias vegetais em cada restinga. Realizamos um total de 60 horas de esforço amostral, distribuídas nos diferentes mesohabitats, em cada área amostrada. Em cada restinga, realizamos duas amostragens na estação de chuvas (definidas como o intervalo entre novembro e março) e duas amostragens na estação seca (definida como o intervalo entre maio e julho) nos anos de 2012, 2013 e 2014/1.

Realizamos uma estimativa da estrutura do ambiente em cada fitofisionomia de cada restinga utilizando parcelas ao longo dos transectos demarcados para a amostragem dos anfíbios. Demarcamos 20 parcelas circulares de dois metros de diâmetro cada uma, em cada transecto. Dentro de cada parcela registramos as seguintes variáveis ambientais: (1) altura da vegetação (maior e menor planta, em cm), (2) a distância entre bordas das duas moitas mais próximas (em cm), (3) o diâmetro do caule da planta mais central ao círculo (em cm), (4) a presença/ausência e o número de cactos e a presença/ausência e o número de bromélias na parcela, (5) a profundidade da camada de folhiço no ponto mais central da parcela (em cm), (6) a porcentagem de cobertura do dossel e do solo, e (7) a presença e frequência de áreas alagadas (riachos, rios, brejos, lagoas). Para as

mensurações de cobertura de dossel e do solo, utilizamos um quadrado vazado (50 x 50 cm) composto por 100 células de 25 cm² (Freitas et al. 2002).

Testamos todos os dados destas análises quanto à homocedasticidade das variâncias. Com base no número acumulado de espécies registradas (S) como função do esforço de amostragem (n), calculamos as curvas de rarefação de espécies para cada uma das restingas através da permutação dos dados (1.000 aleatorizações). Estimamos a riqueza através de *Bootstrap*, escolhido entre os outros índices de medida de diversidade por ser o mais adequado aos nossos dados (Magurran 2011). A análise utilizando o *Bootstrap* (ou Monte Carlo) faz um conjunto de aleatorização dos dados brutos originais, produzindo inúmeras combinações de observações (até 10.000 iterações), de forma a originar além da estimativa da riqueza daquela comunidade, os intervalos de confiança desta estimativa (Magurran 2011).

Para analisar as abundâncias das espécies nas diferentes áreas estudadas, adotamos o modelo de distribuição de abundância proposto por Whittaker (1960) que consiste na utilização do conjunto total dos valores de importância logaritimizadas (de cada comunidade), plotados contra uma classificação (*rank*) de abundância das espécies (Krebs 1999). Denominados também de *plots* ou diagramas de Whittaker, estes gráficos apresentam linhas que se ajustam aos pontos (abundâncias de cada espécie), constituindo o modelo da diversidade daquela localidade. Quatro modelos foram propostos na literatura para representar as distribuições de abundâncias de comunidades: a série geométrica, o modelo de *broken stick* de MacArthur, a série logarítmica, e a distribuição logaritmo-normal (Krebs 1999). Destes, as duas primeiras constituem extremos em termos da relação entre riqueza e abundância das espécies da comunidade (uma com valores inflados, e outra para comunidades com baixa riqueza). A série geométrica assume que uma espécie dominante da comunidade possui duas vezes o valor de abundância da espécie seguinte, que por sua vez tem duas vezes o valor de abundância da terceira espécie, e assim sucessivamente (Krebs 1999). Este padrão de distribuição ocorre em casos de comunidades com baixa riqueza de espécies, onde não há sobreposição de nicho pelas espécies, e em que frações do nicho seriam ocupadas na medida em que as espécies fossem colonizando o ambiente (hipótese de apropriação de nicho) (Krebs 1999). Por outro lado, as curvas *broken stick* são

menos comuns na natureza, pois possuem um padrão onde o nicho é aleatoriamente dividido sem seguimentos (por isso denominada “bastão quebrado”). Neste caso, as distribuições de abundâncias seriam mais uniformes do que os outros modelos sugeridos. O modelo *broken stick* está atualmente relacionado à hipótese nula, servindo para testar outros padrões de divisão de nicho (Magurran 2011). Em uma indicação de padrões mais complexos de sobreposição de nicho e onde a uniformidade na distribuição da abundância ocorre de forma intermediária estão os modelos de série logarítmica e de distribuição logaritmo-normal. Assume-se na série logarítmica que as espécies ocuparam o hábitat na mesma fração de tempo, não permitindo que apenas uma espécie ocupe uma larga porção do nicho em potencial (Magurran 2011). Assim sendo, a maioria das espécies é rara (poucos indivíduos por espécie) (Magurran 2011). Na distribuição logaritmo-normal, entretanto, é possível observar uma condição onde as espécies apresentam diferenciação do nicho e, conseqüentemente, não há exclusão competitiva, gerando um quadro onde as espécies possuem abundâncias intermediárias. Não haveria, portanto, diferença significativa entre elas em termos de abundância.

Para identificar quais as restingas foram mais similares em termos de espécies de anuros compartilhadas, realizamos análise de agrupamento utilizando dados de presença e de ausência de espécies em cada área. Construímos o dendrograma resultante da análise por ligação simples, utilizando a distância de Jaccard como medida de dissimilaridade (Gotelli e Ellison 2011; Magurran 2011). Para comparar a abundância das espécies entre as localidades utilizamos análise de variância por permutações (PermANOVA, 10.000 iterações) (Legendre e Legendre 1998).

Realizamos uma análise de componentes principais (PCA) para identificar os principais microhábitats associados à cada espécie de anfíbio registrada (Legendre e Legendre 1983). A PCA é uma análise de autovalores que permite reduzir a variação de uma matriz de dados originais multivariados, eliminando a sobreposição de valores, de forma que seja possível a escolha das variáveis mais representativas (Legendre e Legendre 1998). A PCA assume que as variáveis analisadas possuem relação linear entre elas (Magnusson e Mourão 2005).

Para analisar se as variáveis da estrutura do ambiente diferiram entre as cinco restingas amostradas, realizamos análise de variância por permutações

(PermANOVA, 10.000 iterações) (Legendre e Legendre 1998). Para identificar quais as restingas foram mais similares em termos variáveis da estrutura do ambiente, realizamos análise de agrupamento (Cluster) utilizando os dados da média geral das variáveis em cada área (Magurran 2011). Para analisar se as variáveis de estrutura do hábitat estavam correlacionadas à composição de espécies de cada restinga, realizamos a análise de correlação de Pearson. A comparação entre as matrizes de correlação foram testadas através do teste de Mantel (Fortin e Gurevitch 2001). De forma semelhante, correlacionamos uma matriz contendo as informações de modos reprodutivos de cada espécie de anuros registrada (presença e ausência especificadas no Anexo 2) com uma matriz contendo as informações de hábitats disponíveis para a reprodução das espécies registradas (presença e ausência de [1] bromélias [2] brejos [3] riachos [4] folhiço). Esta correlação também foi avaliada por Teste de Mantel, utilizando a dissimilaridade de Pearson. O teste de Mantel permite que duas matrizes de distância contendo dados ecológicos e a respectiva estrutura espacial numa mesma área amostral, sejam avaliadas quanto à significância através da permutação das linhas e colunas da matriz (Fortin e Gurevitch 2001). A significância do teste de Mantel dá-se quando os valores de r estão entre a faixa de +1 e -1, onde os valores próximos a -1 indicam forte correlação negativa, valores mais próximos a +1 indicam forte correlação positiva e um valor de r igual a zero indica a não correlação (Fortin e Gurevitch 2001). Os modos reprodutivos das espécies de anuros foram determinados de acordo com a literatura disponível (Haddad e Prado 2005) e a ocorrência de tipos de modos reprodutivos das espécies de anuros amostradas em cada restinga foram determinadas durante as amostragens em campo.

Construímos gráficos de barras para avaliar como as espécies de anuros estavam distribuídas ao longo dos mesohabitats (fitofisionomias) em cada restinga, bem como a abundância geral e separadamente para cada restinga, adotando a ordem de afastamento destas, a partir da linha da praia e de acordo com a distribuição das fitofisionomias em cada restinga. Avaliamos a diversidade β em dois aspectos: (1) Entre as cinco restingas estudadas: estimamos a diversidade beta de anuros entre as cinco áreas de estudo, buscando identificar entre quais áreas mais ocorria mudanças na composição de espécies. (2) Para cada restinga individualmente: avaliamos a diversidade beta de anfíbios anuros entre os diferentes

mesohábitats existente localmente. Em ambos os casos estimamos a diversidade β através do Índice de Sorensen (Magurran 2011).

Utilizamos o programa EstimateS 8.2 (Colwell 2009) para realizar as análises de rarefação e diversidade (Índice de Sorensen). Para as análises de Correlação de Pearson, Distância de Jaccard, Diagramas de Whittaker, MANOVA e PCA utilizamos o programa PAST 2.17 (Hammer et al. 2001).

3.3 Resultados

Após realizarmos um total de 60 horas de esforço amostral em cada restinga, registramos 32 espécies de anfíbios anuros pertencentes a seis diferentes famílias (tabela 4, figuras 11A/11B/11C) no conjunto total das restingas estudadas. A família Hylidae foi a que teve a maior riqueza de espécies ($N_{total} = 32$; 62,5%). A abundância total foi de 3409 indivíduos registrados. *Phyllodytes luteolus* foi a espécie mais abundante ($N_{total}=1204$; 35,3%), seguida por *Scinax alter* ($N_{total} = 491$; 14,5%), enquanto cinco espécies foram registradas apenas uma única vez durante as amostragens (*Melanophryniscus setiba*, *Gastrotheca megacephala*, *Hypsiboas semilineatus*, *Pseudopaludicola* cf. *falcipes* e *Arcovomer passarellii*; Tabela 4). Apenas *P. luteolus*, *S. alter* e *Aparasphenodon brunoii* foram registradas em todas as restingas estudadas. Registramos duas espécies endêmicas do ecossistema de restinga: *Melanophryniscus setiba*, restrita à localidade-tipo (Setiba), e *Scinax agilis* encontrada apenas na restinga de Itaúnas. A restinga com maior riqueza de espécies foi a do Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, com 23 espécies (72% do total das espécies registradas), seguida por Praia das Neves, com 20 espécies. A restinga de Comboios teve a menor riqueza, com cinco espécies (15%). A maior abundância geral de anuros foi registrada na restinga de Itaúnas ($N = 1047$; 31%), enquanto encontramos a menor abundância geral na restinga de Praia das Neves ($N = 323$; 9,5%) (Tabela 4).

Embora as assíntotas geradas na análise de rarefação não tenham sido atingidas em nenhuma das restingas estudadas (Figura 12A e 12B), os valores preditos foram relativamente próximos à riqueza registrada nas amostragens de

campo (Tabela 5). O ranqueamento das espécies nos diagramas de Whittaker demonstrou as diferenças na uniformidade e na distribuição de abundâncias das espécies nas comunidades de anuros (Figura 13A-C), reforçando a validade dos resultados obtidos. O modelo de série logarítmica foi o que melhor se ajustou às distribuições de abundâncias das comunidades de anuros nas restingas de Praia das Neves, Paulo Cesar Vinha, Conceição da Barra e Itaúnas, enquanto a comunidade de anuros na restinga de Comboios foi melhor representada pelo modelo de série geométrica, devido à sua riqueza comparativamente baixa. As distribuições de abundância de indivíduos de anuros apresentou diferença significativa entre as restingas estudadas (PermANOVA; $F = 2,88$; $p < 0,001$). As restingas de Praia das Neves e Paulo César Vinha apresentaram uma composição de espécies de anuros mais similar entre si na análise de agrupamentos, enquanto as demais restingas ficaram localizadas em posições mais distintas no dendrograma resultante (Figura 14).

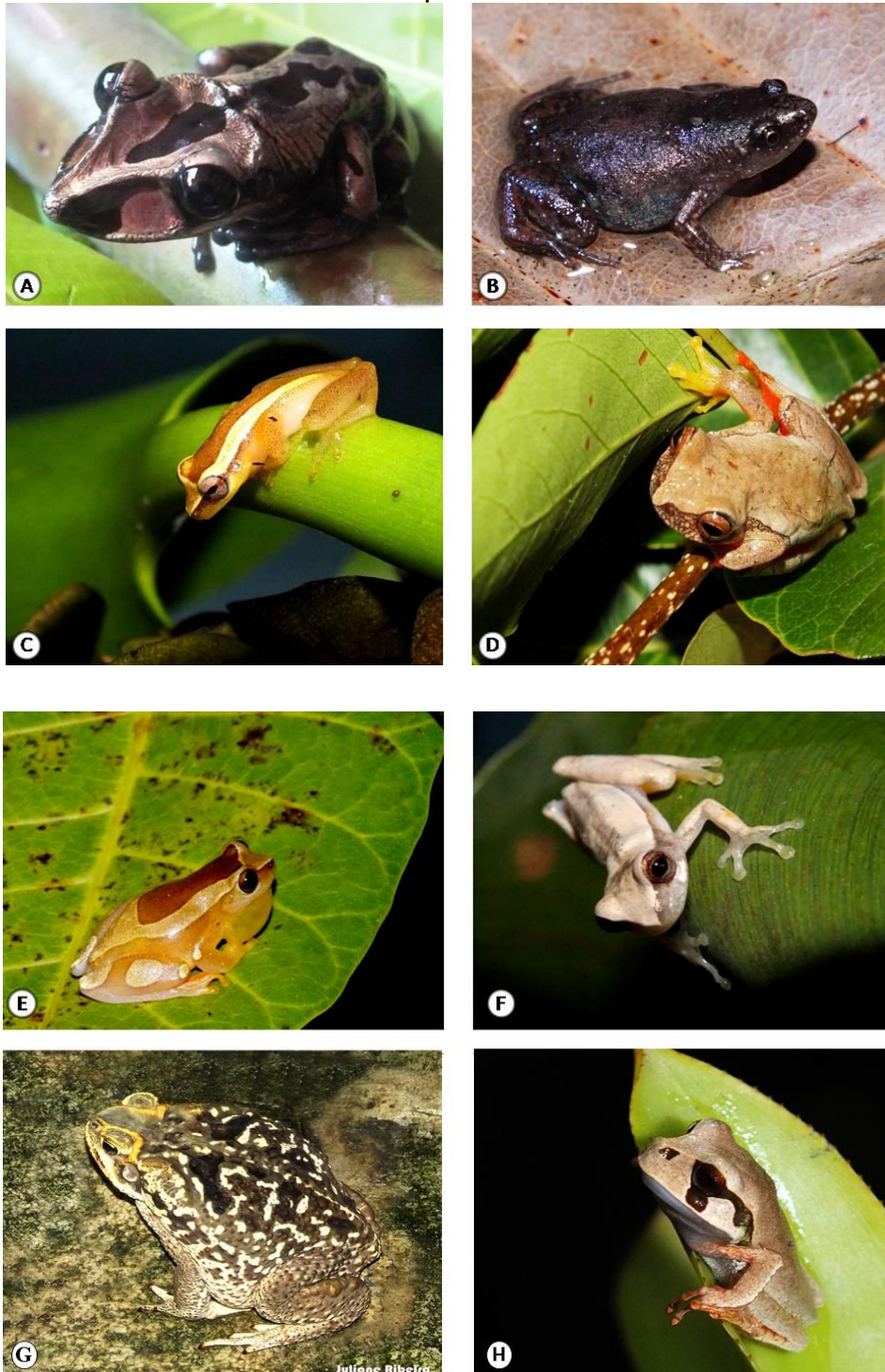
Tabela 4 - Riqueza e abundância das espécies de anfíbios anuros amostradas em cinco restingas ao longo da costa do estado do Espírito Santo (continua)

Táxon	Localidades					Total
	NV	PV	ACB	CB	IT	
Família Bufonidae						
<i>Melanophryniscus setiba</i> * Peloso, Faivovich, Grant, Gasparini e Haddad 2012	–	1	–	–	–	1
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)	15	1	–	–	–	16
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	–	–	8	34	–	42
<i>Rhinella granulosa</i> * (Spix, 1824)	11	–	54	–	–	65
Família Hemiphractidae						
<i>Gastrotheca megacephala</i> Izecksohn, Carvalho-e-Silva e Peixoto 2009	–	1	–	–	–	1
Família Hylidae						
<i>Aparasphenodon bruno</i> i Miranda-Ribeiro, 1920	54	12	18	3	17	104
<i>Dendropsophus bipunctatus</i> (Spix, 1824)	5	41	–	–	21	67
<i>Dendropsophus branneri</i> (Cochran, 1948)	–	72	–	–	55	127
<i>Dendropsophus decipiens</i> (A. Lutz, 1925)	14	93	41	–	78	226
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	10	2	57	–	–	69
<i>Dendropsophus</i> gr. <i>microcephalus</i>	–	21	24	–	–	45
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	28	9	–	–	92	129
<i>Hypsiboas albomarginatus</i> (Spix, 1824)	29	25	–	–	–	54
<i>Hypsiboas semilineatus</i> (Spix, 1824)	1	–	–	–	–	1
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	–	1	11	–	–	12
<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril e Bibron, 1841)	–	–	1	–	1	2

<i>Phyllodytes luteolus</i> Wied-Neuwied, 1824	50	171	189	520	274	1204
<i>Sphaenorhynchus planicola</i> (A. Lutz e B. Lutz, 1938)	9	29	20	–	–	58
<i>Scinax agilis</i> * (Cruz e Peixoto, 1983)	–	–	–	–	209	209
<i>Scinax alter</i> (B. Lutz, 1973)	32	124	137	30	168	491
<i>Scinax argyreornatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	–	21	–	–	–	21
<i>Scinax</i> cf. <i>fuscovarius</i>	7	21	13	13	–	54
<i>Scinax cuspidatus</i> (A. Lutz, 1925)	–	4	–	–	28	32
<i>Scinax x-signatus</i> (Spix, 1824)	4	–	–	–	–	4
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i> Tschudi, 1838	1	1	–	–	–	2
Family Leptodactylidae (Leptodactylinae)						
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	26	22	84	–	34	166
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	21	11	62	–	70	164
Family Leptodactylidae (Leiuperinae)						
<i>Pseudopaludicola</i> cf. <i>falcipes</i> (Hensel 1867)	3	–	–	–	–	3
<i>Physalaemus</i> cf. <i>crombiei</i>	–	1	–	–	–	1
<i>Physalaemus marmoratus</i> (Reinhardt e Lütken, 1862 “1861”)	2	–	–	–	–	2
Família Microhylidae						
<i>Arcovomer passarellii</i> Carvalho 1954	1	–	–	–	–	1
<i>Chiasmocleis carvalhoi</i> Cruz, Caramaschi e Izecksohn 1997	–	4	–	–	–	4
Abundância Total	323	688	719	600	1047	3409

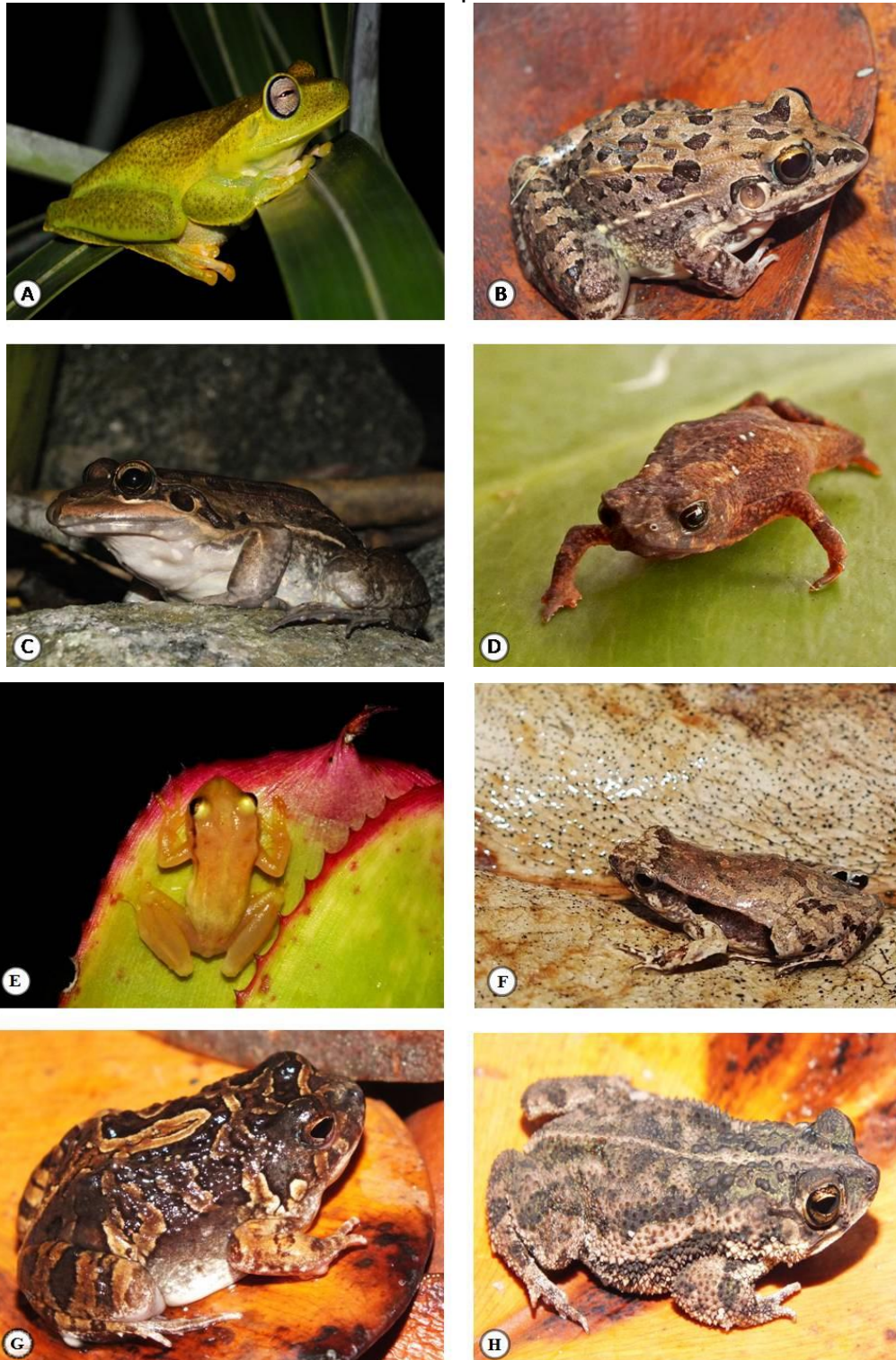
Legenda: NV = Praia das Neves, PV = Parque Estadual Paulo César Vinha, ACB = Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra, CB = Reserva Biológica de Comboios, IT = Parque Estadual de Itaúnas. (*) Denota espécie endêmica do ecossistema de restinga.

Figura 11.A - Algumas espécies de anfíbios anuros encontradas nas restingas estudadas no estado do Espírito Santo



Legenda: (A) *Aparasphenodon brunoi*, (B) *Chiasmocleis carvalhoi*, (C) *Dendropsophus* cf. *decipiens*, (D) *Dendropsophus bipunctatus*, (E) *Dendropsophus elegans*, (F) *Dendropsophus branneri*, (G) *Rhinella schneideri*, (H) *Gastrotheca megacephala*.

Figura 11B - Algumas espécies de anfíbios anuros encontradas nas restingas estudadas no estado do Espírito Santo.



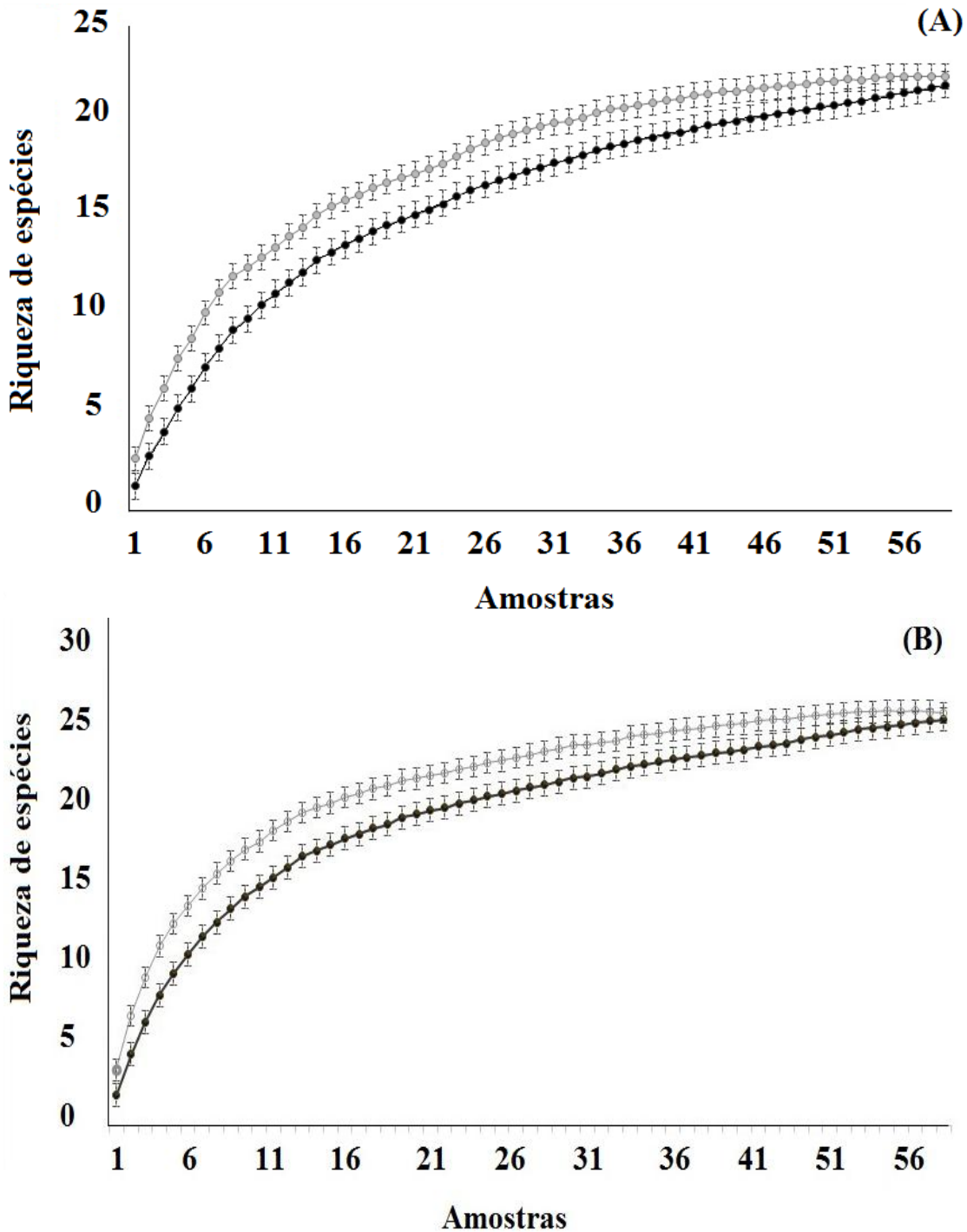
Legenda: (A) *Hypsiboas albomarginatus*, (B) *Leptodactylus fuscus*, (C) *Leptodactylus latrans*, (D) *Melanophryniscus setiba*, (E) *Phyllodytes luteolus*, (F) *Physalaemus* cf. *crombiei*, (G) *Physalaemus marmoratus*, (H) *Rhinella granulosa*.

Figura 11C - Algumas espécies de anfíbios anuros encontradas nas restingas estudadas no estado do Espírito Santo



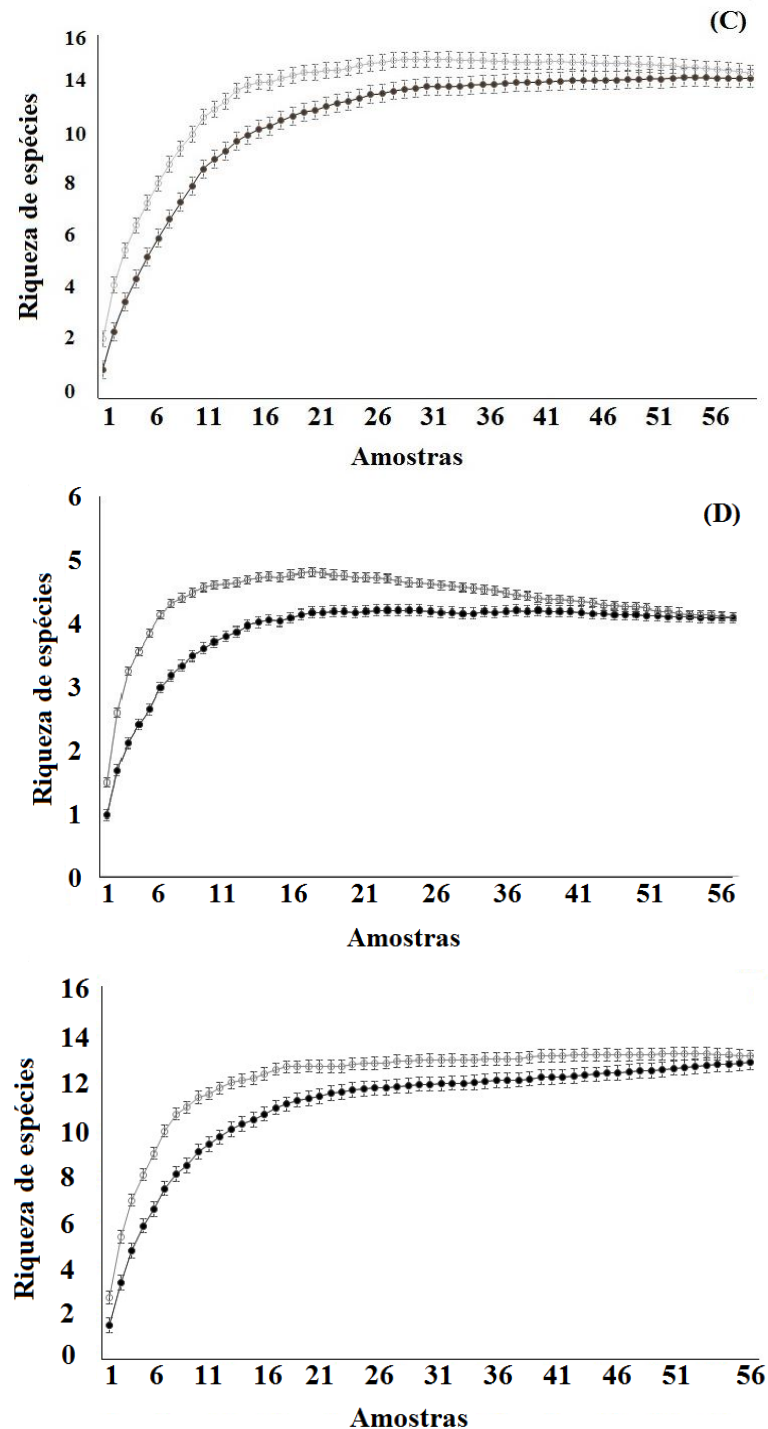
Legenda: (A) *Scinax agilis*, (B) *Scinax alter*, (C) *Scinax* gr. *fuscovarius*, (D) *Trachycephalus nigromaculatus* (E) *Dendropsophus* gr. *microcephalus*, (F) *Scinax argyreornatus*, (G) *Itapotihyla lagsdorffii* (H) *Sphaenorhynchus planicola*..

Figura 12.A - Curvas de riqueza de espécies estimadas para anfíbios anuros (linha preta) e o respectivo desvio padrão da média (linha cinza) para as restingas estudadas.



Legenda: (A) Praia das Neves e (B) Parque Estadual Paulo César Vinha, no estado do Espírito Santo. Estimador de riqueza utilizado: *Bootstrap*. As barras pontilhadas representam o erro padrão.

