



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

**GABRIEL NOVAES E FAGUNDES**

**PREENCHENDO LACUNAS: HERPETOFAUNA INSULAR E PENINSULAR**  
**NA APA BAÍA DE CAMAMU, SUL DA BAHIA, BRASIL**

**ILHÉUS – BAHIA**  
**2018**

**GABRIEL NOVAES E FAGUNDES**

**PREENCHENDO LACUNAS: HERPETOFAUNA INSULAR E PENINSULAR  
NA APA BAÍA DE CAMAMU, SUL DA BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Zoologia

Orientador: Prof. Dr. Mirco Solé Kienle

Co-orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Juliana Zina Pereira Ramos

**ILHÉUS – BAHIA**

**2018**

- F156 Fagundes, Gabriel Novaes e.  
Preenchendo lacunas: herpetofauna insular e peninsular na APA baía de Camamu, sul da Bahia, Brasil / Gabriel Novais e Fagundes. – Ilhéus, BA: UESC, 2018.  
97f. : il. ; anexo.
- Orientador: Mirco Solé Kienle  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.  
Inclui referências.
1. Biodiversidade - Conservação. 2. Herpetologia. 3. Anfíbios. 4. Reptília. 5. Ilhas. 6. Plantas costeiras. I. Título.

CDD 333.9516

**GABRIEL NOVAES E FAGUNDES**

**PREENCHENDO LACUNAS: HERPETOFAUNA INSULAR E PENINSULAR  
NA APA BAÍA DE CAMAMU, SUL DA BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada à  
Universidade Estadual de Santa Cruz como  
parte das exigências para obtenção do título  
de Mestre em Zoologia

Ilhéus, 23 de março de 2018.

---

Prof. Dr. Mirco Solé Kienle  
UESC  
(Orientador)

---

Prof. Dr. Hélio Ricardo da Silva  
UFRRJ

---

Prof. Dr. Iuri Ribeiro Dias  
UESC

À minha família, que sempre me apoiou em tudo.

À todos os seres vivos, somos Um.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, fora Temer!

Agora, sim, aos agradecimentos...

Muitas pessoas contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho. Eu sei, esta frase é um clichê dos agradecimentos, mas não há como fugir dela - é a mais pura verdade. A Ciência, mais do que intelectual, é uma atividade social.

Não se faz Ciência sozinho.

Mesmo o mais solitário dos cientistas terá, ao menos, a presença imaterial dos autores das referências consultadas, e terá a (grande) expectativa de ser lido por outros. Portanto, faz-se Ciência a partir de outros, com outros e para outros.

Ora bolas, cientistas são seres humanos, afinal de contas! Não nos isolamos do mundo, em um quarto escuro, apenas pensando, lendo e escrevendo (ou, pelo menos, não deveríamos...). Temos família, amigos, colegas, vizinhos, bichos. Sorrimos, choramos, brincamos, cantamos e, pasmem, conversamos sobre outras coisas além das nossas pesquisas!

Portanto, considero mais do que justo que a seção de agradecimentos venha no começo.

Agradeço a minha família pelo incondicional apoio, e em especial à minha mãe e ao meu pai, que muito se esforçaram para que eu pudesse crescer um ser humano pleno, com acesso à saúde, educação e amor. Muito obrigado! Amo vocês!

Agradeço imensamente a minha amada companheira Juliana Brito, por todos os momentos, por ter acompanhado de perto (mesmo quando longe) as alegrias, descobertas, ansiedades e frustrações desses 2 anos de mestrado, e me apoiar sempre. Juntos compartilhamos a felicidade pra torná-la real! Amo você!

Agradeço a Mirco Solé, meu orientador, especialmente pela confiança a mim concedida para realizar este trabalho, pelas dicas e por sua incrível habilidade em resolver imprevistos e providenciar as coisas!

Agradeço a Juliana Zina, minha coorientadora, que acompanha meus passos (e tropeços) na ciência desde a graduação, e que me apresentou ao maravilhoso mundo da Herpetologia.

Agradeço a Didi (Edval Araújo), que abriu a porta de entrada para este trabalho se tornar real. Sem ele, eu talvez teria optado por um projeto completamente diferente e em um lugar completamente diferente. Valeu, velhinho!

Agradeço a todas e todos moradores da península e das ilhas que, em alguma medida deram sua contribuição a este trabalho.

Em especial, na Ilha Grande sou muito grato a Joaquim, pela boa vontade em me apresentar à ilha e permitir o trabalho em sua propriedade; a Sebastião do Azeite, pelas trilhas, conversas, piadas, cantorias, e azeite, claro! A Dona Anelita, pela simpatia, por aquela moqueca maravilhosa do primeiro dia (dá-lhe, Leildo!) e pelos sucos de manga rosa, além da hospedagem! e a Nelison, pela jibóia e pela cecília!

Na Ilha Pequena, meu muito obrigado especial a Nido, dona Neuza, Wesley (futuro biólogo), Iêdo, Aêdo, D. Maria, Paizinho e Leto. Ah, e também a Sarita e Snoopy por roubar minhas aromáticas meias.

Na Península, especial gratidão a dona Maria José pela incrível hospitalidade e bom humor; a Tontom e a Miroró pelos apoios logísticos.

Agradeço aos senhores Goió, Sem-Terra e Cidadão, pela permissão em trabalhar na suas propriedades (à noite!).

Muito grato a Liu e sua família na ilha do Sapinho por todo apoio logístico e pelos transportes de barco.

Agradeço imensamente a todas e todos que me apoiaram em campo, em especial o parceiro de qualquer hora, Tales Barbosa, aos nobres colegas Leildo Carilo (*Coleildactylus carilionalis*) e César Alexandre (pegador de *olfersii*... levanta a mão!), às nobres Michelle Pazmiño e Ana Paula, e ao ilustríssimo Augustão (bora cozinhar o feijão e pegar bicho bom, doidon!).

Agradeço a Raoni Rebouças pelas ideias e artigos sobre anuros de ilhas.

Agradeço a Caio Mira-Mendes e Iuri Dias pelas ideias, sugestões, artigos, e ajuda na ID das espécies.

Sou muito grato também aos membros da banca, os drs. Hélio da Silva e Iuri Dias, por aceitar o convite e pela boa vontade e paciência em dispor de seu precioso tempo para ler este humilde trabalho.

Gratidão a todxs!

*I think*

Charles Darwin (1837)

## PREENCHENDO LACUNAS: HERPETOFAUNA INSULAR E PENINSULAR NA APA BAÍA DE CAMAMU, SUL DA BAHIA, BRASIL

### RESUMO

A sexta extinção em massa está em curso e precisamos “conhecer para conservar”. Para reduzir o déficit Lineano e o déficit Wallaceano, são necessários mais esforços de trabalhos de campo e inventários de fauna. Os anfíbios e os répteis estão entre os organismos mais ameaçados no mundo, especialmente nos *hotspots* de biodiversidade. A Mata Atlântica é um desses *hotspots*, e nela são conhecidas atualmente 543 espécies de anfíbios e 306 espécies de répteis, distribuídos em habitats que vão desde os topos de montanha até as planícies costeiras e ilhas. O estado da Bahia possui o litoral mais extenso do Brasil, mesmo assim, o conhecimento sobre sua herpetofauna costeira e insular ainda é incipiente. Este é o primeiro inventário de herpetofauna em ilhas na costa da Bahia e um dos poucos nas planícies costeiras (“restingas”) do sul da Bahia. Entre maio de 2016 e novembro de 2017 fizemos expedições a campo em cinco ilhas na Baía de Camamu e na Península de Maraú. A região está inserida em um complexo de Áreas de Proteção Ambiental e é considerada de alta prioridade para conservação. Por meio de procura visual e acústica nos habitats e sítios reprodutivos registramos, em um total de 64 noites de amostragem, 25 espécies de anfíbios (24 anuros e uma cecília) e 16 espécies de répteis (dois cágados, seis serpentes e oito lagartos), considerando todas as áreas. Complementamos o inventário com dados de coleções zoológicas, da literatura e de outros coletores, chegando a um total de 30 anfíbios e 23 répteis e levantamos dados de história natural das espécies, a partir de observações em campo e da literatura. Adicionalmente, investigamos a relação entre características das ilhas e riqueza de espécies à luz da Teoria da Biogeografia de Ilhas.

Palavras-chave: Amphibia. Biodiversidade. Ilha. Reptilia. Planície costeira.

## FILLING GAPS: INSULAR AND PENINSULAR HERPETOFAUNA IN THE APA BAÍA DE CAMAMU, SOUTHERN BAHIA, BRAZIL

### ABSTRACT

The sixth mass extinction is under way and we need to know the biodiversity before we lose it. To reduce the *Linnean shortfall* and the *Wallacean shortfall*, more field work efforts are needed as wildlife inventories. Amphibians and reptiles are among the most endangered organisms in the world, especially in biodiversity hotspots. The Atlantic Forest is one of these hotspots, with 543 known species of amphibians and 306 known species of reptiles, distributed in habitats ranging from mountain tops to coastal plains and islands. These two, although equally threatened, still have little known herpetofauna. This is the first inventory of herpetofauna on islands off the coast of Bahia and one of the few on the coastal plains ("restingas") of southern Bahia. Between May 2016 and November 2017 we made field trips to five islands in the Bay of Camamu and in the Maraú Peninsula. The region is part of a complex of Environmental Protection Areas and is considered a high priority area for conservation. Through a visual and acoustic search in the habitats and reproductive sites, we recorded, in a total of 64 nights of sampling, 25 species of amphibians (24 anurans and one caecilian) and 16 species of reptiles (two sliders, six snakes and eight lizards), considering all areas. We supplemented the inventory with data from zoological collections, literature and other collectors, reaching a total of 30 amphibians and 23 reptiles. We also collected natural history data of the species from field observations and literature. Additionally, we investigated the relationship between island characteristics and species richness in light of the Theory of Island Biogeography.

Keywords: Amphibia. Biodiversity. Coastal lowland. Island. Reptilia.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Localização da Baía de Camamu e das APAs da Baía de Camamu e da Península de Maraú, Bahia, Brasil .....21
- Figura 2 – Temperatura média mensal (°C) e precipitação acumulada mensal (mm) nos municípios de Camamu e Maraú, Bahia, Brasil, médias do período de 1950 a 1990 ..... 22
- Figura 3 – Tipos de vegetação amostrados nas áreas estudadas na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil. A: floresta de restinga; B: restinga arbustiva; C: lagoa temporária.....23
- Figura 4 – Imagem de satélite da Baía de Camamu e da porção norte da Península de Maraú, Bahia, Brasil. Os marcadores amarelos indicam pontos de coleta na península; os marcadores das demais cores indicam as ilhas amostradas.....27
- Figura 5 – Imagem de satélite da Península de Maraú e da Baía de Camamu, Bahia, Brasil. Os marcadores amarelos indicam pontos de coleta na península; os marcadores das demais cores indicam as ilhas amostradas: azul: Ilha Grande; rosa: Ilha Pequena; verde: Ilha do Sapinho; branco: Ilha do Goió; roxo: Ilha da Formiga.....28
- Figura 6 – Mapa geológico da Baía de Camamu, Bahia, Brasil .....29
- Figura 7 – Batimetria da porção à leste das ilhas Grande e Pequena de Camamu. Note o raso canal do Furado entre as duas ilhas. A área à esquerda das ilhas não foi levantada quanto à batimetria. Profundidade em metros. Escala 1:30000. ....30
- Figura 8 – A: curva esquemática da variação no nível relativo do mar na costa leste-nordeste do Brasil, nos últimos 150 mil anos; B: curva de variação do nível relativo do mar nos últimos sete mil anos, na região de Salvador, Bahia, Brasil .....33
- Figura 9 – A: Máximo da Penúltima Transgressão. O mar invade as terras baixas, cerca de 120 mil anos atrás; B: Construção dos Terraços Marinheiros Pleistocênicos. Após 120 mil anos ocorre o avanço localizado da linha de costa e dos manguezais; C: Máximo Glacial. Há cerca de 16 mil anos o nível do mar abaixou aproximadamente 140 metros em relação ao nível atual, expondo a Plataforma Continental; D: Máximo da Última

Transgressão. Há cerca de 5 mil anos o mar invade novamente as zonas baixas. Crescimento dos recifes de corais. ....	34
Figura 10 – Batimetria da área entre a Ilha Pequena e o continente ao sul. Profundidade em metros. Escala 1 : 30 000.....	35
Figura 11 – Construção dos terraços marinhos holocênicos. O abaixamento do nível do mar de 5 mil anos atrás até o presente favoreceu a progradação da linha de costa, chegando ao formato atual da baía e da península. ....	36
Figura 12 – Perfis altimétricos das áreas de estudo: A: traçado do perfil altimétrico das ilhas na Baía de Camamu; B: traçado do perfil altimétrico da Península de Maraú; C: perfil altimétrico das ilhas Baía de Camamu; D: perfil altimétrico da Península. ....	40
Figura 13 – Anfíbios registrados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil .....	47
Figura 14 – Répteis registrados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil .....	48
Figura 15 – Répteis registrados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil .....	49
Figura 16 – Riqueza de espécies de anfíbios e répteis inventariada nas áreas de estudo.....	50
Figura 17 – Proporção de riqueza de anfíbios e répteis inventariada nas áreas de estudo.....	50
Figura 18 – Riqueza de espécies e famílias de cada ordem taxonômica registrada nas áreas de estudo.....	51
Figura 19 – Frequência relativa das três classes de modos reprodutivos apresentadas pelas espécies de anfíbios registrados nas áreas estudadas. ....	55
Figura 20 – Frequências relativas dos tipos de hábito, em relação ao uso do ambiente, das espécies de anfíbios registradas nas áreas estudadas. ....	56
Figura 21 – Frequência relativa dos tipos de dieta, segundo a literatura, das espécies de répteis registradas na Península de Maraú e ilhas da Baía de Camamu, Bahia, Brasil. ....	62
Figura 22 – Frequência relativa dos tipos de hábito, segundo a literatura, das espécies de répteis registradas na Península de Maraú e ilhas da Baía de Camamu, Bahia, Brasil. ....	62

- Figura 23 – Curvas de rarefação (interpolação e extrapolação) da riqueza de anfíbios e répteis das assembléias estudadas na APA Baía de Camamu, Bahia. A área sombreada corresponde aos intervalos de confiança de 95%. .....65
- Figura 24 – Valores da riqueza de anfíbios e répteis estimada (e intervalos de confiança de 95%) pelo estimador iChao1 para a Península de Maraú e para as duas ilhas maiores da Baía de Camamu. ....65
- Figura 25 – Modelos para a relação espécies-área da herpetofauna das cinco ilhas estudadas na Baía de Camamu, Bahia, Brasil: A: Modelo de potência,  $p = 0,0045$ ; B: Modelo logarítmico,  $p = 0,0047$ ; C: Modelo linear,  $p = 0,0029$  .....71
- Figura 26 – Modelos de potência para a relação espécies-área da anurofauna de: A: dez ilhas no reservatório de Tucuruí, Pará, Brasil; B: nove ilhas do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil; C: quatro ilhas estudadas na Baía de Camamu, Bahia, Brasil .....72
- Figura 27 – Anfíbios e répteis da Península de Maraú e ilhas da Baía de Camamu, quanto ao seu caráter de endemismo na Mata Atlântica.....78
- Figura 28 – Anfíbios e répteis da Península de Maraú e ilhas da Baía de Camamu, quanto ao seu caráter de endemismo nas planícies costeiras. ....79

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Meses em que foram realizadas as expedições de campo, a quantidade de dias, e o esforço de busca em horas-pessoa, em cada área estudada. .....	37
Tabela 2 – Classes de microhabitats (modificado de Bittencourt-Silva e Silva, 2014) elencados nas cinco ilhas estudadas na Baía de Camamu, Bahia. ....	39
Tabela 3 – Características das ilhas usadas nos testes de correlação e regressão com a riqueza de espécies.....	39
Tabela 4 – Anfíbios e répteis inventariados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil.....	44
Tabela 5 – Espécies de anfíbios registradas nas áreas de estudo e o seu modo reprodutivo, a classe do modo reprodutivo quanto ao local de desenvolvimento do girino (ver texto), o hábito predominante quanto ao uso de substrato.....	54
Tabela 6 – Período de atividade, dieta, hábito (uso de substrato) das espécies de répteis registradas na Península de Maraú e nas ilhas na Baía de Camamu, Bahia, Brasil. ....	60
Tabela 7 – Correlação de Pearson entre riqueza e variáveis das ilhas. Abaixo da diagonal, valores de $r$ de Pearson; acima da diagonal, valores de $p$ . Valores significativos ( $p < 0,05$ ) realçados em amarelo. Valores de $r$ , das correlações significativas, realçados em rosa. ....	69
Tabela 8 – Anfíbios e répteis das áreas estudadas, identificados a nível de espécie e sua classificação quanto ao endemismo, <i>status</i> de ameaça pela IUCN, pela avaliação nacional do ICMBio, e pela avaliação estadual da SEMA. ....	76
Tabela 9 – Planificação das publicações a serem derivadas deste trabalho. ....	97

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 MATERIAL E MÉTODOS .....	19
2.1 Conceituação de “restinga” .....	19
2.2 Área de estudo .....	20
2.2.1 Aspectos gerais .....	20
2.2.2 Histórico geológico .....	31
2.3 Coleta de dados .....	36
2.4 Análise de dados.....	38
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	41
3.1 Riqueza e composição de espécies .....	42
3.1.1 Anfíbios.....	51
3.1.2 Répteis .....	57
3.1.3 Estimadores de riqueza .....	63
3.2 Relações com a salinidade .....	66
3.3 Biogeografia de ilhas.....	68
3.4 Distribuição e estado de conservação das espécies.....	73
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	82
REFERÊNCIAS .....	83
ANEXO .....	97

## 1 INTRODUÇÃO

Dois dos grandes défices de conhecimento que as ciências da Biodiversidade enfrentam atualmente são o défice Lineano (*Linnean shortfall*) e o défice Wallaceano (*Wallacean shortfall*) (HORTAL et al., 2015). O primeiro diz respeito ao fato de que a grande maioria das espécies existentes na Terra ainda não foi descrita e catalogada (BROWN; LOMOLINO, 1998), enquanto o segundo se refere à incompletude do conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies (LOMOLINO, 2004). Ao mesmo tempo, a interferência humana está causando a destruição de habitats e extinção de espécies (WAKE; VREDENBURG, 2008, LEES; PIMM, 2015) a uma taxa 100 vezes maior do que a taxa de extinção de fundo (LAMKIN; MILLER, 2016), levando alguns pesquisadores a considerarem que estamos atravessando o sexto evento de extinção em massa (WILSON, 2001; BARNOSKY et al., 2011). Trata-se de uma emergencial e séria Crise da Biodiversidade (BROWN; LOMOLINO, 1998; WILSON, 2001). Em outras palavras, estamos perdendo muito do que sabemos muito pouco. Cientes desse acelerado declínio da biodiversidade, sucessivos autores têm enfatizado a importância e necessidade premente de inventários de espécies para reduzirmos os défices Lineano e Wallaceano (e.g. DODD, 2010; HEYER et al., 1994; LOMOLINO, 2004; MAGURRAN, 2004; WILSON, 2017) e evitarmos as *centinelan extinctions*, i.e. as extinções das espécies antes de as conhecermos (WILSON, 2001).

Atenção especial deve ser dada aos *hotspots* mundiais de biodiversidade, áreas que abrigam grande número de plantas vasculares endêmicas (mais de 1500 espécies) e, ao mesmo tempo, possuem elevado grau de ameaça (menos de 30% da extensão original restante) (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2011). Um desses notáveis *hotspots* globais de biodiversidade é a Mata Atlântica. Este bioma, caracterizado principalmente pelas formações florestais tropicais pluviais, originalmente cobria toda a costa leste do Brasil, estendendo-se por cerca de 131 milhões de hectares. Hoje, está pulverizada em pequenos fragmentos remanescentes que, somados, correspondem a apenas 15,3 % da área original (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). Ainda assim, nela ocorrem pelo menos 2420 espécies de vertebrados, das quais cerca de 30% são endêmicas (MITTERMEIER et al., 2011). A herpetofauna corresponde a uma parcela significativa desses números: são 849 espécies (543 de anfíbios e 306 de répteis), sendo 566 endêmicas (472 de anfíbios e 94 de répteis) (MITTERMEIER et al., 2011; HADDAD et al., 2013). Levando-se em

conta a diversidade da herpetofauna conhecida de todo o Brasil (UETZ et al., 2017; SEGALLA et al., 2016), cerca de 38% das espécies de répteis brasileiros e cerca de 50% das espécies de anfíbios brasileiros ocorrem na Mata Atlântica. Não obstante, a herpetofauna desse bioma ainda está longe de ser plenamente conhecida. Novos registros de ocorrência e novas espécies são reportados continuamente. Em um intervalo de apenas dez anos (entre 2001 e 2010), foram descritas nada menos do que 79 espécies novas de anfíbios da Mata Atlântica (CAMPOS et al., 2014). Uma forma recorrente de descoberta de novas espécies é durante expedições de campo de estudos de inventário faunístico. Mesmo em áreas relativamente bem amostradas como Santa Teresa, no Espírito Santo, novas espécies continuam sendo encontradas (FERREIRA et al., 2015; LOURENÇO-DE-MORAES, 2014). Contudo, embora contribua de forma efetiva com o conhecimento da biota de um dado local, oportunizando o encontro e descrição de novas entidades taxonômicas, os inventários ainda correspondem a uma parcela pequena dos estudos publicados com anfíbios no Brasil, apenas 4% entre 2001 e 2010 (CAMPOS et al., 2014). Além disso, existem vieses na produção das pesquisas, de maneira que alguns tipos de ambientes ou regiões geográficas são mais estudados do que outros (HORTAL et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2016). Por exemplo, entre as diversas formações vegetais que compõem a Mata Atlântica, nas planícies costeiras encontram-se formações com influência marinha (restingas) e fluviomarinha (manguezais) (IBGE 2012). Por estarem próximas à faixa litorânea, essas formações vegetais vêm sendo intensamente exploradas e perturbadas pela ocupação humana desde a chegada dos colonizadores e, embora abarquem a maior densidade humana no país, restingas representam um dos ambientes de Mata Atlântica menos estudados quanto à sua herpetofauna (ROCHA et al., 2005). A razão pode residir no fato de que as restingas eram tidas como inóspitas aos anfíbios, por sua alta incidência solar, salinidade, e baixa disponibilidade de água fresca, e elas passaram a ser mais estudadas a partir do fim da década de 80, ao se perceber que as bromélias, comuns nesses ambientes, são potenciais reservatórios de água (OLIVEIRA; ROCHA, 2015). Embora haja uma tendência crescente, ainda são poucos os estudos realizados nesses ambientes. Em uma ampla revisão, Oliveira e Rocha (2015) encontraram apenas 63 publicações sobre anfíbios de restinga em um intervalo de 48 anos (1966 a 2014). Entre 2001 e 2010, foram publicados cerca de 540 artigos sobre anfíbios da Mata Atlântica (CAMPOS et al., 2014), mas apenas o equivalente a 6 % disso, cerca de 33 artigos,

foram publicados sobre anfíbios de restinga no Brasil (OLIVEIRA; ROCHA, 2015). Para os répteis a situação não é muito diferente. Muito embora sejam ecofisiologicamente mais aptos do que os anfíbios para habitar ambientes com alta incidência solar, salinidade e baixa disponibilidade de água, informações sobre esse grupo nas restingas ainda são limitadas (MARQUES et al., 2016; ROCHA, 2000; ROCHA; VAN SLUYS, 2007).

Outro tipo de ambiente costeiro igualmente sensível e interessante para o estudo da herpetofauna é o insular. Desde o século XIX, as ilhas despertam a curiosidade de pesquisadores e historiadores naturais como Charles Darwin e Alfred Russel Wallace, cujas expedições insulares foram de fundamental importância para a elaboração da Teoria da Evolução e para o surgimento da Biogeografia. A partir da década de 60, com a publicação da Teoria da Biogeografia de Ilhas por MacArthur e Wilson (1967), um novo paradigma surgiu na Biogeografia, abrindo caminho para uma série crescente de trabalhos em ilhas buscando testar a aplicabilidade e generalidade dos padrões descritos por aqueles autores, entre os quais a aclamada relação espécies-área. Outro fator marcante nas ilhas é a presença de espécies endêmicas, resultado de milênios de isolamento. No Brasil são conhecidas algumas espécies de répteis e anfíbios endêmicas de ilhas, tais como *Bothrops insularis* (Amaral, 1921), *Bothrops alcatraz* Marques, Martins & Sazima, 2002, *Trachylepis atlantica* (Schmidt, 1945), *Amphisbaena ridley* Boulenger, 1890, *Hylodes fredí* (Canedo and Pombal 2007), *Proceratophrys tupinamba* (Prado and Pombal 2008), *Leptodactylus marambaiae* (Silva et al. 2008), entre outros. Devido às suas características fisiológicas e autoecológicas, os répteis são geralmente mais comuns nas ilhas do que os anfíbios, mas estes tampouco são ausentes. Numerosos arquipélagos (e.g. Bórneu, Seicheles, Nova Zelândia) ostentam conspícuas faunas de anfíbios, frequentemente com espécies, ou mesmo gêneros e famílias endêmicas (BROWN, 2009). Aliás, a presença de anfíbios nas ilhas é de especial interesse para a biogeografia e biologia evolutiva por conta da aparente improbabilidade de cruzarem água salgada (BROWN, 2009). Não obstante, estudos recentes com ferramentas moleculares tem sugerido que a dispersão de anfíbios por barreiras marinhas não só é possível como, às vezes, a explicação mais plausível (e.g. MEASEY et al., 2007; VENCES et al., 2004). Entretanto, enquanto a dispersão é o mecanismo único ou mais importante para a colonização de ilhas formadas *de novo* (e.g. ilhas vulcânicas e ilhas barreira), que nascem “vazias” e progressivamente são colonizadas, as ilhas

originadas por fragmentação (e.g. ilhas da plataforma continental) já "nascem" habitadas e gradualmente perdem espécies após seu isolamento (WATSON, 2009). Na costa do Brasil são conhecidas cinco ilhas oceânicas (vulcânicas): arquipélago de Fernando de Noronha, Ilha da Trindade, arquipélago Martim Vaz, Atol das Rocas e arquipélago de São Pedro e São Paulo (MOHR et al., 2009). As demais numerosas ilhas são mais próximas à costa e geralmente originadas por variação do nível do mar ou deposição de sedimentos.

Apesar de possuir o litoral mais extenso do Brasil, com 1183 km de extensão (BAHIA, 2002), a Bahia está entre os estados com o menor número de estudos sobre anfíbios e répteis terrestres de restinga (OLIVEIRA; ROCHA, 2015; MARQUES et al., 2016) e, apesar de o número de estudos ter aumentado recentemente para o litoral norte (e.g. BASTAZINI et al., 2007; GONDIM-SILVA et al., 2016; MARQUES et al. 2016, 2017; XAVIER; GUEDES; NAPOLI, 2015), o litoral sul permanece menos conhecido. Inventários de herpetofauna insular também se concentram na região sudeste (e.g. BITTENCOURT-SILVA; SILVA, 2013, 2014; CENTENO et al., 2008; CICCHI et al., 2009; SAWAYA, 1999; VANZOLINI, 1978; ZINA et al., 2012). Nas ilhas da Bahia, o campo ainda permanece praticamente inexplorado: existem apenas dois artigos sobre os lagartos de Abrolhos (DUTRA et al., 2011; ROCHA et al., 2002), uma nota de distribuição de uma cecília na Ilha do Conde, na Baía de Todos os Santos (NAPOLI et al., 2015) e um inventário não publicado da mesma ilha (SOEIRO, 2013).

Assim, com o principal intuito de contribuir para a redução dos défices de conhecimento acerca da herpetofauna das planícies costeiras e das ilhas, no presente estudo realizamos um dos primeiros inventários de anfíbios e répteis associados a ilhas e planícies litorâneas no sul da Bahia, ampliando os conhecimentos sobre a distribuição e história natural das espécies que compõem a herpetofauna da região. Além disso, exploramos a relação entre riqueza de espécies e características das ilhas (área, isolamento, diversidade de habitats e elevação) à luz da Teoria da Biogeografia de Ilhas.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Conceituação de “restinga”

O termo “restinga” é utilizado com vários significados no Brasil. Segundo Souza et al. (2008), na acepção original, oriunda das ciências geológicas, “restinga” denomina uma feição arenosa, geralmente alongada e paralela ou transversal à linha de costa, produzida por processos de dinâmica costeira atual. “Essas feições são relativamente recentes e instáveis e não fazem parte da planície costeira quaternária propriamente dita” (SOUZA et al., 2008).

No entanto, na ecologia, botânica, zoologia e outras áreas, o termo popularizou-se com um conceito distinto, significando “as comunidades vegetais que recebem influência direta das águas do mar” (IBGE, 2012) ou a “vegetação da planície costeira estabelecida sobre solo arenoso” (AZEVEDO et al., 2014). A legislação ambiental também aplica um significado semelhante; a resolução 417/2009 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) chama de vegetação de restinga o:

conjunto de comunidades vegetais, distribuídas em mosaico, associado aos depósitos arenosos costeiros quaternários e aos ambientes rochosos litorâneos – também consideradas comunidades edáficas – por dependerem mais da natureza do solo do que do clima, encontradas nos ambientes de praias, cordões arenosos, dunas, depressões e transições para ambientes adjacentes, podendo apresentar, de acordo com a fitofisionomia predominante, estrato herbáceo, arbustivo e arbóreo, este último mais interiorizado.

Souza et al. (2008) fez uma revisão crítica e histórica dos diversos conceitos aplicados ao termo “restinga”, concluindo que os conceitos comumente utilizados para o termo “restinga” em nossa legislação ambiental (assim como em vasta literatura científica) não são adequados, recomendando que:

o termo não deve se referir aos ambientes de planície costeira (no que tange aos substratos geológicos ou às fitofisionomias) como vem acontecendo no Brasil, tanto nos dispositivos legais como nos meios acadêmicos não ligados às geociências.

Tendo feito essa ressalva, entretanto, por questões de praticidade e conveniência ao discutir a literatura, nós ainda utilizamos no presente texto o termo “restinga”, em virtude de ser esse o conceito ainda mais utilizado no meio herpetológico, e usamos de maneira intercambiável com o termo “vegetação de

planície

costeira”.

## 2.2 Área de estudo

### 2.2.1 Aspectos gerais

A Baía de Camamu, situada na região sul do estado da Bahia, nos municípios de Camamu, Igrapiúna e Maraú, é a terceira maior baía do litoral brasileiro e possui um complexo de estuários e um conjunto de ilhas ao longo de sua extensão (Figura 1). Na região da Baía de Camamu e da Península de Maraú existem duas áreas de proteção ambiental (APA): a APA estadual da Baía de Camamu, que engloba toda a baía e o seu entorno, e a APA municipal da Península de Maraú que engloba toda a península, recifes e algumas ilhas estuarinas, sendo, portanto, sobreposta à APA da Baía de Camamu. A área das APAs está inserida no Corredor Central da Mata Atlântica (BRASIL, 2006) e é considerada prioritária para conservação (INEMA, 2014). Nenhuma das duas APAs possui plano de manejo e pouco se conhece sobre a biodiversidade local. Apesar da existência das APAs, a biota da região sofre impacto de diversas atividades humanas, principalmente dos setores madeireiro, pesqueiro, turístico, imobiliário, agrícola e minerador (HYDROS, 2005).

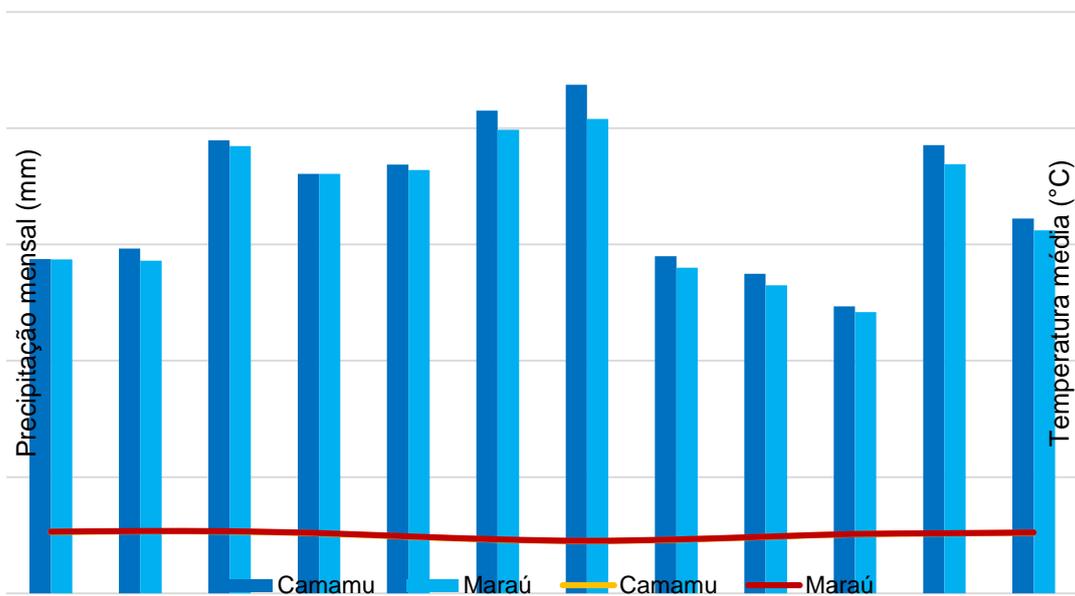
O clima nos municípios de Camamu e Maraú é predominantemente quente e úmido, sem estação seca bem definida, com precipitação acumulada anual em torno de 2000 mm e temperatura média em torno de 25 °C (Figura 2). Segundo a classificação de Köppen, é caracterizado como sendo do tipo Af (ALVARES et al., 2013; PEEL et al., 2007). A umidade relativa anual média na região gira entre 80% e 85% (INMET, 2009) e a altitude média nos municípios de Camamu e Maraú é de 127 m e 99 m, respectivamente (ALVARES et al., 2013).

Figura 1 – Localização da Baía de Camamu e das APAs da Baía de Camamu e da Península de Maraú, Bahia, Brasil



A vegetação na APA da Baía de Camamu é um mosaico de diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica. Nas planícies quaternárias do entorno da baía predominam vegetações com influência fluviomarina (manguezais) e marinha (restinga herbácea, arbustiva e arbórea e brejos de restinga) (Figura 3). Os manguezais margeiam os estuários e toda a borda interna da baía, recortando e entremeando as planícies um pouco mais elevadas, formando em alguns locais um verdadeiro mosaico de ilhas de restinga isoladas por uma matriz de manguezal. Ao longo da baía também ocorrem numerosos pequenos agregados de ilhas de mangue. Nas partes mais altas, ao sul e a oeste da baía, ocorrem fragmentos de Floresta Ombrófila Densa de variados tamanhos e estágios de sucessão, associados ao embasamento pré-cambriano e à superfície sedimentar cretácica (DOMINGUEZ; CORRÊA-GOMES, 2011; HYDROS, 2005).

Figura 2 – Temperatura média mensal (°C) e precipitação acumulada mensal (mm) nos municípios de Camamu e Maráu, Bahia, Brasil, médias do período de 1950 a 1990



Fonte: ALVARES et al. 2013.

Figura 3 – Tipos de vegetação amostrados nas áreas estudadas na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil. A: floresta de restinga; B: restinga arbustiva; C: lagoa temporária



Fonte: Dados da pesquisa.

As seguintes localidades na APA da Baía de Camamu foram foco do estudo:

- a) Península de Maraú: pertencente ao município de Maraú, estende-se por aproximadamente 37 km desde a base (sul) até a ponta (norte), fazendo a delimitação leste da Baía de Camamu (Figura 1, Figura 4, Figura 5). É englobada pela APA da Baía de Camamu e pela APA da Península de Maraú (Figura 1). A geomorfologia é principalmente de origem quaternária, mas possui alguns fragmentos de origem sedimentar cretácica (DOMINGUEZ; CORRÊA-GOMES, 2011) (Figura 6). Nas baixadas das planícies quaternárias abundam vegetação herbácea, principalmente *Cyperaceae*, que formam brejos temporários, extensas áreas alagáveis nos períodos de chuva. Entre esses campos, ocorrem vários fragmentos de restinga arbórea, maiores e mais contíguos ao sul, e gradualmente menores e mais fragmentados ao norte. Nas áreas dos cordões arenosos também ocorre restinga arbustiva (escrube) com agregados de bromélias terrestres.

O grande potencial turístico da Península, devido à suas belas praias, impulsiona uma crescente especulação imobiliária que tem levado à supressão das vegetações, inclusive de brejos temporários por drenagem ou aterramento. Extração ilegal de madeira também é recorrente nos fragmentos de floresta de restinga.

- b) Ilha Grande: pertencente ao município de Camamu e englobada pela APA da Baía de Camamu. Localizada bem no centro da baía (Figura 1, Figura 4, Figura 5), a Ilha Grande faz jus ao seu nome, sendo a maior ilha da Baía de Camamu, com uma área de aproximadamente 278 ha e cerca de 1500 habitantes. De origem predominantemente cretácica, a ilha possui uma das maiores jazidas de baritina do mundo (Figura 6), a qual foi minerada por mais de meio século, desde a década de 1940 até o final da década de 2000 (DOMINGUEZ; CORRÊA-GOMES, 2011; HYDROS, 2000). A atividade de mineração deixou um passivo ambiental, na forma de contaminação do lençol freático superficial e deflorestamento da parte oeste da ilha, onde situava-se a mina (~30 % da área da ilha) (HYDROS, 2000). Crateras remanescentes das explosões da atividade mineira tornaram-se lagoas permanentes, circundadas por vegetação arbórea secundária rica em cipós e pteridófitas, oriunda do processo de reflorestamento das minas. A vegetação, originalmente Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012) nos solos não-arenosos, encontra-se totalmente descaracterizada pela mineração. Nas partes mais baixas e planas, com aportes quaternários, encontra-se Floresta Baixa de Restinga e Floresta Alta Alagada de Restinga (AZEVEDO et al., 2014). A presença de bromélias terrestres é comum, em alguns lugares formando grandes agregados. Bromélias epífitas são pouco frequentes e, geralmente, de menor porte. Dendzeiros (*Elaeis* sp.) estão presentes em toda a ilha. Os fragmentos são entremeados por habitações, dendzeais e áreas abertas de brejos temporários com vegetação herbácea. Formações pioneiras com influência marinha, as típicas restingas herbácea e arbustiva são praticamente inexistentes na ilha. Estreitas faixas de manguezais podem ser vistas em algumas partes das margens da ilha, com fragmentos um pouco maiores nos extremos oeste e nordeste, mas que não correspondem a mais do que ~22 ha da área total da ilha.