Figura 12B - Curvas de riqueza de espécies estimadas para anfíbios anuros (linha preta) e o respectivo desvio padrão da média (linha cinza) para as restingas estudadas.

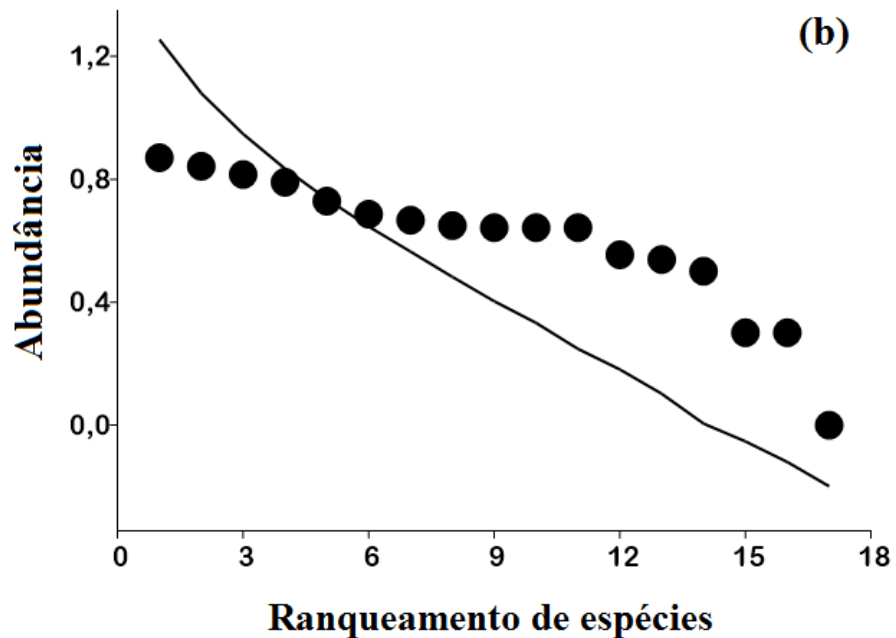
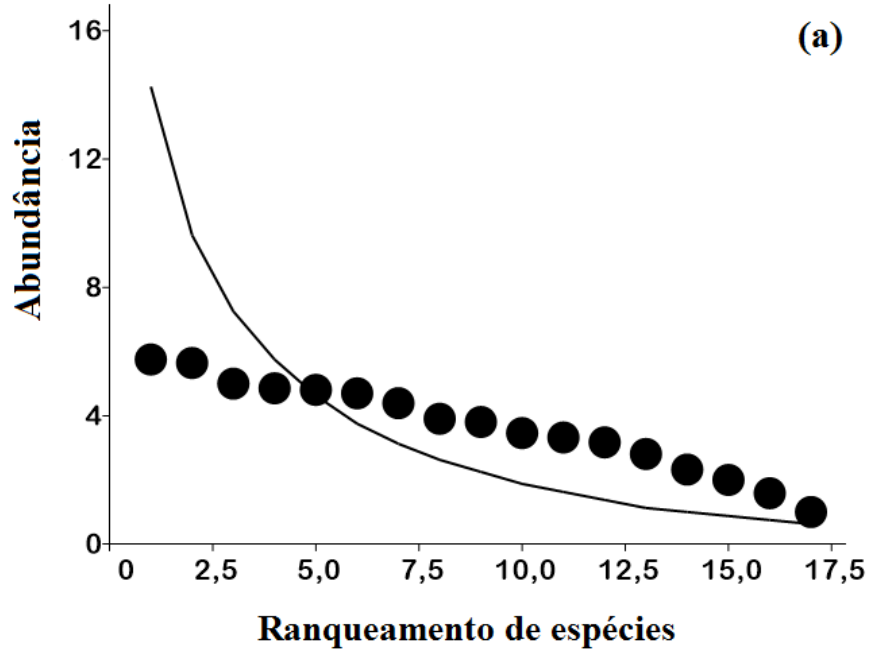


Legenda: (C) Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra, (D) Reserva Biológica de Comboios e (E) Parque Estadual de Itaúnas, no estado do Espírito Santo. Estimador de riqueza utilizado: Bootstrap. As barras pontilhadas representam o erro padrão.

Tabela 5 - Número de espécies de anfíbios anuros registradas em cada restinga estudada no estado do Espírito Santo (Nobs), seguido pelo respectivo número de espécies previstas nestas localidades pelo estimador *Bootstrap* (Nprev), e o respectivo desvio padrão da média (DP).

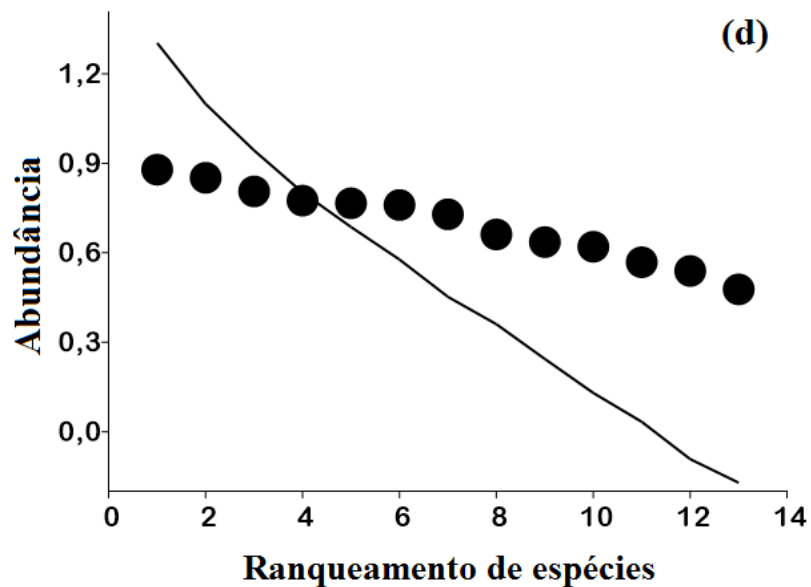
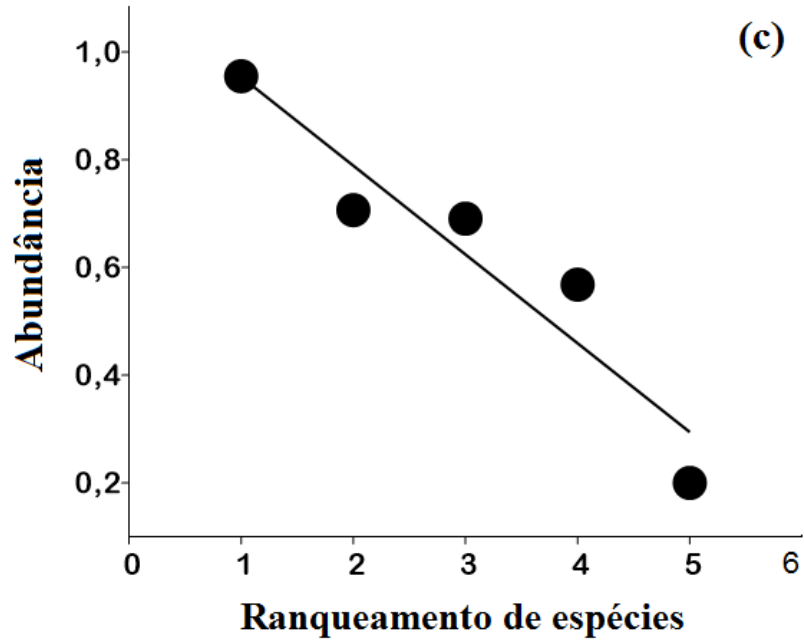
Localidade	Nobs	Nprev	DP
Parque Estadual Paulo Cesar Vinha	23	23,49	0,37
Praia das Neves	20	21,8	0,45
Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra	14	14,76	0,23
Parque Estadual de Itaúnas	12	12,74	0,27
Reserva Biológica de Comboios	5	5,8	0,02

Figura 13.A - Gráficos de abundância de Whittaker, plotados utilizando uma escala \log_2 , e a série logarítmica como ajuste de abundância para as restingas estudadas.



Legenda: (a) - Praia das Neves ; (b) - Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, estado do Espírito Santo.

Figura 13.B - Gráficos de abundância de Whittaker, plotados utilizando uma escala \log_2 , e a série logarítmica como ajuste de abundância para as restingas estudadas.



Legenda: (c) - a série geométrica foi adotada como ajuste de abundância para a localidade de Comboios ; (d) - a série logarítmica foi utilizada com ajuste para a Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra, estado do Espírito Santo.

Figura 13C - Gráfico de abundância de Whittaker, plotado utilizando uma escala \log_2 , e a série logarítmica foi adotada como ajuste de abundância para a restinga do Parque Estadual de Itaúnas, estado do Espírito Santo.

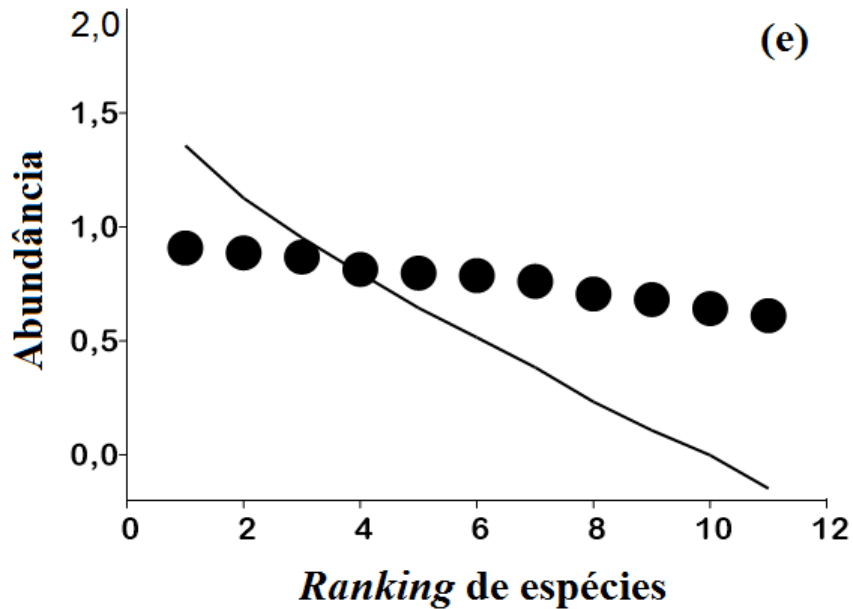
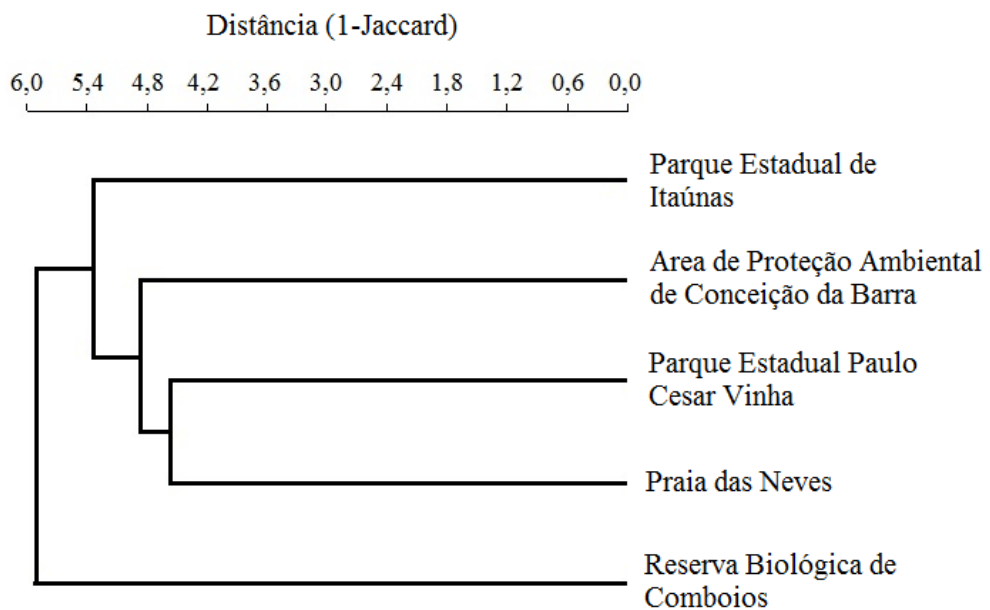


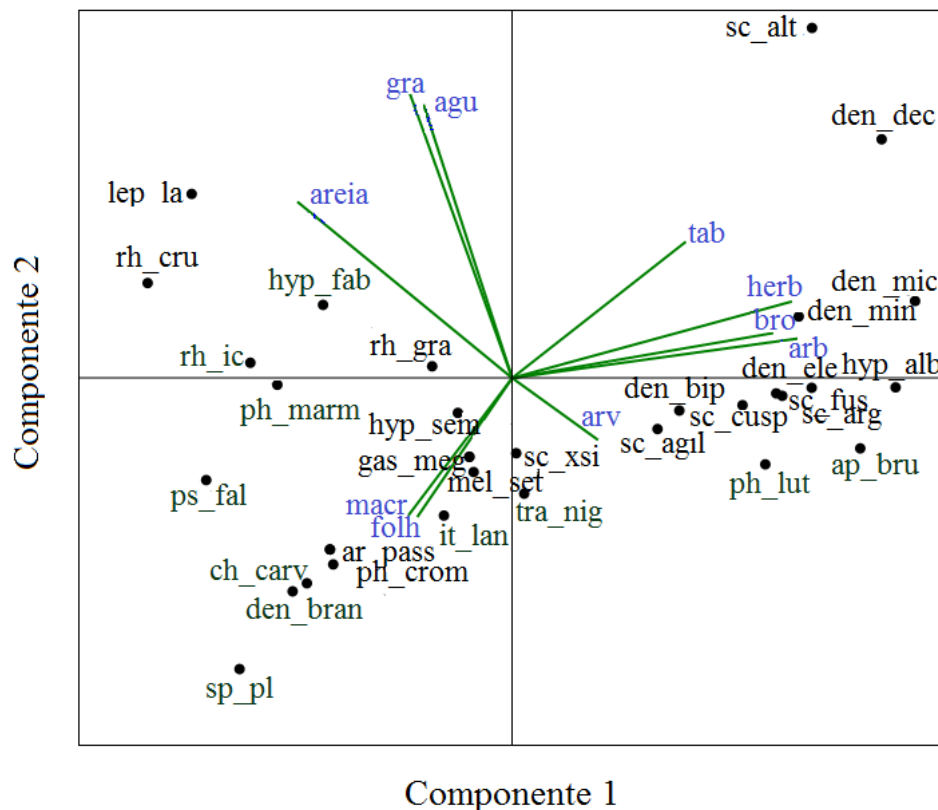
Figura 14 - Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à riqueza de espécies de anfíbios anuros nas restingas amostradas ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo.



As espécies de anuros componentes das comunidades estudadas conjuntamente possuíram um total de seis modos reprodutivos diferentes (Apêndice C). Os modos reprodutivos associados à ambientes aquáticos (poças, rios e riachos) foram os mais presentes (75%; N = 24), enquanto apenas uma espécie, *Phyllodytes luteolus* esteve associada à bromélias para a reprodução e outras seis espécies de anuros não possuem modo reprodutivo conhecido (Apêndice C). Entretanto, as características estruturais locais das restingas (variáveis ambientais), de forma geral, não estiveram correlacionadas à composição das comunidades de anuros no conjunto de localidades estudadas (Teste de Mantel; $r = - 0,02$; $p = 0,42$). Considerando todas as restingas conjuntamente, a disponibilidade de locais de desova esteve positivamente correlacionada à riqueza de espécies de anfíbios anuros (Teste de Mantel; $r = 0,44$; $p < 0,001$).

Quando observamos a influência da frequência dos microhábitats na composição de espécies nas restingas de forma geral, é possível perceber que as espécies se distribuíram mais ao longo da primeira componente da ordenação. Os hilídeos estiveram relacionados mais à vegetação brejosa, formando um grupo dividindo os diversos microambientes relacionados à regiões alagadas e também as árvores. Os leptodactílídeos formaram um segundo grupo utilizando a água e a porção de areia e gramado dos brejos, enquanto um terceiro grupo utilizou o folhiço no interior da mata de restinga e as macrófitas aquáticas (Figura 15).

Figura 15 - Configuração espacial resultante da análise de componentes principais (PCA), referente aos dados de abundância das espécies de anfíbios e os principais microhábitat utilizados nas restingas de Praia das Neves, Parque Estadual Paulo César Vinha, Reserva Biológica de Comboios, Area de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas (Espírito Santo).



Legenda: (1) arv: árvore; (2) arb: arbusto; (3) herb: herbácea; (4) bro: bromélia; (5) folh: folhiço; (6) macr: macrófila aquática; (7) agu: água; (8) gram: gramínea; (9) gur: guriri; (10) tab: taboa (Typhaceae). hyp_sem: *Hypsiboas semilineatus*; ph_marm: *Physalaemus marmoratus*; tra_nig: *Trachycephalus nigromaculatus*; sc_xsi: *Scinax x-signatus*; ps_fal: *Pseudopaludicola falcipes*; ar_pass: *Arcovomer passarelli*; hyp_alb: *Hypsiboas albomarginatus*; rh_cru: *Rhinella crucifer*; sc_arg: *Scinax argyreornatus*; gas_meg: *Gastrotheca megacephala*; mel_set: *Melanophryniscus setiba*; ph_crom: *Physalaemus crombiei*; ch_carv: *Chiasmocleis carvalhoi*; sc_fus: *Scinax fuscovarius*; rh_sc: *Rhinella schneideri*; rh_gra: *Rhinella granulosa*; den_ele: *Dendropsophus elegans*; den_mic: *Dendropsophus gr. microcephalus*; hyp_fab: *Hypsiboas faber*; sp_pl: *Sphaenorhynchus planicola*; ap_bru: *Aparasphenodon bruno*; den_bip: *Dendropsophus bipunctatus*; den_bran: *Dendropsophus branneri*; den_dec: *Dendropsophus decipiens*; den_min: *Dendropsophus minutus*; it_lan: *Itapotihyla langsdorffii*; ph_lut: *Phyllodytes luteolus*; sc_agil: *Scinax agilis*; sc_alt: *Scinax alter*; sc_cus: *Scinax cuspidatus*; lep_fus: *Leptodactylus fuscus*; lep_la: *Leptodactylus latrans*.

De forma geral, todos os mesohabitats nas restingas foram utilizados por anfíbios anuros, com exceção da fitofisionomia halófila-psamófila, (Figura 16, Tabela 6). Os brejos foram os mesohabitats utilizados pelo maior número de anuros (22 espécies), seguidos pela mata de restinga (12 espécies), as zonas abertas de *Clusia* (11 espécies) e a zona de pós praia (5 espécies). As restingas do Parque Estadual Paulo Cesar Vinha e APA de Conceição da Barra foram as únicas que abrigaram espécies em quatro das cinco fitofisionomias definidas, embora na primeira localidade, as espécies tenham sido encontradas melhor distribuídas do que na segunda. A restinga da Rebio Comboios abrigou espécies apenas nas fitofisionomias de aberta de *Clusia* (quatro das cinco espécies) e de pós-praia (uma espécie) (Figura 17). Das 32 espécies que ocorreram no conjunto de restingas amostradas em nosso estudo, 75% (N = 24) possuem modos reprodutivos associados a ambientes aquáticos (poças, rios). A espécie de anuro encontrada no maior número de mesohabitats foi *Scinax alter* (quatro dos cinco mesohabitats considerados) (Tabela 6). Considerando todas as restingas amostradas, as regiões de brejos apresentaram a maior abundância geral observada (Figura 18). Localmente, em cada restinga, os mesohabitats com a maior disponibilidade de água livre no ambiente apresentaram maior riqueza de espécies de anuros (Tabela 7). De forma semelhante, as restingas com a maior frequência de água livre disponível no ambiente apresentaram a maior riqueza de anfíbios anuros.

Em termos de diversidade beta de espécies de anuros entre as restingas estudadas (β), as maiores similaridades na composição de espécies ocorreram entre as restingas de Praia das Neves e Parque Paulo Cesar Vinha (66%), e entre a restinga do Parque Paulo Cesar Vinha e da APA de Conceição da Barra (60%). A menor similaridade observada entre as restingas, em termos de diversidade beta de espécies de anuros foi registrada entre as restingas de Praia das Neves e Comboios (25%) e entre Comboios e Itaúnas (25%) (resultado também observado na análise de agrupamento). Considerando cada restinga individualmente, observamos que também ocorreu diversidade beta de anuros entre os mesohabitats de cada área amostrada (Tabela 8). Esta diversidade foi mais acentuada entre as fitofisionomias das restingas do Parque Estadual Paulo Cesar Vinha e Parque Estadual de Itaúnas. Nestas duas restingas, os mesohabitats com maior diversidade foram entre as zonas de Aberta de *Clusia* x Mata (Sorensen = 40% e 80%, respectivamente). As restingas

com as menores índices de diversidade β foram Praia das Neves e a Reserva Biológica de Comboios (Tabela 8). Dentre estas, a restinga de Comboios apresentou similaridade apenas entre as fitofisionomias de Pós-Praia x Aberta de *Clusia* (Sorensen = 40%). A diversidade β esteve positiva e significativamente correlacionada à estrutura do hábitat das restingas analisadas (teste de Mantel; $r = 0,99$; $p = 0,0002$). Adicionalmente, a estrutura do hábitat de cada restinga, variou consistentemente entre as áreas estudadas ($F = 3,01$; $p = 0,01$; Figura 19).

Figura 16 - Riqueza acumulada de distribuição das espécies por mesohábitat (zonas) nas restingas do estado do Espírito Santo: Praia das Neves, Parque Estadual de Itaúnas, Reserva Biológica de Comboios, Area de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Itaúnas.

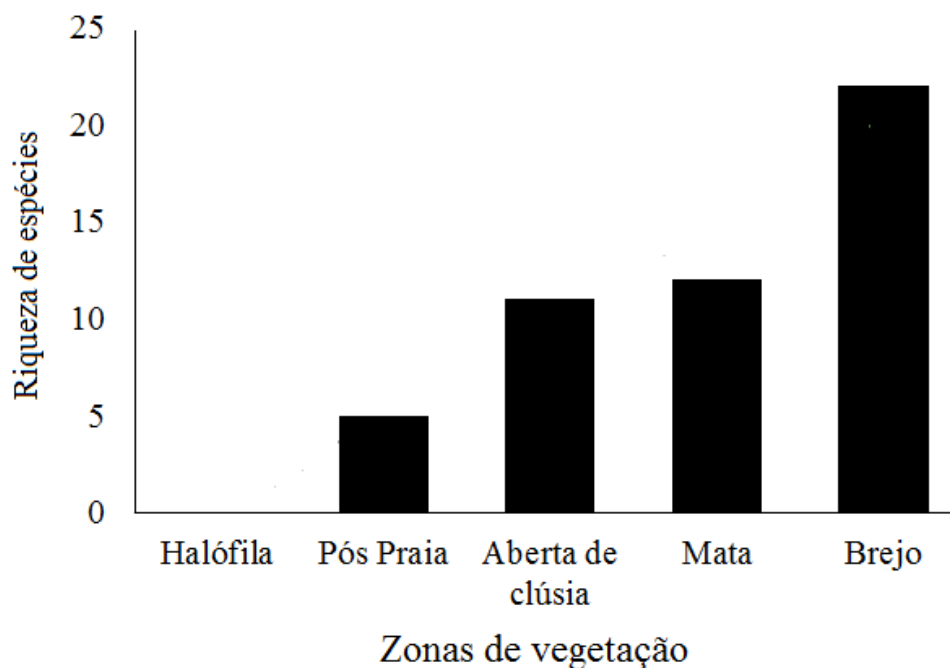


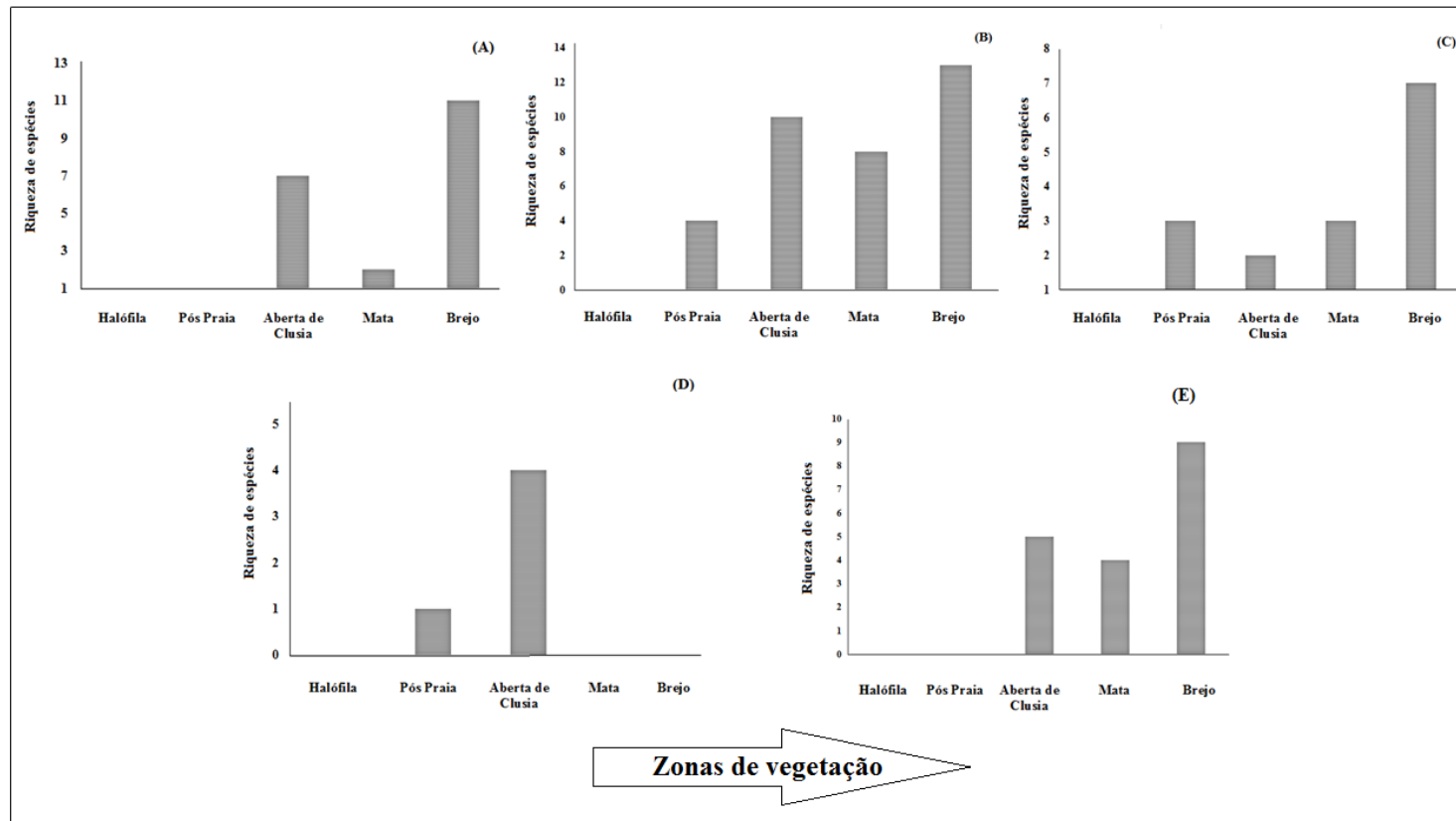
Tabela 6 – Ocorrência das espécies de anfíbios anuros em cada uma das zona de vegetação (mesohábitat) para cada restinga amostrada ao longo do estado do Espírito Santo.(continua)

Taxon	Restingas				
	NV	PV	ACB	CB	IT
Familia Bufonidae					
<i>Melanophryniscus setiba</i>	-	MT	-	-	-
<i>Rhinella crucifer</i>	BR	MT	-	-	-
<i>Rhinella schneideri</i>	-	-	PP	PP	-
<i>Rhinella granulosa</i>	BR	-	BR	-	-
Familia Hemiphractidae					
<i>Gastrotheca megacephala</i>	-	PP	-	-	-
Familia Hylidae					
<i>Aparasphenodon brunoi</i>	MT*/AC	AC	AC/MT*	AC	AC/MT
<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	BR	BR	-	-	BR
<i>Dendropsophus branneri</i>	-	BR	-	-	BR
<i>Dendropsophus decipiens</i>	-	BR/PP/AC	-	-	BR
<i>Dendropsophus elegans</i>	BR	BR	BR	-	-
<i>Dendropsophus gr. microcephalus</i>	-	BR/AC	BR	-	-
<i>Dendropsophus minutus</i>	BR	BR	-	-	BR
<i>Hypsiboas albomarginatus</i>	BR/AC	BR/AC	-	-	-
<i>Hypsiboas semilineatus</i>	BR	-	-	-	-
<i>Hypsiboas faber</i>	-	BR	BR	-	-
<i>Phyllodytes luteolus</i>	AC	AC/MT/ PP	PP/AC/MT	AC	AC/MT
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	-	-	MT	-	MT
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	BR	BR/MT**	-	-	BR
<i>Scinax agilis</i>	-	-	-	-	MT/AC
<i>Scinax alter</i>	BR/AC	PP/AC/ MT/BR	BR	AC	BR/AC

<i>Scinax argyreornatus</i>	-	AC/MT	-	-	-
<i>Scinax gr. fuscovarius</i>	AC	BR/AC/ PP	PP	AC	AC
<i>Scinax cuspidatus</i>	-	AC	-	-	BR
<i>Scinax x-signatus</i>	AC	-	-	-	-
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i>	AC	AC	-	-	-
Familia Leptodactylidae					
<i>Leptodactylus fuscus</i>	BR	BR	BR	-	BR
<i>Leptodactylus latrans</i>	BR	BR	BR	-	BR
Familia Leiuperidae					
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	BR	-	-	-	-
<i>Physalaemus cf. crombiei</i>	-	MT	-	-	-
<i>Physalaemus marmoratus</i>	BR	-	-	-	-
Familia Microhylidae					
<i>Arcovomer passarellii</i>	MT	-	-	-	-
<i>Chiasmocleis carvalhoi</i>	-	MT	-	-	-

Legenda: NV: Praia das Neves; PV: Parque Estadual Paulo Cesar Vinha; ACB: Area de Proteção Ambiental de Conceição da Barra; CB: Reserva Biológica de Comboios e IT: Parque Estadual de Itaúnas. HL: Halófila Psamófila; PP: Pós Praia; AC: Aberta de clúsia; MT: Mata; RH: Riacho e BR: Brejo/Riacho. MT* = Borda de mata/brejo; MT** = Folhiço na mata.

Figura 17 - Riqueza de espécies registradas em cada mesohábitat em cinco restingas no estado do Espírito Santo.



Legenda: (A) Praia das Neves, (B) Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, (c) Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra, (D) Reserva Biológica de Comboios e (E) Parque Estadual de Itaúnas.

Figura 18 - Abundância geral de anfíbios anuros (\log_2) em cada mesohábitat amostrado acumulado para as cinco nas restingas no estado do Espírito Santo.