- c) Ilha Pequena: também pertencente ao município de Camamu e englobada pela APA da Baía de Camamu (Figura 1, Figura 4, Figura 5). Está situada adjacente ao sul da Ilha Grande, com a qual compartilha a mesma origem geomorfológica (DOMINGUEZ; CORRÊA-GOMES, 2011) (Figura 6). As duas são separadas apenas por um estreito (~100 m) e raso (~2 m) canal (Figura 7). Possui área de aproximadamente 116 ha, sendo 32 ha de manguezal. Também foi palco de extração de baritina, anteriormente à Ilha Grande e algumas crateras de mineração permaneceram como lagoas permanentes. Moradores relatam que lagoas naturais foram soterradas pela atividade da mineradora. A vegetação, originalmente Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012), encontra-se em estágios iniciais de regeneração nas áreas mineradas, e nas demais áreas também é visível a alteração histórica para plantio de dendezeiros. Em alguns fragmentos menos alterados, podemos encontrar bromélias terrestres e epífitas, mas são bem menos abundantes do que na Ilha Grande e na Península, não ocorrendo grandes agregados. Pequenas bromélias epífitas também ocorrem em alguns manguezais. Vegetação de restinga herbácea, em conjunto com coqueiros (*Cocos nucifera*), ocorre apenas em uma pequena faixa de sedimento quaternário, na extremidade sudeste. A ilha é habitada por quatro ou cinco famílias de pescadores, não ultrapassando os 30 habitantes.
- d) Ilha da Formiga: pertencente ao município de Maraú e englobada pela APA da Baía de Camamu e pela APA da Península de Maraú (Figura 1, Figura 4, Figura 5), esta pequena ilha (16 ha) tem grande parte composta por manguezal (9,5 ha). Segundo o mapeamento de Martin et al. (1980) sua geomorfologia é de origem puramente quaternária, o que incorreria em uma idade de menos de 5000 anos (ver seção 2.2.2). Já de acordo com o mapeamento de Dominguez e Corrêa-Gomes (2011), ela tem origem parcialmente cretácica, com posteriores aportes de sedimentos quaternários, o que incorreria em uma idade superior a 5000 anos. A Ilha da Formiga possui apenas dois habitantes e uma área aberta com amplo coqueiral. Existem duas pequenas poças permanentes, margeadas por uma rala vegetação herbácea/arbustiva e alguns dendezeiros. Próximo às poças, uma extensa área coberta por vegetação herbácea e arbustiva é

periodicamente invadida pelas marés mais altas. Na ilha também há um pequeno fragmento de floresta baixa de restinga (AZEVEDO et al., 2014) adjacente a um manguezal, com abundância de bromélias terrestres e modesta camada de serapilheira pouco úmida.

- e) Ilha do Goió: pertencente ao município de Maraú e englobada pela APA da Baía de Camamu e pela APA da Península de Maraú (Figura 1, Figura 4, Figura 5). Esta ilha tem origem quaternária recente (Figura 6), com a última regressão marinha (ver seção 2.2.2). É a menor (8,9 ha) e mais baixa (elevação máxima ~5 m) ilha entre as estudadas. Mais da metade da sua área total é composta por manguezal (4,6 ha). A zona de terra firme é coberta por vegetação de restinga herbácea e arbustiva, com vários aglomerados de bromélias terrestres. A ilha possui três habitantes e um bar-restaurante que recebe turistas em passeio de barco, mas eles ficam restritos à praia da ponta norte da ilha. Os residentes possuem vários cães e um gato doméstico, o qual transita livremente pela ilha. A ilha do Goió dista apenas 150 m da ilha do Sapinho.
- f) Ilha do Sapinho: pertencente ao município de Maraú e englobada pela APA da Baía de Camamu e pela APA da Península de Maraú (Figura 1, Figura 4, Figura 5). Assim como Goió, essa ilha tem origem quaternária recente (Figura 6), com a última regressão marinha (ver seção 2.2.2). A ilha do Sapinho é um caso especial, pois seu isolamento ao leste se dá por um canal de manguezal, podendo ser classificada como ilha de baixo-contraste segundo Watson (2009). Essa matriz de menor contraste do que água pura salgada pode tornar mais fácil a dispersão de organismos, por exemplo, durante as marés baixas, embora espera-se que continue sendo relativamente intransponível para anfíbios, devido à salinidade. O povoado de Sapinho possui área de aproximadamente 10,9 ha, logicamente excluindo-se o manguezal, e é habitado por cerca de 50 famílias. As habitações ocupam boa parte da área da ilha, e a vegetação é composta por restinga herbácea e arbustiva (com presença de bromélias), um diminuto fragmento (0,5 ha) de restinga arbórea baixa, e árvores frutíferas plantadas pelos residentes. Duas pequenas poças permanentes existem na ilha.

Figura 4 – Imagem de satélite da Baía de Camamu e da porção norte da Península de Maraú, Bahia, Brasil. Os marcadores amarelos indicam pontos de coleta na península; os marcadores das demais cores indicam as ilhas amostradas

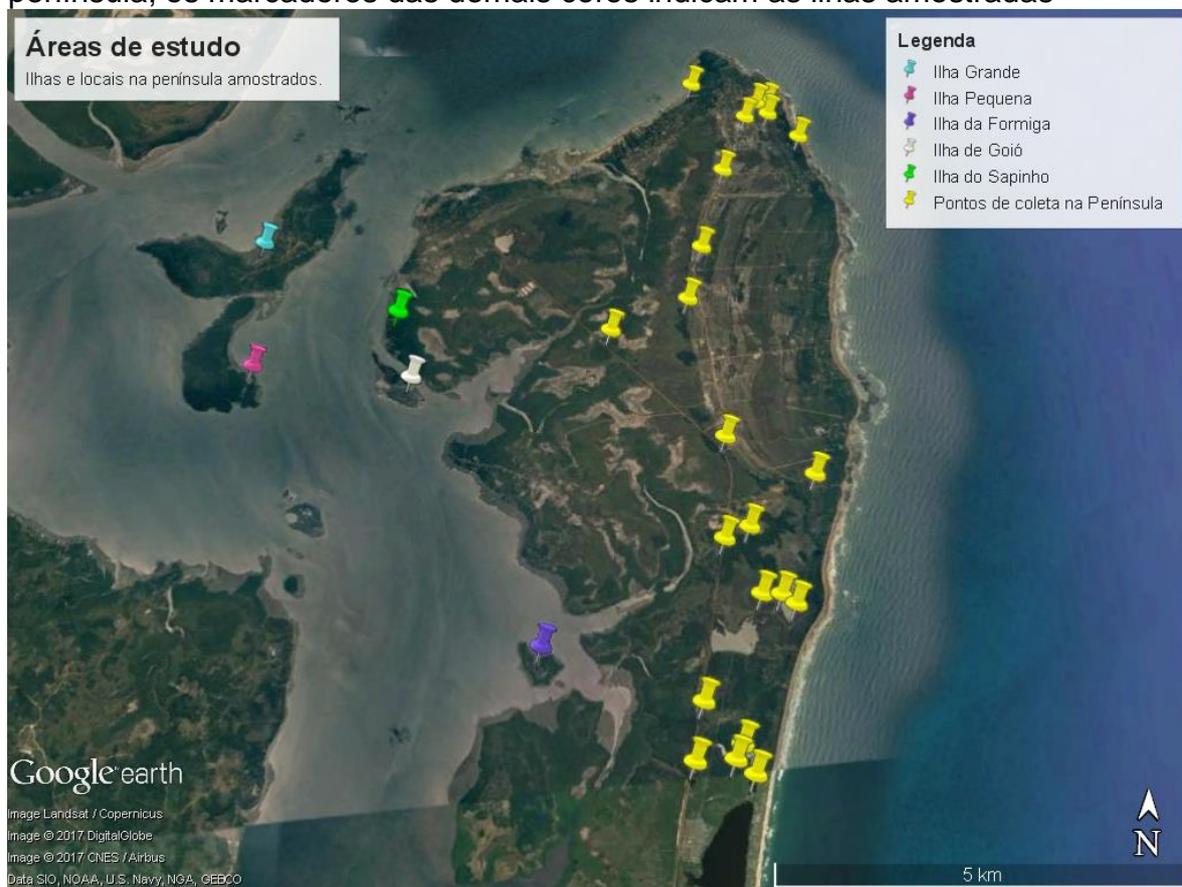
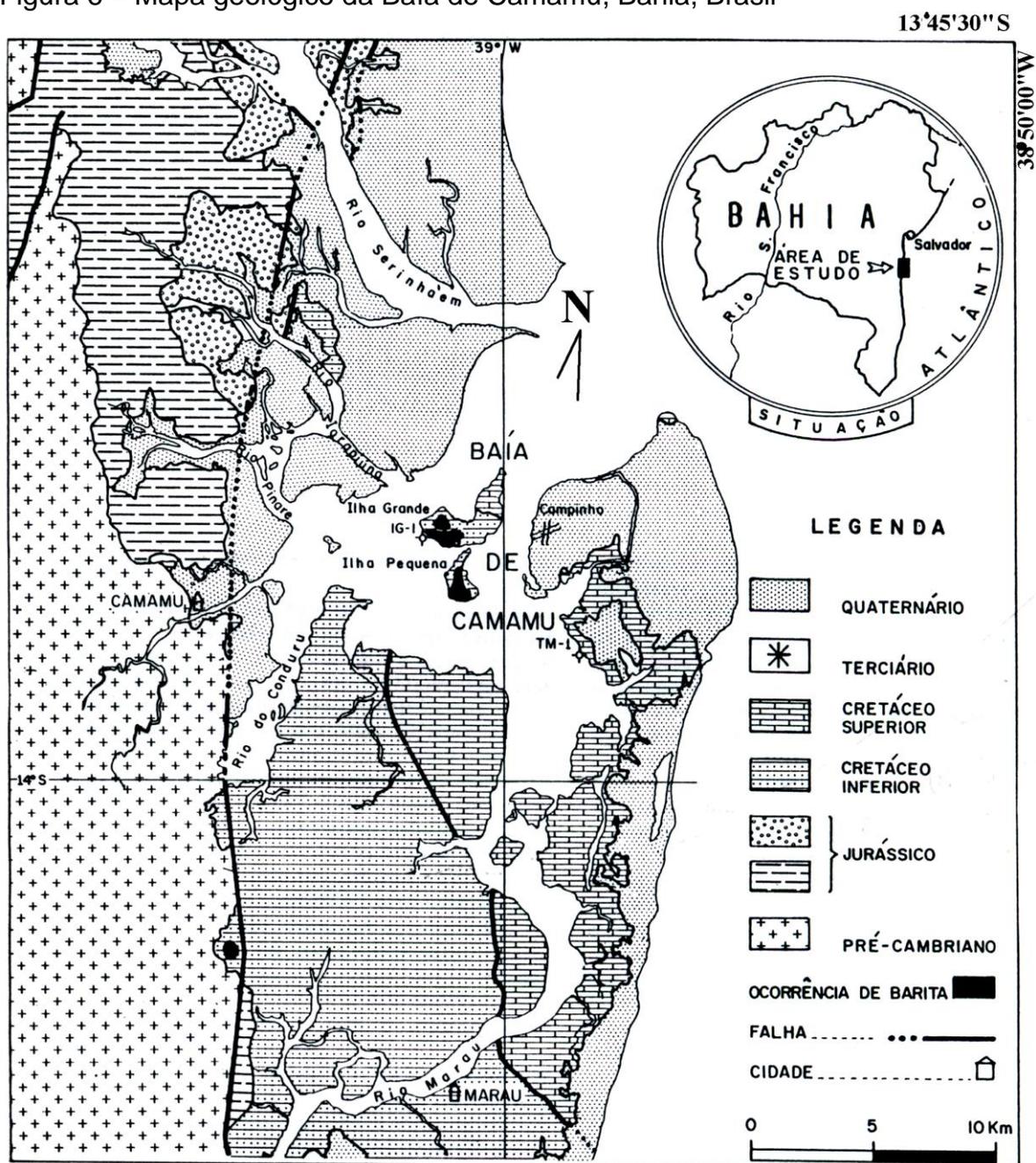


Figura 5 – Imagem de satélite da Península de Maraú e da Baía de Camamu, Bahia, Brasil. Os marcadores amarelos indicam pontos de coleta na península; os marcadores das demais cores indicam as ilhas amostradas: azul: Ilha Grande; rosa: Ilha Pequena; verde: Ilha do Sapinho; branco: Ilha do Goió; roxo: Ilha da Formiga

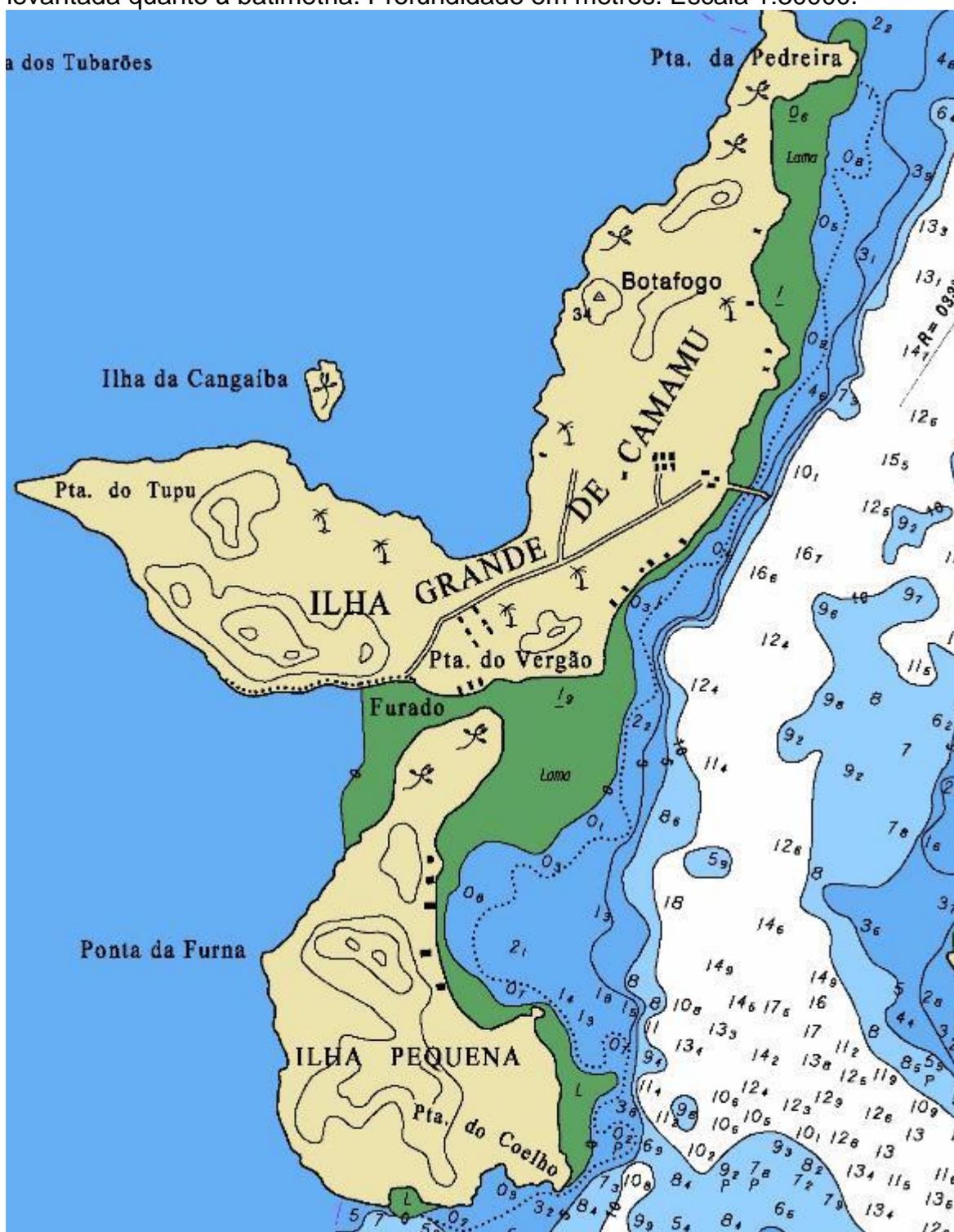


Figura 6 – Mapa geológico da Baía de Camamu, Bahia, Brasil



Fonte: HYDROS, 2000 segundo NETO et al., 1981

Figura 7 – Batimetria da porção à leste das ilhas Grande e Pequena de Camamu. Note o raso canal do Furado entre as duas ilhas. A área à esquerda das ilhas não foi levantada quanto à batimetria. Profundidade em metros. Escala 1:30000.



Fonte: Marinha do Brasil.

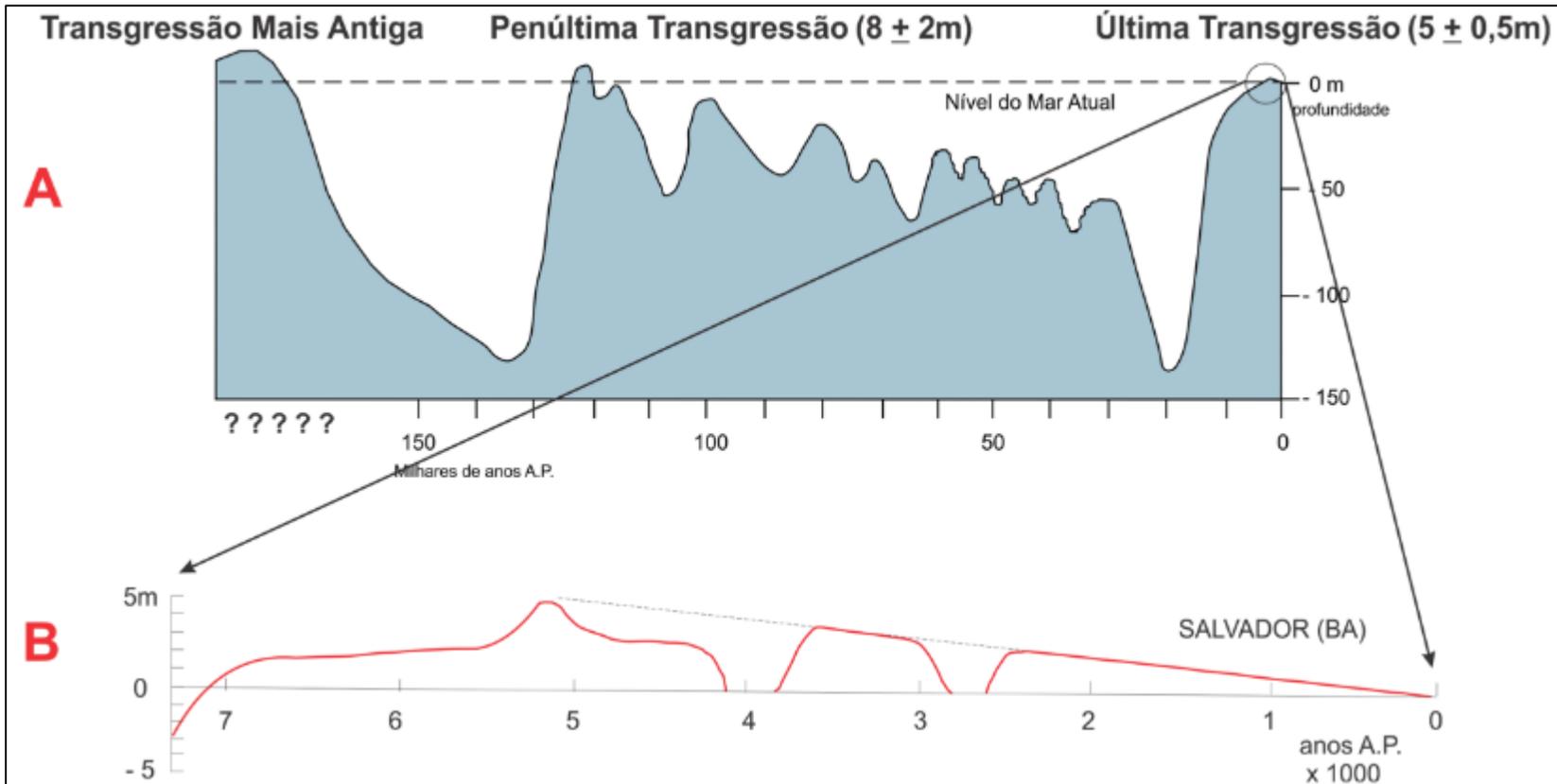
### 2.2.2 Histórico geológico

A formação da Baía de Camamu e da Península de Marará remete aos eventos de regressão e transgressão marinha ocorridos durante os últimos 150 mil anos (Figura 8), e é aqui descrita segundo Martin et al. (1980), Suguio et al. (1985) e Dominguez e Corrêa-Gomes (2011). No evento da Penúltima Transgressão, em torno de 120.000 anos atrás, o nível do mar situava-se cerca de oito metros acima do nível atual; neste momento, onde hoje é a Baía de Camamu e a Península de Marará havia apenas um conjunto de ilhas formadas por rochas sedimentares da Bacia de Camamu, entre as quais a Ilha Grande e a Ilha Pequena de Camamu, que já se encontravam isoladas do continente (**Erro! Fonte de referência não encontrada.A**). Em seguida, ocorreu deposição de terraços arenosos e os aportes sedimentares do Rio de Contas começaram a preencher os espaços entre as ilhas, iniciando a formação da Península de Marará (**Erro! Fonte de referência não encontrada.B****Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Com o evento da última glaciação, por volta de 16000 anos atrás, o nível do mar chegou a 140 m abaixo do nível atual, expondo a plataforma continental e conectando as ilhas e o continente (**Erro! Fonte de referência não encontrada.C**). A Mata Atlântica muito provavelmente se expandiu, cobrindo de florestas a plataforma continental exposta (LEITE et al., 2016). Em seguida, com o reaquecimento do clima e a retração das geleiras, o mar tornou a subir, marcando o evento da Última Transgressão que culminou cerca de 5100 anos atrás, com o nível do mar cerca de 5 m acima do atual, inundando as zonas baixas e formando a Baía de Camamu (**Erro! Fonte de referência não encontrada.D**). Nesse processo de elevação do mar, é possível que as ilhas Pequena e Grande tenham se isolado do continente entre 8 e 7,5 mil anos atrás, quando o nível do mar chegou a cerca de 5 m abaixo do atual, que equivale aproximadamente à profundidade máxima isolando essas ilhas do continente ao sul (Figura 10Figura 10).

Após essa transgressão, o nível do mar abaixou até o nível atual, formando depósitos de areias litorâneas regressivas (terraços marinhos holocênicos) que deram a forma atual da Península de Marará (Figura 11) e formaram as ilhas Sapinho, Goió e Formiga. Esse abaixamento recente, porém, não se deu de maneira regular. Ele foi interrompido por duas oscilações rápidas, uma entre 4200–3600 e outra entre 2900–2400 anos antes do presente, em que o nível do mar desceu até pouco abaixo do atual e subiu novamente (Figura 8). Esses dois eventos rápidos de abaixamento

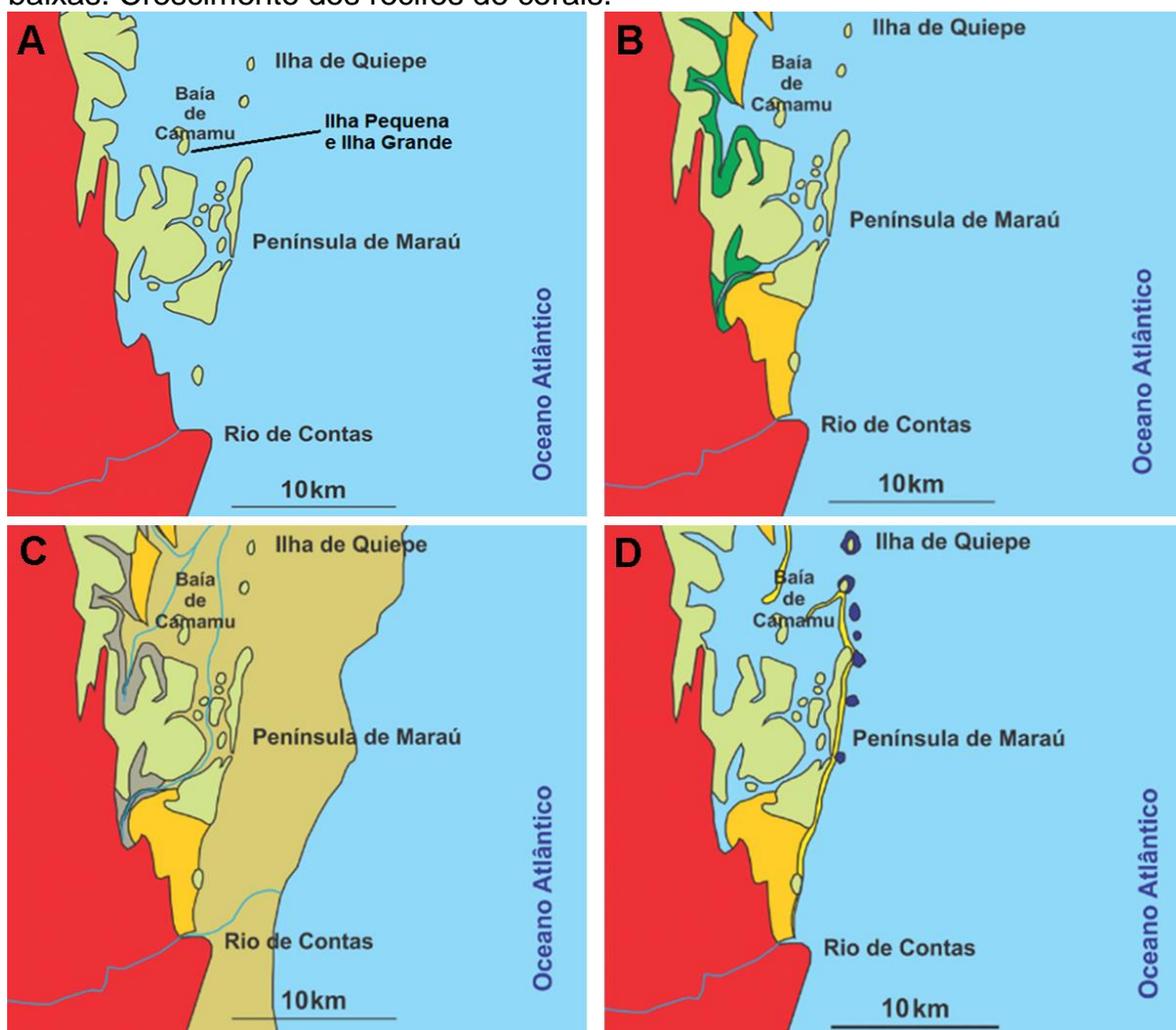
podem ter reconectado as ilhas Grande e Pequena entre si através do canal do Furado (Figura 7).

Figura 8 – A: curva esquemática da variação no nível relativo do mar na costa leste-nordeste do Brasil, nos últimos 150 mil anos; B: curva de variação do nível relativo do mar nos últimos sete mil anos, na região de Salvador, Bahia, Brasil



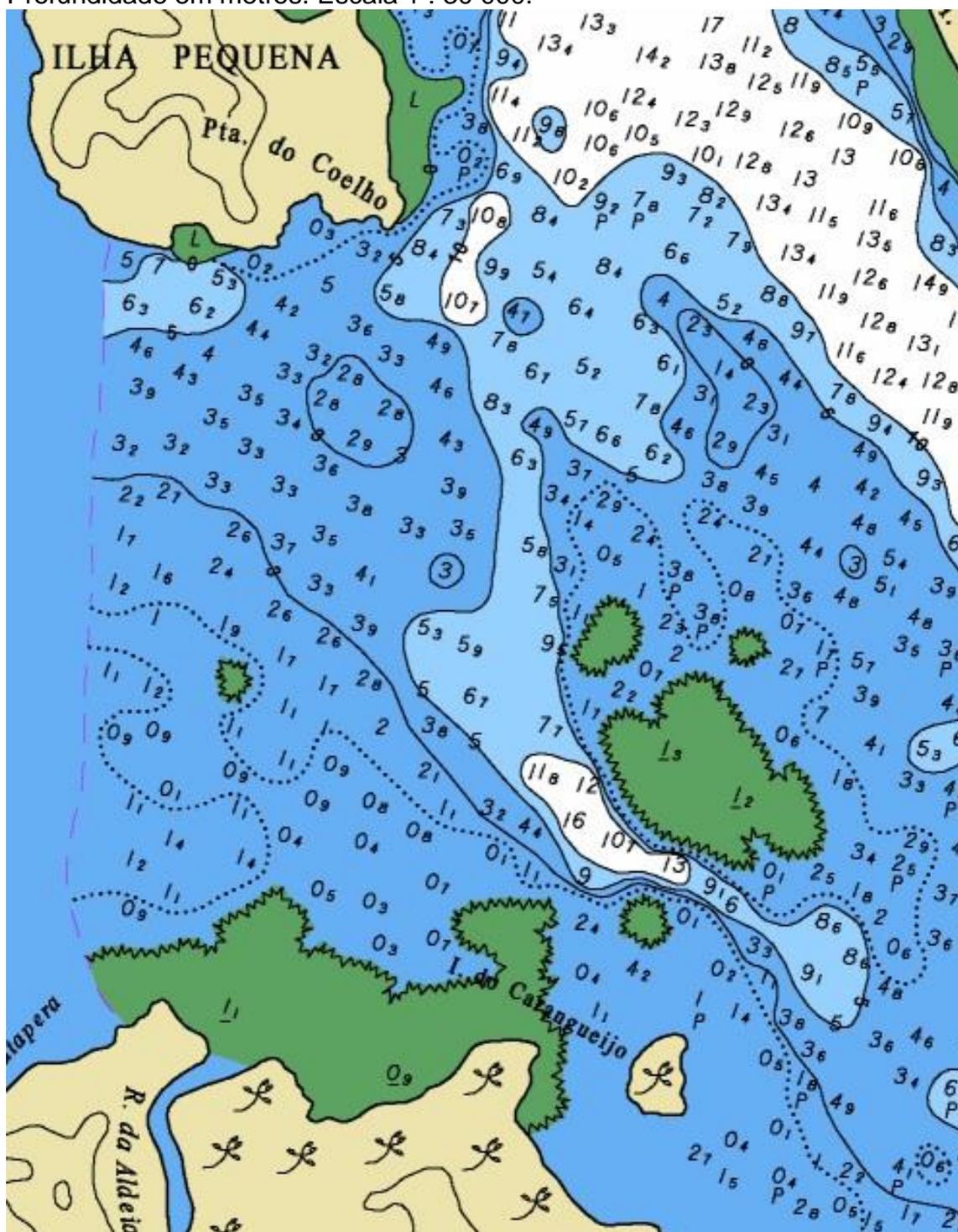
Fonte: Dominguez e Corrêa-Gomes, 2011.

Figura 9 – A: Máximo da Penúltima Transgressão. O mar invade as terras baixas, cerca de 120 mil anos atrás; B: Construção dos Terraços Marinheiros Pleistocênicos. Após 120 mil anos ocorre o avanço localizado da linha de costa e dos manguezais; C: Máximo Glacial. Há cerca de 16 mil anos o nível do mar abaixou aproximadamente 140 metros em relação ao nível atual, expondo a Plataforma Continental; D: Máximo da Última Transgressão. Há cerca de 5 mil anos o mar invade novamente as zonas baixas. Crescimento dos recifes de corais.



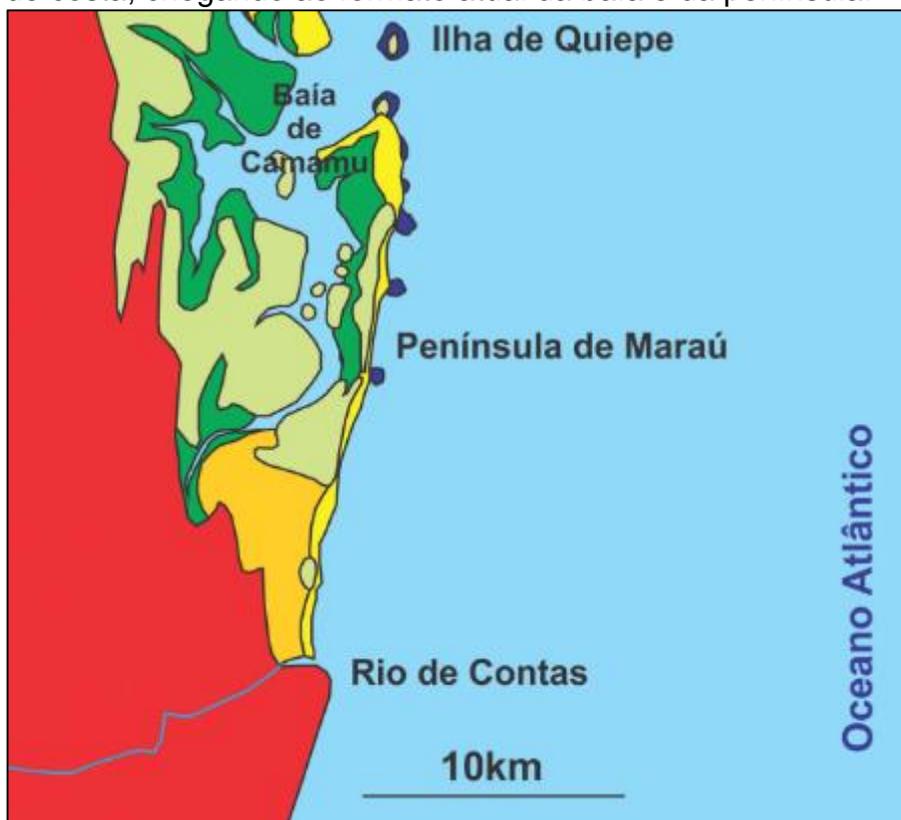
Fonte: Adaptado de Dominguez e Corrêa-Gomes, 2011

Figura 10 – Batimetria da área entre a Ilha Pequena e o continente ao sul. Profundidade em metros. Escala 1 : 30 000.



Fonte: Marinha do Brasil.

Figura 11 – Construção dos terraços marinhos holocênicos. O abaixamento do nível do mar de 5 mil anos atrás até o presente favoreceu a progradação da linha de costa, chegando ao formato atual da baía e da península.



Fonte: Adaptado de Dominguez e Corrêa-Gomes, 2011.

### 2.3 Coleta de dados

Para inventariar a riqueza e composição de anfíbios e répteis utilizamos o método de procura em sítio reprodutivo (SCOTT JUNIOR; WOODWARD 1994) e busca visual e acústica (RÖDEL; ERNST, 2004), realizadas por duas a quatro pessoas. As procuras ordinárias iniciavam com o crepúsculo (~18:00 h) e findavam entre 22:00 h e 00:00 h, em cada dia de campo, totalizando 359 horas de busca noturna (Tabela 1). Adicionalmente, fizemos buscas extraordinárias diurnas, com a finalidade de maximizar a amostragem, em especial de répteis, totalizando 117 horas de busca diurna (Tabela 1). Estas foram realizadas não-sistematicamente entre as 08:00 h e as 18:00 h. Realizamos as expedições a campo entre os meses de maio de 2016 e novembro de 2017, com duração de um a quatro dias em cada área, totalizando 64 dias de campo e 476 horas-pessoa de procura (Tabela 1). Devido à

desigualdade de tamanho entre as áreas de estudo, nós distribuimos o esforço de amostragem também de maneira desigual, com o intuito de otimizar os recursos. Por serem muito pequenas, as ilhas Goió, Formiga e Sapinho foram visitadas apenas um ou dois dias em cada expedição. As ilhas Grande e Pequena e a Península foram visitadas de um a quatro dias por expedição. Enquanto nas ilhas percorremos tudo a pé, na Península, deslocamo-nos de carro entre os pontos de coleta, os quais distavam até 12 km entre si (com exceção dos pontos no extremo sul, que distam mais de 25 km dos demais). Para verificar a salinidade dos corpos d'água próximos do mar, o que poderia influenciar na presença ou ausência de anfíbios, nós utilizamos um refratômetro portátil Instrutherm RTS-28.

Tabela 1 – Meses em que foram realizadas as expedições de campo, a quantidade de dias, e o esforço de busca em horas-pessoa, em cada área estudada.

		IGo	IF	IS	IG	IP	PM	Total	
Meses com expedição	2016	Mai			X			X	
		Ago	X	X	X	X	X	X	X
		Out						X	X
		Nov	X	X	X	X	X	X	X
		Fev						X	X
	2017	Mar	X	X	X	X	X	X	X
		Mai	X	X	X	X	X		X
		Jun				X		X	X
		Jul						X	X
		Nov				X	X		X
		Meses por área	4	4	5	6	5	7	10
Dias de campo	4	4	8	18	17	13	64		
Horas-pessoa	Diurna (<18h)	8	4	1	32	59	13	117	
	Noturna (>18h)	3	10	18	132	109	87	359	
	Total	11	14	19	165	168	100	476	

Fonte: Dados da pesquisa.

Legenda: IGo: Ilha do Goió; IF: Ilha da Formiga; IS: Ilha do Sapinho; IG: Ilha Grande; IP: Ilha Pequena; PM: Península de Maraú.

Ao menos um indivíduo de cada espécie foi coletado como *voucher* para ser depositado na coleção zoológica da UESC (MZUESC) (licença de coleta número 8060-1, ICMBio). Para compor a lista de espécies de cada localidade, também incluímos encontros ocasionais, coletas e registros fotográficos por terceiros, registros

de expedições anteriores, dados da literatura e de coleções zoológicas (UESC, UFBA, UFRJ).

Para classificar as espécies quanto ao seu estado de conservação, utilizamos três listas de avaliação: a lista internacional organizada pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2017), a lista nacional organizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (2014) e a lista estadual organizada pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado da Bahia (SEMA) (2017). A nomenclatura das espécies segue Costa e Bérnils (2015) para répteis (apenas até o nível de espécie) e Frost (2018) e Duellman, Marion e Hedges (2016) para anfíbios.

## 2.4 Análise de dados

Para avaliar o grau de completude do inventário, estimar a riqueza não amostrada e comparar a riqueza das áreas, utilizamos análises de rarefação e extrapolação (CHAO; CHIU, 2016; COLWELL et al., 2012), por meio do software iNEXT Online (CHAO et al., 2016), e o estimador de riqueza não-paramétrico iChao (CHAO; CHIU, 2016), através do software SpadeR Online (CHAO et al., 2015). Utilizamos os dados de riqueza de anfíbios e répteis em conjunto e apenas os dados obtidos nas buscas de campo, os dados de coleções, terceiros e encontros ocasionais não foram incluídos nas análises. Em ambos os casos, utilizamos dados de contagem de indivíduos com reposição (i.e. assumimos que o mesmo indivíduo pode ter sido contado mais de uma vez), intervalos de confiança de 95% e 100 bootstraps.

Para investigar a relação entre riqueza de espécies e características das ilhas, nós elencamos as seguintes variáveis das ilhas: número de microhabitats disponíveis, área, grau de isolamento e altitude máxima. Com base nas observações de campo, elencamos a presença ou ausência de nove tipos de microhabitats encontrados nas áreas (Tabela 2) que servem para reprodução, abrigo ou forrageamento por anfíbios e répteis. A área das ilhas, em hectares, foi determinada através da ferramenta de medição do software Google Earth®, excluindo da medição as partes periféricas cobertas exclusivamente por manguezal, ou seja, as partes que ficam submersas durante as marés cheias diárias. Como as ilhas estão situadas dentro de uma baía, envoltas por terras continentais e insulares, uma medida de distância em uma única direção não seria lógica para medir o seu grau de isolamento. Portanto, utilizamos a

média das distâncias (em km), de quatro direções (norte, sul, leste, oeste), até a margem mais próxima do continente ou de alguma ilha mais rica ou com composição diferente. Para isso utilizamos novamente a ferramenta de medição do software Google Earth®. A altitude máxima aproximada foi determinada através da ferramenta de perfil altimétrico disponível no website HeyWhatsThat ([www.heywhatsthat.com](http://www.heywhatsthat.com)) (Figura 12). Os atributos das ilhas estão elencados na Tabela 3.