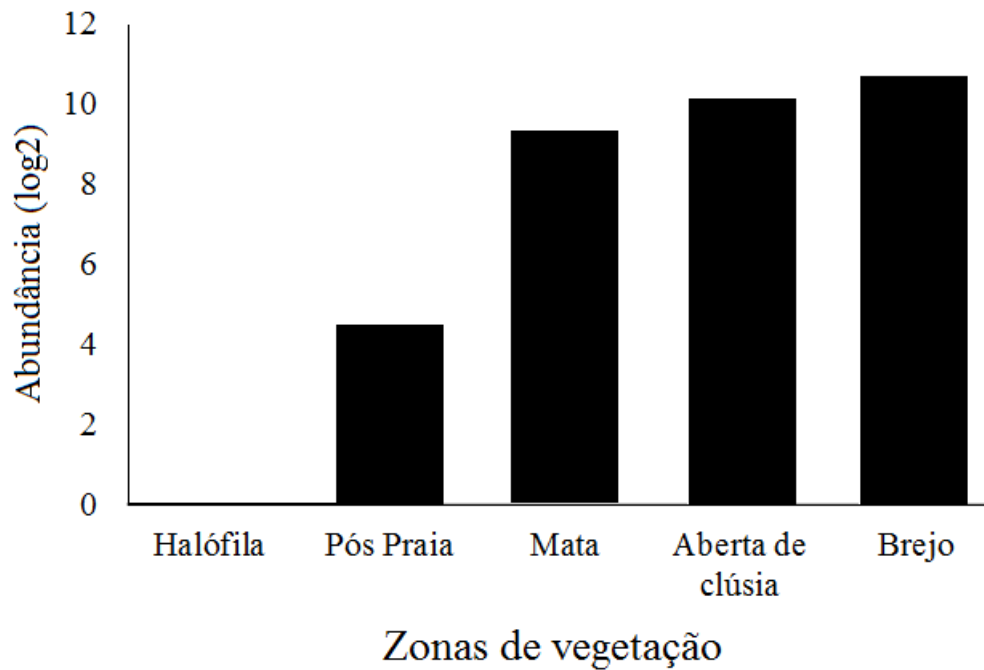


Figura 19 - Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à estrutura do hábitat nas restingas amostradas ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo.

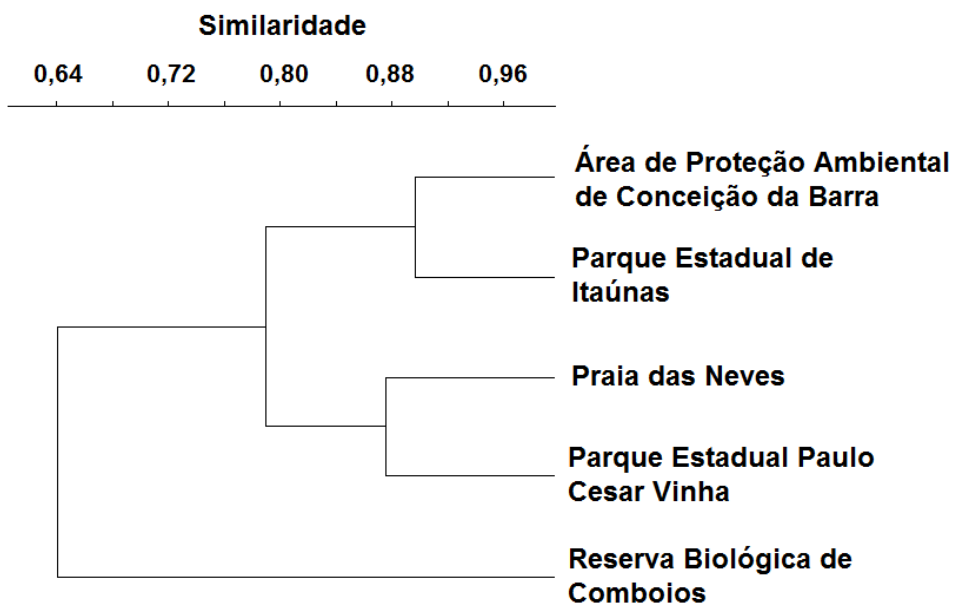


Tabela 7 - Média da frequência de água livre disponível em cada mesohábitat amostrado nas restingas ao longo da costa do estado do Espírito Santo.

RESTINGA/FITOFISIONOMIA	FREQUÊNCIA DE ÁGUA LIVRE (Média)		
	Bromélia	Rio/Riacho	Brejo/poça
Praia das Neves			
Halófila-Psamófila	0	0	0
Pós Praia	8,5	0,18	0
Aberta de <i>Clusia</i>	19,5	0,18	0,13
Mata de Restinga	26,70	0	0,12
Total	54,70	0,36	0,25
Parque Estadual Paulo Cesar Vinha			
Halófila-Psamófila	0	0	0
Pós Praia	4,06	0	0
Aberta de <i>Clusia</i>	32,4	0,26	0,33
Mata de Restinga	13,2	0	0,06
Total	49,66	0,26	0,39
Reserva Biológica de Comboios			
Halófila-Psamófila	0	0	0
Pós Praia	0	0	0
Aberta de <i>Clusia</i>	57,6	0	0
Mata de Restinga	0	0	0
Total	57,6	0	0
APA de Conceição da Barra			
Halófila-Psamófila	0	0	0
Pós Praia	9,9	0,06	0,06
Aberta de <i>Clusia</i>	21,0	0,06	0,06
Mata de Restinga	17,8	0	0,13
Total	48,7	0,12	0,25
Parque Estadual de Itaúnas			
Halófila-Psamófila	0	0	0
Pós Praia	4,5	0	0,06
Aberta de <i>Clusia</i>	29,5	0,13	0,2
Mata de Restinga	17,9	0	0,06
Total	51,9	0,13	0,32

Tabela 8 - Valores da diversidade beta de anfíbios anuros (β , em %), entre pares de mesohabitats ao longo de cada restinga estudada no estado do Espírito Santo, Brasil (continua)

	Pares de mesohabitats	Diversidade β (%)
Praia das Neves	Halófila X Pós Praia	0
	Halófila X Aberta de clúsia	0
	Halófila X Mata	0
	Halófila X Brejo	0
	Pós Praia X Aberta de Clúsia	0
	Pós Praia x Mata	0
	Pós Praia X Brejo	0
	Aberta de clúsia X Mata	20
	Aberta de clúsia X Brejo	20
	Mata X Brejo	0
Parque Estadual Paulo Cesar Vinha	Halófila X Pós Praia	0
	Halófila X Aberta de clúsia	0
	Halófila X Mata	0
	Halófila X Brejo	0
	Pós Praia X Aberta de Clúsia	38
	Pós Praia x Mata	33
	Pós Praia X Brejo	25
	Aberta de clúsia X Mata	40
Aberta de clúsia X Brejo	33	
Reserva Biológica de Comboios	Mata X Brejo	30
	Halófila X Pós Praia	0
	Halófila X Aberta de clúsia	0
	Halófila X Mata	0
	Pós Praia X Aberta de Clúsia	40
	Pós Praia x Mata	0
Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra	Aberta de clúsia X Mata	0
	Halófila X Pós Praia	0
	Halófila X Aberta de clúsia	0
	Halófila X Mata	0
	Halófila X Brejo	0
	Pós Praia X Aberta de Clúsia	40
	Pós Praia x Mata	33
	Pós Praia X Brejo	0
	Aberta de clúsia X Mata	80
	Aberta de clúsia X Brejo	0
Mata X Brejo	0	
	Halófila X Pós Praia	0

	Halófila X Aberta de clúsia	0
	Halófila X Mata	0
	Halófila X Brejo	0
Parque Estadual de Itaúnas	Pós Praia X Aberta de Clúsia	67
	Pós Praia x Mata	50
	Pós Praia X Brejo	20
	Aberta de clúsia X Mata	80
	Aberta de clúsia X Brejo	17
	Mata X Brejo	29

3.4 Discussão

Nossos resultados indicaram que, conjuntamente, as cinco restingas estudadas na costa do estado do Espírito Santo abrigam um conjunto de pelo menos 32 espécies de anfíbios anuros, que ocorrem e se distribuem de forma diferenciada em cada restinga. Esta riqueza de espécies de anuros registrada para este pequeno conjunto de restingas pode ser considerada elevada quando consideramos o total de espécies conhecidas até o momento com ocorrência nas restingas ao longo do litoral brasileiro (145 espécies, Oliveira e Rocha 2014). Quando consideramos outros estudos que abrangeram uma área geográfica superior, como Carvalho-e-Silva et al. (2000), que registraram cerca de 52 espécies de anfíbios ocorrendo do estado de Santa Catarina ao estado da Bahia; e Rocha et al. (2008), que registraram 28 espécies de anuros com ocorrência em 10 restingas nos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia. Contudo, é importante também considerar as diferentes metodologias e diferentes esforços de amostragem empreendidos em cada estudo. Embora o esforço empenhado em pesquisas visando conhecer a distribuição e ocorrência de espécies de anuros tenha aumentado relativamente nos últimos anos, ainda existe uma vasta área geográfica ainda não amostrada no Brasil, incluindo as restingas, (Eterovick et al. 2005; Silvano e Segalla, 2005; Oliveira e Rocha 2014). Por outro lado, há necessidade de adotar um protocolo de amostragens mais efetivo em termos de esforço no tempo e espaço. Desta forma, é plausível admitir que a riqueza de anfíbios anuros nas restingas do estado do Espírito Santo, bem como o

conjunto total de restingas do Brasil, seja ainda mais elevada do que aquela conhecida atualmente (Oliveira e Rocha 2014).

A dominância da família Hylidae na riqueza de espécies foi uma característica comum às cinco restingas estudadas. Este resultado não difere do encontrado para outras comunidades de anuros estudadas em restingas no Brasil (e.g. Carvalho-e-Silva et al. 2000; Faivovich et al. 2005; Bastazini et al. 2007; Van Sluys et al. 2007). A dominância de espécies de anuros da família Hylidae em restingas provavelmente está relacionada às características morfológicas das espécies de hílideos, que permite o uso vertical do hábitat em diferentes extensões (Maffei et al. 2011). Um fator que, potencialmente favorece a ocupação de forma ampla dos ambientes em que estas espécies vivem é a presença de discos adesivos nas extremidades dos dedos, aumentando o número de microhábitats potenciais de serem utilizados no ambiente local (Cardoso et al. 1989; Maffei et al. 2011). De fato, em ambientes cuja estrutura da vegetação se apresente de forma comparativamente mais horizontal (menor complexidade estrutural), como os campos abertos dos cerrados brasileiros, a família Hylidae tende a ser representada por menos espécies do que em ambientes com maior grau de verticalização (Brasileiro et al. 2005; Vasconcelos e Rossa-Feres 2005). Em um contexto local, a forma como as espécies se distribuem espacialmente e como utilizam os recursos ambientais disponíveis está diretamente relacionada à fatores bióticos, abióticos, históricos e estocásticos, que agem formando padrões, (Cottenie 2005; Ackerly et al. 2006) ou às características das espécies (e.g., morfológicas ou fisiológicas, Tilman 1999). Assim, a estruturação das comunidades de anuros estudadas nas restingas do Espírito Santo deve ser resultado da interação entre estes fatores.

A espécie de anfíbio mais abundante e presente em todas as restingas estudadas foi *Phyllodytes luteolus*. Provavelmente, a elevada abundância da espécie está relacionada à característica da sua ecologia, que utiliza bromélias como abrigo durante todo o ciclo de vida (Peixoto 1995). Bromélias tanque são abundantes em ambientes de restinga e são importantes reservatórios de água livre neste ecossistema, favorecendo a maior abundância de *P. luteolus*. De fato, as restingas no estado do Espírito Santo foram retratadas com considerável riqueza e abundância de espécies de bromélias com capacidade de acumular água em seu interior (Cogliatti-Carvalho et al. 2010). Os processos que fazem com que as

abundâncias de indivíduos em uma comunidade se apresentem de diferentes formas estão entre os principais assuntos da ecologia moderna (Cottenie 2005) e, embora estes processos sejam variados, é admitido que a divisão dos recursos ambientais seja um dos fatores determinantes ligado a esses processos (Ricklefs 1990). Sendo assim, o fato de *P. luteolus* ser uma espécie bromelígena (Peixoto 1995) em um ambiente em que predomina a baixa disponibilidade de água livre, o elevado número de bromélias distribuídas ao longo dos mesohabitats nas restingas deve favorecer sua ocorrência (Cogliatti-Carvalho et al. 2010). Assim, a própria estruturação das restingas pode explicar a abundância de *P. luteolus* nesses ambientes.

Registramos a ocorrência de pelo menos duas espécies endêmicas de anfíbios anuros, *Scinax agilis* e *Melanophryniscus setiba*. Esta ocorrência deve ser considerada igualmente importante e preocupante para a conservação de espécies de anfíbios, devido a dois fatores: a distribuição geográfica restrita, e a atual fragmentação dos remanescentes de restinga ainda existentes ao longo do litoral brasileiro, isolando as populações em pequenos fragmentos. Espécies endêmicas são conhecidas por constituírem uma significativa unidade biológica dentro de um ecossistema, e pela dificuldade de identificar os fatores históricos e evolutivos que permitiram sua especiação ou o isolamento (Slatyer et al. 2007). Também são desconhecidas as necessidades ecológicas destas espécies de anuros, o que impede que medidas de proteção mais apropriadas sejam feitas para a sua conservação.

A restinga do Parque Estadual Paulo Cesar Vinha foi a área de restinga com maior riqueza de espécies de anuros, enquanto a restinga de Comboios apresentou a menor riqueza. A maior diversidade beta entre as cinco restingas amostradas (diversidade β) foi encontrada entre as restingas de Praia das Neves e do Parque Paulo Cesar Vinha, enquanto a menor diversidade β foi registrada entre as restingas de Praia das Neves e Comboios. A variação presente na composição das espécies de anuros em cada restinga estudada no estado do Espírito Santo, pode estar relacionado a pelo menos três fatores: (1) aos processos de formação das restingas, que isolaram ou permitiram o aporte de diferentes espécies de anuros nos diferentes remanescentes existentes atualmente (2) à distância geográfica entre os remanescentes de restinga, que impedem a migração dos anuros e, conseqüentemente, mantém as espécies isoladas em determinadas áreas

geográficas e (3) às diferenças na estrutura do hábitat local de cada restinga que, por suas características podem facilitar ou restringir a ocorrência de determinado conjunto de espécies. De fato, a distância geográfica entre fragmentos de restinga, explicaram 12% da diferença na composição de espécies anuros em estudos no Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (Rocha et al. 2008). E estas restingas diferem estruturalmente provavelmente como resultado de sua origem e evolução como ambiente.

Nossos resultados mostraram que também houve uma considerável diversidade beta de anuros entre os mesohabitats em cada restinga, localmente. Encontramos que a maior mudança na composição local de anuros entre as diferentes fitofisionomias vegetais ocorreu na restinga do Parque Paulo Cesar Vinha, enquanto a menor variação ocorreu na restinga de Comboios. Adicionalmente observamos que esta variação no número de espécies existentes entre as fitofisionomias das restingas estiveram relacionadas à estruturação do hábitat. Esta variação na distribuição interna das espécies provavelmente está relacionada às necessidades fisiológicas dos anuros, que necessitam de ambientes úmidos para a sua existência, como os brejos (mesohábitat mais utilizado pelos anuros em nosso estudo). Hutchinson (1961) sugere que o número de espécies que podem coexistir numa comunidade, obrigatoriamente, deve ser inferior ou igual ao número de recursos disponíveis. Por outro lado, Tilman (1980; 1982) sugere que um ambiente que possui heterogeneidade espacial elevada é capaz de abrigar um número ilimitado de espécies. Entretanto, precisamos considerar que, além da provável diferenciação na disponibilidade de recursos, os processos evolutivos que moldaram a estruturação dos ambientes são importantes (ver Capítulo I). Portanto, os fatores históricos em conjunto com a disponibilidade de recursos e a heterogeneidade espacial das restingas estudadas provavelmente explicariam as diferenças na distribuição interna das espécies de anuros encontrada em cada restinga estudada.

Observamos que, no conjunto das cinco restingas estudadas, as variáveis ambientais mensuradas para definir a estrutura do hábitat em que registramos as espécies de anuros explicaram em parte a composição das comunidades. Isto provavelmente decorre do fato de que as restingas diferem entre si consistentemente em termos estrutura do ambiente e que os elementos que determinam esta estruturação são mais importantes localmente e internamente em

cada restinga. É reconhecido que as variáveis ambientais (e espaciais, em conjunto) em determinada localidade, em geral, explicam cerca de 50% da variação na composição das comunidades (Cottenie 2005) e, embora algumas das variáveis ambientais selecionadas para este estudo tenham sido registradas anteriormente como positivamente relacionadas a outras comunidades de anuros em restingas (Bastazini et al. 2007), é preciso considerar que assim como a composição das comunidades (de anuros) varia, ocorre também uma variação na estrutura vegetal destas áreas. Além da importância das interações locais entre as espécies (e.g. competição, parasitismo) na estruturação das comunidades, é necessário considerar os efeitos aleatórios e estocásticos atuantes, relacionados à dispersão das espécies, atuantes sobretudo na origem e formação dos ambientes (ver John et al. 2007). Desta forma, a estruturação e a composição das comunidades de anuros nas restingas estudadas devem ser explicadas parcialmente pelas variáveis ambientais, em que internamente: a presença de água doce livre (disponível nos rios, brejos e nas bromélias) e de estruturas verticais do hábitat, determinam a composição de espécies de anuros de cada restinga, individualmente.

A composição das comunidades de anuros esteve positivamente relacionada à disponibilidade de locais de desova em cada restinga amostrada. Anfíbios anuros são reportados na literatura sempre como espécies relacionadas a ambientes úmidos e, as bromélias constituem abrigos para muitas espécies (Cogliatti-Carvalho et al. 2010). Embora estas plantas sejam importantes fontes de água livre, estas provavelmente, constituem uma variável ambiental menos determinante para a riqueza local de anuros nas restingas estudadas, quando comparadas a outras variáveis, como por exemplo rios e brejos. Esta afirmação está relacionada aos modos reprodutivos de cada espécie, de forma que restingas com maior disponibilidade de locais de desova oferecem mais recursos necessários à sobrevivência dos anuros e, portanto, tem capacidade de abrigar uma maior riqueza. Assim, nossos resultados estão de acordo com um dos fatos mais recorrentes na literatura, em que um componente ambiental funciona como principal fator responsável pela variação da composição de comunidades (Cottenie 2005). Esta observação também nos mostra um padrão bastante claro da composição das comunidades estudadas, onde restingas com ausência de alagados permanentes abrigam uma menor riqueza de espécies de anuros, como é o caso da restinga da

REBIO de Comboios. Assim, um possível elemento unificador para determinar a estrutura local de cada comunidade de anfíbios anuros em cada restinga é a frequência e a distribuição de água livre nas zonas de vegetação. Um ponto a favor desta ideia é a ausência de registros de anuros nas zonas de halófila-psamófila (praia), onde não ocorrem bromélias, brejos ou poçase a umidade é comparativamente inferior.

Nas comunidades de restinga estudadas, as espécies de anuros utilizaram os microhabitats de forma variada, o que provavelmente está de acordo com suas características morfológicas e evolutivas. As espécies da família Hylidae, de forma geral, utilizaram a vegetação arbustiva e herbácea dos brejos e dos riachos, bem como as bromélias. As espécies da família Leptodactylidae utilizaram outro tipo de microhabitat dos brejos, que foram a água e o solo encharcado ou coberto por grama. As demais espécies de anuros que, em geral, estiveram presentes em menor abundância, utilizaram diferentes tipos de microhabitats como árvores, folhiço e outros. De forma geral, as diferenças no uso do ambiente entre as espécies estão entre as principais exigências para a coexistência em uma determinada comunidade (Ackerly et al. 2006). Desta forma, espécies geneticamente relacionadas, como é o caso de espécies da mesma família ou gênero, tendem a utilizar o habitat de forma similar (processos históricos). Por outro lado, espécies cujas características divergiram durante processos de especiação utilizarão de forma diferente o ambiente (Webb et al. 2002). De forma geral, as restingas parecem ser utilizadas por anuros em quase toda sua extensão, com exceção da zona de praia (halófila-psamófila), que parece constituir um habitat pouco favorável à ocupação por anuros. Fatores como a maior salinidade em conjunto com a menor complexidade estrutural (em geral a dominância nesta zona é de herbáceas), a alta taxa de radiação solar, e a ausência de água livre são importantes fatores que podem explicar a ausência de anuros na zona de praia das restingas. No contínuo de mesohabitats da restinga, os ambientes foram utilizados de forma distinta por cada espécie de anuro. *Phyllodytes luteolus*, por exemplo, esteve sempre relacionada às bromélias alojadas nas fitofisionomias aberta de *Clusia* e em menor número na mata e pós-praia. *Rhinella schneideri* foi encontrada exclusivamente sobre grama ou areia no mesohabitat de pós-praia. Outras espécies, como *Leptodactylus* spp. foram encontradas apenas na porção alagada dos brejos. É possível determinar, portanto, padrões evidentes

relacionados ao uso do hábitat por anuros nas restingas, onde as características morfológicas e as exigências reprodutivas podem explicar o uso do ambiente por cada espécie.

A informação disponível acerca da composição e estruturação das comunidades de anuros das restingas brasileiras ainda é incipiente (Rocha et al. 2008; Oliveira e Rocha 2014). Nosso estudo constitui um dos primeiros esforços dirigidos sobre o tema para as restingas do estado do Espírito Santo, preenchendo uma lacuna espacial importante, considerando os estudos disponíveis previamente nos estados do Rio de Janeiro (e.g. Rocha e Van Sluys 2007) e Bahia (Bastazini et al 2007; Rocha et al. 2008). Concluímos em nossas análises que a riqueza de espécies de anuros existentes em apenas cinco dos remanescentes de restinga no estado do Espírito Santo foi consideravelmente elevada, quando comparada ao total de espécies conhecidas até o momento para as restingas de todo o Brasil. Adicionalmente, verificamos que dentre os componentes ambientais, a água doce livre disponível constitui um fator essencial e que, provavelmente, é determinante para a estruturação das comunidades de anuros em restingas, uma informação de considerável importância para a conservação deste ecossistema.

3.5 Referência bibliográfica

ACKERLY, D.D.; SCHWILK, D.W e WEBB, C.O. Niche evolution and adaptive radiation: Testing the order of trait divergence. *Ecology*, 87(7): 550-561. 2006.

BASTAZINI, C.V.; MUNDURUCA, J.F.V.; ROCHA, P.L.B.; NAPOLI, M.F. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica* 63 (4): 459-471. 2007.

BRASILEIRO, C.A.; SAWAYA, R.J.; KIEFER, M.C. e MARTINS, M. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 5(2). 2005.

CARVALHO-e-SILVA, S.P.; IZECKSOHN, E.; CARVALHO-e-SILVA, A.M.P.T. Diversidade e ecologia de anfíbios em restingas do sudeste brasileiro. P.89-97. In: ESTEVES, E.A. e LACERDA, L.D. (eds.). *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. Macaé, Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. 2000.

COLWELL, RK. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8. Disponível em <http://purl.oclc.org/estimates>. 2009.

CARDOSO, A.J.; ANDRADE, G.V. e HADDAD, C.F.B. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Biol.* 49(1):241-249. 1989.

COGLIATTI-CARVALHO, L.; ROCHA-PESSÔA, T. C.; NUNES-FREITAS, A.F.; ROCHA, C.F.D. Volume de água armazenado no tanque de bromélias, em restingas da costa brasileira. *Acta Botânica Brasílica*, 24 (1): 84-95. 2010.

COTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters* (8): 1175-1182. 2005.

DUELLMAN, W.E. e TRUEB. L. *Biology of Amphibians*. Johns Hopkins Univ. Press. 670p. 1994.

ETEROVICK, P.C.; A.C.O.Q. CARNAVAL; D.M. BORGES-NOJOSA; D.L. SILVANO; M.V. SEGALLA e I. SAZIMA. An overview of amphibian declines in Brazil with new records from Serra do Cipó, State of Minas Gerais. *Biotropica* 37(2): 166-179. 2005.

FAIVOVICH, I.; HADDAD, C.F.B.; GARCIA, P.C.A.; FROST, D.R.; CAMPBELL, J. A. e WHEELER, W.C. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, (294): 1-240. 2005.

FREITAS, SR; CERQUEIRA, R; VIEIRA, M.V. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*. 62 (4B): 795-200. 2002.

FORTIN, MJ; GUREVITCH, J. 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. 2001.

GOTELLI, N.J. e ELLISON, A.M. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed, Porto Alegre. 2011.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55 (3), 207-217. 2005.

HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington. 1994.

HUTCHINSON, G. E. The paradox of the plankton. *American Naturalist* 95:137-147. 1961.

JOHN, R.; DALLING, J.D.; HARMS, K.E.; YAVITT, J.B.; STALLARD, R.F.; MIRABELLO, M.; HUBBEL, S.P.; VALENCIA, R., NAVARRETE, H.; VALLEJO, M e FOSTER, R.B. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *PNAS* 104(3): 864-869. 2007.

KREBS, C.J. *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers. 1989.

LEGENDRE, P e LEGENDRE, L. *Numerical Ecology*. Holanda: Elsevier. 853 p. 1998.

LEIBOLD, M.A.; ECONOMO, E.P. e PERES-NETO, P. Metacommunities phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. *Ecology Letters* (13): 1290-1299. 2010.

PEIXOTO, O.L. Associação de anuros a bromeliáceas na mata atlântica. *Revista Univ. Rural. Ser. Cienc. da Vida*. 17(2): 75-83. 1995.

PEREIRA, O.J. Caracterização fitofisionômica da restinga de Setiba - Guarapari/ES. *In: // Simpósio de ecossistemas da costa Sul e Sudeste brasileira: estrutura, função e manejo*. Águas de Lindóia, ACIESP (org.), vol.3, p. 207-219. 1990.

PIANKA, E.R. The Structure of Lizards Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4: 53-74. 1973.

PIANKA, E.R. *Evolutionary Ecology*. 6ª Ed. New York: Addison Wesley Educational Publishers, Inc. 431 p. 2000.

PONTES, J.A. e ROCHA, C.F.D. Os anfíbios da serapilheira da mata atlântica brasileira: Estado atual do conhecimento. *Oecologia Australis* 15(4) 750-761. 2011.

RICKLEFS, R. E. 1990. *Ecology*. W. H. Freeman and Company, Third edition.

RICKLEFS, R.E. History and diversity: explorations at the intersection of ecology and evolution. *Am. Nat.*, 170, S56–S70. 2007.

ROCHA, C.F.D. e M. VAN SLUYS. Herpetofauna de Restingas; p. 44- 65. In L.B. NASCIMENTO e M.E. OLIVEIRA (org.). *Herpetologia no Brasil II*. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia. 2007.

ROCHA, C.F.D.; F.H. HATANO; D. VRCIBRADIC e M. VAN SLUYS. Frog species richness, composition β -diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology* 68(1):101-107. 2008.

SILVANO, D.L. e SEGALLA, M.V. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*. 1(1): 79-86. 2005.

MAFFEI, F et al. Anurofauna em área de cerrado aberto no município de Borebi, estado de São Paulo, Sudeste do Brasil: uso do hábitat, abundância e variação sazonal. *Biota Neotropica* 11(2). 2011.

MAY, R.M. Patterns of species abundance and diversity, in: Cody, M.L., Diamond, J.M. (Eds.), *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, MA, pp. 81–120. 1975.

MCGILL, B., R. ETIENNE; J. GRAY; D. ALONSO; M. ANDERSON; H. BENECHA; M. DORNELAS; B. ENQUIST; J. GREEN; F.H.A. HURLBERT; A.E. MAGURRAN; P. MARQUET; B. MAURER; A. OSTLING; C. SOYKAN; K. UGLAND e E. WHITE.

Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10:995-1015. 2007.

SLATYER, C; ROSAUER, D e LEMCKERT, F. An assessment of endemismo and species richness patters in the Australian Anura. *Journal of Biogeography*, 34. 583-596. 2007.

SUGUIO, K e M.G. TESSLER. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In: LACERDA, L.D.; ARAÚJO, D.S.D.; CERQUEIRA, R. e TURCQ B (Eds.). *Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. Niterói: CEUFF. p. 15-26. 1984.

SCHINEIDER, J.A.P. e TEOXEIRA, R.L. Relacionamento entre anfíbios anuros e bromélias da Restinga de Regência, Espírito Santo, Brazil. *Iheringia (Zool.)* 91: 41–48. 2001.

TILMAN, T. Resources: a graphical-mechanistic approach to competition and predation. *American Naturalist* 116: 362–393. 1980.

TILMAN, T. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *PNAS*. 101 (30). 2004.

TILMAN, T. Resource competition and community structure. *Monographs in Population Biology*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 1982.

VASCONCELOS, T.S. e ROSSA-FERES, D.C. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo. *Biota Neotrop.* 5(2). 2005.

WEBB, C.O.; D.D. ACKERLY; M. MCPEEK e M.J. DONOGHUE. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475–505. 2002.

WHITTAKER, R.H. "Vegetation of Siskiyou mountains, Oregon and California." *Ecological Monographs*, 30, 279–338. 1960.

4 DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE BETA EM COMUNIDADES DE LAGARTOS NOS REMANESCENTES DE RESTINGA DA REGIÃO CENTRAL DA MATA ATLÂNTICA

4.1 Introdução

Uma das questões mais intrigantes e desafiadoras na ecologia de comunidades é entender quais fatores são capazes de determinar a ocorrência conjunta de grupos de espécies em uma determinada área (Sutherland et al. 2013). É conhecido que a composição de uma comunidade pode ser determinada por fatores climáticos, pela limitação na dispersão de cada espécie, pelos requisitos individuais das espécies ao uso dos microhabitats disponíveis e ainda pelas interações biológicas atuando em sinergia (ver Pulliam 2000 para uma discussão sobre estes fatores). O conjunto de comunidades construídas a partir destes processos podem apresentar diferentes padrões estruturais de distribuição espacial (em escala regional ou geográfica), sendo mais comumente observados o padrão modular de distribuição de espécies (subconjuntos de espécies entre si) e o padrão aninhado (subconjuntos sequenciais de espécies) (Gotelli e Graves 1996; Almeida-Neto et al. 2008).

O conceito ecológico de aninhamento foi cunhado com o propósito de definir comunidades de ilhas (Peterson 1987), e ocorre quando as espécies presentes nas comunidades localizadas, em geral, no “extremo de um gradiente”, onde teoricamente existe menos recursos necessários a sobrevivência da espécie, constituem subconjuntos de comunidades localizadas nas “zonas de conforto” deste gradiente (Atmar e Patterson 1993; Baselga et al. 2010). Sendo assim, uma comunidade que apresenta o padrão aninhado de distribuição de espécies, é um subconjunto de uma comunidade próxima ou anteriormente existente, mais rica em espécies. Comunidades aninhadas estariam, portanto, potencialmente (mas não necessariamente) conectadas pela dispersão de indivíduos, caracterizando portanto, as meta-comunidades (Leibold e Mikkelsen 2002). Outra característica de comunidades aninhadas é a tendência de que este padrão apresenta de gerar

diversidade beta (β) ao longo de gradientes latitudinais (Harrison et al. 1992), sendo esperado portanto, que comunidades com elevado grau de aninhamento possuam baixa diversidade β e que comunidades com baixo grau de aninhamento possuam elevada diversidade β .

A diversidade beta (β), por sua vez, é definida como a “substituição” de espécies entre duas localidades (traduzido do inglês “turnover”; Whittaker 1960; Magurran 2011), e pode ser gerada por seleção de espécies pelo ambiente local, por restrições históricas e espaciais ou ainda por interações interespecíficas (Qian et al. 2005; Baselga 2010). Uma vez que a diversidade β e o aninhamento não são características independentes em uma comunidade, a avaliação conjunta destes dois padrões deve explicar importantes questões na estrutura das comunidades (Baselga 2010; Podani et al. 2013). Uma tendência geral é que na medida em que se aumenta a distância entre as comunidades comparadas, a diversidade β também aumenta (e.g. Whittaker 1960; Harrison et al. 1992). Outros fatores que podem limitar a diversidade beta são a dissimilaridade entre os ambientes comparados (heterogeneidade ambiental), as barreiras geográficas e o potencial de dispersão das espécies (Harrison et al. 1992). Espécies de diferentes grupos taxonômicos possuem diferentes capacidades de dispersão (Cain et al. 1998); algumas espécies não ocorrem em determinados ambientes mesmo sendo estes considerados climática ou bioticamente adequados para sua existência (ver Pulliam 2000).