Através do software PAST 3.15 (HAMMER et al., 2001) nós realizamos inicialmente uma análise de correlação de Pearson entre as variáveis, para identificar quais possíveis variáveis explicativas estariam correlacionadas com a variável resposta, e quais estariam correlacionadas entre si. Apenas as variáveis correlacionadas com a riqueza foram selecionadas para uma análise de regressão. Em seguida, utilizamos a ferramenta de ajustamento de curvas do software BIOESTAT 5.3 (AYRES et al., 2007) para encontrar o melhor modelo de regressão da riqueza de espécies em função da(s) variável(is) correlacionada(s). Para todos os testes, utilizamos  $\alpha = 0,05$ .

Tabela 2 – Classes de microhabitats (modificado de Bittencourt-Silva e Silva, 2014) elencados nas cinco ilhas estudadas na Baía de Camamu, Bahia.

	Ilha de Goió	Ilha da Formiga	Ilha do Sapinho	Ilha Pequena	Ilha Grande
Bromélias em área florestada			X	X	X
Serapilheira em área florestada			X	X	X
Poça permanente em área florestada				X	X
Poça temporária em área florestada				X	X
Dossel				X	X
Bromélias em área aberta	X	X	X		X
Serapilheira em área aberta	X	X	X	X	X
Poça permanente em área aberta	X	X	X	X	X
Poça temporária em área aberta		X		X	X
Soma	3	6	4	8	9

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 3 – Características das ilhas usadas nos testes de correlação e regressão com a riqueza de espécies.

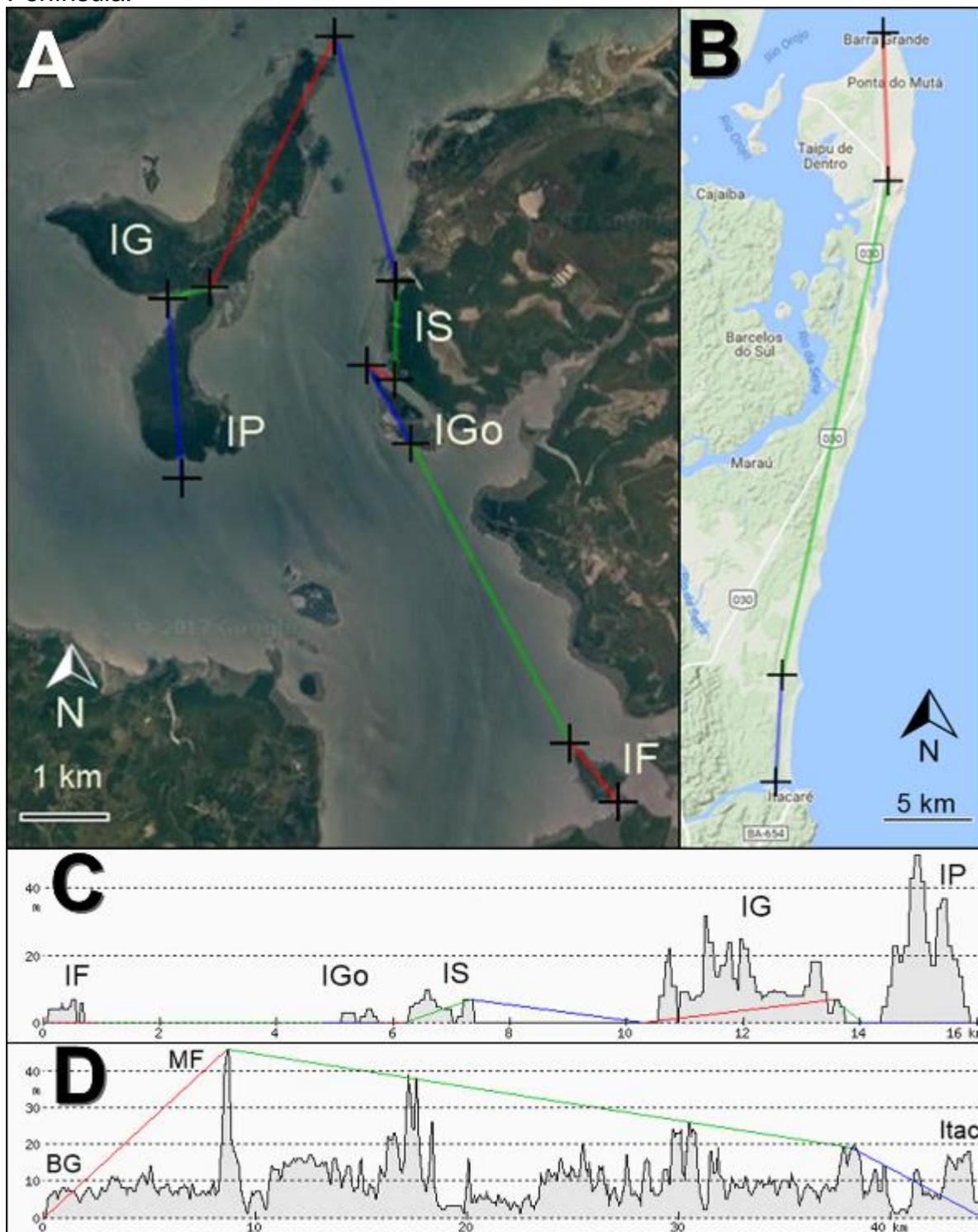
	Área (ha)	Elev. máxima (m)	Dist. média (km)	N habitats
Ilha do Goió	4.34	5	1.745	3

Ilha da Formiga	6.49	7	1.3675	6
Ilha do Sapinho	10.9	7	1.0875	4
Ilha Pequena	84.3	53	2.95	8
Ilha Grande	256.27	34	2.355	9

Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 12 – Perfis altimétricos das áreas de estudo: A: traçado do perfil altimétrico das ilhas na Baía de Camamu; B: traçado do perfil altimétrico da Península

de Marau; C: perfil altimétrico das ilhas Baía de Camamu; D: perfil altimétrico da Península.



Fonte: [www.heywhatsthat.com](http://www.heywhatsthat.com)

Legenda: BG: Barra Grande; IF: Ilha da Formiga; IG: Ilha Grande; IGo: Ilha do Goiό; IP: Ilha Pequena; Itac: Itacaré; MF: Morro do Farol.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Riqueza e composição de espécies

Durante os trabalhos de campo, registramos 40 espécies nas áreas de estudo, sendo 25 espécies de anfíbios e 15 de répteis (Tabela 4, Figura 13, Figura 14, Figura 15, Figura 16). Os registros de literatura, de terceiros e de coleções, representaram um acréscimo de 20% na riqueza de anfíbios e de 53% na riqueza de répteis, chegando então a 53 espécies, sendo 30 de anfíbios e 23 de répteis (Tabela 4, Figura 16). Os registros oriundos das fontes supracitadas representaram uma parcela significativa (22%) da riqueza geral, e particularmente da riqueza da Península de Maraú, à qual contribuíram para 33% da riqueza levantada (Figura 17). Em termos de riqueza supra-específica, a ordem Squamata foi a mais representativa, com 10 famílias (sete de lagartos e três de serpentes), seguida por Anura, com sete famílias (Figura 18). Os anfíbios corresponderam à maior parte (56%) da riqueza geral, e à maior parte (67%) da riqueza da Península (Figura 16, Figura 17). Por outro lado, nas ilhas, os anfíbios foram menos representativos do que os répteis, indo de 0% a 46% do total de espécies, da menor para a maior ilha (Figura 16, Figura 17). Este padrão foge um pouco do comumente encontrado em levantamentos de herpetofauna na Mata Atlântica, em que geralmente a riqueza de anfíbios supera a de répteis (e.g. CICCHI et al., 2009; DIAS; MIRA-MENDES; SOLÉ, 2014; FEIO; CARAMASCHI, 2002; MOURA et al., 2012). Uma possível explicação para esse padrão encontrado nas ilhas reside justamente nas diferenças ecofisiológicas entre os dois grupos: os anfíbios, por serem mais sensíveis à dessecação e ao desequilíbrio osmótico, teriam maior dificuldade para colonizar e manter populações viáveis nas ilhas do que os répteis. Portanto, uma maior taxa de extinção e menor taxa de imigração incorreria, finalmente, em uma menor riqueza.

A maior parte das espécies registradas nas ilhas também foram registradas na península, com exceção de duas espécies de anfíbios (*Dendropsophus haddadi* e *Siphonops annulatus*) e nove espécies de répteis (*Acanthochelys radiolata*, *Erythrolamprus miliaris*, *Leptophis ahaetulla*, *Norops fuscoauratus*, *Norops ortonii*, *Oxyrhopus petolarius*, *Phylodryas olfersii* e *Rhinoclemmys punctularia*) (Tabela 4). Provavelmente isso se deu por artefato da amostragem, já que as referidas espécies não são endêmicas das ilhas, possuem ampla distribuição e podem ser encontradas em outras áreas no continente próximas à península (e.g. ARGÔLO, 2004; MIRA-

MENDES et al., in press), além de que os mesmos tipos de habitat em que foram encontradas nas ilhas também ocorrem na península.

As espécies mais frequentes, que ocorreram no maior número de áreas, foram *Hemidactylus mabouia* e *Tropidurus torquatus*, presentes em todas as seis áreas, seguidos por *Phyllopezus lutzae*, em cinco áreas, *Leptodactylus* gr. *latrans*, em quatro áreas, e *Dendropsophus minutus* e *Pristimantis paulodutraei*, em três áreas (Tabela 4). À exceção de *P. lutzae*, todas essas espécies apresentam hábitos generalistas e ampla distribuição geográfica, sendo comumente encontradas em áreas abertas e/ou perturbadas.

Quatro anfíbios e um lagarto não puderam ser identificados ao nível específico (Tabela 4). O lagarto foi visto no solo, em meio à vegetação herbácea/arbustiva próximo de uma lagoa permanente, na Ilha Pequena. Foi possível identificar como sendo da família Mabuyidae e, pode se tratar de *Brasiliscincus agilis* ou *Psychosaura macrorhyncha*, espécies presentes na Península (DIAS; ROCHA, 2014; Tabela 4). O *Leptodactylus* gr. *latrans* pode se tratar de *L. macrosternum* ou *L. latrans*, mas a diagnose entre essas duas espécies não é clara e sua taxonomia ainda não está bem resolvida, possivelmente tratando-se de um complexo (SÁ et al., 2014). *Adenomera* sp. está em processo de revisão e pode se tratar de uma espécie nova (Cassini, com. pess.). O gênero *Scinax* é de taxonomia complicada, frequentemente com espécies de difícil identificação ou ainda crípticas. *Scinax* cf. *similis* assemelha-se morfológica e acusticamente a *Scinax similis*, mas esta é atualmente considerada restrita do Rio de Janeiro ao Espírito Santo (RÖDDER; GUARNIREI; TEIXEIRA, 2006). Caso confirmada a identificação, tratar-se-á de extensão de distribuição de mais de 600 km ao norte. *Scinax* sp. trata-se provavelmente de uma espécie nova, aparentemente bem distribuída no sul da Bahia, onde tem sido referida às vezes como *Scinax* cf. *x-signatus* ou *Scinax x-signatus* (Dias, I.; Mira-Mendes, C.V.; informação verbal). Ocorre tanto na Península de Maraú quanto na Ilha Grande e na Ilha Pequena, mostrando-se bem abundante nesta última. Ocorre também no continente à oeste da Baía de Camamu, na Reserva Ecológica da Michelin (MIRA-MENDES et al., in press). Foi encontrada próxima a corpos d'água tanto no interior quanto na borda da floresta, mas nunca em área totalmente aberta. Tal como é comum no gênero (HADDAD; PRADO, 2005), deposita os ovos em corpos d'água lênticos, permanentes ou temporários, onde os girinos exotróficos se desenvolvem.

Tabela 4 – Anfíbios e répteis inventariados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil

Táxon	Registros por área						Freq.
	GO	FO	SA	IP	IG	PM	
Amphibia							
Anura							
Aromobatidae							
<i>Allobates offersioides</i> (Lutz, 1925)						X	1
Bufonidae							
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)						X <sup>1,2</sup>	1
Craugastoridae							
<i>Pristimantis paulodutra</i> (Bokermann, 1975)				X	X	X	3
Hylidae							
<i>Aparasphenodon arapapa</i> Pimenta, Napoli, e Haddad, 2009						X <sup>1</sup>	1
<i>Aparasphenodon brunoi</i> Miranda-Ribeiro, 1920						X	1
<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)						X <sup>2</sup>	1
<i>Boana raniceps</i> Cope, 1862						X	1
<i>Boana semilineata</i> (Spix, 1824)						X <sup>2</sup>	1
<i>Dendropsophus branneri</i> (Cochran, 1948)					X	X	2
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)						X	1
<i>Dendropsophus haddadi</i> (Bastos e Pombal, 1996)					X		1
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)		X		X		X	3
<i>Dendropsophus oliveirai</i> (Bokermann, 1963)						X	1
<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril e Bibron, 1841)						X <sup>3</sup>	1
<i>Ololygon melanodactyla</i> Lourenço, Luna e Pombal, 2014					X	X	2
<i>Phyllodytes melanomystax</i> Caramaschi, Da Silva e Britto-Pereira, 1992						X	1
<i>Phyllodytes praeceptor</i> Orrico, Dias e Marciano, 2018						X	1
<i>Scinax cretatus</i> Nunes e Pombal, 2011			X			X	2
<i>Scinax eurydice</i> (Bokermann, 1968)					X	X	2
<i>Scinax</i> sp.				X	X	X	3
<i>Scinax</i> cf. <i>similis</i>					X	X	2
<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)					X	X	2
Leptodactylidae							
<i>Adenomera</i> sp.						X	1
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)						X*	1
<i>Leptodactylus</i> gr. <i>latrans</i>			X	X	X	X	4
<i>Physalaemus albifrons</i> (Spix, 1824)						X	1
<i>Physalaemus camacan</i> Pimenta, Cruz e Silvano, 2005					X	X	2

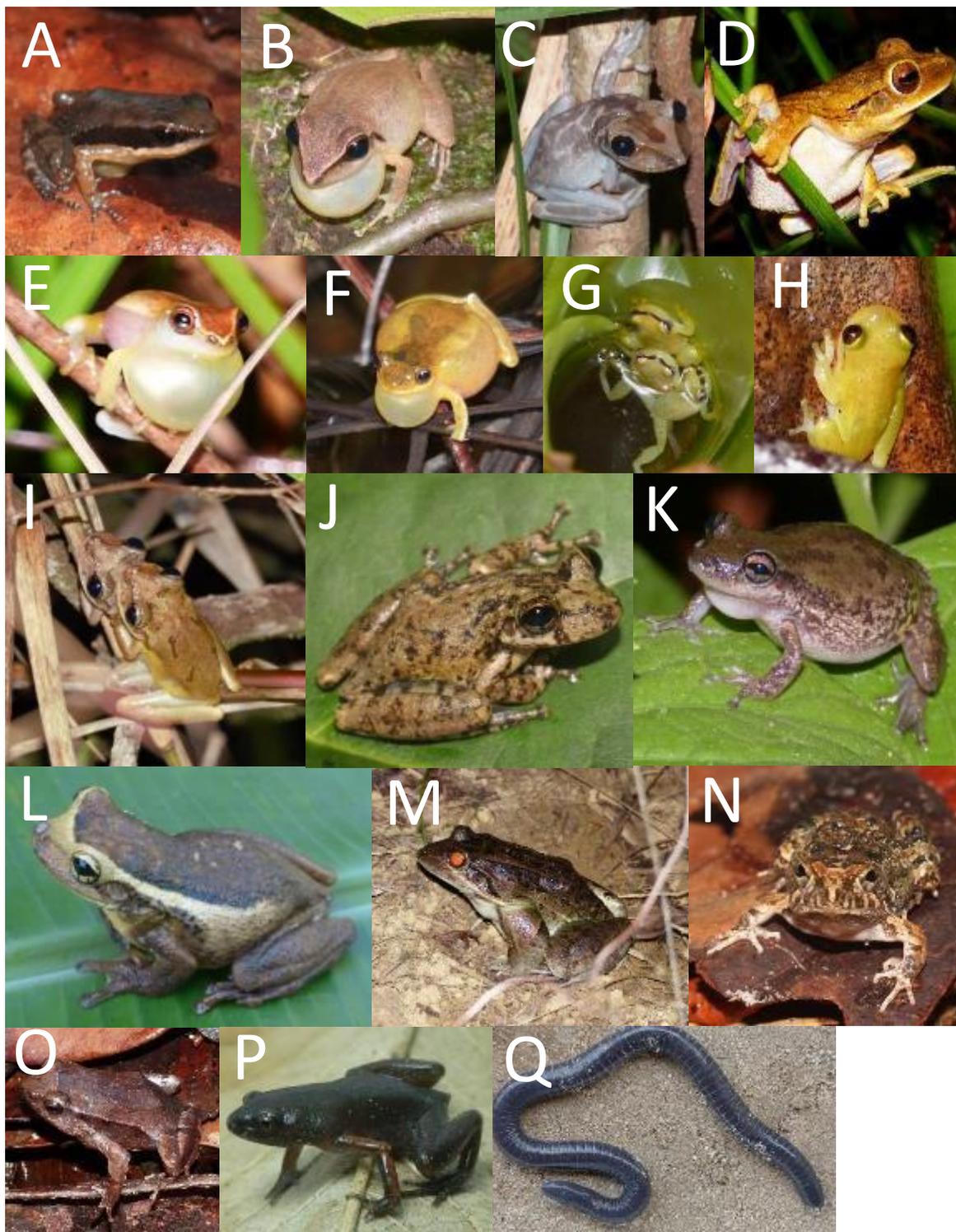
Microhylidae							
<i>Chiasmocleis cordeiroi</i> Caramaschi e Pimenta, 2003					X	X	2
Phyllomedusidae							
<i>Phyllomedusa bahiana</i> Lutz, 1925						X	1
Gymnophiona							
Siphonopidae							
<i>Siphonops annulatus</i> (Mikan, 1820)				X	X		2
Riqueza total de anfíbios	0	1	2	5	12	28	30
Reptilia							
Squamata ("lagartos")							
Dactyloidae							
<i>Norops fuscoauratus</i> (D'Orbigny, 1837)						X	1
<i>Norops ortonii</i> (Cope, 1868)						X	1
Gekkonidae							
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau De Jonnés, 1818)	X	X	X	X	X	X	6
Mabuyidae							
<i>Brasiliscincus agilis</i> (Raddi, 1823)						X <sup>4</sup>	1
<i>Psychosaura macrorhyncha</i> (Hoge, 1946)						X <sup>4</sup>	1
Mabuyidae				X			1
Phyllodactylidae							
<i>Gymnodactylus darwinii</i> (Gray, 1845)				X	X	X	3
<i>Phyllopezus lutzae</i> (Loveridge, 1941)		X	X	X	X	X	5
Sphaerodactylidae							
<i>Coleodactylus meridionalis</i> (Boulenger, 1888)				X	X	X	3
Teiidae							
<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)						X <sup>4</sup>	1
<i>Ameivula nativo</i> (Rocha, Bergallo & Peccinini-Seale, 1997)					X <sup>5</sup>	X <sup>4</sup>	2
<i>Kentropyx calcarata</i> Spix, 1825						X <sup>4</sup>	1
Tropiduridae							
<i>Tropidurus torquatus</i>	X	X	X	X	X	X	6
Squamata ("serpentes")							
Boidae							
<i>Boa constrictor</i> Linnaeus, 1758			X		X	X <sup>†</sup>	3
<i>Eunectes murinus</i> (Linnaeus, 1758)						X <sup>‡</sup>	1
Colubridae							
<i>Chironius bicarinatus</i> (Wied-Neuwied, 1820)						X <sup>4</sup>	1
<i>Leptophis ahaetulla</i> (Linnaeus, 1758)				X			1
<i>Tantilla melanocephala</i> (Linnaeus, 1758)						X <sup>4</sup>	1
Dipsadidae							
<i>Erythrolamprus miliaris</i> (Linnaeus, 1758)				X*	X		2

<i>Oxyrhopus petolarius</i> (Linnaeus, 1758)					X		1
<i>Philodryas offersii</i> (Lichtenstein, 1823)					X		1
Testudines							
Cryptodira							
Geoemydidae							
<i>Rhinoclemmys punctularia</i> (Daudin, 1801)					X		1
Pleurodira							
Chelidae							
<i>Acanthochelys radiolata</i> (Mikan, 1820)				X	X		2
Riqueza total de répteis	2	3	4	9	14	14	23
Riqueza total anfíbios e répteis	2	4	6	14	26	42	53

Fonte: Dados da pesquisa e: <sup>1</sup>Canellas, M. dados não publicados; <sup>2</sup>Franco, J. et al. *in prep*; <sup>3</sup>MZUFBA; <sup>4</sup>Dias e Rocha (2014); <sup>5</sup>MNRJ.

Legenda: Freq.: número de áreas onde ocorreu; GO: Ilha de Goi6; FO: Ilha da Formiga; SA: Ilha do Sapinho; IP: Ilha Pequena; IG: Ilha Grande; PM: Península de Maraú; †: registrada em uma expedição de campo anterior ao presente trabalho; ‡: registro fotogr6fico por moradores locais; \*: sem foto e sem voucher.

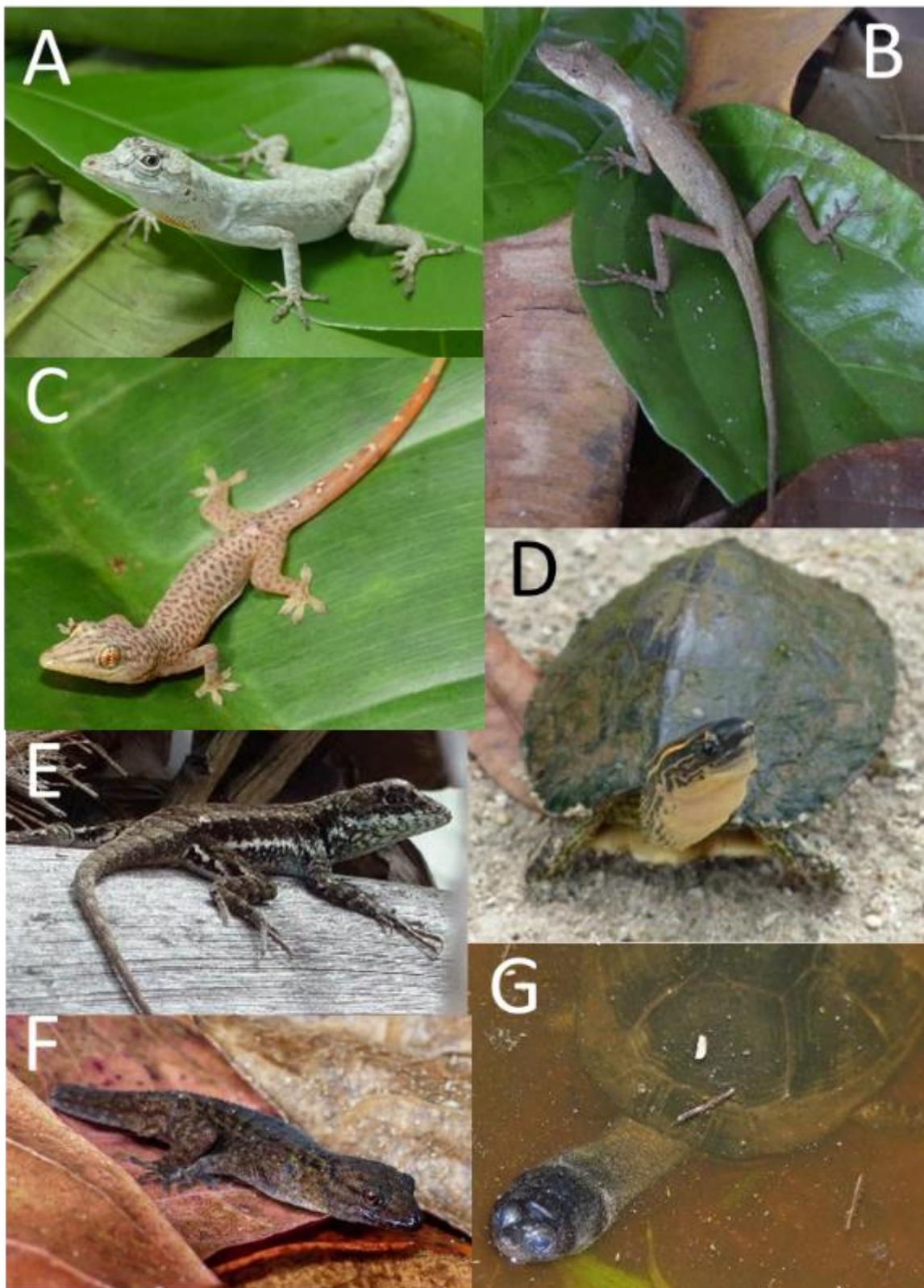
Figura 13 – Anfíbios registrados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil



Fonte: Dados da pesquisa.

Legenda: A) *Allobates offersioides*; B) *Pristimantis paulodutraei*; C) *Aparasphenodon brunoi*; D) *Boana raniceps*; E) *Dendropsophus branneri*; F) *Dendropsophus minutus*; G) *Phyllodytes melanomystax*; H) *Phyllodytes praeceptor.*; I) *Scinax eurydice*; J) *Scinax* sp.; K) *Scinax* cf. *similis*; L) *Trachycephalus mesophaeus*; M) *Leptodactylus* gr. *latrans*; N) *Physalaemus albifrons*; O) *Physalaemus camacan*; P) *Chiasmocleis cordeiroi*; e Q) *Siphonops annulatus*.

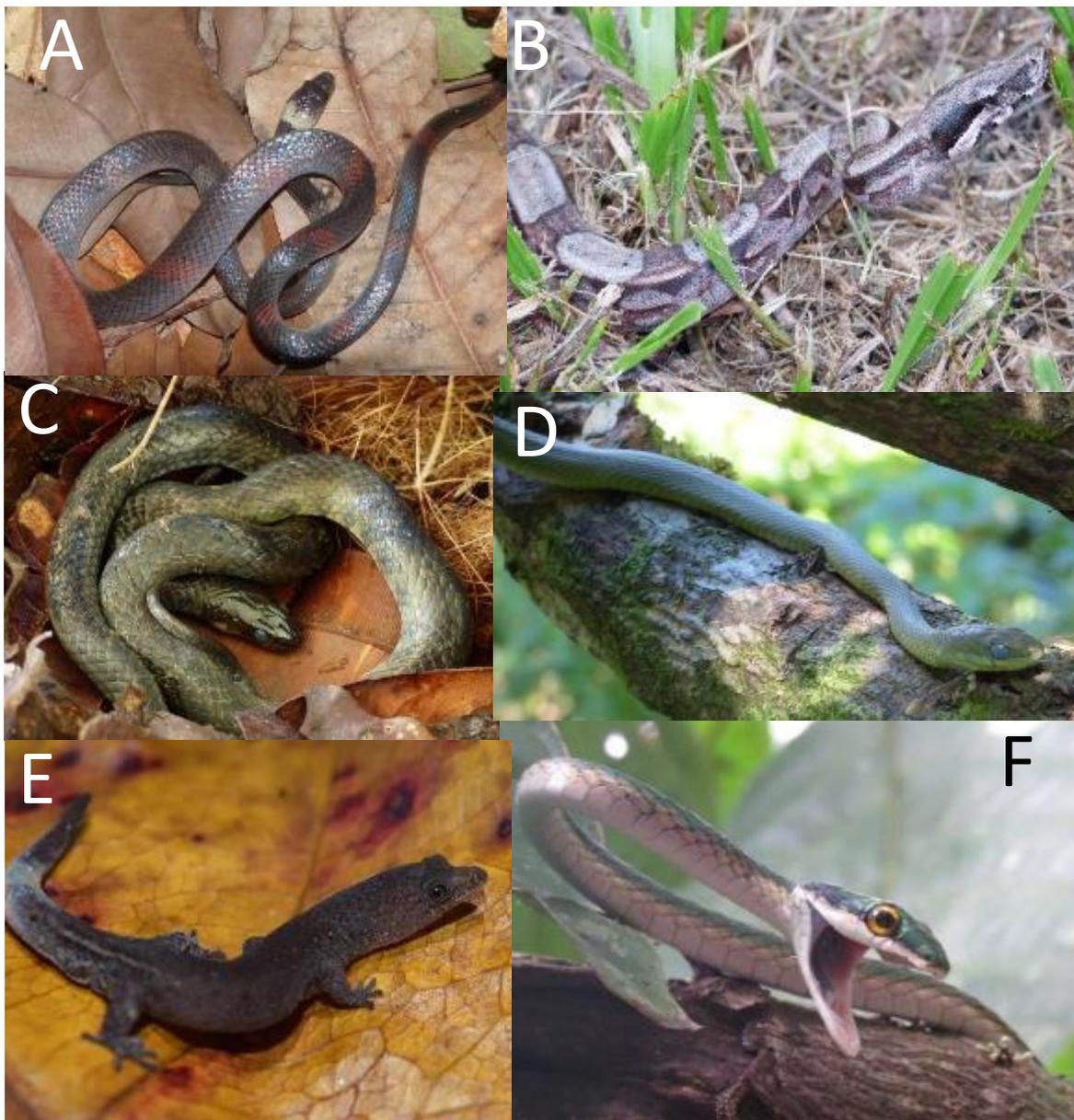
Figura 14 – Répteis registrados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil



Fonte: Dados da pesquisa.

Legenda: A) *Norops ortonii*; B) *Norops auratus*; C) *Phyllopezus lutzae*; D) *Rhinoclemmys punctularia*; E) *Tropidurus torquatus*; F) *Gymnodactylus darwini*; G) *Acanthochelys radiolata*

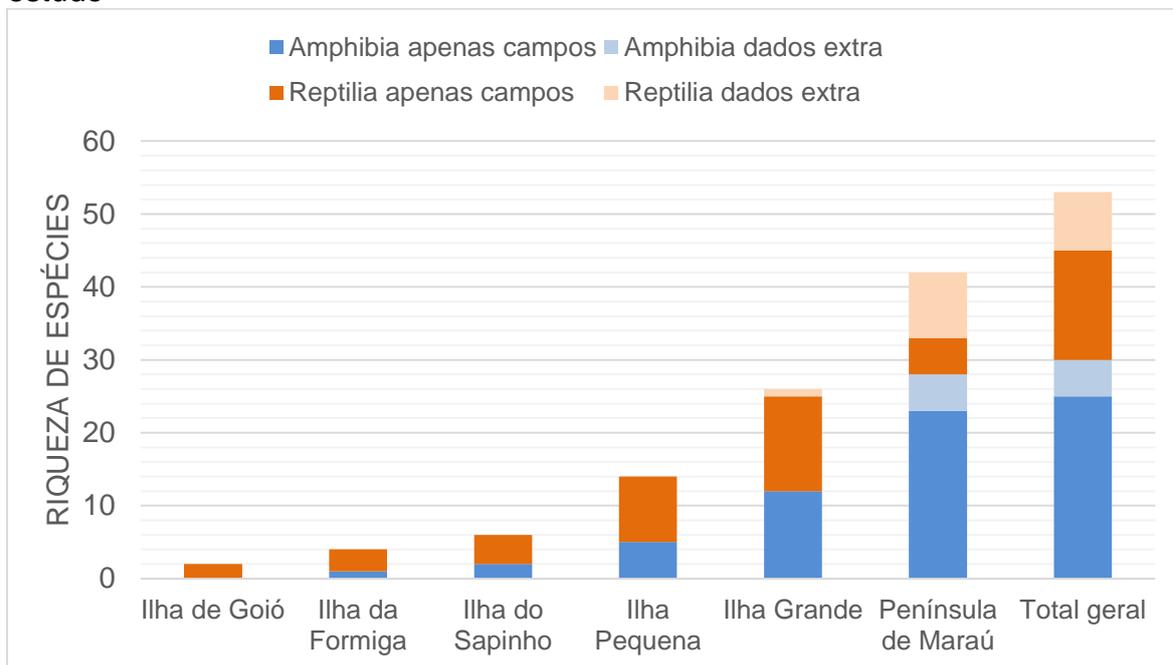
Figura 15 – Répteis registrados nas ilhas e península na APA da Baía de Camamu, Bahia, Brasil



Fonte: Dados da pesquisa.

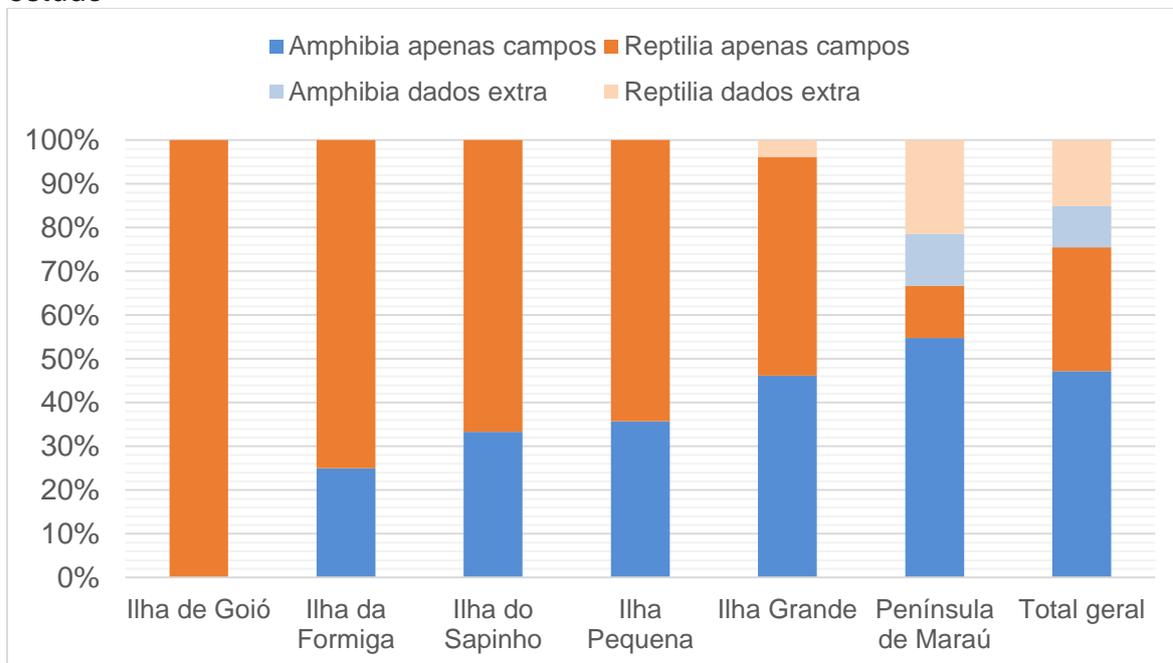
Legenda: A) *Oxyrhopus petolarius*; B) *Boa constrictor*; C) *Erythrolamprus miliaris*; D) *Phylodryas olfersii*; E) *Coleodactylus meridionalis*; F) *Leptophis ahaetulla*

Figura 16 – Riqueza de espécies de anfíbios e répteis inventariada nas áreas de estudo



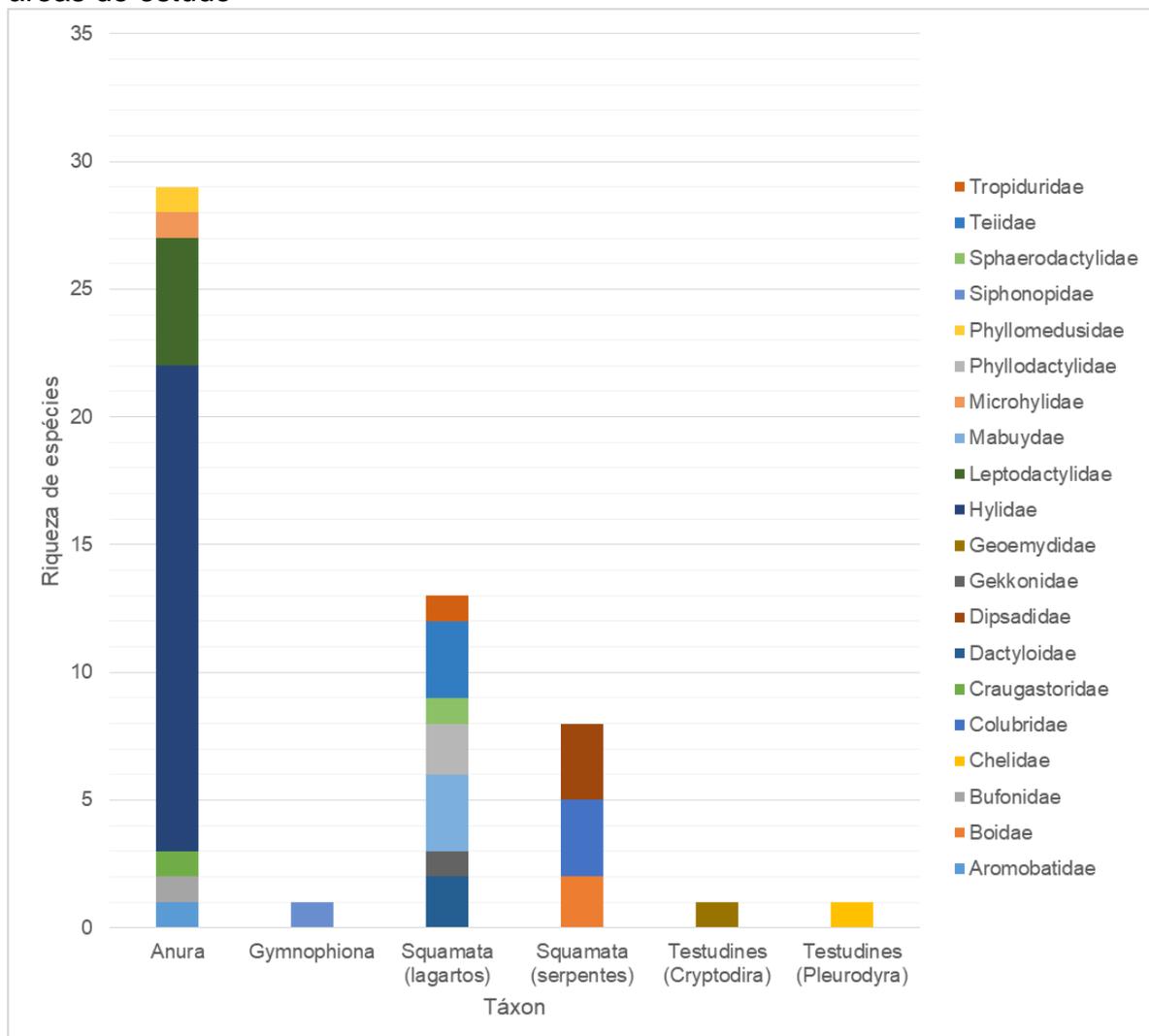
Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 17 – Proporção de riqueza de anfíbios e répteis inventariada nas áreas de estudo



Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 18 – Riqueza de espécies e famílias de cada ordem taxonômica registrada nas áreas de estudo



Fonte: Dados da pesquisa.