As comunidades de lagartos, a exemplo dos demais grupos, apresentam características peculiares que determinam sua estruturação, em geral a filogenia, e a biogeografia (Losos 1994). Nos ecossistemas de restinga, ambientes associados à Mata Atlântica (Rocha et al. 2003), encontramos uma considerável diversidade de espécies de lagartos, cuja composição varia entre espécies restritas a estes ambientes e mesmo a pequenas porções dele (espécies endêmicas) até aquelas com vasta distribuição geográfica (Rocha et al. 2005). Contudo, os ambientes de restinga estão também entre as áreas de maior degradação, sendo a perda e a fragmentação destes habitats os principais fatores relacionados à redução da biodiversidade local (Pimm e Raven 2000). Os estudos envolvendo comunidades de lagartos em ambientes de restinga estão em geral concentrados nos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (Araújo 1984; Hatano et al. 2001; Rocha e Bergallo 1997; Winck 2012; Dias e Rocha 2014). Os resultados obtidos nestes

estudos possibilitaram o entendimento de padrões da estruturação destas comunidades de lagartos avaliadas e, mais recentemente, sobre os padrões de aninhamento envolvendo comunidades de lagartos ao longo de remanescentes de restinga dos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (Rocha et al. 2014). Neste capítulo, nós analisamos os padrões de distribuição e estruturação de comunidades de lagartos ao longo de cerca de 1.500km no litoral brasileiros, abrangendo 23 remanescentes de restinga. Buscamos avaliar a riqueza e a composição das restingas, e o quanto o aninhamento e a diversidade beta (β) são responsáveis pelo padrão de distribuição observado.

4.2 Material e métodos

Analisamos dados amostrados sobre lagartos em 23 remanescentes de restingas ao longo dos estados da Bahia (Nordeste brasileiro), Rio de Janeiro e Espírito Santo (Sudeste) (tabela 9). Os dados coletados nas restingas do estado da Bahia estão disponíveis em Dias e Rocha (2014), do estado do Rio de Janeiro estão disponíveis em Winck (2012), enquanto as informações das comunidades de lagartos no estado do Espírito Santo foram coletadas em campo para esta Tese. O método de amostragem foi semelhante em todas as restingas, nas quais foram utilizadas transecções limitadas por tempo; entretanto, há diferença na metodologia empregada nas restingas da Bahia, que incluiu armadilhas de interceptação e queda e armadilhas de cola (Dias e Rocha 2014). As informações detalhadas sobre o método de coleta adotado nesta tese estão disponíveis na Introdução Geral.

Para todas as análises estatísticas, consideramos o conjunto de dados de presença e ausência de espécies de lagartos, bem como a abundância de indivíduos por espécie obtidos nas 23 restingas. Construímos gráficos de barras para avaliar como as espécies de lagartos estariam distribuídas ao longo das restingas amostradas, considerando a riqueza e abundância relativa de espécies. Para verificar a semelhança em termos de composição de espécies (riqueza) entre os remanescentes de restinga, utilizamos três análises multivariadas: (1) o teste de permutação ANOSIM (Análise de Similaridade de uma via) (Clarke 1993) com

10.000 iterações; (2) a Análise de Coordenadas Principais, também conhecida como Escalonamento Multidimensional Métrico (PCOa ou MDS) (Gotelli e Ellison 2011); e (3) a Análise (ou procedimento) de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) (Clarke e Warwick 2001). O teste ANOSIM de uma via é análogo à ANOVA de uma via, mas é baseada em dados multivariados e resulta uma estatística R que varia em uma amplitude de -1 a +1, onde valores de -1 referem-se a total similaridade, valores iguais a zero referem-se à hipótese nula, ou seja, as espécies estão distribuídas ao acaso, e valores igual ou superior a +1 referem-se à dissimilaridade total. A ANOSIM é considerada eficaz para testar hipóteses sobre diferenças espaciais entre assembleias de organismos (e.g. Warwick et al. 1990). Para a PCOa utilizamos a matriz de presença e ausência de espécies em cada restinga, e a distância Euclidiana como medida de similaridade (Gotelli e Ellison 2011). A PCOa permite que locais que diferem conforme a similaridade ou dissimilaridade em suas composições de espécies sejam ordenados em um diagrama. A análise SIMPER, com a medida de dissimilaridade de Bray-Curtis, multiplicada por 100 vezes, foi utilizada para identificar os táxons responsáveis pela dissimilaridade observada nas comunidades de lagartos nas restingas amostradas. O procedimento SIMPER é uma análise exploratória (não é um teste estatístico), que gera um ranqueamento em porcentagem de contribuição das espécies mais importantes na determinação da dissimilaridade ou similaridade entre grupos de amostras (Clarke 1993).

Para avaliar a extensão em que as comunidades amostradas difeririam entre si, em função dos conjuntos de espécies de lagartos que abrigam, utilizamos a diversidade beta a partir de métodos multivariados de análise hierárquica de agrupamentos a partir dos coeficientes de Sørensen (qualitativo - presença e ausência de espécies) (Magurran 2011). Para avaliarmos se a distância geográfica entre as restingas amostradas explicava a variação na composição das espécies, realizamos a correlação entre as duas matrizes de distância e composição de espécies de lagartos através do Teste de Mantel, utilizando o Índice de Correlação de Pearson (e.g. Magurran, 2011).

Para avaliar o padrão de organização das comunidades de lagartos distribuídas ao longo das restingas amostradas, empregamos duas métricas, ambas resultando no grau de aninhamento das espécies: (1) o índice de NODF (Aninhamento Baseado em Sobreposição Pareada e Preenchimento Decrescente),

proposto por Almeida-Neto et al. (2008), e (2) a temperatura da matriz (T) (Atmar e Patterson 1993). A medida de Temperatura da matriz é baseada nos princípios de entropia e desordem, e indica que quanto maior a temperatura de determinada matriz (ou seja, quanto maior for a desordem da matriz), mais esta se distancia de um padrão de distribuição de espécies aninhado. O Índice NODF assume dois pressupostos: (1) o preenchimento da matriz de espécies componentes, deve reduzir a cada linha, nos sentidos $i-j$ e $k-l$ (“Decreasing fill”, DF_{ij} e DF_{kl}) e (2) sobreposição pareada (“Paired Overlap”, PO). O NODF corresponde à porcentagem de ocorrências nas colunas à direita e às espécies nas linhas inferiores que se sobrepõem com aquelas localizadas nas colunas à esquerda e linhas superiores, com totais marginais maiores para todos os pares de colunas e linhas (Ulrich et al. 2009). Portanto, esse índice é dependente do arranjo das colunas e linhas, o que permite o teste de diferentes hipóteses das causas de aninhamento de acordo com a ordenação da matriz (Almeida-Neto et al. 2008). A matriz analisada deve informar, portanto, dados acerca da presença e da ausência das espécies em cada localidade, organizadas de acordo com a hipótese a ser testada. Nossa matriz foi estruturada de forma que a restinga com o maior número de espécies de lagartos foi posicionada na primeira linha e a espécie presente em todas as restingas, foi posicionada na coluna inicial à esquerda da matriz de dados, buscando o preenchimento máximo da matriz (ver Almeida-Neto et al. 2008). Dessa forma, testamos se as comunidades de restinga analisadas seriam parte de uma comunidade pretérita única, dado a continuidade dos ambientes no passado. Para testar se a matriz apresenta uma estrutura determinada, utilizamos o modelo nulo Ce dentre os quatro permitidos pelo programa ANINHADO, pelo fato de este apresentar menor chance de erros do tipo I (Rodríguez-Gironéz e Santamaría 2006). A significância dos valores obtidos foi estimada com procedimento Monte Carlo (500 iterações).

Adicionalmente, para visualizar quais restingas são mais similares em termos de composição de espécies de lagartos, agrupamos os remanescentes considerando a composição de espécies em cada localidade através de análise de agrupamento, utilizando por ligação simples e como medida de similaridade o índice de Jaccard (*Cluster*) (ver Magurran, 2011). Para tanto, utilizamos uma matriz de presença e a ausência das espécies por localidade.

O teste de similaridade ANOSIM, o MDS (PCOa), a análise SIMPER e a análise de agrupamento foram testados no programa PAST versão 1.79 (Hammer et al. 2001). A análise de NODF, e o Índice de Sørensen foram testados no programa R versão 3.0.2, através do pacote “vegan” versão 2.0-10 (Oksanen et al. 2013) e a estatística T foi calculada no programa ANINHADO (Guimarães e Guimarães 2006).

Tabela 9 - Lista das restingas amostradas ao longo dos estados da Bahia (Nordeste), Espírito Santo e Rio de Janeiro (Sudeste), com as respectivas coordenadas geográficas.

Restinga	Município	Estado	Coordenada
Costa Azul	Jandaíra	Bahia	11°40'28" S e 37°29'03" W
Baixio	Esplanada	Bahia	12°07'01" S e 37°42'12" W
Guarajuba	Camaçari	Bahia	12°38'03" S e 38°04'32" W
Abaeté	Salvador	Bahia	12°55'42" S e 38°20'09" W
Guaibim	Valença	Bahia	13°17'43" S e 38°57'59" W
Boipeba	Cairú	Bahia	13°36' S e 38° 54' W
Cassange	Maraú	Bahia	13°58' S e 38°56' W
Taipe	Porto Seguro	Bahia	16°31' S e 39°05' W
Nova Viçosa	Nova Viçosa	Bahia	17°58'26" S e 39°28'29" W
Itaúnas	Conceição da Barra	Espírito Santo	18°24' S e 39°42' W
APA de C. da Barra	Conceição da Barra	Espírito Santo	18°36' S e 39°43' W
Comboios	Linhares	Espírito Santo	19°40' S e 39°53' W
P.E. Paulo C. Vinha	Guarapari	Espírito Santo	20°36' S e 40°25' W
Neves	Presidente Kennedy	Espírito Santo	21°14' S e 40°57' W
Grussaí	São João da Barra	Rio de Janeiro	21°44'12.61" S e 41°01'56.05" W
Jurubatiba	Carapebus	Rio de Janeiro	22°14'49.16" S e 41°37'42.23" W
Itapebussus	Rio das Ostras	Rio de Janeiro	22°29'16.98" S e 41°53'38.92" W
Peró	Cabo Frio	Rio de Janeiro	22°52'25.5" S e 41°59'03.49" W
Jacarepiá	Saquarema	Rio de Janeiro	22°56'00.47" S e 42°27'12.82" W
Maricá	Barra de Maricá	Rio de Janeiro	22°57'45.16" S e 42°51'34.2" W
Grumari	Rio de Janeiro	Rio de Janeiro	23°02'52.51" S e 43°31'32.59" W
Lopes Mendes	Angra dos Reis	Rio de Janeiro	23°10'01.3" S e 44°07'54.42" W
Praia do Sul	Angra dos Reis	Rio de Janeiro	23°10'46.39" S e 44°18'14" W

4.3 Resultados

Registramos um total de 23 espécies de lagartos nas restingas amostradas no litoral dos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (Tabela 10, Figura 20). Considerando a localização do remanescente mais ao norte (Costa Azul/BA) e do remanescente mais ao sul do Brasil (Praia do Sul/RJ), amostramos aproximadamente 1.500 Km do litoral brasileiro. O estado da Bahia apresentou a maior riqueza de espécies de lagartos ($N_{\text{total}} = 20$), seguido pelos estados do Espírito Santo ($N_{\text{total}} = 11$) e do Rio de Janeiro ($N_{\text{total}} = 9$). A maior riqueza foi registrada na família Teiidae ($N_{\text{total}} = 7$) e as comparativas menores riquezas de espécies foram registradas para as famílias Liolaemidae, Polychrotidae, Iguanidae, Sphaerodactyliidae e Gekkonidae (uma espécie cada). A composição das comunidades de lagartos apresentou diferença entre as restingas amostradas (ANOSIM; $R = 1,00$; $p = 0,99$). Esta dissimilaridade pode ser observada no dendrograma resultante na análise de agrupamento (Figura 21), onde três grupos de restingas com comunidades de lagartos similares podem ser observados da seguinte forma: (1º grupo) restingas localizadas no estado da Bahia e restingas do estado do Espírito Santo apresentando maior semelhança entre elas em termos das comunidades de lagartos; (2º grupo) restingas do estado do Espírito Santo e restingas do estado do Rio de Janeiro apresentando as comunidades de lagartos com maior semelhança entre elas, e (3º grupo) restingas do estado da Bahia apresentando maior semelhança entre elas nas suas comunidades de lagartos. Dentro de cada grupo ocorreram ainda diferenciações entre as áreas: No 1º grupo as restingas do estado da Bahia foram mais semelhantes entre elas nas suas comunidades de lagartos, assim como ocorreu com as restingas do Espírito Santo. De forma semelhante, as restingas do estado do Espírito Santo foram mais semelhantes entre si nas comunidades de lagartos, do que com aquelas do estado do Rio de Janeiro. O terceiro grupo, formado apenas por restingas do estado da Bahia, agrupou as comunidades de lagartos restingas do extremo norte do Estado como sendo mais semelhantes entre elas. De forma semelhante, a representação espacial gerada na análise de escalonamento multidimensional mantém grupos distintos onde 33% da variância da matriz de distâncias observada foi explicada pelo

primeiro eixo, e a variância adicional de 18% ocorreu no segundo eixo (Figura 22). As espécies que mais contribuíram para a diferença observada entre as restingas foram *Tropidurus torquatus* e *Tropidurus hygomi* (respectivamente contribuíram com 31,1% e 16,2% da dissimilaridade).

Nenhuma espécie foi registrada em todos os remanescentes de restinga amostrados, enquanto 11 foram registradas apenas no estado da Bahia e uma espécie foi registrada apenas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Tabela 10). *Salvator merianae* e *Ameiva ameiva* foram as espécies com ocorrência no maior número de restingas, enquanto *Dryadosaura nordestina* foi registrada apenas na restinga de Costa Azul (Tabela 10). A espécie mais abundante, considerando o conjunto de restingas amostradas, foi *Tropidurus torquatus* (1.599 indivíduos) enquanto 10 das espécies amostradas nos estudos tiveram registro de menos de 20 indivíduos (*Kentropyx calcarata*, *Ecpleopus gaudichaudi*, *Coleodactylus meridionalis*, *Phyllopezus lutzae*, *Polychrus marmoratus*, *Iguana iguana*, *Psychosaura agmosticha*, *Micrablepharus maximiliani*, *Leposoma annectans* e *D. nordestina*; Figura 23). A distância geográfica entre as restingas amostradas, explicou 55% da variação na composição das espécies de lagartos.

Tabela 10 - Riqueza a abundância de espécies de lagartos amostradas nas restingas ao longo do litoral dos estados da Bahia (Dias e Rocha 2014), Espírito Santo (este estudo) e Rio de Janeiro (Winck 2012) (continua)

Espécies/Família	BAHIA									ESPÍRITO SANTO					RIO DE JANEIRO									
	CA	BX	GJ	ABT	GB	BP	CS	TA	VN	ITA	ACB	CB	PV	NE	GS	JU	I T	PE	JA	M A	G R	L M	PS	
TEIIDAE																								
<i>A. abaetensis</i>	26	15	8	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. nativo</i>	0	0	0	0	0	5	2	18	3	12	84	73	123	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. ocellifera</i>	18	12	8	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. littoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	79	0	0	0	42	0	0	0	0
<i>A. ameiva</i>	0	0	1	0	1	2	6	5	4	14	87	31	17	26	22	2	9	23	12	18	15	0	0	0
<i>K. calcarata</i>	0	0	0	0	3	2	6	2	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. marianae</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	7	9	1 0	8	5	0	4	6	11	0
TROPIDURIDAE																								
<i>T. torquatus</i>	0	0	0	0	21	11	98	67	26	95	225	125	178	258	107	166	1 9	3	61	57	49	33	0	0
<i>T. hygomi</i>	11	171	158	141	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIOLAEMIDAE																								
<i>L. lutzae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	36	47	55	51	0	0	0
POLYCHROTIDAE																								
<i>P. marmoratus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IGUANIDAE																								
<i>I. iguana</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MABUYIDAE																								
<i>P. macrorhyncha</i>	8	7	6	2	0	2	8	0	1	12	4	13	6	8	29	28	6	2	5	33	9	0	0	0
<i>P. agmosticha</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. agilis</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	22	13	17	8	15	36	47	1 7	29	20	38	21	14	31	0
PHYLLODACTYLIDAE																								

<i>G. darwinii</i>	0	0	0	0	0	7	9	6	8	0	0	6	1	2	3	1	0	0	0	0	3	1	2
<i>P. lutzae</i>	1	0	5	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SPHAERODACTYLIDAE																							
E																							
<i>C. meridionalis</i>	1	6	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GEKKONIDAE																							
<i>H. mabouia</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	6	1	29	0	0	15	0	1	0	1	0	3	17	0	0
GYMNOPHTHALMIDAE																							
<i>M. maximiliani</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. gaudichaudi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. annectans</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. nordestina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RIQUEZA TOTAL	12	7	7	6	4	9	9	7	9	9	6	6	7	9	7	9	5	7	7	9	9	5	4
																	6	10			24	16	
ABUNDÂNCIA TOTAL	71	213	189	175	26	31	134	101	68	159	442	265	336	327	240	333	1	2	150	6	9	54	44

Legenda: CA: Costa Azul; BX: Baixio; GJ: Guarajuba; ABT: Abaeté; GB: Guaibim; BP: Boipeva; CS: Cassane; TA: Taipé; NV: Nova Viçosa; ITA: Itaúnas; ACB: Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra; CB: Comboios; PV: Parque Paulo Cesar Vinha; NE = Praia das Neves; GS: Grussaí; JU: Jurubatiba; IT: Itapebussus; PE: Però; JA: Jacarepiá; MA: Maricá; GR: Grumari; MR: Marambaia; LM: Lopes Mendes; PS: Praia do Sul.

Figura 20 - Algumas espécies de lagartos registradas nas restingas amostradas no estado do Espírito Santo.



Legenda: (A): *Polychrus marmoratus*; (B): *Tropicurus torquatus*; (C): *Kentropix calcarata*; (D): *Ophiodes fragilis* (D) *Liolaemus lutzae*; (E) *Ameivula nativo*. Fotografias (A)-(D) e (F): Jane C. F Oliveira. Fotografia (E): Patrícia Almeida-Santos.

Figura 21. Dendrograma resultante da análise de agrupamentos referente à riqueza de espécies de lagartos em restingas amostradas ao longo do litoral dos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia.

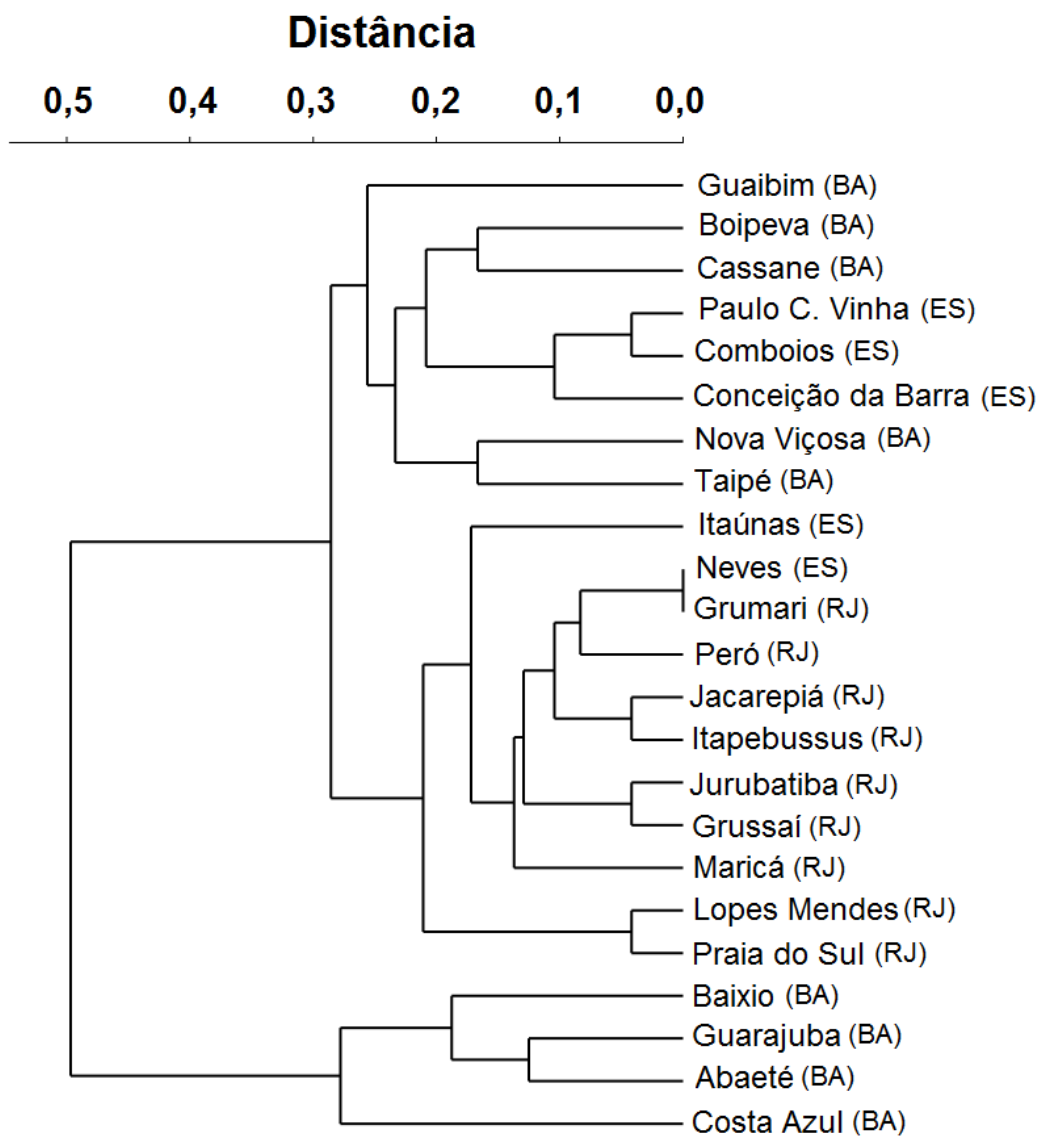
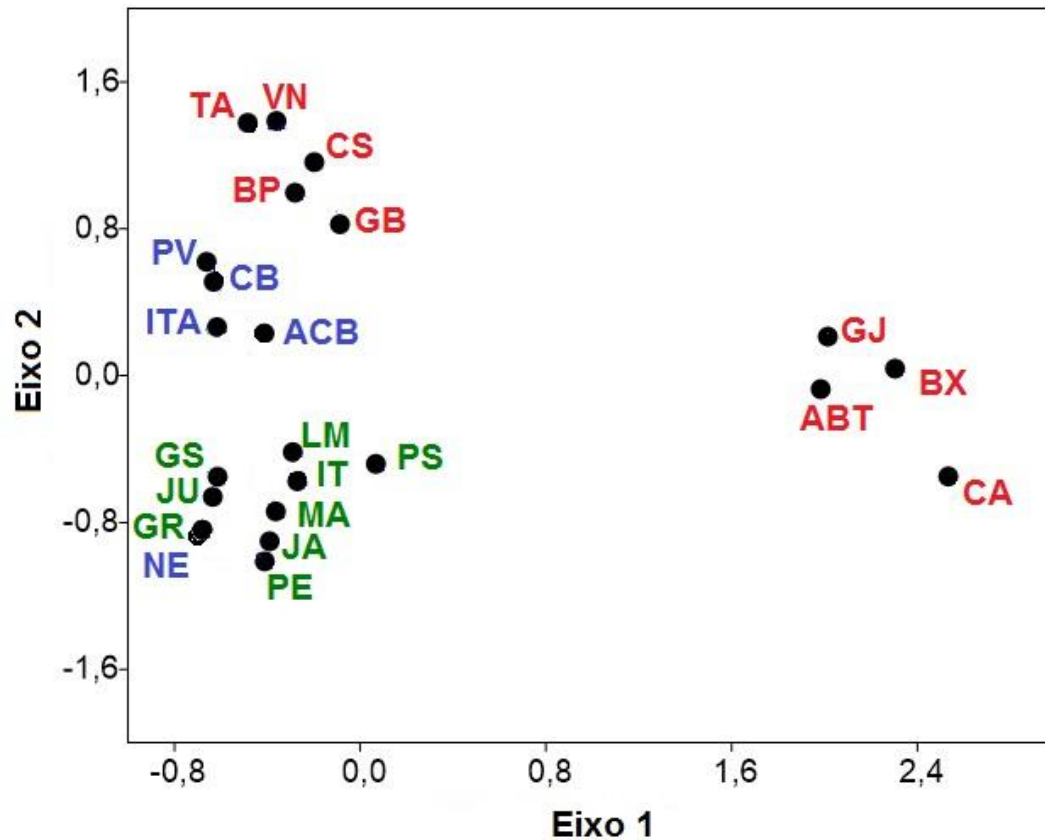
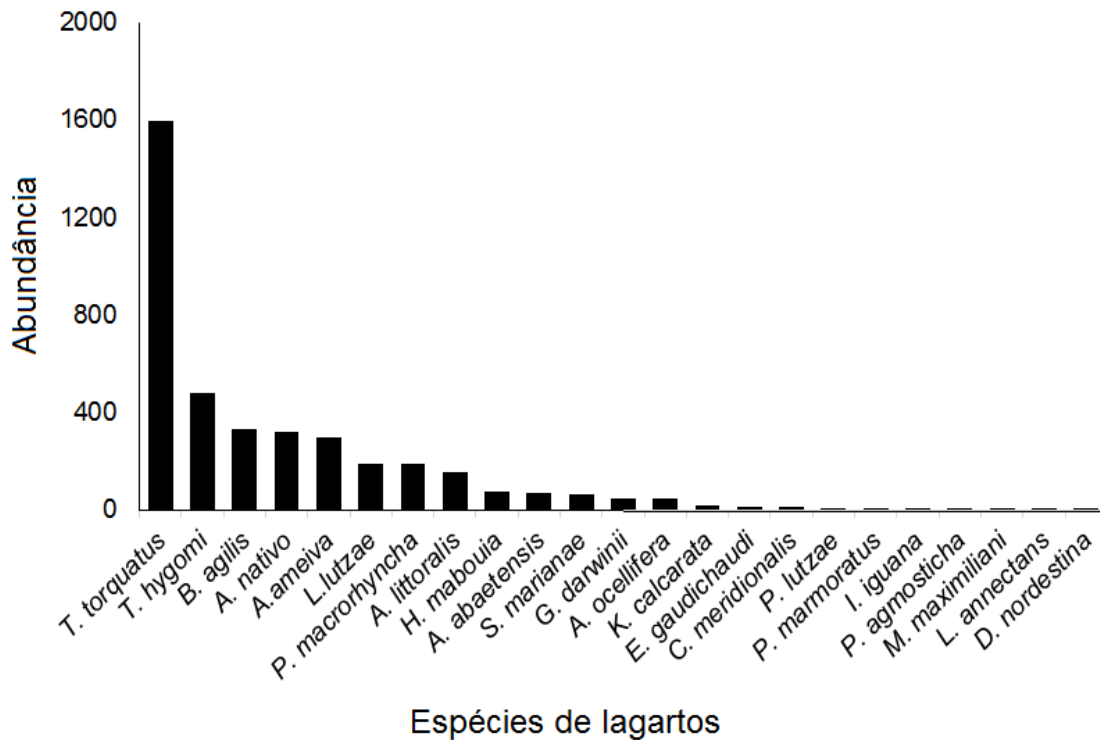


Figura 22 – Análise de escalonamento multidimensional representando a conformação espacial de relação entre as restingas amostradas no presente estudo, em termos de presença e ausência das espécies componentes de cada área.



Legenda: TA = Taipé; VN = Nova Viçosa; CS = Cassange; BP = Boipeba; GB = Guaibim; PV = Paulo Cesar Vinha; CB = Comboios; ITA = Itapebussus; ACB = Conceição da Barra; GS = Grussaí; JU = Jurubatiba; GR = Grumari; NE = Praia das Neves; LM = Lopes Mendes; IT = Itaúnas; MA = Maricá; JÁ = Jacarepiá; PE = Però; GJ = Guarajuba; BX = Baixio; ABT = Abaeté; CA = Costa Azul. Letras na cor vermelha representam restingas do estado da Bahia, em azul representam restingas do estado do Espírito Santo e na cor verde representam restingas do estado do Rio de Janeiro.

Figura 23 - Riqueza e abundância relativa de lagartos registrados em remanescentes de restinga no estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro.



O grau de aninhamento das comunidades amostradas pode ser considerado intermediário em ambas as métricas adotadas (NODF = 45,41 e T = 47,05) quando considerados os valores máximos de cada uma (NODF = resultados variam entre zero e 100; T = resultados variam entre zero e 100). Adicionalmente, diversidade beta de espécies de lagartos entre as restingas foi relativamente elevado (Sørensen = 90%).

4.4 Discussão

Nossos resultados mostraram que as restingas estudadas ao longo da costa dos estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro, diferem estatisticamente em termos de composição de espécies de lagartos. Embora os valores obtidos em nossas análises de similaridade (ANOSIM) não tenham apresentado um valor de p significativo, consideramos que a informação de maior importância obtida através deste teste é o valor da estatística R, e se ela é

ou não diferente de zero (Clarke e Warwick 2001). A diversidade de uma comunidade, em geral, depende de dois fatores: do número de espécies presentes em uma área e do número de espécies que esta área é capaz de suportar (Losos, 1994). As comunidades aqui avaliadas estão distribuídas ao longo de uma variação latitudinal, sujeitas a diferentes características estruturais (e.g., topográficas, geológicas), climáticas (e.g., temperatura, precipitação, pressão atmosférica), e históricas (e.g., isolamento ou restabelecimento de conectividade entre áreas, redução ou aumento de áreas pelas transgressões e regressões marinhas). De fato, Rocha e Bergallo (1997) mostraram que as restingas dos estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro diferiram de forma consistente entre elas, e que a riqueza das espécies de lagartos foi significativamente afetada pela estrutura da vegetação. Dados similares foram posteriormente encontrados por Dias e Rocha (2014) para um conjunto de restingas do Estado da Bahia. Esta condição deve estar diretamente relacionada aos fatores limitantes da ocorrência das espécies de lagartos serem variáveis, algumas espécies mais relacionadas às porções abertas da restinga (como as fitofisionomias de pós-praia e formação aberta de clúsia) e outras a porções de hábitat fechado (como as matas de restinga) (Cerqueira e Freitas 1999; Rocha e Bergallo 1997). A variação nos fatores limitantes entre as espécies está relacionada à ecofisiologia e filogenia (ver Rocha 2000). Assim, a ecologia diferenciada de cada espécie está relacionada às exigências no uso da estrutura do hábitat explicando em parte sua distribuição ao longo da variação latitudinal aqui considerada: a presença de áreas florestadas para as espécies arborícolas (e.g., *P. marmoratus*) ou termoconformadoras diurnas (gimnoftalmídeos), ou a ainda a deposição de folhiço no chão das matas, para abrigo de espécies semi-fossoriais (e.g., *O. fragilis*). Para os Scincídeos como *P. macrorhyncha* e *B. agilis*, a ocorrência de cactos e bromélias são fundamentais para a determinação das densidades de cada espécie (Vrcibradic e Rocha 2002), sendo estes microhábitats importantes componentes das restingas e altamente variáveis em termos de densidade ao longo da costa (Cogliatti-Carvalho et al. 2010). Desta forma, é provável que um dos fatores moldando a distribuição das espécies de lagartos e consequentemente, a similaridade (ou dissimilaridade) das restingas estudadas seja a estrutura vegetacional do hábitat presente em cada área, que determina também a disponibilidade de microhábitats.

Observamos que uma pequena porcentagem das espécies de lagartos registradas possuem ampla distribuição geográfica, enquanto a maioria possui distribuições comparativamente mais restritas ou pouco abrangentes em relação ao total de restingas amostradas (ver Tabela 8). Estes dados estão de acordo com um padrão bem conhecido na

ecologia de comunidades (Brown et al. 1995; Pianka 2013), em que as espécies de vários grupos taxonômicos podem ser raras ou abundantes. A distribuição geográfica de espécies está relacionada a diversos fatores agindo em diferentes escalas, incluindo a capacidade de dispersão de cada espécie (Pulliam 2000): quanto mais limitada, menor será sua distribuição geográfica (Algar et al. 2013). Esta limitação, por sua vez, pode não estar relacionada apenas a capacidades fisiológicas ou morfológicas das espécies, mas também à presença de barreiras geográficas. Embora não se possa afirmar com total precisão que as barreiras geográficas sejam responsáveis pelo agrupamento de espécies de lagartos em determinadas áreas, evidências sugerem que os grandes rios que cortam o litoral brasileiro sejam fatores determinantes na diferenciação genética para espécies do complexo *Gymnodactylus*, na Mata Atlântica (Pellegrino et al. 2005). Além da diferenciação genética, espécies de lagartos da família Tropiduridae apresentam forte limitação na distribuição nas regiões da bacia do Rio Doce (no Espírito Santo) e da Bahia de Todos os Santos (Bahia) (Rodrigues 1987). Em nosso estudo, uma clara diferenciação na distribuição das espécies de lagartos é observada na região da Bahia de Todos os Santos, que separa as restingas de Abaeté e Guaibim (ver tabela 8 para comparações). Embora nossos resultados não permitam afirmar que a Bahia de Todos os Santos e a Bacia do Rio Doce estejam agindo como barreiras para a dispersão destas espécies, é possível que estas regiões, assim como outros grandes rios que separam os remanescentes de restingas amostrados tenham influência sobre esta.

A interferência de barreiras geográficas na composição de comunidades está fortemente associada à diversidade β (Qian et al. 2005). Nossos resultados mostraram que as comunidades de lagartos estudadas apresentaram elevada diversidade beta (β -Sørensen) ao longo das restingas amostradas. É conhecido que a diversidade β pode ser causada tanto por fatores ambientais agindo no presente quanto por fatores espaciais e eventos históricos (Qian et al. 2005). Neste sentido, estes conjuntos de fatores são determinantes para a estruturação das comunidades de lagartos das restingas no gradiente latitudinal estudado. Os ambientes de restingas são considerados relativamente recentes, com sua conformação atual definida de acordo com os processos de regressão e transgressão marinhos durante o Mioceno/Pleistoceno (Suguio e Tessler 1984). Desta forma, a recente formação das restingas, semelhante aos demais fatores citados, devem ser importantes estruturadores das comunidades de lagartos nestes ecossistemas.

Nossos resultados mostraram ainda a existência de um grau de aninhamento das comunidades amostradas que pode ser considerado intermediário, quando considerados os valores obtidos em nossas análises. Um dos fatores responsáveis pelo aninhamento de comunidades é a fragmentação das áreas, cujo conceito ecológico de aninhamento está diretamente relacionado (Patterson 1987; Almeida-Neto et al. 2008). Efeitos da fragmentação sobre o aninhamento de comunidades de lagartos foram recentemente observados nos ecossistemas de restinga (Rocha et al. 2014), embora as análises entre os estudos tenham diferido em alguns quesitos. Desta forma, é possível que além dos fatores naturais que estejam influenciando localmente a estruturação das comunidades de lagartos nestes ecossistemas, a fragmentação do hábitat seja um importante fator de influência no grau de aninhamento observado. De fato, os ambientes de restinga são fortemente impactados, cujas consequências mais visíveis são a fragmentação e perda de área (Rocha e Van Sluys 2007). O grau de distúrbios e de degradação antrópica em restingas foi demonstrado como responsável por reduzir a riqueza e diversidade de espécies de bromélias em restingas ao longo da costa dos estados do Espírito Santo, e Bahia (Cogliatti-Carvalho et al. 2004). Efeito similar foi encontrado para o grau de degradação afetando negativamente populações do lagarto liolaemídeo *Liolaemus lutzae* em 15 restingas ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro (Rocha et al. 2009). Por outro lado, é conhecido que na medida em que aumenta-se a distância entre as comunidades comparadas, ocorre uma diminuição no grau de aninhamento destas (Harrison et al. 1992). De fato, nossos resultados mostraram que 55% da variação existente na composição das comunidades de lagartos foi explicada pela distância geográfica entre as áreas avaliadas. Desta forma, o fato de as comunidades aqui estudadas estarem localizadas em uma vasta área geográfica deve explicar o aninhamento intermediário das comunidades e a elevada diversidade β ao longo do litoral.

Concluimos, portanto, que as comunidades de lagartos de restingas no trecho latitudinal estudado possuem uma elevada riqueza de espécies, com elevado grau de diversidade β e aninhamento intermediário ao longo da costa sudeste/norte brasileira. Embora os estudos de comunidades sejam de considerável importância, reforçamos aqui a necessidade de intensificar a avaliação e a distinção entre os padrões de diversidade β e de aninhamento. Estes padrões são de extrema importância para a conservação de espécies e requerem diferentes estratégias (Wright e Reeves 1992). Embora a avaliação de comunidades individuais seja reconhecido, recomendamos fortemente que as comunidades sejam avaliadas

em grande escala, de forma comparativa, evitando-se assim uma superestimação de diversidade geral (Baselga 2010).

4.5 Referência bibliográfica

ALGAR A. C.; MAHLER D. L.; GLOR, R. E. e LOSOS J. B. Niche incumbency, dispersal limitation and climate shape geographical distributions in a species-rich island. *Adaptive radiation. Global Ecology and Biogeography* (22): 391-402. 2013.

ARAÚJO AFB. 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. 1984.

ALMEIDA-NETO M; GUIMARÃES P; GUIMARÃES Jr. PR; LOYOLA RD; ULRICH W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*. 117(8):1227-1239. 2008.

ATMAR W. e PATTERSON BD. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*. 96(3):373-382. 1993.

BASELGA A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* (19): 134-143. 2010.

BASCOMPTE J; JORDANO P; MELIÁN CJ; OLESEN JM. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 100(16):9383-93. 2003.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*, second ed. Blackwell Scientific, Boston. 1990.

BROWN, J.H.; MEHLMAN, D.W. e STEVENS, G.C. *Spatial Variation in Abundance*. *Ecology* 76:2028–2043. 1995.

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

CAIN, M.L.; DAMMAN, H. e MUIR A. Seed dispersal and the Holocene migration of woodland herbs. *Ecological Monographs*, 68, 325–347. 1998.

CERQUEIRA R e FREITAS SR. A new method of microhabitat structure of small mammals. *Rev Bras Biol* 59: 219-223. 1999.

COLWELL RK. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8. 2009. Disponível em <http://purl.oclc.org/estimates>.

COGLIATTI-CARVALHO, L.; ROCHA-PESSÔA, T. C.; NUNES-FREITAS, A.F.; ROCHA, C.F.D. Volume de água armazenado no tanque de bromélias, em restingas da costa brasileira. *Acta Botânica Brasílica*, 24 (1): 84-95. 2010.

CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18:117-143. 1993.

DIAS, E. J.R e ROCHA, C.F.D. Habitat structural effect on Squamata fauna of the restinga ecosystem in northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 86(1): 359-371. 2014.

DUELLMAN, W.E. Tropical herpetofaunal communities: patterns of community structure in Neotropical rainforests. In: M.L. Harmelin-Vivien and F. Bourlière, (eds.) *Vertebrates in Complex Tropical Systems*. Ecological Studies, Springer Verlag, New York. (69): 61-88. 1989.

GUIMARÃES, P. R. e Guimaraes, P. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software*. 21: 1512-1513. 2006.

GRAY, J. S. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 250: 23:49. 2000.

GOTELLI, N.J. e Graves GR. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA. 1996.

HATANO FH; VRCIBRADIC D; GALDINO CAB; CUNHA-BARROS M; ROCHA CFD; VAN SLUYS M. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*. 61(2): 287-294. 2001.

HAMMER O; HARPER, D.A.T. e RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1):9 pp. 2001.

HARRISON, S.; ROSS S.J. e. LAWTON J.H. Betadiversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 61:151-158. 1992.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.* 22: 415-427. 1957.

OKSANEN, J; BLANCHET FG; KINDT R; EGENDRE P; MINCHIN PR; O'HARA RB, SIMPSON GL; SOLYMOS P; STEVENS MHH; WAGNER H. *Vegan – Community Ecology Package*. 2013. Disponível em: <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.

KREBS C.J. *Ecological Methodology*. New York: Harper and Raw Publishers, 654 p. 1989.

LEIBOLD M A e MIKKELSON GM, Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. *Oikos* 97: 237–250. 2002.

LOSOS J. Historical contingency and lizard community ecology. In: VITT LJ AND PIANKA ER. *Lizard Ecology: Historical and Experimental Perspectives*. Princeton: Princeton University Press, p. 319-333. 1994.

MAGURRAN A. E. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba, Editora da UFPR, 261 pp. 2011.

PATTERSON BD. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology*. 1(4):323-334. 1987.

PELLEGRINO KCM; RODRIGUES MT; WAITE AN; MORANDO M; YASSUDA YY e SITES JR JW. Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwini* complex (Gekkonidae, Squamata): genetic structure coincides with river systems in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Journal of the Linnean Society* 85: 13-26. 2005.

PIANKA, E. Rarity in Australian desert lizards. *Austral Ecology* 39(2): 214-222. 2013.

PIMM S, RAVEN P. Extinction by numbers. *Nature*. 403: 843-845. 2000.

PODANI J; RICOTTA C e SCHEMERA D. General framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity* 15:52-61. 2013.

PULLIAM HR. On the relationship between niche and distribution. *Ecology letters* 3:349-361. 2000.

QIAN, H; RICKLEFS, RE e WHITE P. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology letters* 8: 15-22. 2005.

RICKLEFS RE. History and diversity: explorations at the intersection of ecology and evolution. *Am. Nat.*, 170, S56–S70. 2007.

ROCHA C.F.D. e BERGALLO H.G. Intercommunity Variation in the Distribution of Abundance Lizards Species in Restinga Habitats. *Cienc Cult* 4: 269-274. 1997.

ROCHA C.F.D. e M. VAN SLUYS. Herpetofauna de Restingas; p. 44- 65. In L.B. Nascimento and M.E. Oliveira (org.). *Herpetologia no Brasil II*. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia. 2007.

ROCHA, CFD; BERGALLO, HG; VAN SLUYS M; ALVES MAS; JAMEL CE. 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. 2007.

RODRIGUES M.T. Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo *torquatus* ao sul do rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia* 31: 105–230. 1987.

RODRIGUÉS-GIRONÉS MA e SANTAMARÍA L. A new algorithm to calculate the nestedness temperature of presence-absence matrices. *Journal of Biogeography*. 33(5):924-935. 2006.

SOUZA SM.; RODRIGUES MT. e COHC-HAFT M. Are Amazonia rivers biogeographic barriers for lizards? A study on the geographic variation of the spectacled lizard *Leposoma osvaldoi* Avila-Pires (Squamata, Gymnophthalmidae). *Journal of Herpetology*, 47(3):511-519. 2013.

SUGUIO, K. e TESSLER, M.G. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In Restingas: origem, estrutura e processos, UFF, Editor. UFF: Universidade Federal Fluminense - Rio de Janeiro. p. 15-25. 1984.

SUTHERLAND et al. Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology* 101: 58-67. 2013.

VRCIBRADIC, D e ROCHA CFD. Use of cacti as heat sources by thermoregulating *Mabuya agilis* (Raddi) and *Mabuya macrorhyncha* Hoge (Lacertilia, Scincidae) in two restinga habitats in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(1): 77-83. 2002.

WARWICK RM.; CLARKE KR.; GEE JM. The effect of disturbance by soldier crabs, *Mictyris platycheles* H. Milne Edwards, on meiobenthic community structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 135: 19-13. 1990

WHITTAKER RH. Vegetation of the Siskiyou Mountains. Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279-338. 1960.

WRIGHT DH. e REEVES J. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia* 92: 416-428. 1992.

5 O LAGARTO AFRICANO *HEMIDACTYLUS MABOUIA*: INVASÕES EM CURSO EM TRÊS RESTINGAS NO SUDESTE DO BRASIL

5.1 Introdução

A invasão por espécies exóticas ou não-indígenas em habitats naturais tem sido um tema amplamente discutido em todo o mundo, e seu dano ecológico é bem reconhecido em muitos casos (Gurevitch e Padilla 2004). O geconídeo africano *Hemidactylus mabouia* Moreau De Jonnés 1818 é um lagarto não-indígena (invasor), bem distribuído e estabelecido no Brasil e em outras localidades dos Neotrópicos (Vanzolini 1968; Avila-Pires 1995; Rocha et al. 2011a). Esta espécie é um forrageador noturno e vive, principalmente, em ambientes antrópicos e periantrópicos (Vanzolini et al. 1980). Embora, no Brasil, *H. mabouia* seja mais comumente encontrada em áreas urbanas ou em torno de habitações humanas (Carranza e Arnold 2006), esta espécie foi registrada em ambientes naturais no Cerrado, na Caatinga, e em ilhas e em restingas no bioma Mata Atlântica (Vanzolini 1968, 1978; Araújo 1991; Rocha et al. 2002, Carranza e Arnold 2006). Em alguns casos, *H. mabouia* encontra-se associado à cadeia alimentar local, utilizando os microhabitats ou sítios de termorregulação disponíveis (Hatano et al. 2001), ou ainda compartilhamento algumas espécies de endoparasitos (Anjos et al. 2008) com espécies de lagartos nativos (Andrade e Silvano 1996; Rocha e Vrcibradic 1998).

Nas restingas brasileiras, embora haja alguns registros de *H. mabouia*, pouco se sabe a respeito dos fatores facilitadores desta invasão (e.g., Rocha e Vrcibradic 1998; Hatano et al. 2001; Teixeira 2001). Neste estudo, nós examinamos a ocorrência de *H. mabouia* em ambientes naturais em cinco restingas ao longo da costa do estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil, e registramos a sua eventual ocorrência nas fitofisionomias (mesohabitats) e microhabitats utilizados pela espécie. Além disso, nós avaliamos se, dentre as restingas estudadas, aquelas com maior intensidade dos distúrbios seriam também aquelas, eventualmente, abrigando o geconídeo *H. mabouia*.

5.2 Material e métodos

Nós amostramos cinco remanescentes de restingas ao longo da costa do estado do Espírito Santo, Brasil: Praia das Neves (21.14°N, 40.24°W), Parque Estadual Paulo Cesar Vinha (PEPCV) (20.36°N, 40.24°W), Reserva Biológica de Comboios (REBIO Comboios) (19.40°N, 39.54°W), Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra (APA de Conceição da Barra) (18.35°N, 39.44°W) e Parque Estadual de Itaúnas (PEI) (18.20°N, 39.41°) WGS84 (Ver introdução Geral desta Tese para detalhes sobre as restingas).

Entre os meses de fevereiro de 2011 a dezembro de 2013, realizamos buscas visuais por indivíduos de *H. mabouia* no período diurno (0800-1300 h) e noturno (1800-2300 h), verificando cuidadosamente todos os abrigos e potenciais microhábitats (como árvores, troncos caídos, bromélias, serapilheira, arbustos e areia). As amostragens foram realizadas em cada restinga durante 75 horas ao longo de três anos consecutivos. Amostramos 15 horas em cada fitofisionomia em cada restinga de acordo com a presença ou ausência destas (Ver Material e Métodos na Introdução Geral para detalhes). Nós também estimamos a frequência de ocorrência dos seguintes fatores de perturbações ambientais em cada restinga (modificado de Rocha et al. 2007; Ver Material e Métodos na Introdução Geral): (1) remoção da vegetação; (2) pisoteio da vegetação para acesso à praia; (3) estabelecimento de residências; (4) tráfego de veículos sobre a vegetação ou dunas; (5) vegetação exótica (e.g., grama, *Eucalyptus* spp.); (6) substituição do substrato original por outros (e.g., argila, cascalho); (7) deposição de lixo; (8) queimada da vegetação.

Nós consideramos como "invasores" apenas os indivíduos de *H. mabouia* encontrados em ambientes naturais (Cronk e Fuller 1995). Portanto, em todos os casos documentados aqui, consideramos apenas os indivíduos localizados nos transectos realizados a pelo menos um quilômetro de distância de qualquer residência ou área urbana. Alguns indivíduos encontrados foram coletados como espécimes testemunho (SISBIO Licença No. 28276) e serão depositados no Museu Nacional no Rio de Janeiro (MNRJ).

5.3 Resultados e discussão

Encontramos um total de 45 indivíduos adultos de *Hemidactylus mabouia* ocupando ambientes naturais em três dos cinco remanescentes de restinga pesquisados (Figura 24, Tabela 11).

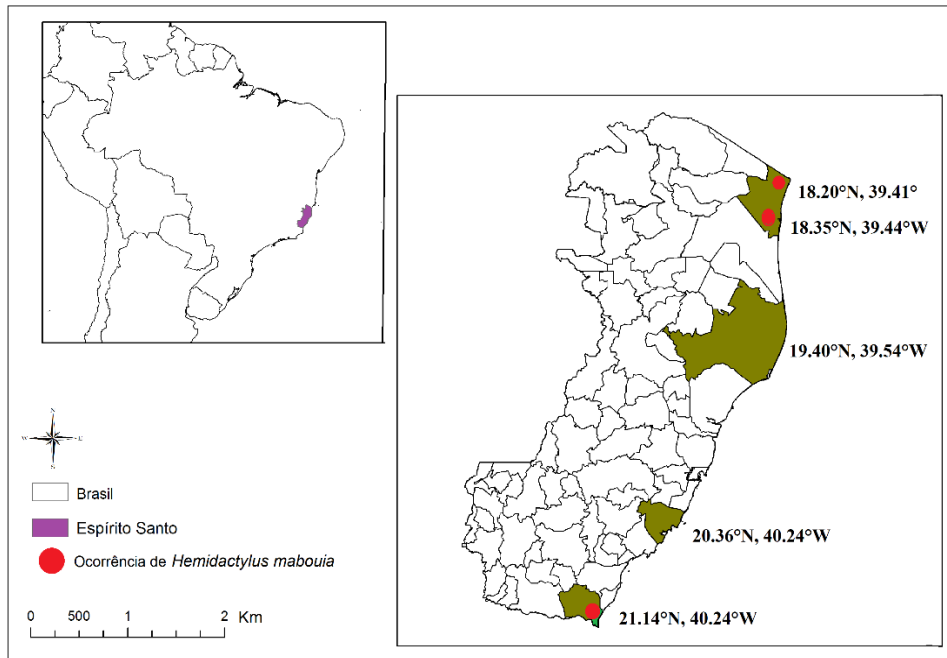
Figura 24 - Indivíduos de *Hemidactylus mabouia* coletados sob areia nua (à esquerda) e na base de bromélia (à direita), ambos na restinga de Praia das Neves, estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil.



Foto: A autora, 2013.

Nossos resultados fornecem novas evidências de que a espécie ocupa os ambientes naturais em restingas ao longo de diferentes regiões do estado do Espírito Santo (de Norte a Sul) e adiciona outras três localidades invadidas pelo geconídeo além daquelas sumarizadas em Rocha et al. (2011a) (Figura 25).

Figura 25 - Restingas estudadas (coordenadas) e os registros de ocorrência de *Hemidactylus mabouia* (pontos vermelhos) no estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil.



Em seis ocasiões (cinco na estação seca e um na estação de chuvas) encontramos ovos de *H. mabouia* (2 deles eclodidos) em dois dos cinco locais estudados, indicando que o recrutamento de indivíduos está ocorrendo com sucesso nas populações invasoras (Tabela 11, Figura 26). O sucesso da invasão de uma espécie não-indígena é essencialmente influenciado por suas características de capacidade biótica, bem como suas interações com a comunidade local (Lockwood et al. 2006). De fato, o gênero *Hemidactylus* tem tido grande sucesso na travessia do Oceano Atlântico, naturalmente colonizando diversos ecossistemas nas Américas (Carranza e Arnold 2006). Essas invasões podem ser sugestivas de que a espécie tenha encontrado possíveis condições ambientais apropriadas, semelhantes aos recursos de seu ambiente original e / ou dentro de seus limites de tolerância ecológica.

Apenas um dos 45 indivíduos foi registrado na fitofisionomia de floresta (FR) nas restingas estudadas, em todos os demais casos, os lagartos estavam associados à porções abertas da restinga (Tabela 11). A ocorrência de *H. mabouia* em ambientes naturais no Brasil tem sido sugerido para ser facilitado em ambientes

abertos (Rocha et al. 2011), possivelmente porque estas podem ter características semelhantes às de seu ambiente original na África. Quais características permitem que uma espécie invada um determinado ecossistema é uma questão recorrente na literatura (por exemplo, Parker e Reichard 1998; Silva et al 2008). Em relação aos microhábitats ocupados, os indivíduos de *H. mabouia* encontrados neste estudo utilizaram seis microhábitats diferentes (Tabela 11). Os indivíduos utilizaram o hábitat tanto horizontalmente quanto verticalmente. A média (± 1 DP) da altura acima do solo que os indivíduos foram encontrados foi de $31 \pm 13,8$ centímetros (mínimo = 0 cm e máximo = 75 cm), mas a maioria dos indivíduos foi encontrada a alturas ao nível do solo até 10 cm (N = 41). Nós registramos pelo menos outras cinco espécies de lagartos que utilizam microhábitats sintopicamente com *H. mabouia*: *Ameiva ameiva*, *Tropidurus torquatus*, *Ameivula nativo*, *Brasiliscincus agilis* e *Psychosaura macrorhyncha* (Tabela 11).

Tabela 11 - Número de indivíduos de *Hemidactylus mabouia* (N) registrados em cinco remanescentes de restinga (Praia das Neves, Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, Reserva Biológica de Comboios, Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas) ao longo da costa do Estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil, incluindo as fitofisionomias, microhábitats utilizados pela espécie em cada área e espécies de lagarto simpátricas observadas compartilhando os microhábitats (ELCM): AA = *Ameiva ameiva*; TT = *Tropidurus torquatus*; AN = *Ameivula nativo*; BA = *Brasiliscincus agilis* and PM = *Psychosaura macrorhyncha*.

Restingas	N	Ovos	Fitofisionomia	Microhábitat	ELCM
Neves	15	4	HP/FR/PP/AC	SC/AR/TA/SF/BR	AA/TT/BA/PM
PEPCV	0	0	-	-	
Comboios	0	0	-	-	
APA C.		2			AA/TT/AN/BA/PM
Barra	29		AC	SC/SA/CT	
Itaúnas	1	0	AC	SA	AA/TT/AN/BA/PM

. Legenda: (APA C. Barra) Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra; (PEPCV) Parque Estadual Paulo Cesar Vinha; [fitofisionomias]: (HP) Halófila-psamófila; (PP) pós praia; (AC) aberta de clúsia; (FR) floresta. [Microhábitats]: (SA) sob arbusto; (SL) Sob lixo; (AR) areia; (TA) tronco de árvore; (SC) sob tronco caído; (SF) sob folhíço; (BR) bromélia; (CT) cactaceae

Figura 26 - Ovo de *Hemidactylus mabouia* encontrado entre raízes de arbustos na restinga de Praia das Neves, sudeste do Brasil.



Foto: Juliane Ribeiro, 2013.

A verticalização observada no uso do hábitat por *H. mabouia* pode promover algum grau de sobreposição de nicho com alguns lagartos nativos locais, que usam o hábitat de uma maneira relativamente semelhante, tanto ao nível do solo (por exemplo, *A. ameiva*, *T. torquatus*, *A. nativo*, *B. agilis*), quanto aqueles que exploram o hábitat verticalmente (por exemplo, *T. torquatus* e *P. macrorhyncha*). No entanto, uma vez que os lagartos simpátricos são diurnos (e.g. Hatano et al. 2001) os espaços partilhados tendem a ser usados em diferentes períodos.

Nossos resultados mostraram que *H. mabouia* foi geralmente ausente em ambientes mais conservados (ou seja, com menores graus de perturbação), mas presentes em áreas onde os distúrbios causados pelo homem foram mais frequentes, principalmente devido à retirada da vegetação (por exemplo, construção de residências, estabelecimento de trilhas) (Figura 27, Tabela 1). Embora ainda não haja evidência de que os ambientes invadidos naturais precisam estar sob algum nível de perturbação, a fim de permitir que a invasão ocorra (Silva et al. 2008, mas ver Gurevitch e Padilla 2004, para uma revisão), nossos dados sugerem que *H. mabouia* pode estar se beneficiando por alterações humanas e distúrbios causados

nas áreas de restinga no Brasil. Algumas características biológicas de *H. mabouia* que podem estar favorecendo o seu estabelecimento bem sucedido nas comunidades nativas no Brasil é o uso de uma ampla gama de recursos e de microhábitats utilizados, bem como a sua atividade noturna, facilitando a coexistência desta espécie com os lagartos diurnos nativas nas localidades (Winck et al. dados não publ).

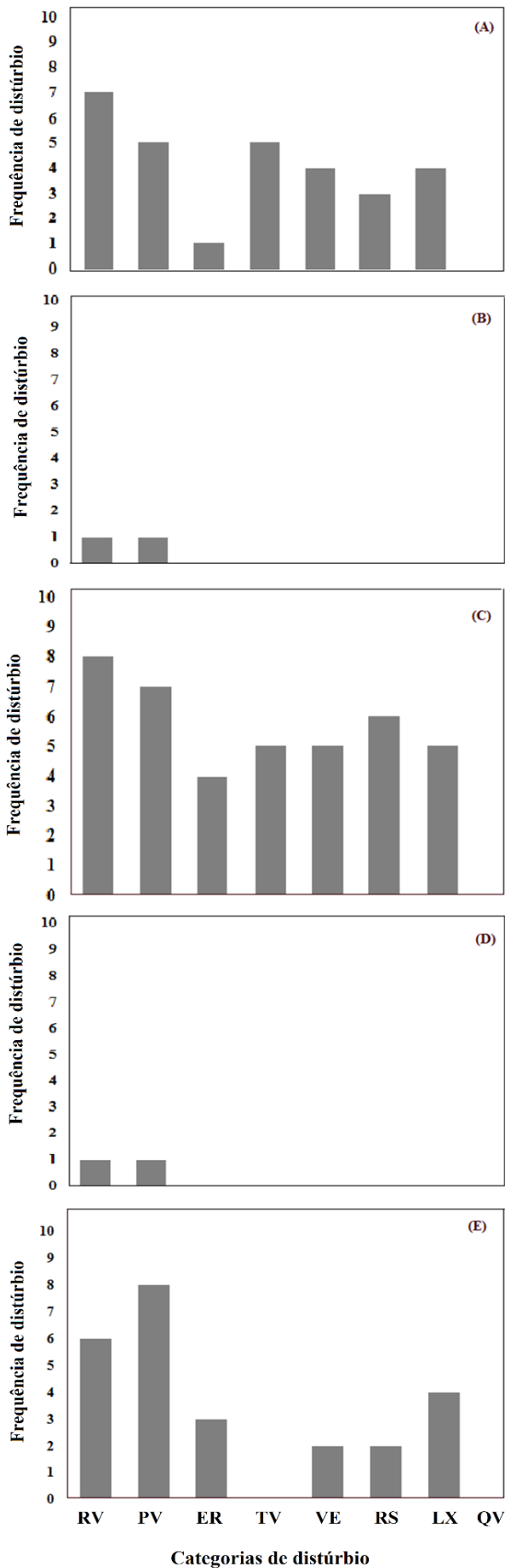


Figura 27 - Frequência de distúrbio registrado em cada restinga estudada no litoral do estado do Espírito Santo, Brasil. (A) Praia das Neves; (B) Parque Estadual Paulo Cesar Vinha; (C) Reserva Biológica de Comboios; (D) Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra; (E) Parque Estadual de Itaúnas.

Legenda: (RV) Remoção da vegetação; (PV) Pisoteio da vegetação; (ER) Estabelecimento de residências; (TV) Tráfego de veículos; (VE) Vegetação exótica; (RS) Reposição do substrato; (LX) Lixo; (QV) Queima da vegetação.

Semelhante a outras espécies invasoras, o efeito de *H. mabouia* em comunidades nativas ainda permanece desconhecida (ver Gurevitch e Padilla, 2004). Portanto, é urgente compreender a influência de *H. mabouia* em comunidades invadidas (influências positivas ou negativas). Uma abordagem importante para estas perguntas é o monitoramento de *H. mabouia* em ambientes naturais para compreender os mecanismos por trás de seu sucesso de invasão, bem como pesquisas mais específicas com foco em interações entre espécies. Estes dados forneceriam o apoio necessário para o desenvolvimento de estratégias apropriadas para manejar as suas populações, se necessário.

5.4 Referência bibliográfica

ANDRADE, R.O. e SILVANO, R.A.M. Comportamento alimentar e dieta da “falsa coral” *Oxyrhopus guibei* Hoge e Romano 1978 (Serpentes, Colubridae). Revista Brasileira de Zoologia, 13: 143-150. 1996.

ANJOS, L.A.; W.O. ALMEIDA; A. VASCONCELOS; E.M.X. FREIRE e C.F.D. ROCHA. The Alien and Native Pentastomids Fauna of an Exotic Lizard Population from Brazilian Northeast. Parasitology Research, 101: 627-628. 2007.

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

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

CERQUEIRA, R. Biogeografia das Restingas. In Esteves FA. e Lacerda LD (eds.). Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. p. 65-67. 2000.

CRONK, Q.C.B. e FULLER, J.L. Plant invaders. Chapman e Hall, London. 1995.

GUREVITCH, J e PADILLA, D.K. Are invasive species a major cause of extinctions? Trends in Ecology and Evolution, 19: 470-474. 2004.

HATANO, F.H.; D. VRCIBRADIC; C.A.B. GALDINO; M. CUNHA-BARROS; C.F.D. ROCHA e M. VAN SLUYS. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. Revista Brasileira de Biologia 61: 287-294. 2001.

LOCKWOOD, J.L.; CASSEY, P e BLACKBUM, T. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 223-228. 2006.

PARKER, I.M. e REICHARD, S.H. Critical issues in invasion biology for conservation science. In FIEDLER, P.L. e KAREIVA, P.M. (Eds.). *Conservation Biology for the Coming Decade*. New York: Chapman and Hall. p. 283-305. 1998.

PEREIRA, O.J. Caracterização fitofisionômica da restinga de Setiba - Guarapari/ES. In ACIESP (org.). *II Simpósio de ecossistemas da costa Sul e Sudeste brasileira: estrutura, função e manejo*. Águas de Lindóia, 3:207-219. 1990.

ROCHA, C.F.D.; DUTRA, G.F.; VRCIBRADIC, D. e MENEZES, V.A. The terrestrial reptile fauna of the Abrolhos Archipelago: Species list and ecological aspects. *Brazilian Journal of Biology*, 62: 285-291. 2002.

ROCHA, C.F.D.; H.G. BERGALLO; M.A.S. ALVES; e M.V. SLUYS. Esforço de conservação nas restingas do corredor da Serra do Mar e do Corredor Central da Mata Atlântica; p. 85-88 In C.F.D., ROCHA; H.G. BERGALLO; M.A.S. ALVES, e M.VAN SLUYS (ed.). *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica*. São Carlos: Rima Editora. 2003.