### 3.1.1 Anfíbios

Entre os anfíbios, os anuros foram os mais representativos, com 29 espécies, distribuídos em sete famílias (Tabela 4, Figura 18), o que corresponde aproximadamente a 20% das espécies e 64% das famílias de anuros conhecidos das planícies costeiras brasileiras (OLIVEIRA; ROCHA, 2015). Apenas uma espécie de cecília (*Siphonops annulatus*) foi registrada na Ilha Pequena e na Ilha Grande (Tabela 4, Figura 13, Figura 18). Trata-se de uma espécie de ampla distribuição, em quase toda a América do Sul (IUCN, 2014), mas este é o primeiro registro de sua presença em ilhas na costa atlântica do Brasil.

Entre os anuros, a família Hylidae foi a mais representada, tanto no continente quanto nas ilhas (Tabela 4, Figura 18). Esse padrão tem sido repetidamente observado também em outras áreas costeiras na Mata Atlântica (e.g. BASTAZINI et al., 2007, ROCHA; VAN SLUYS, 2007, TELLES et al., 2012, ZINA et al., 2012, OLIVEIRA; ROCHA, 2015, GONDIM-SILVA et al., 2016, WACHLEVSKI; ROCHA, 2016), bem como em áreas de altitude (e.g. DIAS et al., 2014; FREITAS et al., 2018), e já era um padrão conhecido para os neotrópicos de maneira geral (DUELLMAN, 1988). Isso provavelmente é reflexo da elevada riqueza de espécies dessa família (710 espécies, ver FROST, 2018) que, por sua vez, está relacionada à diversidade de modos reprodutivos (DUELLMAN, 1988; HADDAD; PRADO, 2005), e à arborealidade, que permite aos hílídeos ocupar e explorar uma grande variedade de microhabitats e nichos.

As espécies de anfíbios apresentaram 10 modos reprodutivos distintos (Tabela 5), os quais puderam ser classificados em três classes: classe I: girino se desenvolve em corpo d'água lântico; classe II: não há girino, desenvolvimento direto; classe III: girino se desenvolve em tanques de bromélias (Tabela 5). No geral, a maioria das espécies apresentou modo reprodutivo da classe I (apresentada por 25 espécies), seguido pela classe III (quatro espécies) e classe II (duas espécies) (Figura 19). Espécies com o modo reprodutivo de classe I foram predominantes em todas as áreas (Figura 19). A predominância de modos reprodutivos dependentes de corpos d'água, mesmo que temporários, demonstra a importância desses ambientes para os anuros na península e ilhas estudadas.

O modo reprodutivo em tanque de bromélia foi apresentado por duas espécies do gênero bromelígena *Phyllodytes*: *P. melanomystax*, habitante bem conhecido das planícies costeiras (ver GONDIM-SILVA et al., 2016; OLIVEIRA; ROCHA, 2015) e uma espécie nova, em vias de publicação, *Phyllodytes praeceptor* (ORRICO et al., 2018). Uma terceira espécie apresentou reprodução em bromélias, comportamento este observado ineditamente: *Ololygon melanodactyla*.

*Ololygon melanodactyla* é uma espécie recentemente descrita, que habita as planícies costeiras desde o norte do estado de Espírito Santo até o estado de Sergipe (LOURENÇO; LUNA; POMBAL, 2014). Anteriormente confundida com *O. agilis*, *O. melanodactyla* diferencia-se pela presença de calos nupciais pigmentados nos machos (LOURENÇO; LUNA; POMBAL, 2014). Pouco se sabe sobre sua história natural. Sabe-se apenas que pode ser encontrada em florestas de restinga, sobre

folhas e caules da vegetação e em bromélias, próximo a córregos e brejos permanentes ou temporários (LOURENÇO; LUNA; POMBAL, 2014). O canto atribuído a *O. agilis* descrito por NUNES et al. (2007) pode, na verdade, ser de *O. melanodactyla*, mas a ausência de *vouchers* impede a verificação da identidade (LOURENÇO; LUNA; POMBAL, 2014). ABREU et al. (2015) descreveram o girino da espécie, encontrado em um córrego raso em floresta de restinga, ao que se poderia inferir que a espécie apresenta modo reprodutivo 1 ou 2 (*sensu* HADDAD; PRADO, 2005). No presente estudo, em algumas expedições de campo na Ilha Grande, observamos aspectos do comportamento reprodutivo de *O. melanodactyla*, constatando desovas em bromélias e repertório vocal complexo. Em uma das campanhas, na Ilha Grande, após fortes chuvas durante todo o dia, à noite presenciemos um evento de reprodução explosiva de *Ololygon melanodactyla*, em que observamos casais desovando nos tanques de bromélias. Em outra ocasião, observamos girinos de *O. melanodactyla* tanto em tanque de bromélia quanto no chão alagado da floresta. Essas observações, em conjunto com as informações disponibilizadas por Abreu et al. (2015), indicam que podemos caracterizar *Ololygon melanodactyla* como espécie bromelígena facultativa. Pelo menos outras 13 espécies de *Ololygon* também são bromelígenas (SABAGH; FERREIRA; ROCHA, 2017); todas do “grupo *perpusilla*” (*sensu* PEIXOTO, 1987). Enquanto a íntima associação com bromélias é, reconhecidamente, uma das características do “grupo *perpusilla*” (ALVES-SILVA; SILVA, 2009), as espécies do “grupo *catharinae*” reproduzem-se em poças ou córregos (DUELLMAN; MARION; HEDGES, 2016; GAREY et al., 2012; LOURENÇO et al., 2016). O fato de *Ololygon melanodactyla* ser alocada no “grupo *catharinae*” (LOURENÇO; LUNA; POMBAL JR., 2014) torna mais conspícua a observação de comportamento bromelígena nesta espécie.

Desenvolvimento direto é apresentado por *Pristimantis paulodutraei* e *Siphonops annulatus*, que depositam seus ovos na serapilheira. Rocha e Van Sluys (2007) argumentam que a conjunção de temperatura e insolação elevadas e solo arenoso constituem um fator limitante para espécies que desovam no solo. No entanto, nós observamos uma grande abundância de *Pristimantis paulodutraei*, na península e nas duas ilhas maiores, bastando haver alguma vegetação arbustiva que conceda o mínimo de umidade e proteção para esses animais estarem presentes, até mesmo defronte ao mar. Esses feitos notáveis por uma espécie de desenvolvimento direto podem ter sua explicação na sua baixa taxa de dessecação (DABÉS et al., 2012) e

em outras idiossincrasias fisiológicas/comportamentais ainda desconhecidas. Pouco se sabe sobre a biologia reprodutiva de *Siphonops annulatus*. Nas ilhas, foram encontradas apenas em áreas com sombreamento arbóreo.

Tabela 5 – Espécies de anfíbios registradas nas áreas de estudo e o seu modo reprodutivo, a classe do modo reprodutivo quanto ao local de desenvolvimento do girino (ver texto), o hábito predominante quanto ao uso de substrato.

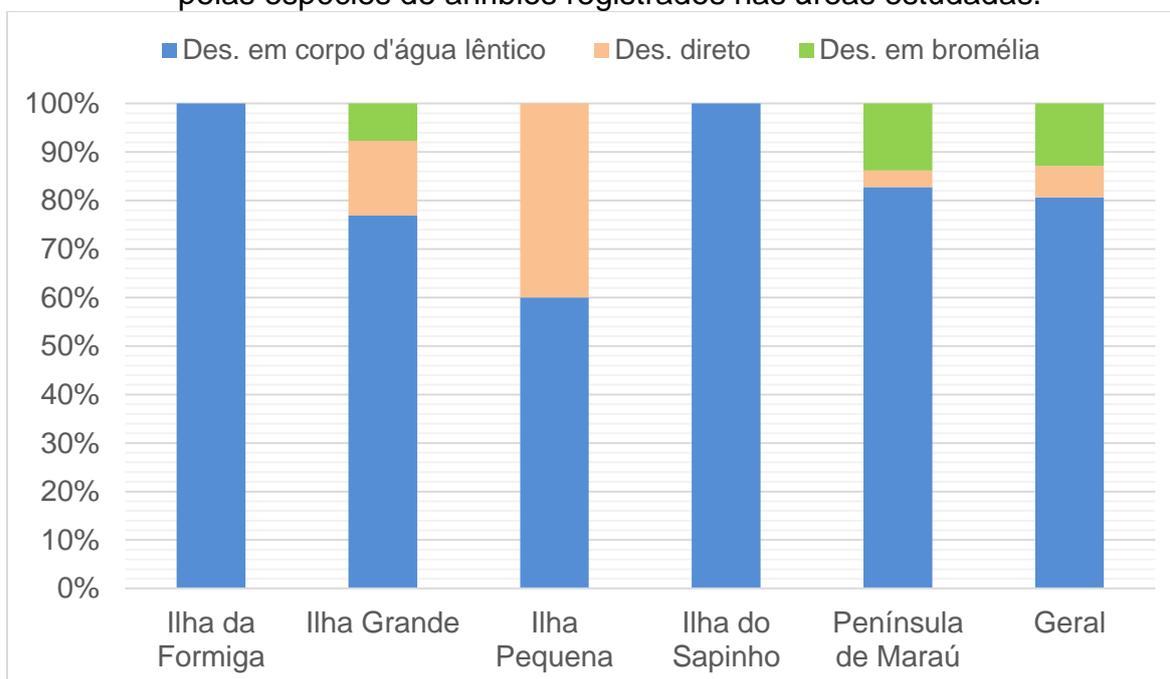
Espécie	Modo Reprodutivo	Classe de MR	Hábito
<i>Adenomera</i> sp.	-	-	T
<i>Allobates olfersioides</i>	20	I	T, Br
<i>Aparasphenodon arapapa</i>	6	III	Br
<i>Aparasphenodon brunoi</i>	1	I	Ar, Br
<i>Boana faber</i>	4	I	Ar
<i>Boana raniceps</i>	1	I	Ar
<i>Boana semilineata</i>	1, 2	I	Ar
<i>Chiasmocleis cordeiroi</i>	10	I	T
<i>Dendropsophus branneri</i>	1	I	Ar
<i>Dendropsophus elegans</i>	24	I	Ar
<i>Dendropsophus haddadi</i>	24	I	Ar
<i>Dendropsophus minutus</i>	1	I	Ar
<i>Dendropsophus oliveirai</i>	1	I	Ar
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	1	I	Ar
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>latrans</i>	11	I	T
<i>Leptodactylus fuscus</i>	30	I	T
<i>Ololygon melanodactyla</i>	1, 6	I, III	Ar, Br
<i>Phyllodytes melanomystax</i>	6	III	Br
<i>Phyllodytes praeceptor</i>	6	III	Br
<i>Phyllomedusa bahiana</i>	24	I	Ar
<i>Physalaemus albifrons</i>	11	I	T
<i>Physalaemus camacan</i>	28	I	T
<i>Pristimantis paulodutraii</i>	23	II	T, Br
<i>Rhinella crucifer</i>	1, 2	I	T
<i>Scinax</i> cf. <i>similis</i>	1	I	Ar
<i>Scinax cretatus</i>	1	I	Ar, Br

<i>Scinax eurydice</i>	1	I	Ar, Br
<i>Scinax</i> sp.	1	I	Ar, Br
<i>Siphonops annulatus</i>	23	II	Fo
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	1	I	Ar, Br

Fonte: Dados da pesquisa e: Haddad; Prado (2005); Haddad et al. (2013).

Legenda: MR: modo reprodutivo (*sensu* Haddad e Prado, 2005); I: girinos se desenvolvem em corpo d'água lântico; II: desenvolvimento direto; III: girinos se desenvolvem em fitotelmo de bromélia; Ar: arborícola; Br: bromelícola; Fo: fossorial; T: terrícola; -: desconhecido.

Figura 19 – Frequência relativa das três classes de modos reprodutivos apresentadas pelas espécies de anfíbios registrados nas áreas estudadas.



Fonte: Dados da pesquisa.

Legenda: Des.: Desenvolvimento.

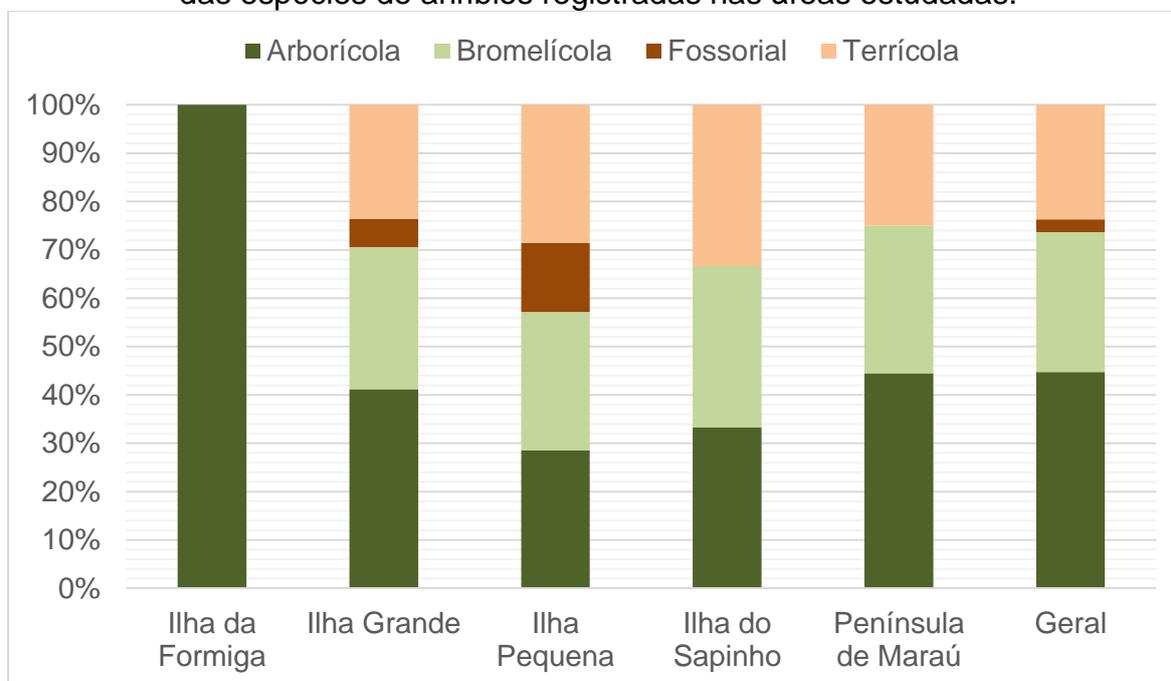
Nós observamos quatro categorias gerais de uso do habitat predominante, para abrigo, forrageamento e vocalização: arborícola (usa predominantemente os estratos arbustivos e arbóreos), bromelícola (usa bromélias terrestres ou epífitas), fossorial (predominantemente sob a serapilheira ou enterrado) e terrícola (usa predominantemente o solo, serapilheira ou vegetação herbácea) (Tabela 5, Figura 20). No geral, o hábito arborícola predominou, o que está relacionado à predominância de hilídeos (Tabela 5, Figura 20).

O uso das bromélias, principalmente como abrigo, também é notável, apresentado por 11 espécies. Para duas delas (*Allobates olfersoides* e *Trachycephalus mesophaeus*), o uso de bromélias é relatado na literatura (FERREIRA

et al., 2016; TINÔCO et al., 2008), mas nós não observamos em campo. Curiosamente, na Ilha da Formiga, embora haja presença de bromélias em abundância, nenhuma espécie bromelícola foi encontrada, tampouco testemunhamos o uso dessas plantas pela única espécie presente, *Dendropsophus minutus*. Pelo menos 27 espécies de anuros utilizam bromélias nas restingas brasileiras (GONDIM-SILVA et al., 2016; LOURENÇO; LUNA; POMBAL JR., 2014; NUNES; POMBAL, 2011; OLIVEIRA; ROCHA, 2015; SILVA; CARVALHO; BITTENCOURT-SILVA, 2011; TINÔCO et al., 2008). Esse número chega a 30 se incluirmos as aqui observadas *Pristimantis paulodutraei*, *Phyllodytes praeceptor*. e *Scinax* sp. Isso reforça a já conhecida importância das bromélias para os anuros habitantes de restingas e a necessidade de preservá-las (OLIVEIRA; ROCHA, 2015; SILVA; CARVALHO; BITTENCOURT-SILVA, 2011).

O hábito terrícola foi representado principalmente pelos leptodactílicos, mas também pelas espécies das famílias Aromobatidae, Bufonidae, Craugastoridae e Microhylidae (Tabela 5). O hábito fossorial foi representado exclusivamente pela cecília *Siphonops annulatus* (Tabela 5, Figura 20).

Figura 20 – Frequências relativas dos tipos de hábito, em relação ao uso do ambiente, das espécies de anfíbios registradas nas áreas estudadas.



Fonte: Dados da pesquisa.

Xavier, Guedes e Napoli (2015) identificaram um padrão de variação latitudinal na composição de espécies de anuros de planícies costeiras. Eles detectaram quatro elementos bióticos, distribuídos nas regiões nordeste, sudeste e sul, cada um caracterizado pela ocorrência de determinadas espécies, entre as quais 15 definiram o elemento biótico nordestino e outras 10 definiram os elementos bióticos do sudeste. O elemento biótico do nordeste identificado estende-se do estado do Alagoas até o sul da Bahia, ao norte do Rio Jequitinhonha, enquanto os elementos bióticos do sudeste identificados estendem-se do extremo sul da Bahia, abaixo do Jequitinhonha até o estado do Rio de Janeiro. Todavia, a informação disponível sobre a composição da anurofauna de planície costeira da região sul da Bahia foi bastante limitada: para uma extensão de 300 km de costa, restringiu-se a apenas nove espécies de uma localidade no município de Ilhéus (ver apêndices XAVIER; GUEDES; NAPOLI, 2015).

No presente trabalho nós identificamos 33% (cinco espécies: *Boana raniceps*, *Phyllodytes melanomystax*, *Pristimantis paulodutra*, *Scinax cretatus*, *Scinax eurydice*) das espécies do elemento biótico do nordeste, e 20% (duas espécies: *Scinax cf. similis* e *Aparasphenodon bruno*) dos elementos bióticos sudeste, indicando que a transição entre os elementos bióticos do nordeste e do sudeste pode ser não no Rio Jequitinhonha mas mais ao norte, no Rio de Contas.

### 3.1.2 Répteis

Entre os répteis, a maioria das espécies das áreas estudadas pertence à ordem Squamata: 21 espécies (oito serpentes e 13 lagartos) de 19 diferentes gêneros, distribuídos em 10 famílias (Tabela 4, Figura 18). A ordem Testudines foi representada por duas espécies de duas famílias (Tabela 4, Figura 18).

O número de espécies de répteis encontrado foi pequeno se comparado a outros inventários em planícies costeiras (ROCHA; VAN SLUYS, 2007, MIRANDA et al., 2012, DIAS; ROCHA, 2014, MARQUES et al., 2016, 2017). Três fatores relacionados à amostragem podem ter influenciado esse resultado: horário, esforço e método de coleta. Marques et al. (2016) e Rocha e Van Sluys (2007) notaram que a maioria das espécies de lagartos e serpentes de restinga possui hábitos diurnos. Nosso esforço amostral, todavia, foi concentrado no período noturno, o que não impossibilita, mas dificulta a detecção de espécies diurnas. Por fim, lagartos e, principalmente, serpentes são animais esquivos e, muitas vezes, de hábitos crípticos,

de modo que é necessário um grande esforço amostral para levantar satisfatoriamente as espécies ocorrentes em um habitat. Cechin e Martins (2000) ressaltam a importância do método de armadilhas de interceptação e queda para inventariar répteis, em especial os de hábito terrícola. O fato de não termos utilizado esse método para complementar as procuras visuais pode ter deixado de fora da lista algumas espécies existentes na região. De fato, Dias e Rocha (2014) encontraram nove espécies de lagartos e duas de serpentes na região do Cassange, também na Península de Maraú, utilizando armadilhas de interceptação e queda e armadilhas de cola durante 10 dias (Tabela 4). Comparando os resultados obtidos pelos autores no trabalho acima mencionado e o nosso, observamos apenas três espécies de Squamata em comum: *Coleodactylus meridionalis*, *Gymnodactylus darwini* e *Phyllopezus lutzae*.