ROCHA, C.F.D. e ANJOS L.A. Feeding ecology of a nocturnal invasive alien lizard species, *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnès, 1818 (Gekkonidae), living in an outcrop rocky area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67: 485-491. 2007.

ROCHA, C.F.D. e VRCIBRADIC, D. Reptiles as predators and as preys in a restinga habitat of Southeastern Brazil. *Ciência e Cultura* 50: 364-368. 1998.

ROCHA, C.F.D. ANJOS, L.A. e BERGALLO, H.G. Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* (Squamata) in Brazilian natural environments. *Zoologia*, 28: 747-754. 2011a.

ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G. e MAZZONI, R. Invasive Vertebrates in Brazil. In Pimentel D (Eds.). *Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal and Microbe species*. Nova York: Taylor e Francis. p. 53-103. 2011b.

SILVA, L.; LAND, L. e LUENGO, L.J.L.R. Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias. ARENA, Ponta Delgada, no âmbito do programa INTERREG III B – BIONATURA (2007-2008). Tese. 2008.

SUGUIO, K. e TESSLER, M.G. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In: Lacerda LD et al. (Eds.). *Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. Niterói: CEUFF. p. 15-26. 1984.

TEIXEIRA, R.L. Comunidade de lagartos da restinga de Guriri, São Mateus – ES, sudeste do Brasil. *Atlântica*, 23: 77-84. 2001.

VANZOLINI, P.E. Lagartos Brasileiros da Família Gekkonidae (Sauria). *Arquivos de Zoologia* 17: 1-84. 1968.

VANZOLINI, P.E. On South American *Hemidactylus* (Sauria, Gekkonidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 31: 307-343. 1978.

VANZOLINI, P.E.; RAMOS-COSTA, A.M.M. e VITT, L.J. Répteis das Caatingas. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. 1980.

CONCLUSÃO

O presente estudo apresenta um importante aspecto da estrutura das comunidades de anfíbios e de lagartos em cinco remanescentes de restinga do estado do Espírito Santo.

As restingas amostradas neste estudo foram escolhidas considerando principalmente, o bom estado de conservação destas, quando comparadas às demais áreas do Estado. Algumas das áreas amostradas, como Praia das Neves, Paulo Cesar Vinha e Conceição da Barra, possuem importantes informações publicadas sobre a herpetofauna, e são consideradas de elevada diversidade. Entretanto, ao longo deste estudo, as restingas escolhidas para as amostragens sofreram impactos de considerável importância. A restinga de Praia das Neves, localizada no extremo sul do estado do Espírito Santo encontra-se hoje em propriedades particulares de duas grandes multinacionais, ambas com licenças prévias concedidas pelos órgãos ambientais competentes (além da posse de pequenos proprietários) para construção de dois portos. Os projetos de construção destes portos, com previsão para início das obras no ano de 2015 eliminará certamente parte considerável da restinga, inclusive das porções amostradas em nosso estudo. As restingas do Parque Paulo Cesar Vinha, Reserva Biológica de Comboios, APA de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas, sofreram ao longo do estudo grandes queimadas, que eliminaram variada porção da vegetação. O mais grave deles, ocorrido em março de 2014 (após o final das amostragens para este estudo) no Parque Paulo C. Vinha, consumiu 600 hectares de vegetação (40% da área limitada pela Unidade de Conservação). A restinga de Conceição da Barra sofre com constantes queimadas, de pequenas proporções e durante o estudo ao menos três incêndios foram registrados. As restingas de Itaúnas e Comboios tiveram no final de dezembro/2014 o mesmo destino. Embora as autoridades não tenham divulgado a porcentagem de área atingida por esta queimada, sabe-se que os alagados que neste ano ainda sofreram com uma prolongada seca, foram parcialmente consumidos pelo fogo.

Somado aos incêndios, que embora tenham sido investigados pelos órgãos e equipes competentes no estado do Espírito Santo, ainda são raramente desvendados quanto à origem (se criminosa ou não), encontramos estes

ecossistemas sob forte pressão de grandes construtoras. Os condomínios que fazem cerco a porções preservadas de restinga são alternados à pequenas propriedades, que causam tanto impacto quanto os primeiros. Grandes alagados são transformados em áreas de lazer no centro de conjuntos de luxuosas casas (a exemplo do que ocorre nas regiões ao redor do Parque Paulo Cesar Vinha e por toda parte da APA de C. da Barra), enquanto a parte de vegetação é considerada por parte da população como “mato”, merecendo, portanto ser retirada, para facilitar o acesso às praias. Neste cenário, entretanto, é preciso destacar o trabalho das equipes que comandam as áreas inseridas em UC's (tanto funcionários dos Parques, quanto equipes de combate aos incêndios), que vêm desempenhando um brilhante papel na tentativa de proteção das restingas, tanto no combate direto à destruição destas áreas, quanto direcionando aos moradores do entorno instruções para a colaboração desta preservação.

O quadro de degradação aqui apresentado não difere dos demais remanescentes de restinga ao longo da costa de outros estados brasileiros (como discutido no Capítulo II desta Tese). Os desmatamentos, as construções irregulares e o depósito de lixo nas áreas de restinga, são fatores que além de prejudicar a flora e fauna local, facilitam a invasão de espécies exóticas, como demonstrado no Capítulo V. O turismo descontrolado abre trilhas e constrói fogueiras para acampamentos, sendo grande o risco de incêndio acidental. Fatores que quando considerados em conjunto, mostram o quão frágil é o atual estado deste ecossistema.

Consideramos, a partir dos dados obtidos neste estudo, que as restingas do estado do Espírito Santo são importantes fragmentos para a conservação da diversidade genética, para anfíbios e lagartos. Estes fragmentos, que ainda preservam considerável fração do ecossistema de restinga, devem receber maior atenção dos órgãos ambientais e do governo, visando a proteção dos remanescentes. Vale ressaltar que a simples criação de Unidades de Conservação não significa que elas serão protegidas. A criação destas UC's, somadas à esforços de Escolas e Institutos de Educação Ambiental, devem ter um importante papel na preservação destas áreas.

APÊNDICE A – Oliveira e Rocha, 2014 – Journal of coastal conservation: a review on the anurofauna of Brazil's sandy coastal plays: How much do we know about it?

J Coast Conserv
 DOI 10.1007/s11852-014-0354-8

Journal of coastal conservation: a review on the anurofauna of Brazil's sandy coastal plains. How much do we know about it?

Jane C. F. Oliveira · Carlos Frederico Duarte Rocha

Received: 7 October 2014 / Revised: 31 October 2014 / Accepted: 4 November 2014
 © Springer Science+Business Media Dordrecht 2014

Abstract We gathered the available information about the anurofauna in Brazilian sand coastal plains ("restingas") published since the 1966, which is the date of the first study we found that was conducted exclusively about anurans in these ecosystems. We made a compilation of available data found in publications and sought to finding a pattern on anuran communities of Brazilian sandy coastal plains. We found 63 published studies about anurans in remaining restingas along the Brazilian coast. We record the occurrence of 14,010 individuals, comprised of 145 amphibian species from 12 families. The species were distributed latitudinally in a peculiar way, and here, we discuss this distribution regarding the characteristics of the species. Our results showed that the available existing base still does not allow us to define the structural patterns of the anuran communities in sandy coastal plains in Brazil. The relative lack of studies about the anurofauna in "restingas" and the high rate of degradation are negative factors that can cause extinctions in these environments even before we understand the patterns and processes that act on anuran communities in restinga environments.

Keywords Community · Endemism · Bromeliads · Structure

Introduction

A brief history of studies on amphibians in Brazil: When did restingas become a focus?

The first studies on the amphibian fauna of Brazil are descriptions of species dating from the eighteenth century

and were made by Linnaeus (1758) (e.g. *Rhinella marina*, *Ceratophrys cornuta*, *Hypsilobus boans*, *Pseudis paradoxa*, and *Pipa pipa*). These descriptions were probably made using specimens brought to Europe by natural historians and explorers who collected in the New World colonies or in countries newly occupied by Europeans. Linnaeus's publications about amphibians strongly influenced the appointment of the Class Amphibia, including his flagship publication "Amphibia Gyllenborgiana" in 1745, a review of 24 species, with some amphibians from South America among them (quoted in Adler 1989). In the nineteenth century, with the move of the Royal family to Brazil and ports opening to "friendly nations", several animal and plant collecting expeditions were stimulated, and in many of them, amphibians were collected and subsequently described. The Prince Maximilian Alexander Wied-Neuwied was one of the first naturalists to visit Brazil with the aim of cataloguing new species. His journey began in 1815, in Rio de Janeiro and along with his team (including zoologists and other experts), he described details of indigenous communities, as well as the Brazilian flora and fauna, in the book "Viagem ao Brasil" published in 1820 (Costa 2008). Between the years 1821 and 1825, Wied-Neuwied described 14 Brazilian species of amphibians collected during this trip. One of the greatest expeditions to acquire knowledge of Brazil's fauna and flora at that time was asked for the King Maximilian Joseph I, who instructed the zoologist Johann Baptist von Spix and the botanist Carl Friedrich Philipp von Martius to accomplish this task (Lisboa 1995). The expedition of von Spix and von Martius began in July 1817 in Rio de Janeiro and ended 4 years later in the state of Pará, after travelling through several Brazilian states, which allowed them to see almost all of Brazil's biomes (Vanzolini 1996). In Europe in 1824, von Spix described 23 species of Brazilian amphibians collected in previous years during the trip to Brazil. In the twentieth century, some Brazilian naturalists such as Adolph

J. C. F. Oliveira (✉) · C. F. D. Rocha
 Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier, 524, 20550-019 Rio de Janeiro, RJ, Brazil
 e-mail: janeherpoto@gmail.com

Lutz, Bertha Lutz, Alípio de Miranda Ribeiro, and Antenor Leitão de Carvalho made important contributions to amphibian and reptile research in Brazilian institutions. These researchers focused mainly on the study of reptiles and amphibians in nature and the herpetological collections of the National Museum and the Oswaldo Cruz Institute in Rio de Janeiro and the Butantan Institute in São Paulo (Adler 1989). These researchers were responsible for publications that are still considered mandatory literature for herpetological studies. Adolph Lutz (1835–1940), a pioneer in snake venom studies in Brazil, began to devote his studies to amphibians only at the end of his life (with publications between 1924 and 1939). Alípio de Miranda-Ribeiro (1874–1939), one of the most important naturalists of this time, contributed to research in biology with 146 publications studying all vertebrate groups (Pombal 2002). In his dedication to herpetology, Miranda-Ribeiro published in 1926 “Notes to serve the study of Brazilian *Gymnobatrachios* (Anura)”, considered one of the greatest contributions to the study of amphibians in Brazil.

Despite U.S. citizenship, Doris M. Cochran contributed significantly to the Brazilian herpetology by publishing “Frogs of Southeastern Brazil (Cochran 1955)” based on 5 months collecting in 1935 in the company of Adolph and Bertha Lutz (Adler 1989). The career of Bertha Lutz (1894–1976) was inspired by her father, A. Lutz, and one of her major publications was “Brazilian species of *Hyla*” published in 1973. Antenor Leitão de Carvalho (1910–1985) was self-taught and volunteered at the National Museum of Rio de Janeiro, and with Eugenio Izecksohn, they collaborated heavily with the postgraduate course in zoology in that institution.

In the 80s, researchers like Eugenio Izecksohn, Paulo Emilio Vanzolini, Oswaldo Peixoto, Carlos Alberto Cruz, Jim George, Adam Cardoso, Ivan Szazima, José P. Pombal Jr. and Ulisses Caramaschi expanded the surveys about amphibians in Brazil, through their work as scientists in their institutions and through the postgraduate Programs in Higher Education Institutions. Although Brazil has, through these researchers, considerable scholarly contributions concerning studies in herpetology, when we search for work carried out on “restinga” environments, we find only 61 publications, many of them dedicated to describing species, such as *Sciarax agilis* (Cruz and Peixoto 1982), *Phyllodytes melanonyx* (Caramaschi et al. 1992), *Aparaphenodon bokermanni* (Pombal 1993), and *Melanophryniscus Setiba* (Peixoto et al. 2012).

This low number of publications on amphibians in sandy coastal plains can be attributed in principle to the high degradation of the coastal region of Brazil, where the Brazilian population has been focused since colonization, up to its present level of about 70 % (Rocha et al. 2003a, b). With the

arrival of the first Portuguese immigrants in 1500 and, years later after the arrival of the Royal Family in Brazil (1808), much of the “restinga” ecosystems were lost. In only the first 50 years after colonization, a considerable part of the coastal forest was degraded and several species of fauna and flora were widely commercialized for almost a century (Esteves and Lacerda 2000).

During the process of uncontrolled exploitation, which devastated most of the existing forest resources in the coastal region in less than 400 years (Esteves and Lacerda 2000), urban and touristic development was initiated, which persists and grows up to the present day. Factors that potentially limited access to the sandy coastal plains were the presence of dense vegetation with thorny plants and climate constraints: “restingas” are environments with limited availability of free water and with daytime temperatures that may reach 45 °C. The apparent absence of environments with an accumulation of free fresh water in the coastal areas, a primary requirement for the survival of most species of amphibians, may have at first discouraged sampling in these environments.

The first study that widely described the environments of “restingas” was Danereau (1947) and although the author refers to different species of vertebrates and invertebrates living in this ecosystem, he does not refer to any species of amphibian. The same occurred with the study of Maciel et al. (1984), which has a range of plants, vertebrates and invertebrates for “restingas” of Praia do Sul on Ilha Grande in Angra dos Reis, but does not mention any sort of amphibian. The supposed low water availability and accessibility to areas of study combined may have contributed to the fact that research on amphibians in “restinga” environments was only initiated in the 1960s for the genus *Phyllodytes* (Bokermann 1966). The discovery at the end of the 1980s that bromeliads are potential reservoirs of water and consequently, offer shelter to amphibians and other organisms greatly increased the number of studies in these environments (Brito-Pereira et al. 1988; Silva et al. 1989; Cotgreave et al. 1993; Oliveira et al. 1994; Oliveira and Rocha 1997a, b). In the 1990s, some publications about animal communities living within bromeliads mentioned frogs but research had still not been directed at amphibians specifically (Cotgreave et al. 1993; Oliveira et al. 1994; Oliveira and Rocha 1997a, 1997). A first approximation for a list of amphibians in “restinga” habitats in Brazil can be seen in the studies of Brito-Pereira et al. (1988) on the anuran community of the Restinga da Barra de Maricá (14 listed species). In 1995, the classification of species of frogs living in bromeliads was separated into “bromelicolas” (those using bromeliads in the course of their daily activity, but not dependent on them to carry out their life cycle) and “bromeligenas” (species of amphibians living so closely associated with bromeliads that they depend on them to achieve their full life cycle) (Peixoto 1995a, Peixoto 1995b). This classification was

an important step toward understanding the relationship between species of frogs and bromeliads. Currently the "restingas" are one of the habitats of the Atlantic Forest with greatest loss of area, mainly due to removal of vegetation for construction (Rocha et al. 2004a; Rocha and Van Sluys 2007) and more recently the construction of ports. Many of these sandy coastal plains were sub-sampled and identified as areas of low species richness and due to this assumption, they were released for construction of large developments (Bergallo et al. 2009). In this review, we present a data compilation collected from articles published from the 1960s. From the information available, we intend to answer the following questions: (1) How are the anuran species along the Brazilian sandy coastal plains spatially distributed? (2) Can we define processes which shape this distribution? (3) Where are the endemic anuran species in "restinga" habitats? (4) What can we standardise about microhabitats that are used by anurans in these ecosystems? (5) To what extent is the use of food resources known for anuran species in Brazilian sandy coastal plains?

Material and methods

For bibliographic articles on amphibians in "restingas" of Brazil we considered only those data published in indexed journals. We performed a search on the following databases: Web of Science, SciELO, Scopus, Google Scholar and CAPES academic journal. In all cases, we used the combinations of keywords mentioned below: *anur** AND *restinga**, *amphib** AND *restinga**, *amphib** AND *sand dune**, *amphib** AND *coastal plain**, *amphib** AND *coastal zone**, *herpetofaun** AND *restinga**, *giri** AND *restinga**, *tadpo** AND *restinga** *faun** AND *restinga**. For maximum effectiveness in the search, we also used these combined terms as follows: (*amphib** OR *anur** OR *amfb** OR *herpet** OR *giri** OR *tadpo**) AND ("*sand dune**" OR *restinga* OR "*coastal plain**" OR "*lowland* forest**"). In addition to the databases, we considered articles found on file (and references contained therein) as well as those directly requested and granted by authors. We grouped the articles found in the literature search into categories according to the topics discussed therein (community, habitat use, diet, reproduction, description of species, geographical distribution, literature review, predation, fire effects, conservation, behaviour, methodology, dispersion, and physiology).

We concluded the search for articles on January 2014 and started compiling the data taken from articles related to amphibians in restinga ecosystems. We used the nomenclature adopted by Frott (2014) for taxa classification. For data analyses, we considered only those articles that informed the geographic coordinates or that characterised the studied area as "restinga" environment.

The "restinga" environments

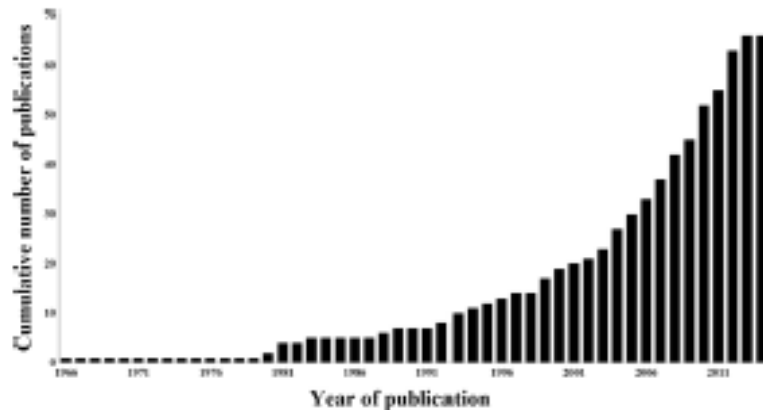
The Brazilian coastline in its nearly 8,000 km length receives physiogeographic settings recognised as (1) equatorial or Amazon coast, (2) eastern coast, (3) south-eastern coast, and (4) meridional coast (Cesqueim 2000). In each of these regions, sediment deposition occurred in the Quaternary period, generally in a marine environment. These deposits form plains that are often cut by large rivers that flow into the sea. This set of geomorphological features along with the communities that occur on these strands and sandy deposits are given the name of "Restinga" (Sugão and Tessler 1984; Cesqueim 2000). Geomorphologically, restingas are coastal sandy habitats which during the Quaternary period were submitted to movements of flooding by the sea (called transgressions) alternating with periods that the sandy habitats were exposed (called regressions). The ways in which these restingas are presented can vary along the coast of Brazil (e.g. beaches, barriers, spurs, tombolos) (Sugão and Tessler 1984; Cesqueim 2000) as the composition and origin of the flora (Araújo 1992) is predominantly associated with the Atlantic Forest (Cesqueim 2000). Thus, in this review, we considered "restinga" as all of the coastal sand deposits formations in which vegetation is related to the Atlantic Forest.

Results and discussion

We found 61 papers published on restinga amphibians in Brazil over a period of 48 years (1966–2014) (Fig. 1). The number of publications on anurans in restinga habitats grew significantly in the last decade (2004 to 2014) (59 %, $N=37$) [this number is higher than the sum of studies conducted in other decades (1966–2003)]. Generally, the information found addressed more than one topic in the same article (e.g. "community and reproduction" or "reproduction and habitat use") (Fig. 2). Studies of anuran communities were the most frequent among the analysed publications (41 %). These studies essentially treated the species composition of the local community and with rare exceptions, did not report which vegetation types were sampled in the restingas. All the analysed studies on reproduction were related to bromeliad species (e.g. Peixoto 1995a, b; Schneider and Teberin 2001).

The studies on amphibians in restingas are concentrated in restricted regions of Brazil's coast, most of them in Southeastern ($N=58$) (Fig. 3). The Restinga da Barra de Maricá (RJ) had the highest number of publications ($N=9$), followed by the Jurubatuba (RJ), and Linhares (ES) ($N=6$, each locality). Six Brazilian States, which have coastal areas with restinga ecosystems, did not have studies about amphibians (Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Sergipe, and Parnaíba) (Fig. 4). Although some studies were performed in more than one geographic locality (for example,

Fig. 1 Cumulative number of publications on amphibians in restingas habitats, from 1966 until January 2014

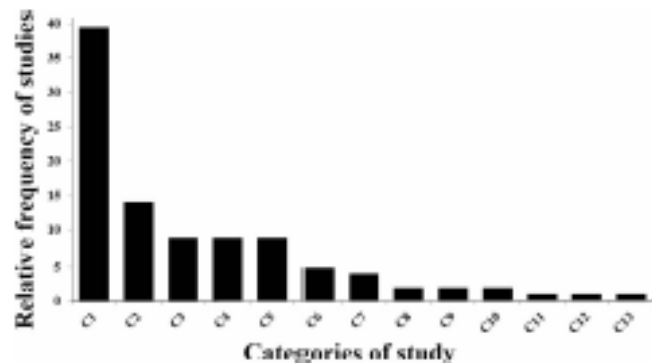


Rocha et al. 2005a, b) none were done in fragments near each other. The concentration of studies in the southeast and the absence of studies in other regions of Brazil may be related to factors such as lack of security for fieldwork or difficulty in obtaining permission for the study. Several localities with a considerable amount of green area are on private property (e.g. port companies' land) and others, despite being government properties, are not included in protected areas, making them less safe for night work.

We accounted for 14,010 individuals reported in papers, from 145 species of anuran amphibians belonging to 11 families in Brazilian restingas (Appendix 1). The family Hylidae had the highest number of amphibian species ($n = 71$) while Aromobatidae, Craugastoridae, Centrophryidae and Ranidae were less representative with only one species from each family. This is an expected result and reflects the pattern observed in several studies in restingas (e.g. Bastazini et al. 2007; Colombo et al. 2008; Zina et al. 2012). The diversity of reproductive modes of the species in the family Hylidae (Haddad and Prado 2005) combined with the ecological and morphological diversity of its species (Wells 2007) are

probably some of the factors responsible for the abundance of this family. The anuran species recorded in the highest number of restingas were *Leptodactylus latrans* (found in 24 different restingas) and *Scinax alter* (15 restingas). However, when analysing the geographical distribution of these species, we found a scenario characterised by relatively restricted distributions in terms of latitudinal extension or regions of Brazil (Fig. 5). *Leptodactylus latrans*, for example, have been found in the largest number of restingas, but these records were made only in southern Brazil (between latitudes 25 and 27°, (Fig. 5). On the other hand, a few species such as *Dendropsophus minutus*, *Physalaemus cuvieri*, *Pseudopaludicola falcipes*, and *Scinax x-signatus* showed a wide distribution along the entire coast (Fig. 4). It is possible that these species widely constitute a "complex of species" in which more than one species has received the same name, for example, the species complex *Rhinella* from the granular group, which has recently been revised (Narvaes and Rodrigues 2009). Taxonomic revisions of these groups can clarify existing doubts about the identity of the species. We still need to conduct sampling efforts in order to collect

Fig. 2 Relative frequency of categories covered in the different studies on amphibians in restingas habitats. (C1): Community, (C2): Habitat use, (C3): Diet, (C4): Reproduction, (C5): Description of species, (C6): Geographic distribution, (C7): Literature review, (C8): Predation, (C9): Fire effects, (C10): Conservation, (C11): Behaviour, (C12): Methodology, (C13): Dispersion



A review on the restingas's anurans

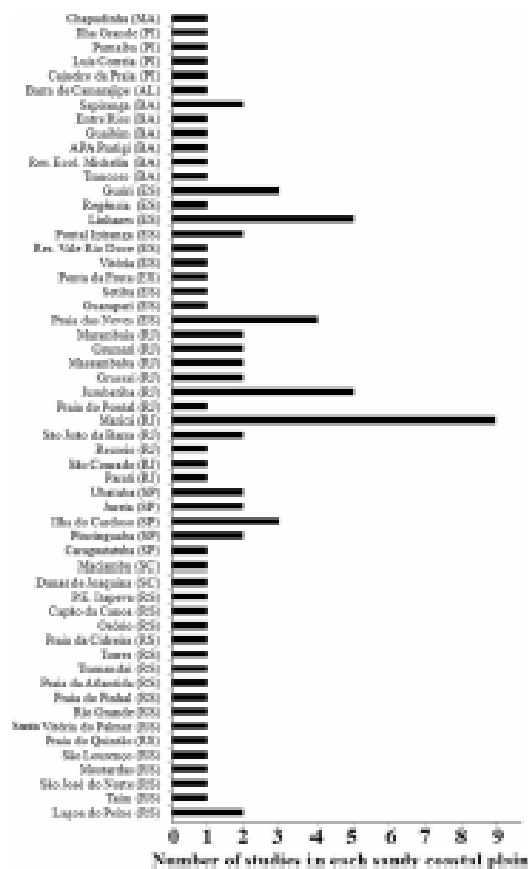


Fig. 5 Number of studies published on amphibians in each restinga habitat in Brazil

individuals in areas not yet sampled for these taxonomic comparisons.

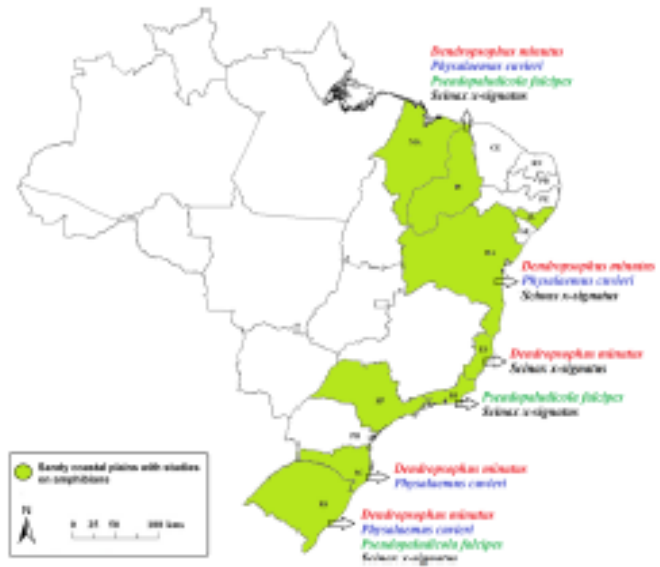
We found some trends along the restingas in Brazil regarding the distribution of anuran species (Fig. 5). Although some species are abundant in other Brazilian ecosystems, in many cases the recording of them was done only in certain restingas. An example is that twelve species of anurans were recorded only in the restingas of the northern portion of the Brazilian coast between latitudes 02 and 03° S (e.g. *Dendropsophus gr. xantaleris* and *Leptodactylus troglodytes*) while two others are registered only for restingas in the southern portion of Brazil between latitudes 31 and 32° (*Carolinophrys ornata* and *Leptodactylus latimanus*). Restrictions on distribution of some species of anurans can be associated to the particular characteristics of its natural history. We have also to consider the presence of various elements of the environment that may be a geographical barrier in differing degrees for each species (e.g., large rivers that separate the restingas along the coast that act

as a potential barrier to species distribution). Indeed, we observe a significant change in the distribution of species at the latitude of 19°, the region where the mouth of the Rio Doce occurs (Fig. 5). This and other geographical barriers must be important factors that limit the distribution of some species of restinga amphibians in Brazil. Additionally, each restinga has a different age and colonization process (Cerqueira 2000; Rocha et al. 2003a, b), and therefore, the component species of each area may have expanded their distribution for different periods in different restingas. Thus, the current distribution and occurrence of many amphibian species in restingas are probably the set of processes involving the natural history of the species and the processes of colonization and extinction, which govern their biogeography, including the presence of geographic and historical degradation caused by man.

The Brazilian restingas shelter six endemic anuran species: *Xenohyla truncata* (Rocha et al. 2005a, b; Peixoto et al. 2012), *Scinax agilis* (Cruz and Peixoto 1982; Toledo 2005), *Scinax litoreus* (Rocha et al. 2005a, b) *Rhinella pygmaea* (e.g. Carvalho e Silva et al. 2000), *Leptodactylus marambaiae* (Zedler and Silva 2001), and *Melinophryniscus azuba* (Peixoto et al. 2012). Among these, *L. marambaiae* and *M. azuba* presented recordings in only the type locality. The geographical distribution of endemic species along the coast of Brazil shows that five of the six endemic species have restricted distribution to the southern and south-eastern portion of the Brazilian coast between latitudes of 22 and 29° S (State of Santa Catarina). These geographical areas include portions defined as the Ecological Corridor of the Atlantic Forest and Serra do Mar (latitudes between 16 and 24° S) (Rocha et al. 2003a, b). The distribution record of *Scinax agilis* has extended between the latitudes of 09 and 20° S, thus being found in only part of the Central Corridor of the Atlantic Forest. Rocha et al. (2005a, b) suggested that endemic vertebrates, such as amphibians, tend to be concentrated in areas of ecological corridors, and in many cases are restricted ones. In fact, the largest fragment of Brazilian Atlantic rainforest is located in the ecological corridor of the Serra do Mar (Ribeiro et al. 2009a, b). The presence of these endemic species can be related to historical processes of restingas such as climate change and fluctuations in sea level (oceanic regressions and transgressions) that interfered in the local environment of restingas, and hence, affect the community structure in these localities (Vanzolini and Williams 1981). Another possible factor is the degradation processes that would have removed areas covered by vegetation along the coast, thereby eliminating these species before they were registered.

The literature also reports the occurrence of one invasive alien species, *Lithobates catesbeianus*, in Itaipava State Park in Rio Grande do Sul (Colombo et al. 2008). *Lithobates catesbeianus* is an invasive alien species that can easily adapt to varied climates and environments (Hayes and Jennings

Fig. 4 Brazilian states that have restingas habitats with studies on amphibians and the anuran species that are widely distributed in Brazil



1985). The most serious consequence of the presence of *L. castelnaui* in Brazilian forests is the competition for resources and predation of native species, which may considerably interfere with local populations (Hayes and Jennings 1985). Information on the structure of communities, such as available and used food resources, time of activity and foraging, habitat use, or the special distribution of the species, may

elucidate questions about the monitoring of exotic species such as *L. castelnaui*.

The use of the microhabitat by amphibians has not been a recurring issue in the literature available about restingas. Among the 14,000 anurans individuals recorded in restingas, only in 88 cases (0.7 %) was the microhabitat use reported (Table 1). Moreover, the bromeliads stood out as the

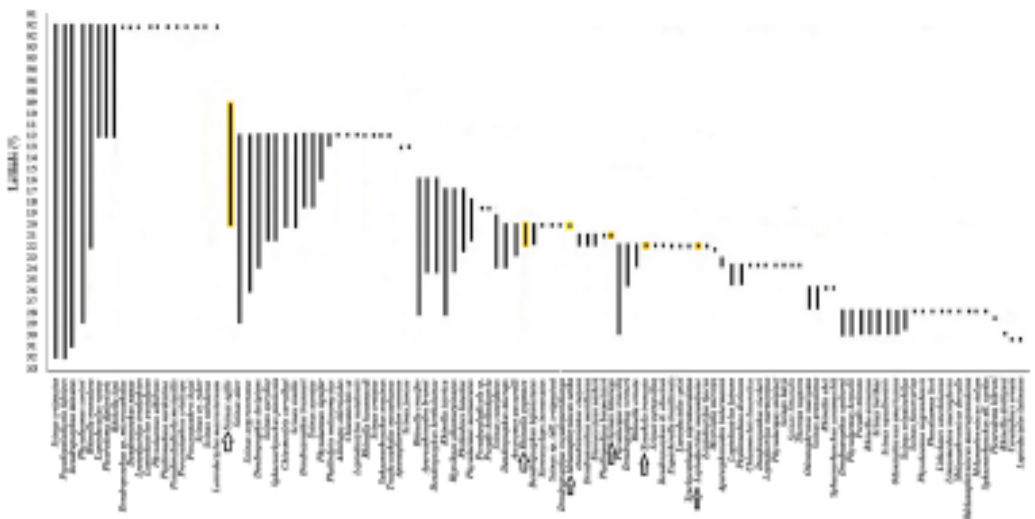


Fig. 5 Latitudinal distributions of the different species of amphibians in Brazilian restingas habitats along the coast of Brazil. Highlights represent the distributions of endemic species in the restingas ecosystem

A review on the restinga's anurans

Table 1 Amphibian species and microhabitats used in restinga habitat in Brazil, according to articles published since 1966

Amphibian Species	Microhabitat Used	Bromeliad Species Used
<i>Aparaphenacoe carolinensis</i>	Bromeliad	<i>Aechmea blanchetiana</i> / <i>A. radicans</i>
	Tree	
	Trunk	
	Liana	
<i>Aparaphenacoe carolinensis</i>	Cactaceae	
	Bromeliad	Unknown
<i>Corythomantis greenii</i>	Over Trunks	
<i>Dendropsopha herberti</i>	Bromeliad	Unknown
	Over Vegetation	
<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i>	Leaf Litter	
	Bromeliad	Unknown
<i>Gastrea flatipes</i>	Bromeliad	<i>Aechmea blanchetiana</i>
<i>Hyalinobatrachium albomarginatum</i>	Bush	
	Bromeliad	<i>Aechmea flagellata</i>
	Over Vegetation	
<i>Hyalinobatrachium lineatum</i>	Over Vegetation	
	Bromeliad	<i>Aechmea flagellata</i>
	Bromeliad	<i>Aechmea radicans</i>
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Bromeliad	<i>Aechmea blanchetiana</i>
	Margin Stream	
	Margin Stream	
<i>Phyllodytes latidorsus</i>	Bromeliad	<i>Aechmea radicans</i>
	Bromeliad	<i>Hirtella neoglauca</i>
	Bromeliad	<i>Hirtella proserpina</i>
	Bromeliad	<i>Aechmea blanchetiana</i>
<i>Phyllodytes melanonyx</i>	Bromeliad	Unknown
<i>Pseudis nana</i>	Aquatic Plants	
<i>Rhinella pygmaea</i>	Over Vegetation	
<i>Rhinella granulata</i>	Bromeliad	<i>Hirtella neoglauca</i> , <i>Hohenbergia augusta</i> , <i>Aechmea aculeata</i> , <i>A. blanchetiana</i> , <i>A. radicans</i>
<i>Scinax glabra</i>	Bromeliad	Unknown species, <i>Aechmea blanchetiana</i> , <i>Niroygia cruenta</i>
	Over Vegetation	
<i>Scinax ocellatus</i>	Bromeliad	<i>Aechmea radicans</i>
<i>Scinax oryziomachus</i>	Bromeliad	Unknown
<i>Scinax cupulatus</i>	Bromeliad	Unknown
	Over Vegetation	
	Bush	
<i>Scinax juncae</i>	Margin Stream	
	Bromeliad	Unknown
<i>Scinax litoreus</i>	Bromeliad	<i>Niroygia cruenta</i>
<i>Scinax parapatulus</i>	Bromeliad	Unknown
<i>Sphaeronyctus planicola</i>	Aquatic Plants	
<i>Xenohyla truncata</i>	Bromeliad	<i>Niroygia cruenta</i> , <i>Aechmea bromeliifolia</i> , <i>A. radicans</i>

microhabitats preferentially used by anurans (63 %) followed by vegetation not specified (12 %), and those related to aquatic environments (10 %). However, we must consider that, in general, studies on restingas are performed only in flooded portions or those with concentration of bromeliads

necessary for providing the moisture needed by these vertebrates. The use of bromeliads as shelter for anurans in restingas seems to have peculiar characteristics. *Phyllodytes latidorsus* prefer those bromeliads located in shaded portions of the restinga (Teixeira et al. 1997). It is possible that bromeliads

Table 2 Acariphagous species and food items consumed in rearing habitats in Brazil, according to articles published since 1966

Food items	X.T.U. (1)	R.G. (2)	A.B... (3)	P.B. (4)	D.M. (5)	H.S. (6)	S.A. (7)	S.P. (8)	R.P. (10)	P.L. (11)
Acarid	-	VNR	-	-	-	-	1-0.006 (%)	-	1-2.4 (%)	1.5-0.1 (%)
Acanthaceae	-	-	VNR	6-89 (%)	VNR	3	3-81.3 (%)	-	-	0.3-0.7 (%)
Blattellid	VNR	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blattellid (larvae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coloptera	VNR	26.7-8.8 (%)	5-2023.6 (%)	32-37.5 (%)	-	5	-	-	-	-
Coloptera (larvae)	-	3.3-0.3 (%)	-	3-5.6 (%)	-	-	-	-	-	0.1-0.1 (%)
Coleoptera (larvae)	-	3.3-91.9 (%)	-	-	-	-	-	-	-	-
Cerambycidae (Antenn silk)	-	3.3	-	VNR	-	-	-	-	-	-
Coloptera (Blattellidae)	-	-	-	-	-	-	3-10.5 (%)	-	-	0.3-1 (%)
Coloptera (Curculionidae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2-0.5 (%)
Diptera	VNR	-	-	90-50 (%)	9	-	4-85.6 (%)	-	-	0.1-0.1 (%)
Diptera (larvae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1-0.1 (%)
Dytiscid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1-0.4 (%)
Hymenoptera (Formicidae)	VNR	96.7-91.9 (%)	-	2-3.6 (%)	VNR	-	3-10.5 (%)	1-0.09 (%)	65-991.7 (%)	0.1-0.6 (%)
Hymenoptera (other)	-	-	-	-	-	-	4-11.6 (%)	-	-	0.2-0.2 (%)
Hemiptera	VNR	-	-	58-52.2 (%)	-	-	2-62.8 (%)	-	-	0.1-0.1 (%)
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2-0.2 (%)
Isopoda	-	VNR	-	1-1.8 (%)	VNR	-	4-7.5 (%)	-	-	32.5-34.7 (%)
Isopoda	-	-	-	-	-	-	VNR	-	-	-
Larvae	-	-	VNR	-	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera	VNR	-	-	5-7.1 (%)	-	-	1-181 (%)	-	-	0.1-0.2 (%)
Lepidoptera (larvae)	VNR	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mollusca (Gastropoda)	-	-	-	3-5.6 (%)	-	-	-	-	-	0.1-0.1 (%)
Myriapoda (diplopoda)	-	VNR	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata	VNR	-	-	1-1.8 (%)	-	-	-	-	-	0.1-0.1 (%)
Odonata (larvae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1-0.1 (%)
Orthoptera	VNR	-	-	1-1.8 (%)	-	-	1-22.1 (%)	-	-	0.2-0.1 (%)
Orthoptera (larvae)	VNR	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Insect eggs	-	-	-	-	-	-	15-0.02 (%)	-	-	-
Pseudoscorpiones	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2-0.1 (%)
Plant B. armitae	-	3.3	-	-	-	-	-	-	-	-

Legend: VNR value not reported, X.T. *Xenotyphla truxalis*, R.G. *Rhynchosia truxalis*, K.G. *Rhynchosia truxalis*, A.B. *Aparuphoxenus brucei*, P.B. *Parasita boliviana*, D.M. *Drosophylla aphar meridiensis*, H.S. *Hypoclinidius aculeator*, S.A. *Solenopsis*, S.P. *Solenopsis*, R.P. *Rhynchosia truxalis*, P.L. *Phyllocolpa lignosa*, (1) = Van Sluys et al. 2004; (2) = Van Sluys et al. 2004; (3) = Van Sluys et al. 2004; (4) = Rocha et al. 2004; (5) = Van Sluys et al. 2004; (6) = Rocha et al. 2004; (7) = Van Sluys et al. 2004; (8) = Van Sluys et al. 2004; (9) = Van Sluys et al. 2004; (10) = Van Sluys et al. 2004; (11) = Ferreira et al. 2012

located in shaded parts (low temperature), have higher humidity inside the rosettes, one condition that favours the survival of individuals. Thus, the microhabitats available and used by amphibians may vary according to the structural complexity of each restinga. The microhabitats used by different anuran species are also related to the reproduction modes of each species. The reproductive strategies are also associated to the morphological and physiological characteristics of each species that are adapted to the characteristics of the environment in which they live (Hakl and Prado 2005). However, not all species reproduce throughout the year [prolonged breeding (Wells 2007)], and therefore, in the remainder of the year, these species use the microhabitats in the restingas for other activities such as foraging or simple body thermoregulation. Thus, a huge variety of microhabitats may be used during these periods. Although it was not possible to find a pattern of habitat use by anurans in literature, bromeliads can be considered an important site to which amphibian species tend to be associated. In environments with little free water available and high temperatures, such as "restingas", bromeliads have a fundamental role in water storage (Cogliatti-Carvalho et al. 2010; Silva et al. 2011).

Currently, we can find 18 species associated with bromeliads at some stage in their life cycle in restingas (Table 1). The bromeliad species most commonly used by anurans was *Aechmea blanchetiana*, a common large ground bromeliad found in restinga areas. The hypothesis most frequently adopted to explain the difference in use of bromeliads by amphibians is the ability of individuals to use those plants which present better characteristics in terms of the structural architecture of the plant (Schneider and Teixeira 2001, Silva et al. 2011) such as leaf number, shape, size of bromeliad (Oliveira and Rocha 1997a, b) or reserve capacity of water (Cogliatti-Carvalho et al. 2010). Thus, amphibians should select different features in bromeliad species that are more favourable and complementary to their needs, so that the set of morphological and physiological characteristics must interact to determine the association degree between anura and bromeliad in the restinga (Ezenovic 1999; Silva et al. 2011). The fact that amphibian species with larger sizes (for example, *Aquasiphonax brasili*) generally use larger plants, such as *Aechmea ligulata*, for shelter during the day (Teixeira et al. 2002) supports this idea. However, it is still unknown whether there is a relationship between body size of amphibians and size of bromeliads preferably used.

The use of food resources was one of the least studied issues about anurans in restingas. In 48 years, only seven publications recorded the food items in individuals stomach (Table 2). These studies elucidate the knowledge of food resources consumed by 10 anuran species (8 of them from the Hylidae family with the others in the Bufonidae family).

All these studies were conducted in the states of Rio de Janeiro and Espírito Santo. Anurans in Brazilian restingas feed on a large variety of preys (29 orders and plant material - Table 2), with Hymenoptera being the most frequent prey consumed (Formicidae). The first study analysing the stomach contents of frogs in restingas (Silva et al. 1989) reports the consumption of vegetable material (fruit and other plant parts) by an omnivorous species of anura, the hillside *Xenohyla truncata*, in the restinga of Maricá in Rio de Janeiro. Besides eating arthropods that make up the majority of its diet, *Xenohyla truncata* also eats the most abundant fruits in the restinga during each season (Silva and Brito-Pereira 2006). According to available data, *P. latidorsis* is a generalist species, feeding on a variety of items (19 items). Knowledge about the patterns of resource use by a species is a fundamental property in ecological systems (Wainwright and Pianka 1990). There is a consensus that an adequate description of the use of food resources by vertebrate species also depends on the information about resources available in the habitat (e.g. Pianka 1973a, b; Toft 1980, 1981). However, we found little effort has been expended in this direction when analysing the studies of restingas. With the exception of the study by Silva and Brito-Pereira (2006) about *X. truncata*, no other research has evaluated the availability of food items in nature compared to those found in the stomachs of the species. Important answers can arise by analysing this availability, for example, the foraging method of each species. Despite the fact that amphibians are considered generalists (Duellman and Trueb 1986), there are differences in foraging methods as they may be "sit and wait foragers" while other species are considered "active foragers." Although we have important information about the use of resources in Brazilian restingas, the data do not allow the tracing of a pattern since only 6.5 % of the species living in this ecosystem were studied. In addition, much remains to be done to reach a consistent understanding of issues related to food niches in areas of restingas.

It is estimated that there are currently only about 660,000 acres of restinga vegetation (also including here the mangrove areas) throughout Brazil, making up about 0.47 % of the vegetation of the Atlantic Forest biome (Ribeiro et al. 2009a, b). Degradation processes that Brazilian restingas faced over the years have been reported, yet in the 1950s, restingas in the state of Espírito Santo (Rusch 1950) suffered a considerable loss of area. In the 1980s, the restingas of Ubaituba in São Paulo were experiencing severe changes, causing a tendency for them to disappear in the short-term (Sazima and Cardoso 1980). Currently, there is no restinga vegetation in Ubaituba. These and other areas have suffered from accelerated degradation and low governance. It is important to manage the preservation of the restinga remnants remaining, and the creation of protected areas should be a priority. It is also important to remember that fragments of reduced area are often areas of connection between two restingas (ecological

condões) and are central to the maintenance of the species' genetic diversity. However, to encourage the government to protect these areas effectively, it is necessary that studies be performed more frequently and in more detail about the different Brazilian restinga groups of flora and fauna, including amphibians. In this review, we see how limited the knowledge is about the amphibian fauna in Brazilian restingas. The little knowledge on amphibians is concentrated in a few areas in the southeast and we can even define ecological characteristics to existing species. Increasing our knowledge is fundamental, and the study of amphibian populations

and communities in not yet sampled restingas, even in a preliminary way, is a priority.

Acknowledgments This study was supported by grants from Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (processos Nos. 304,791/2010-5 and 472,287/2012-5) and from Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) to CFDR (“Programa Cientista do Nosso Estado” – Processo No. E-26/102,765/2012). JCFO thanks the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES for providing graduate fellowships. We also thank an anonymous review whose comments helped us to improve the original manuscript.

Appendix

Table 3 List of amphibians, based on studies in restinga habitats from 1966 to January 2014, including the conservation status (IUCN, 2014) and the character of endemism (E) for restinga environment

TAXON	Occurrence	Red List IUCN
AMPHIBIA		
ANURA		
Arrobatidae		
<i>Allobates ophiodioides</i> (Lutz, 1925)	45	VU
Dufrenoyidae		
<i>Dendropsophus brachyphallatus</i> Espinosa de la Espada, 1870	3, 47	LC
<i>Dendropsophus leucogaster</i> Espinosa de la Espada, 1968	3, 14, 17	LC
<i>Melanoplynytus domitila</i> Martins 1933	22, 23, 24, 25	VU*
<i>Melanoplynytus macroglossatus</i> Braga, 1973	23	VU*
<i>Melanoplynytus zaitzei</i> Peixoto et al. 2012	37	LC
<i>Melanoplynytus zaitzei</i> (Weyenburgh, 1875)	22, 23, 24, 25	LC
<i>Rhinella abei</i> (Baldiasseroni-Fr. Carraoachi & Haddad, 2004)	50	LC
<i>Rhinella aranae</i> (Herrin 1867)	21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 34, 42, 47	LC
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied 1821)	2, 12, 23	LC
<i>Rhinella darwini</i> (Duméril e Bibras 1841)	42	LC
<i>Rhinella icterica</i> (Spix 1824)	1, 2, 10, 11, 23, 47	LC
<i>Rhinella pygmaea</i> (Myers e Carvalho, 1952)	2, 3, 5, 6	LC (E)
<i>Rhinella granulosa</i> (Spix 1824)	10, 13, 21, 22, 25, 28, 40, 41, 44, 46	LC
<i>Rhinella jimi</i> (Stavans 2002)	44, 45, 46	LC
<i>Rhinella leucogaster</i> Carraoachi e Pombal 2006	45	LC
<i>Rhinella ornata</i> Spix 1, 324	1, 3, 14, 17	LC
<i>Rhinella terrestris</i> (Lutz, 1934)	47	LC
Brachycephalidae		
<i>Brachycephalus bolbodactyla</i> Lutz 1925	–	LC
<i>Brachycephalus guentheri</i> (Steindachner, 1864)	–	LC
<i>Brachycephalus heterotis</i> (Peters 1872)	–	LC
<i>Brachycephalus ranae</i> (Boulenger, 1888)	–	LC
<i>Brachycephalus parva</i> (Günther 1853)	–	LC
Ceratophryidae		
<i>Ceratophrys ornata</i> Günther, 1859	29, 34	NT
Cyclorhynchidae		
<i>Limonectes macroglossus</i> Coppe 1966	23	LC

A review on the crusting amphipods

Table 3 (continued)

TAXON	Occurrences	Red List IUCN
AMPHIPLA		
ANURA		
<i>Odontophrynus americanus</i> Miranda-Ribeiro, 1920	21, 22, 23, 24, 28, 29, 34, 42	LC
<i>Odontophrynus montana</i> Rosset, 2008	47, 50	–
<i>Proceratophrys cristiceps</i> (Miller, 1883)	46	LC
<i>Proceratophrys boiei</i> Lynch, 1971	45	LC
<i>Thoropa miliaris</i> Boulenger, 1882	–	LC
<i>Thoropa inophora</i> Feio, Napoli, and Caramaschi, 2006	17	–
Craugastoridae		
<i>Haddadus bitostatus</i> Spix, 1824	1, 5, 14, 17, 18, 45, 47	LC
Harriphacelidae		
<i>Fluxionotus goeldii</i> Lutz, 1954	38	LC
<i>Gastrotheca flutipes</i> Gurnea, 1963	13	LC
Hyllidae		
<i>Aparatphenodon brasili</i> Carvalho, 1941	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 12, 13, 14, 32	LC
<i>Aparatphenodon bolivianus</i> Porcubal, 1993	14, 17	DD
<i>Aparatphenodon arapaca</i> Pimenta, Napoli, e Haddad, 2009	48	–
<i>Dendroscaphis anceps</i> (A. Lutz, 1929)	1	LC
<i>Dendroscaphis boerhaviae</i> (Bokermann, 1962)	9, 12, 14, 17	LC
<i>Dendroscaphis hyspanitana</i> (Spix, 1824)	1, 2, 7	LC
<i>Dendroscaphis brasiliensis</i> (Cochran, 1948)	13, 45	LC
<i>Dendroscaphis decipiens</i> (A. Lutz, 1925)	1, 2, 4, 7, 14, 45	LC
<i>Dendroscaphis elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	1, 2, 18	LC
<i>Dendroscaphis goeldii</i> (Martens, 1930)	17	LC
<i>Dendroscaphis minutus</i> (Peters, 1872)	2, 13, 21, 22, 23, 24, 29, 42, 45, 46, 50	LC
<i>Dendroscaphis olivacea</i> (Bokermann, 1963)	3	LC
<i>Dendroscaphis meridiana</i> (B. Lutz, 1954)	4, 5	LC
<i>Dendroscaphis auriboni</i> (Schmidt, 1944)	21, 22, 23, 24, 29, 34, 41, 47	LC
<i>Dendroscaphis aculeata</i> (Cope, 1868)	2	LC
<i>Dendroscaphis pseudo meridiana</i> (Cruz, Caramaschi & Dias, 2000)	7	LC
<i>Dendroscaphis microps</i> (Peters, 1872)	16, 17	LC
<i>Dendroscaphis</i> sp. <i>microcephala</i> (Cope, 1886)	46	–
<i>Dendroscaphis nanus</i> (Boulenger, 1889)	44, 46	LC
<i>Dendroscaphis severi</i> (Cochran, 1952)	17, 39, 50	LC
<i>Hypothoe albicaudata</i> (Spix, 1824)	1, 2, 3, 5, 9, 11, 14, 16, 17, 45, 50	LC
<i>Hypothoe faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	1, 14, 17, 21, 22, 47, 50	LC
<i>Hypothoe aculeata</i> (Spix, 1824)	4, 6, 10, 13, 16, 17, 45	LC
<i>Hypothoe pombali</i> (Caramaschi, Pimenta & Feio, 2004)	45	LC
<i>Hypothoe palethallus</i> (Duméril & Bibrón, 1841)	34, 42, 47	LC
<i>Hypothoe ruficeps</i> Cope, 1862	44, 46	LC
<i>Isopodopsylla langsdorffi</i> (Duméril & Bibrón, 1841)	1, 12, 14, 17, 45	LC
<i>Prasinia minuta</i> Günther, 1858	21, 22, 23, 24, 28, 29, 31, 34, 42	LC
<i>Phyllodytes lateralis</i> Bokermann, 1966	6, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 37, 51	LC
<i>Phyllodytes melanonyx</i> Caramaschi, Silva, and Brito-Pereira, 1992	35, 45	LC
<i>Phyllodytes distincta</i> Bokermann, 1966	17, 50	LC
<i>Phyllodytes humeralis</i> Boulenger, 1882	2	LC
<i>Phyllodytes robustus</i> Martens, 1926	1	LC
<i>Phyllodytes nordestina</i> Caramaschi, 2006	44, 46	DD

Table 3 (continued)

TAXON	Occurrence	Red List IUCN
AMPHIBIA		
ANURA		
<i>Pseudis bolbodactyla</i> Lutz, 1925	13, 41	LC
<i>Pseudis sinuata</i> Günther, 1858	21, 22, 23, 24, 28, 29, 31, 34, 42	LC
<i>Scinax</i> sp. (group <i>perupurillus</i>)	–	–
<i>Scinax</i> sp. 1	5	–
<i>Scinax</i> sp. 2	14	–
<i>Scinax</i> sp. <i>vulgar</i>	46	–
<i>Scinax agilis</i> (Cruz e Souza, 1983)	12, 13, 33, 43, 45	LC (E)
<i>Scinax alior</i> (B. Lutz, 1973)	2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 17, 43, 47, 50	LC
<i>Scinax anartus</i> (Wied-Neuwied, 1821)	13, 45	LC
<i>Scinax aragonnatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	1, 14, 17, 45, 50	LC
<i>Scinax berthae</i> (Bauer, 1962)	22, 23, 34, 47	LC
<i>Scinax capitulatus</i> (A. Lutz, 1925)	1, 2, 5, 7, 9, 14	LC
<i>Scinax cruentus</i> Nunes e Pombal Jr. 2011	52	–
<i>Scinax oringtophila</i> (Kalkbrenner, 1961)	23	–
<i>Scinax aerythra</i> (Bokermann, 1968)	2, 45	LC
<i>Scinax flaviventris</i> (A. Lutz, 1925)	47	LC
<i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)	47, 50	LC
<i>Scinax juncae</i> Nunes and Pombal, 2010	49	–
<i>Scinax mulleri</i> (Cochran, 1952)	1, 5, 6, 13, 45	LC
<i>Scinax apatheyi</i> (A. Lutz, 1925)	34, 42, 47	LC
<i>Scinax hayii</i> (Barbour, 1909)	17	LC
<i>Scinax huxfordi</i> (B. Lutz, 1954)	–	LC
<i>Scinax nigriventris</i> (Spix, 1824)	2, 4, 9, 11, 16, 34, 44, 46	LC
<i>Scinax</i> sp. (aff. <i>nigriventris</i>)	1, 7	–
<i>Scinax itambé</i> (Pombal & Gombo, 1991)	17	LC
<i>Scinax itambé</i> (Pinto, 1988)	2	LC (E)
<i>Scinax nebulosus</i> (Spix, 1824)	46	LC
<i>Scinax perupurillus</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1939)	3, 36	LC
<i>Sphaeronyctus planiceps</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1938)	5, 45	LC
<i>Sphaeronyctus peruvianus</i> Bokermann, 1973	45	LC
<i>Sphaeronyctus nerius</i> (Cochran, 1953)	47	LC
<i>Sphaeronyctus caranachit</i> Toledo, Garcia, Lingua, e Haddad, 2007	50	LC
<i>Trachycephalus menziesii</i> (Hornell, 1867)	45	LC
<i>Trachycephalus typhlops</i> (Linnaeus, 1758)	7	LC
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i> Tschudi, 1838	1	LC
<i>Xenohyla truncata</i> (Lacépède, 1798)	2, 3, 4	NT (E)
Family Leptodactylidae (Lutz 1925)		
<i>Phyllodytes albigularis</i> Parker, 1927	44, 46	LC
<i>Phyllodytes maculatus</i> (Nascimento, Peres, Cruz, and Casassoli, 2006)	5, 10, 11	LC
<i>Phyllodytes signifer</i> Frost, 1985	12, 45	LC
<i>Phyllodytes spiniger</i> Haddad and Pombal, 1998	14, 17	LC
<i>Phyllodytes cavaleri</i> Fitzinger, 1826	21, 22, 23, 24, 29, 45, 46, 50	LC
<i>Phyllodytes biligonigerus</i> Parker, 1927	21, 22, 23, 25, 34, 42, 47	LC
<i>Phyllodytes gracilis</i> Parker, 1927	21, 22, 28, 29, 31, 34, 42, 47	LC
<i>Phyllodytes linei</i> Bresn. and Bresn., 1977	47	LC
<i>Phyllodytes keruehi</i> Parker, 1927	21, 22, 23, 24, 28, 29, 34, 47	LC

A review on the ratings of anurans

Table 3 (continued)

TAXON	Occurrences	Red List IUCN
AMPHIBIA		
ANURA		
<i>Phyllomedusa ringneckensis</i> Mittermeier, 1960	21, 23, 47	LC
<i>Pseudopaludicola falcipes</i> Miranda-Ribeiro, 1926	19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 28, 29, 31, 34, 42, 46, 47	LC
<i>Pseudopaludicola torquata</i> Miranda-Ribeiro, 1927	44	LC
<i>Pseudopaludicola</i> sp.	6, 7	–
<i>Platysomus bifrons</i> Günther, 1859	22	NT
<i>Platysomus dipididatus</i> Naudin, 1923	45, 46	–
Lepidodactylidae		
<i>Lepidodactylus araucaria</i> (Kwatt and Angulo, 2002)	47	LC
<i>Lepidodactylus bokorrensi</i> Heyer, 1973	14	LC
<i>Lepidodactylus fuscus</i> Heyer, 1968	2, 13, 23, 44, 45	LC
<i>Lepidodactylus gracilis</i> Jiménez de la Espada, 1875	21, 22, 31, 34, 42, 47, 50	LC
<i>Lepidodactylus nymphaeatus</i> Boulenger, 1882	6, 23, 45	LC
<i>Lepidodactylus latrans</i> (Steffer, 1815)	1, 2, 3, 5, 6, 7, 9, 12, 14, 17, 21, 22, 23, 24, 25, 28, 31, 34, 42, 44, 45, 47, 50	LC
<i>Lepidodactylus marumbatus</i> Ineichiro, 1976	2, 3	LC (E)
<i>Lepidodactylus marumoni</i> Parker, 1935	1, 14, 17	LC
<i>Lepidodactylus natalensis</i> Lutz, 1930	45	LC
<i>Lepidodactylus varius</i> Lutz, 1930	44, 45, 46	LC
<i>Lepidodactylus troglodytes</i> Lutz, 1926	46	LC
<i>Lepidodactylus macrotremas</i> Gallardo, 1964	46	–
<i>Lepidodactylus latrans</i> Jiménez de la Espada, 1875	21, 22, 23, 24, 25, 29, 34	LC
<i>Lepidodactylus parvulus</i> Boulenger, 1882	44	LC
Microhylidae		
<i>Ancocmeer pauranelli</i> Carvalho, 1954	3, 4, 6, 7, 17	LC
<i>Chironomantis</i> sp.	45	–
<i>Chironomantis leucosticta</i> Parker, 1934	14	LC
<i>Chironomantis carvalhoi</i> Cruz, Caramanchi, and Ineichiro, 1997	45	EN
<i>Dermatanotus maderi</i> Naudin, 1926	45	LC
<i>Elachistoscelus bicolor</i> Carvalho, 1954	21, 22, 23, 24, 47, 50	LC
<i>Elachistoscelus plantator</i> Caramanchi and Jim, 1983	46	LC
<i>Elachistoscelus ovalis</i> (Schmidler, 1799)	44	LC
<i>Myxobolus microps</i> Nelson e Lourenço, 1975	18	LC
<i>Sitomocodytes incantatus</i> Carvalho, 1948	6, 7	LC
<i>Sitomocodytes parkeri</i> Bokermann, 1966	1, 2	LC
Ranidae		
<i>Lithobates catesbeianus</i> * (Shaw, 1802)	47	LC

Legend: FU Vulnerable, LC Least Concern, NT Near Threatened, DD Data Deficient, EN Endangered (E) Endemic. (1) Gramari, Rio de Janeiro; (2) Merici, Rio de Janeiro; (3) Marumbau, Rio de Janeiro; (4) Massarubaba, Rio de Janeiro; (5) Juremaíba, Rio de Janeiro; (6) Gramat, Rio de Janeiro; (7) Praia das Neves, Espírito Santo; (8) Regência, Espírito Santo; (9) Santa, Espírito Santo; (10) Curit, Espírito Santo; (11) Prado, Bahia; (12) Trancoço, Bahia; (13) Linhares, Espírito Santo; (14) Ilha do Cardoso, São Paulo; (15) Urvas de Joaquim, Santa Catarina; (16) São João da Barra, Rio de Janeiro; (17) Jureia Itatuba, São Paulo; (18) Freginaíba, São Paulo; (19) Quissara, Rio de Janeiro; (20) Barra de São João, Rio de Janeiro; (21) Odeira, Rio Grande do Sul; (22) Praia da Cidreira, Rio Grande do Sul; (23) Torres, Rio Grande do Sul; (24) Tramandaí, Rio Grande do Sul; (25) Praia Atlântida, Rio Grande do Sul; (26) Praia do Pinhal, Rio Grande do Sul; (27) Praia do Quirão, Rio Grande do Sul; (28) Santa Vitória do Palmar, Rio Grande do Sul; (29) Praia do Rio Grande, Rio Grande do Sul; (30) São Lourenço, Rio Grande do Sul; (31) Mostarda, Rio Grande do Sul; (32) Ubatuba, São Paulo; (33) Ponta da Praia, Espírito Santo; (34) Taím, Rio Grande do Sul; (35) Guabiru, Bahia; (36) Recreio, Rio de Janeiro; (37) Quaresma, Espírito Santo; (38) São Cordeiro, Rio de Janeiro; (39) Parati, Rio de Janeiro; (40) Reserva de Vale do Rio Doce, Espírito Santo; (41) Pântano de Ipiranga, Espírito Santo; (42) Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul; (43) Barro do Cururupeba, Alagoas; (44) Ilha Grande, Praia; (45) Praia do Forte, Bahia; (46) Parnaíba, Luiz Correia e Capesiro, Piauí; (47) Parque Estadual de Iapora, Rio Grande do Sul; (48) Praia, Bahia; (49) Reserva Ecológica Michelini, Bahia; (50) Maciamba, Santa Catarina; (51) Praia do Pontal, Rio de Janeiro; (42) Barra do Saipá, Bahia

References

- Adler K (1989) Contributions to the History of Herpetology. 1st World Congress Herpetology, Cornell University, New York
- Amêijo DSD (1992) Vegetation types of sand coastal plains of Tropical Brazil: A first approximation. In: Scatiger (ed) Coastal plant communities of Latin America. Academic Press, New York, 392 p
- Bastiani CV, Mincarone JPV, Rocha FLB, Napoli MF (2007) Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica* 63(4):439–471
- Bergallo HC, Fidalgo RCC, Rocha CFD, et al (2009) (Org) Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, (1): 344 p
- Bokermann WCA (1966) O gênero *Phyllodytes* Wagler, 1838 (Anura, Hylidae). *An. Acad. Brasileira de Ciências* 38(2)
- Brito-Parreira MC, Carquiza R, Silva HR, Caramaschi U (1988) Anfíbios anuros da restinga de Maricá – RJ: levantamento e observações sobre a atividade reprodutiva das espécies registradas. *An. Sem. Reg. Ecol. São Carlos*, VI: 295–306
- Caramaschi U, Silva HR, Brito-Parreira M (1992) A New Species of *Phyllodytes* (Anura, Hylidae) from Southern Bahia, Brazil. *Copeia* 1992(1):187–191
- Carvalho-e-Silva SP, Inocencio R, Carvalho-e-Silva AMPT (2000) Diversidade e ecologia de anfibios em restinga do estado brasileiro. p. 89–97. In: Esteves EA, Lacerda LD (eds) *Ecologia de restinga e lagos costeiros*. Macaé, Rio de Janeiro, NUPEM/UFRJ
- Carquiza R (2000) Biogeografia das Restingas. PP 65–67. In: Esteves EA, Lacerda LD (eds) *Ecologia de Restingas e Lagos Costeiros*. NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil
- Cochran DM (1955) *Frogs of São Paulo State, Brazil*. United States National Museum, Bulletin 206, Washington, D.C
- Cogliatti-Cury AL, Rocha-Pesôa TC, Nunes-Freitas AP, Rocha CFD (2010) Volume de água armazenado no tanque de bromélias, em restinga da costa brasileira. *Acta Bot Bras* 24(1):84–95
- Colombo F, Kindel A, Vináçeros G, Krause L (2008) Composição e ameaça à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Iguape, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrop* 8(3):229–240
- Costa CR (2008) O Príncipe Maximiliano de Wied-Neuwied e sua viagem ao Brasil (1815–1818). Dissertação de Mestrado. São Paulo, SP, Brasil
- Cotgreave R, Hill M, Middleton DAJ (1993) The relationship between body size and population size in bromeliad tank faunas. *Biol J Linn Soc* 49:367–380. doi:10.1111/j.1095-8312.1993.tb00912.x
- Cruz CAQ, Peixoto O (1982) Uma nova espécie de *Hyla* do estado do Espírito Santo, Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Rev Bras Biol* 42(4):721–724
- Darsonau F (1947) Zonation et succession sur la restinga de Rio de Janeiro. I. Hélozoïre. *Revue Canadienne de Biologie* 6(3):448–477
- Duellman WE, Trueb L (1986) *Biology of amphibians*. Johns Hopkins, London, p 670p
- Esteves EA, Lacerda LD (2000) *Ecologia de Restingas e Lagos Costeiros*. Computer & Publish Editora Gráfica, Núcleo de Pesquisa Ecológica de Macaé (NUPEM/UFRJ), p. 394
- Etterovich PC (1999) Use and sharing of calling and retreat sites by *Phyllodytes latialis* in a modified environment. *J Herpetol* 33(1): 17–22
- Ferreira RB, Schneider JAP, Teixeira RL (2012) Diet, security, and use of bromeliads by *Phyllodytes latialis* (Anura: Hylidae) in Southeastern Brazil. *J Herpetol* 46:19–24
- Frost DR (2014) Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5 (31 January, 2013). IOP Publishing Physics Web <http://research.amnh.org/av/> American Museum of Natural History, New York, USA. Accessed 12 December 2013
- Haddad CFB, Prado CPA (2005) Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Biotropica* 37(3):207–217
- Hayes MB, Jennings MR (1985) Decline of nontoxic frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *J Herpetol* 20:490–509
- Inocencio R, Silva SPC (2001) Anfíbios do município do Rio de Janeiro. Ed. UF RJ, Rio de Janeiro
- Lisboa KM (1995) A Nova Atlântida do Spix e Martius: natureza e civilização na “Viagem pelo Brasil” (1817–1820). *Estudos Históricos* 29. Editora Hucitec/FAPESP, São Paulo
- Macial NC, Amêijo DSD, Magurani A (1984) Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ). Contribuição para o conhecimento da Fauna e Flora. *Bol PBON* 19:126–148
- Neryean P, Rodrigues MT (2009) Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura, Bufonidae), with a description of a new species. *Arquivos de Zoologia* 40(1):1–73
- Oliveira MGN, Rocha CFD (1997a) O efeito da complexidade da bromélia-tanque *Nourvegia crassa* (R. Graham) L. B. Smith sobre a comunidade animal associada. *Revista Brasileira, Rio de Janeiro – RJ* 4(2):13–22
- Peixoto OL (1995a) Associação de anuros a bromélicas na mata atlântica. *Rev Univ Rural Ser Ciências da Vida* 17(2):75–83
- Peloso FL, Falvovich J, Grant T, Gasparini JL, Haddad CFB (2012) An Extraordinary New Species of *Melanophryniscus* (Anura: Hylidae) from Southeastern Brazil. *Am Mus Novit* 3762(31):1–32
- Pianka ER (1973a) The Structure of Lizard Communities. *Annu Rev Ecol Syst* 4:53–74
- Pombal JP Jr (2002) Ribeiro ou Miranda-Ribeiro? Nota Biográfica sobre Alípio de Miranda-Ribeiro (1874–1939). *Revista Bras Zool* 19(3): 933–939
- Pombal JP Jr (1993) New Species of *Aparaphenodon* (Anura: Hylidae) from Southeastern Brazil. *Copeia* 1993(4):1068–1091
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Pombal FI, Hirota MM (2009a) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for the conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153
- Rocha CFD, Bergallo HC, Alves MAS, Van Sluys M (2003) Diagnóstico do estado de Conservação da biodiversidade das restingas do corredor da Serra do Mar e do Corredor Central da Mata Atlântica. In: A biodiversidade nos grandes rios e ecossistemas florestais do estado do Rio de Janeiro e nas restingas da mata atlântica. São Carlos: RIMA, 160p
- Rocha CFD, Van Sluys M, Bergallo HC, Alves MAS (2005a) Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and the Central da Mata Atlântica in eastern Brazil. *Braz J Biol* 65(1):139–168
- Rocha CFD, Van Sluys M (2007) Herpetofauna de restingas. In: L. B. Nascimento, M. E. Oliveira. (Orgs). *Herpetologia do Brasil II*. 1. ed. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia (1): 44–65
- Rocha CFD, Hatanó FH, Vrcibradic D, Van Sluys M (2008) Frog species richness, composition β - diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Braz J Biol* 68(1):01–107
- Oliveira MGN, Rocha CFD, Bagnall T (1994) A comunidade animal associada à bromélia-tanque *Nourvegia crassa* (R. Graham) L. H. Smith. *Bromélia*, 1: 22–29
- Oliveira MGN, Rocha CFD (1997b) O efeito da complexidade da bromélia-tanque *Nourvegia crassa* (R. Graham) L. B. Smith sobre a comunidade animal associada. *Rev Brasileira, Rio de Janeiro – RJ* 4(2):13–22
- Peixoto OL (1995b) Associação de anuros a bromélicas na mata atlântica. *Rev Univ Rural Ser Ciências da Vida* 17(2):75–83
- Pianka ER (1973b) The structure of lizard communities. *Annu Rev Ecol Syst* 4:53–74

- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Formosa FI, Hirota MM (2008b) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for the conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Rocha CFD, Bergallo HQ, Alves MAS, Van Sluys M (2003) Diagnóstico do estado de Conservação da biodiversidade das restingas do entorno da Serra do Mar e do Corredor Central da Mata Atlântica. In: A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do estado do Rio de Janeiro e nas restingas da mata atlântica. São Carlos: RIMA, 160p
- Rocha CFD, Cogliatti-Carvalho L, Nunes-Fruita AF, Rocha-Passos TC, Dias AS, Azimi CV, Mirapado LN (2004a) Conservação de uma larga porção da diversidade biológica através da conservação de Bromeliaceae. *Vidua* 2(1):52–72
- Rocha CFD, Van Sluys M, Bergallo HQ, Alves MAS (2003b) Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and the Central da Mata Atlântica in eastern Brazil. *Braz J Biol* 65(1):159–168
- Rocha CFD, Van Sluys M, Hatanó FH, Boquiropani-Fruita L, Mares RV, Marques RV (2004b) Relative efficiency of anuran sampling methods in a restinga habitat (Jurubatuba, Rio de Janeiro, Brazil). *Braz J Biol* 64(4):879–884
- Ruedi A (1950) Fitogeografia do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leiteiro* 1:1–353
- Sereno L, Cardoso AJ (1980) Notas sobre a distribuição de *Corythomeria gularis* Boulenger, 1896 e *Aquasaphanodon brasili* Miranda-Ribeiro, 1920 (Amphibia, Hyliidae). *Boletim do Museu de Biologia Mello Leiteiro* 55:3–7
- Silva HR, Brito-Pereira MC (2006) How much fruit do fruit-eating frogs eat? An investigation on the diet of *Xenohyla truncata* (Anura: Hyliidae). *J Zool* 270:692–698
- Silva HR, Brito-Pereira M, Casanovi U (1989) Frugivory and seed dispersal by *Hyli truncata*, a Neotropical treefrog. *Copeia* 3:781–783
- Silva HR, Carvalho ALG, Bitencourt-Silva GB (2011) Seloctinga hiding place: Anuran diversity and the use of bromeliads in a forested coastal sand dune habitat in Brazil. *Biotropica* 43(2):218–227. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00656.x
- Schneider JAP, Teixeira RL (2001) Relacionamento entre anfíbios anuros e bromélias da Restinga de Regência, Espírito Santo, Brasil. *Restinga (Zool)* 9:41–48
- Sugita K, Texeiras MG (1984) Plantícius de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In *Restingas: origem, estrutura e processos*, UFF, Editor: UFF: Universidade Federal Fluminense - Rio de Janeiro, p. 15–25
- Teixeira RL, Schneider JAP, Almeida GI (2002) The occurrence of amphibians in bromeliads from a southeastern Brazilian restinga habitat, with special reference to *Aquasaphanodon brasili* (Anura, Hyliidae). *Braz J Biol* 62(2):263–268
- Teixeira RL, Schneider JAP, Guimarães M (1999) Diet of the toad *Bufo granulatus* (Amphibia, Bufonidae) from sandy coastal plain in southeastern Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leiteiro* 1029–31
- Teixeira RL, Zaccagnolo C, Almeida GI, Schneider JA (1997) Tópicos ecológicos de *Phyllodytes latosius* (Amphibia, Hyliidae) da restinga de Quiri, São Mateus, ES. *Revista Brasileira de Biologia* 57(4):647–654
- Teledo LF (2005) *Scinax agilis* distribution. *Herpetological Review* 36(1)
- Toft CA (1980) Feeding ecology of thirteen species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia*, Berlin 45:131–141
- Toft CA (1981) Feeding ecology of Panamanian litter anurans: Patterns in diet and foraging mode. *J Herpetol* 15(2):139–144
- Van Sluys M, Rocha CFD, Hatanó FH, Boquiropani-Fruita L, Mares RV (2004) Anfíbios da restinga de Jurubatuba: Composição e História Natural, p. 165–178 In C.F.D. Rocha, F.A. Esteves, and FR. Scarnato (org.). *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatuba. Ecologia, história natural e conservação*. São Carlos: RIMA
- Vanzolini PE (1996) A contribuição zoológica dos primeiros naturalistas viajantes no Brasil. *Revista USP, São Paulo* 30:190–238
- Vanzolini PE, Williams EE (1981) The vanishing refuge: A mechanism for ecogeographic speciation. *Papéis avulsos Zool. São Paulo* 34(23):231–255
- Wells KD (2007) The social behaviour of anuran amphibians. *Anim Behav* 25:666–693
- Winemiller KO, Pianka ER (1990) Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecol Monogr* 60(1):27–55
- Zera J, Prado CPA, Brasileiro CA, Haddad CFB (2012) Anurans of the sandy coastal plains of the Lagamar Paulista, State of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 12(1):251–260. doi:10.1590/S1676-06032012000100020

APENDICE B – Lista de espécies de anfíbios anuros com os respectivos locais de ocorrência, baseada em estudos realizados em restingas de 1966 a janeiro de 2014, incluindo o *status* de conservação IUCN (2014) e o carácter de endemismo (E) para este ecossistema. (continua)

TAXON	Ocorrência	Estado de Conservação
		IUCN
AMPHIBIA		
ANURA		
Aromobatidae		
<i>Allobates olfersioides</i> (Lutz, 1925)	45	VU
Bufonidae		
<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i> Jiménez de la Espada, 1870	3, 47	LC
<i>Dendrophryniscus leucomystax</i> Izecksohn, 1968	3, 14, 17	LC
<i>Melanophryniscus dorsalis</i> Mertens 1933	22, 23, 24, 25	VU*
<i>Melanophryniscus macrogranulosus</i> Braun, 1973	23	VU*
<i>Melanophryniscus setiba</i> Peloso et al 2012	37	LC
<i>Melanophryniscus stelzneri</i> (Weyenbergh, 1875)	22, 23, 24, 25	LC
<i>Rhinella abei</i> (Baldissera-Jr, Caramaschi & Haddad, 2004)	50	LC
<i>Rhinella arenarum</i> (Hensel 1867)	21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 34, 42, 47	LC
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied 1821)	2, 12, 23	LC
<i>Rhinella dorbignyi</i> (Duméril e Bibron 1841)	42	LC
<i>Rhinella icterica</i> (Spix 1824)	1, 2, 10, 11, 23, 47	LC
<i>Rhinella pygmaea</i> (Myers e Carvalho, 1952)	2, 3, 5, 6	LC (E)

	10, 13, 21, 22, 25, 28,	
<i>Rhinella granulosa</i> (Spix 1824)	40, 41, 44, 46	LC
<i>Rhinella jimi</i> (Steva 2002)	44, 45, 46	LC
<i>Rhinella hoogmoedi</i> Caramaschi e Pombal 206	45	LC
<i>Rhinella ornata</i> Spix 1824	1, 3, 14, 17	LC
<i>Rhinella henseli</i> (Lutz, 1934)	47	LC
Brachycephalidae		
<i>Ischnocnema bolbodactyla</i> Lutz 1925	-	LC
<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)	-	LC
<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters 1872)	-	LC
<i>Ischnocnema ramagii</i> (Boulenger, 1888)	-	LC
<i>Ischnocnema parva</i> (Girard 1853)	-	LC
Ceratophryidae		
<i>Ceratophrys ornata</i> Günther, 1859	29, 34	NT
Cycloramphidae		
<i>Limnomedusa macroglossa</i> Cope, 1866	23	LC
	21, 22, 23, 24, 28, 29,	
<i>Odontophrynus americanus</i> Miranda-Ribeiro, 1920	34, 42	LC
<i>Odontophrynus maisuma</i> Rosset, 2008	47, 50	-
<i>Proceratophrys cristiceps</i> (Müller, 1883)	46	LC
<i>Proceratophrys boiei</i> Lynch, 1971	45	LC
<i>Thoropa miliaris</i> Boulenger, 1882	-	LC
<i>Thoropa taophora</i> Feio, Napoli, and Caramaschi, 2006	17	-
Craugastoridae		
<i>Haddadus binotatus</i> Spix 1824	1, 5, 14, 17, 18, 45, 47	LC

Hemiphractidae

<i>Flectonotus goeldii</i> Lutz, 1954	38	LC
<i>Gastrotheca fissipes</i> Gorham, 1963	13	LC

Hylidae

	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 12,	
<i>Aparasphenodon brunoi</i> Carvalho, 1941	13, 14, 32	LC
<i>Aparasphenodon bokermanni</i> Pombal, 1993	14, 17	DD
<i>Aparasphenodon arapapa</i> Pimenta, Napoli, e Haddad, 2009	48	-
<i>Dendropsophus anceps</i> (A. Lutz 1929)	1	LC
<i>Dendropsophus berthallutzae</i> (Bokermman 1962)	9, 12, 14, 17	LC
<i>Dendropsophus bipunctatus</i> (Spix 1824)	1, 2, 7	LC
<i>Dendropsophus branneri</i> (Cochran 1948)	13, 45	LC
<i>Dendropsophus decipiens</i> (A. Lutz 1925)	1, 2, 4, 7, 14, 45	LC
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	1, 2, 18	LC
<i>Dendropsophus giesleri</i> (Mertens, 1950)	17	LC
	2, 13, 21, 22, 23, 24, 29,	
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	42, 45, 46, 50	LC
<i>Dendropsophus oliveirai</i> (Bokermann, 1963)	3	LC
<i>Dendropsophus meridianus</i> (B. Lutz, 1954)	4, 5	LC
	21, 22, 23, 24, 29, 34,	
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	41, 47	LC
<i>Dendropsophus seniculus</i> (Cope, 1868)	2	LC
<i>Dendropsophus pseudomeridianus</i> (Cruz, Caramaschi & Dias, 2000)	7	LC
<i>Dendropsophus microps</i> (Peter, 1872)	16, 17	LC
<i>Dendropsophus</i> gr. <i>microcephalus</i> (Cope, 1886)	46	-

<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	44, 46	LC
<i>Dendropsophus weneri</i> (Cochran, 1952)	17, 39, 50	LC
	1, 2, 3, 5, 9, 11, 14, 16,	
<i>Hypsiboas albomarginatus</i> (Spix, 1824)	17, 45, 50	LC
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	1, 14, 17, 21, 22, 47, 50	LC
<i>Hypsiboas semilineatus</i> (Spix, 1824)	4, 6, 10, 13, 16, 17, 45	LC
<i>Hypsiboas pombali</i> (Caramaschi, Pimenta & Feio, 2004)	45	LC
<i>Hypsiboas pulchellus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	34, 42, 47	LC
<i>Hypsiboas raniceps</i> Cope, 1862	44, 46	LC
<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril & Bibron, 1841)	1, 12, 14, 17, 45	LC
	21, 22, 23, 24, 28, 29,	
<i>Pseudis minuta</i> Günther, 1858	31, 34, 42	LC
	6, 8, 9, 10, 11, 12, 13,	
<i>Phyllodytes luteolus</i> Bokermann, 1966	37, 51	LC
<i>Phyllodytes melanomystax</i> Caramaschi, Silva, and Britto-Pereira, 1992	35, 45	LC
<i>Phyllomedusa distincta</i> Bokermann, 1966	17, 50	LC
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i> Boulenger, 1882	2	LC
<i>Phyllomedusa rohdei</i> Mertens, 1926	1	LC
<i>Phyllomedusa nordestina</i> Caramaschi, 2006	44, 46	DD
<i>Pseudis bolbodactyla</i> Lutz, 1925	13, 41	LC
	21, 22, 23, 24, 28, 29,	
<i>Pseudis minuta</i> Günther, 1858	31, 34, 42	LC
<i>Scinax</i> sp (grupo <i>perpusillus</i>)	-	-
<i>Scinax</i> sp.1	5	-
<i>Scinax</i> sp. 2	14	-
<i>Scinax</i> gr. <i>ruber</i>	46	-

<i>Scinax agilis</i> (Cruz e Peixoto, 1983)	12, 13, 33, 43, 45	LC (E)
<i>Scinax alter</i> (B. Lutz, 1973)	2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 17, 45, 47, 50	LC
<i>Scinax auratus</i> (Wied-Neuwied, 1821)	13, 45	LC
<i>Scinax argyreornatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	1, 14, 17, 45, 50	LC
<i>Scinax berthae</i> (Barrio, 1962)	22, 23, 34, 47	LC
<i>Scinax cuspidatus</i> (A. Lutz, 1925)	1, 2, 5, 7, 9, 14	LC
<i>Scinax cretatus</i> Nunes e Pombal Jr. 2011	52	-
<i>Scinax eringiophilus</i> (Gallardo, 1961)	23	-
<i>Scinax eurydice</i> (Bokermann, 1968)	2, 45	LC
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	47	LC
<i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)	47, 50	LC
<i>Scinax juncae</i> Nunes and Pombal, 2010	49	-
<i>Scinax similis</i> (Cochran, 1952)	1, 5, 6, 13, 45	LC
<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1925)	34, 42, 47	LC
<i>Scinax hayii</i> (Barbour, 1909)	17	LC
<i>Scinax humilis</i> (B. Lutz, 1954)	-	LC
	2, 4, 9, 11, 16, 34, 44,	
<i>Scinax x-signatus</i> (Spix, 1824)	46	LC
<i>Scinax</i> sp. (aff. <i>x-signatus</i>)	1, 7	-
<i>Scinax littoralis</i> (Pombal & Gordo, 1991)	17	LC
<i>Scinax littoreus</i> (Peixoto, 1988)	2	LC (E)
<i>Scinax nebulosus</i> (Spix, 1824)	46	LC
<i>Scinax perpusillus</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1939)	3, 36	LC
<i>Sphaenorhynchus planicola</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1938)	5, 45	LC
<i>Sphaenorhynchus prasinus</i> Bokermann, 1973	45	LC

<i>Sphaenorhynchus surdus</i> (Cochran, 1953)	47	LC
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i> Toledo, Garcia, Lingnau, e Haddad, 2007	50	LC
<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)	45	LC
<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	7	LC
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i> Tschudi, 1838	1	LC
<i>Xenohyla truncata</i> (Izecksohn, 1998)	2, 3, 4	NT (E)
Family Leptodactylidae (Leiuperinae)		
<i>Physalaemus albifrons</i> Parker, 1927	44, 46	LC
<i>Physalaemus marmoratus</i> Nascimento, Pimenta, Cruz, and Caramaschi, 2006	5, 10, 11	LC
<i>Physalaemus signifer</i> Frost, 1985	12, 45	LC
<i>Physalaemus spiniger</i> Haddad and Pombal, 1998	14, 17	LC
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	21, 22, 23, 24, 29, 45, 46, 50	LC
<i>Physalaemus biligonigerus</i> Parker, 1927	21, 22, 23, 25, 34, 42, 47	LC
<i>Physalaemus gracilis</i> Parker, 1927	21, 22, 28, 29, 31, 34, 42, 47	LC
<i>Physalaemus lisei</i> Braun and Braun, 1977	47	LC
<i>Physalaemus henselii</i> Parker, 1927	21, 22, 23, 24, 28, 29, 34, 47	LC
<i>Physalaemus riograndensis</i> Milstead, 1960	21, 23, 47	LC
<i>Pseudopaludicola falcipes</i> Miranda-Ribeiro, 1926	19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 28, 29, 31, 34, 42, 46, 47	LC
<i>Pseudopaludicola ternetzi</i> Miranda-Ribeiro, 1937	44	LC

<i>Pseudopaludicola</i> sp.	6, 7	-
<i>Pleurodema bibroni</i> Günther, 1859	22	NT
<i>Pleurodema diplolistris</i> Nieden, 1923	45, 46	-
Leptodactylidae		
<i>Leptodactylus araucaria</i> (Kwet and Angulo, 2002)	47	LC
<i>Leptodactylus bokermanni</i> Heyer, 1973	14	LC
<i>Leptodactylus fuscus</i> Heyer, 1968	2, 13, 23, 44, 45 21, 22, 31, 34, 42, 47,	LC
<i>Leptodactylus gracilis</i> Jiménez de la Espada, 1875	50	LC
<i>Leptodactylus mystacinus</i> Boulenger, 1882	6, 23, 45 1, 2, 3, 5, 6, 7, 9, 12, 14, 17, 21, 22, 23, 24, 25,	LC
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	28, 31, 34, 42, 44, 45, 47, 50	LC
<i>Leptodactylus marambaiae</i> Izecksohn, 1976	2, 3	LC (E)
<i>Leptodactylus marmoratus</i> Parker, 1935	1, 14, 17	LC
<i>Leptodactylus natalensis</i> Lutz, 1930	45	LC
<i>Leptodactylus vastus</i> Lutz, 1930	44, 45, 46	LC
<i>Leptodactylus troglodytes</i> Lutz, 1926	46	LC
<i>Leptodactylus macrosternum</i> Gallardo, 1964	46 21, 22, 23, 24, 25, 29,	-
<i>Leptodactylus latinasus</i> Jiménez de la Espada, 1875	34	LC
<i>Leptodactylus pustulatus</i> Boulenger, 1882	44	LC
Microhylidae		
<i>Arcovomer passarellii</i> Carvalho, 1954	3, 4, 6, 7, 17	LC
<i>Chiasmocleis</i> sp.	45	-

<i>Chiasmocleis leucosticta</i> Parker, 1934	14	LC
<i>Chiasmocleis carvalhoi</i> Cruz, Caramaschi, and Izecksohn, 1997	45	EN
<i>Dermatonotus muelleri</i> Nieden, 1926	45	LC
<i>Elachistocleis bicolor</i> Carvalho, 1954	21, 22, 23, 24, 47, 50	LC
<i>Elachistocleis piauiensis</i> Caramaschi and Jim, 1983	46	LC
<i>Elachistocleis ovalis</i> (Schneider, 1799)	44	LC
<i>Myersiella microps</i> Nelson e Lescure, 1975	18	LC
<i>Stereocyclops incrassatus</i> Carvalho, 1948	6,7	LC
<i>Stereocyclops parkeri</i> Bokermann, 1966	1,2	LC
Ranidae		
<i>Lithobates catesbeianus</i> * (Shaw, 1802)	47	LC

Legenda: VU: vulnerável; LC: Pouco Preocupante; NT: quase ameaçado; DD: dados insuficientes; EN: em perigo; (E) endêmico. (1) Grumari, Rio de Janeiro; (2) Maricá, Rio de Janeiro; (3) Marambaia, Rio de Janeiro; (4) Massambaba, Rio de Janeiro; (5) Jurubatiba, Rio de Janeiro; (6) Grussaí, Rio de Janeiro; (7) Praia das Neves, Espírito Santo; (8) Regência, Espírito Santo; (9) Setiba, Espírito Santo; (10) Guriri, Espírito Santo; (11) Prado, Bahia; (12) Trancoso, Bahia; (13) Linhares, Espírito Santo; (14) Ilha do Cardoso, São Paulo; (15) Dunas de Joaquina, Santa Catarina; (16) São João da Barra, Rio de Janeiro; (17) Juréia-Itatins, São Paulo; (18) Picinguaba, São Paulo; (19) Quissamã, Rio de Janeiro; (20) Barra de São João, Rio de Janeiro; (21) Osório, Rio Grande do Sul; (22) Praia da Cidreira, Rio Grande do Sul; (23) Torres, Rio Grande do Sul; (24) Tramandaí, Rio Grande do Sul; (25) Praia Atlântida, Rio Grande do Sul; (26) Praia do Pinhal, Rio Grande do Sul; (27) Praia do Quintão, Rio Grande do Sul; (28) Santa Vitória do Palmar, Rio Grande do Sul; (29) Praia do Rio Grande, Rio Grande do Sul; (30) São Lourenço, Rio Grande do Sul; (31) Mostardas, Rio Grande do Sul; (32) Ubatuba, São Paulo; (33) Ponta da Fruta, Espírito Santo; (34) Taim, Rio Grande do Sul; (35) Guaibim, Bahia; (36) Recreio, Rio de Janeiro; (37) Guarapari, Espírito Santo; (38) São Conrado, Rio de Janeiro; (39) Parati, Rio de Janeiro; (40) Reserva da Vale do Rio Doce, Espírito Santo; (41) Pontal do Ipiranga, Espírito Santo; (42) Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul; (43) Barra de Camarajipe, Alagoas; (44) Ilha Grande, Piauí; (45) Praia do Forte, Bahia; (46) Parnaíba, Luíz Correia e Cajoeiro, Piauí; (47) Parque Estadual de Itapeva, Rio Grande do Sul; (48) Pratigi, Bahia; (49) Reserva Ecológica Michelin, Bahia; (50) Maciambu, Santa Catarina; (51) Praia do Pontal, Rio de Janeiro; (52) Barra do Sauípe, Bahia.

APENDICE C – Espécies de anfíbios anuros registradas nas cinco restingas amostradas no estado do Espírito Santo (Praia das Neves, Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, Reserva Biológica de Comboios, Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas) e os modos reprodutivos atribuídos de acordo com Haddad e Prado (2005), seguidos pela da restinga m que a espécie foi registrada e o mesohábitat de ocorrência.(continua)

Família/Espécie	Grupo	MR	Restinga	Mesohábitat
Família Bufonidae				
<i>Melanophryniscus setiba</i>	?	?	PV	MT
<i>Rhinella crucifer</i>	<i>crucifer</i>	1, 2	NV, PV	BR, MT
<i>Rhinella schneideri</i>	<i>marina</i>	1, 2	CB, ACB	PP
<i>Rhinella granulosa</i>	<i>granulosa</i>	1	NV	BR
Família Hemiphractidae				
<i>Gastrotheca megacephala</i>	<i>ovifera</i>	37	PV	PP
Família Hylidae				
<i>Aparasphenodon brunoi</i>	?	1	NV, PV, IT	MT, AC
<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	<i>microcephalus</i>	1	NV, PV, IT	BR
<i>Dendropsophus branneri</i>	<i>microcephalus</i>	1	PV, IT	BR
<i>Dendropsophus decipiens</i>	<i>microcephalus</i>	24	PV, IT	BR, MT, PP
<i>Dendropsophus elegans</i>	<i>leucophyllatus</i>	1	PV	BR
<i>Dendropsophus gr. microcephalus</i>	<i>microcephalus</i>	?		
<i>Dendropsophus minutus</i>	<i>minutus</i>	1	NV, PV, IT	BR
<i>Hypsiboas albomarginatus</i>	?	1	NV, PV	BR, AC, PP
<i>Hypsiboas semilineatus</i>	<i>semilineatus</i>	2	NV	RH
<i>Hypsiboas faber</i>	<i>faber</i>	1, 4	PV	BR
<i>Phyllodytes luteolus</i>	?	6	NV, PV, IT, CB, ACB	PP, MT, AC
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	?	1	ACB, IT	MT
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	?	1	NV, PV, IT	BR, MT
<i>Scinax agilis</i>	?	?	IT	MT, AC
<i>Scinax alter</i>	?	1	NV, PV, ACB, CB, IT	PP, BR, MT, AC
<i>Scinax argyreornatus</i>	?	1	PV	MT, AC
<i>Scinax cuspidatus</i>	?	1	PV, IT	
<i>Scinax gr. fuscovarius</i>	<i>fuscovarius</i>	?	PV	AC
<i>Scinax x-signatus</i>	?	1	NV	
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i>	?	1	NV, PV, IT	AC
Família Leptodactylidae				
<i>Leptodactylus fuscus</i>	<i>fuscus</i>	30	NV, PV, ACB, CB,	BR

		IT		
<i>Leptodactylus latrans</i>	<i>latrans</i>	11	NV, PV, IT	BR
Família Leiuperidae				
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	<i>falcipes</i>	?	NV	BR
<i>Physalaemus cf. crombiei</i>	<i>signifer</i>	?	PV	MT
<i>Physalaemus marmoratus</i>	?	11	NV	BR
Família Microhylidae				
<i>Arcovomer passarellii</i>	?	1	NV	
<i>Chiasmocleis carvalhoi</i>	?	1	PV	MT

Legenda:

MR1: Ovos e girinos exotróficos em águas lênticas.

MR2: Ovos e girinos exotróficos em águas lólicas.

MR4: Ovos e estágios larvais iniciais em depressões naturais ou construídas; após inundações, girinos exotróficos em poças ou riachos.

MR6: Ovos e girinos exotróficos em água acumulada em cavidades de árvores ou em plantas aéreas.

MR10: Ninho de espuma flutuantes em poças; girinos exotróficos em lagoas.

MR11: Ninhos de espuma flutuantes em poças; girinos exotróficos em riachos.

MR24: Ovos eclodindo girinos exotróficos que caem em águas lênticas.

MR30: Ninhos de espuma com ovos e estágios larvais iniciais em ninhos subterrâneos construídos; após inundação, girinos exotróficos em poças.

MR37*: Ovos carregados no dorso ou em bolsa dorsal na fêmea; desenvolvimento direto.

*É sugerido que *Gastrotheca megacephala* deposite os filhotes já metamorfoseados em bromélias (Izecksohn et al 2009).

PV: Parque Estadual Paulo Cesar Vinha;

NV: Restinga de Praia das Neves;

CB: Estação Biológica de Comboios;

ACB: Area de Preservação Ambiental de Conceição da Barra;

IT: Parque Estadual de Itaúnas.

MT: Mata de restinga; **BR:** Brejo; **PP:** Pós Praia; **AC:** Aberta de clúcia.