Possivelmente, a espécie de Mabuyidae avistada na Ilha Pequena deva se tratar de *Psychosaura macrorhyncha* ou *Brasiliscincus agilis*, ambas registradas na Península por Dias e Rocha (2014). Os mabuídeos parecem adaptar-se bem ao ambiente costeiro e insular, visto sua ampla presença em várias ilhas e restingas na costa brasileira (e.g. ROCHA, 2000; ROCHA et al., 2002; ROCHA; VAN SLUYS, 2007; ROCHA; VRCIBRADIC, 2003; VRCIBRADIC; ROCHA, 1996).

A ausência de registro de anfisbenídeos provavelmente deve ser decorrente de insuficiência do método, pois estes organismos são de hábitos fossoriais e, portanto, mais difíceis de serem observados.

Também é notável a falta de registro de serpentes da família Viperidae. Embora seja relatada a presença de cinco espécies de viperídeos nos municípios de Camamu e Maraú (*Bothrops bilineatus*, *Bothrops jararaca*, *Bothrops leucurus*, *Bothrops pirajai* e *Lachesis muta*) (ARGÔLO, 2004), estes registros são provenientes de áreas de Floresta Ombrófila e de cabucas (sistema agroflorestal de *Theobroma cocoa* sombreado por espécies arbóreas emergentes). Freitas (2008) estudou a distribuição e história natural de *B. pirajai* por meio de busca ativa em campo, entrevistas e registros de coleção, e não encontrou nenhuma evidência da presença da espécie nas florestas de restinga na região. O mesmo autor também relata que os moradores locais, quando entrevistados, diziam que não encontravam jararacas nas “matas de beira-de-praia”. A possível ausência de viperídeos na Península de Maraú e nas ilhas da Baía de Camamu deve ser decorrente de fatores locais, tais como pressão antrópica e baixa densidade de mamíferos, e não representa uma inabilidade das

espécies a ocupar habitats insulares e litorâneos, visto que já foi relatada sua presença nesses tipos de ambientes em outras regiões, como em uma ilha estuarina na Baía de Todos os Santos (SOEIRO, 2013), em restingas do litoral norte da Bahia (MARQUES et al., 2017) e em ilhas do sudeste do Brasil (BARBO et al., 2012, 2016).

*Hemidactylus mabouia* foi a espécie mais amplamente distribuída na região estudada. Sua onipresença evidencia o seu potencial colonizador. Essa espécie é uma lagartixa de origem africana, fortemente sinantrópica, tendo chegado ao Brasil provavelmente através dos navios negreiros (VANZOLINI; 1978). Seu hábito sinantrópico a torna uma excelente navegadora, viajando em embarcações humanas, mas também possivelmente em balsas naturais, sendo comum em ilhas continentais habitadas e não habitadas, distantes até 35 km do continente (VANZOLINI, 1978).

Igualmente, *Tropidurus torquatus* foi registrada no continente e em todas as ilhas. Sua presença é registrada inclusive em ilhas mais distantes, a 70 km da costa, a exemplo do arquipélago de Abrolhos (ROCHA et al., 2002), e é considerada uma das espécies de lagartos mais abundantes nas restingas, possivelmente devido ao seu caráter generalista em vários aspectos (dieta, período reprodutivo, atividade e uso de microhabitats) (ROCHA, 2000).

*Phyllopezus lutzae* foi encontrada em todas as áreas, exceto na Ilha do Goió. Com exceção de um indivíduo, encontrado em uma pequena construção na Ilha Grande, todos os outros foram encontrados associados à bromélias terrestres ou epífitas. Bromélias são potenciais balsas para organismos que utilizam esses ambientes, que poderiam ficar protegidos dentro do fitotelmo enquanto a bromélia é levada, flutuando na água. Isso facilitaria a dispersão de *Phyllopezus lutzae* entre as ilhas. Além disso, espécies bromelícolas/bromelígenas podem ser transportadas em bromélias introduzidas por humanos com a finalidade de ornamentação (e.g. SALLES; SILVA-SOARES, 2010). Entretanto, estranhamos a falta de registro da espécie na Ilha do Goió, considerando a abundância de bromélias nessa ilha e sua presença em uma ilha um pouco mais isolada do que a do Goió, a ilha da Formiga. Os principais habitantes das bromélias da ilha do Goió eram caranguejos, e *Hemidactylus mabouia* foi o único vertebrado que vimos. Uma hipótese para explicar sua ausência seria a exclusão competitiva, isto caso algum dia indivíduos da espécie tenham chegado à ilha. *Hemidactylus mabouia* já foi relatado como competidor excludente de um lagarto filodactlídeo nativo na ilha de Curaçao, Caribe (HUGHES; MESHAKA JR.; VAN BUURT, 2015). Conforme *H. mabouia* avança sua ocupação em áreas naturais,

especialmente restingas (ROCHA; ANJOS; BERGALLO, 2011; TELLES et al., 2015), faz-se importante estudar melhor a relação entre esta espécie invasora e o filodactílideo bromelícola, nativo das restingas nordestinas, *Phyllopezus lutzae*.

Mais da metade das espécies registradas são diurnas (54%), outras 23% noturnas e 23% diurnas e noturnas (Tabela 6). Este parece ser o padrão comum nas planícies costeiras, onde a maioria das espécies são heliófilas (ROCHA; VAN SLUYS, 2007), o que se explica pela predominância de áreas abertas e poucos ou pequenos fragmentos florestais.

Quanto à dieta, predominam as espécies generalistas, sendo que os invertebrados constituem o item mais presente (Tabela 6, Figura 21).

Quanto ao hábito, as espécies terrícolas configuram a grande maioria (Tabela 6, Figura 22), seguindo também o padrão para outras restingas (ROCHA; VAN SLUYS, 2007). É sabido que pelo menos seis espécies fazem algum uso de bromélias (Tabela 6): *Chironius bicarinatus* (forrageamento, local não especificado, MARQUES; ETEROVIC; SAZIMA, 2004), *Erythrolamprus miliaris* (observamos dois indivíduos adultos e um juvenil utilizando bromélias terrestres como abrigo, na Ilha Grande), *Hemidactylus mabouia* (encontramos indivíduos adultos em axilas de bromélias na Ilha do Goió), *Kentropyx calcarata* (desova em bromélia, em restinga no município de Ilhéus, LANTYER-SILVA et al., 2012), *Philodryas offersii* (um indivíduo forrageando em bromélias em restinga no município de Itacaré, obs. pess.), *Phyllopezus lutzae* (reconhecidamente bromelícola e observado em bromélias nas áreas do presente estudo) e *Psychosaura macrorhyncha* (FREIRE, 1996; VRCIBRADIC; ROCHA, 1996).

Tabela 6 – Período de atividade, dieta, hábito (uso de substrato) das espécies de répteis registradas na Península de Maraú e nas ilhas na Baía de Camamu, Bahia, Brasil.

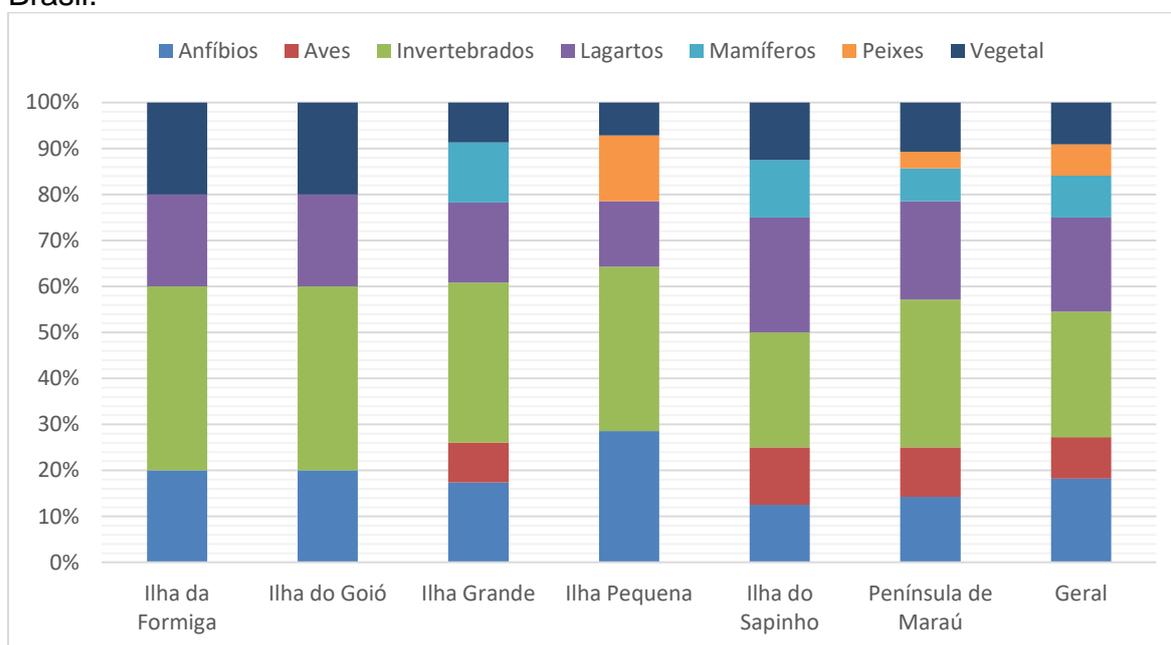
Espécie	Atividade	Dieta	Hábito
<i>Acanthochelys radiolata</i>	DN	An, In, P	Aq, T
<i>Ameiva ameiva</i>	D	An, L	T
<i>Ameivula nativo</i>	D	In	T
<i>Boa constrictor</i>	N	Av, L, Ma	Ar, T
<i>Brasiliscincus agilis</i>	D	In, L, V	T
<i>Chironius bicarinatus</i>	D	An, Av, L	Ar, Br, T
<i>Coleodactylus meridionalis</i>	DN	In	T

<i>Erythrolamprus miliaris</i>	DN	An, P	Aq, Br, T
<i>Eunectes murinus</i>	N	An, Av, L, Ma, P	Aq, Ar
<i>Gymnodactylus darwinii</i>	DN	In	T
<i>Hemidactylus mabouia</i>	N	In	Ar, Br, T
<i>Kentropyx calcarata</i>	D	In	T, Br
<i>Leptophis ahaetulla</i>	D	An, L	Ar
Mabuyidae	D	-	T
<i>Norops fuscoauratus</i>	D	In	Ar
<i>Norops ortonii</i>	D	-	Ar
<i>Oxyrhopus petolarius</i>	N	L, Ma	T
<i>Philodryas olfersii</i>	D	An, Av, Ma, L	Ar, Br, T
<i>Phyllopezus lutzae</i>	N	-	Ar, Br
<i>Psychosaura macrorhyncha</i>	D	An, In, V	T, Br
<i>Rhinoclemmys punctularia</i>	DN	In, V	Aq, T
<i>Tantilla melanocephala</i>	DN	In	T, Fo
<i>Tropidurus torquatus</i>	D	An, In, L, V	T

Fonte: Dados da pesquisa de Almeida-Gomes et al. (2012); Argôlo (2004); Dias; Vargem; Rocha (2003); Dutra et al. (2011); Drüke; Rödder (2017); Lantyer-Silva et al. (2012); Marques; Eterovic; Sazima (2004); Pritchard; Trebbau (1984); Rocha; Vrcibradic, (1998); Vrcibradic; Rocha (1996); Wariss; Isaac; Pezzuti (2012).

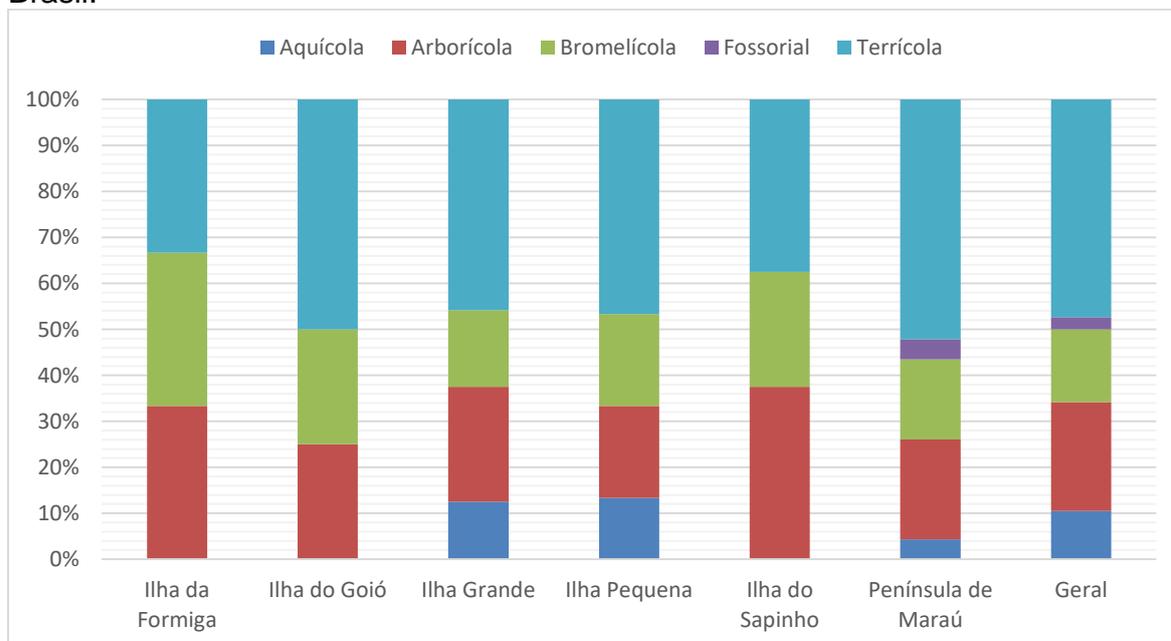
Legenda: D: diurno; N: noturno; DN: diurno e noturno; An: anfíbios; Av: aves; In: invertebrados; L: lagartos; Ma: mamíferos; P: peixes; V: material vegetal; Ar: arborícola; Aq: aquícola; Br: bromelícola; Fo: fossorial; T: terrícola; -: dado não disponível.

Figura 21 – Frequência relativa dos tipos de dieta, segundo a literatura, das espécies de répteis registradas na Península de Maraú e ilhas da Baía de Camamu, Bahia, Brasil.



Fonte: Dados da pesquisa e Almeida-Gomes et al. (2012); Argôlo (2004); Dias; Vargem; Rocha (2003); Dutra et al. (2011); Drüke; Rödder (2017); Marques; Eterovic; Sazima (2004); Pritchard; Trebbau (1984); Rocha; Vrcibradic, (1998); Vrcibradic; Rocha (1996); Wariss; Isaac; Pezzuti (2012).

Figura 22 – Frequência relativa dos tipos de hábito, segundo a literatura, das espécies de répteis registradas na Península de Maraú e ilhas da Baía de Camamu, Bahia, Brasil.



Fonte: Fonte: Dados da pesquisa e Almeida-Gomes et al. (2012); Argôlo (2004); Dias; Vargem; Rocha (2003); Dutra et al. (2011); Drüke; Rödder (2017); Marques; Eterovic; Sazima (2004); Pritchard; Trebbau (1984); Rocha; Vrcibradic, (1998); Vrcibradic; Rocha (1996); Wariss; Isaac; Pezzuti (2012).

### 3.1.3 Estimadores de riqueza

Os métodos de estimativa de riqueza apresentam algumas limitações que impossibilitaram sua aplicação à todas as assembleias aqui estudadas. Para calcular a riqueza não observada em uma assembleia, tanto o método de extrapolação de Colwell et al. (2012) quanto a maioria dos estimadores de riqueza não-paramétricos fundamentam-se principalmente nas espécies pouco frequentes nas amostras, mais especificamente as representadas por apenas um (singleton) ou dois indivíduos (doubleton) (ver CHAO; CHIU, 2016). Portanto, torna-se complicado, quase impossível, estimar a riqueza sem uma contagem confiável de singletons (WILLIS, 2016).

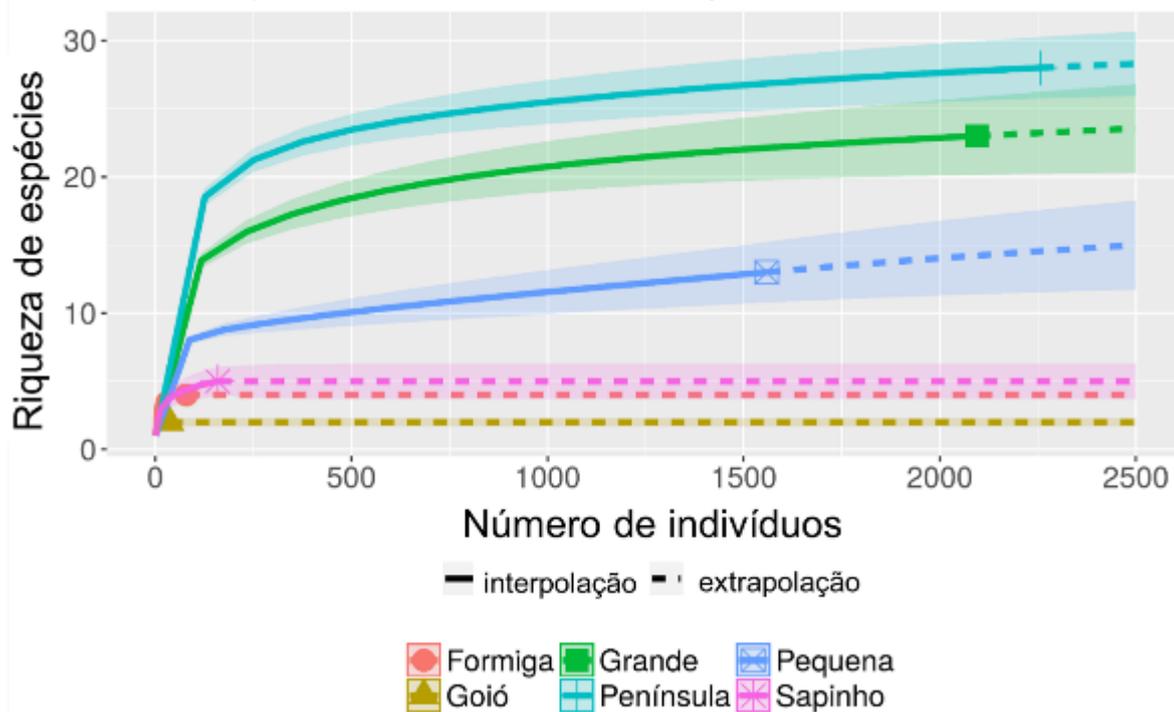
Nas assembleias das ilhas menores (Ilha da Formiga, Ilha do Goió e Ilha do Sapinho) houve ausência de singletons e, por isso, os estimadores e a curva de extrapolação igualaram-se à riqueza observada (Figura 23). A ausência de singletons pode significar que: 1) a riqueza real da assembleia está bem próxima da riqueza observada, e o inventário nesses locais foi bem sucedido; ou 2) a riqueza real é, sim, maior do que a riqueza observada, mas uma insuficiência da amostragem falhou em identificar as espécies raras. Acreditamos que a hipótese 1 pode aplicar-se aos anuros, visto que foram amostrados utilizando tanto a busca visual quanto acústica, o que facilita sua detecção. Por outro lado, a hipótese 2 é plausível em relação aos répteis e cecílias, particularmente às serpentes, anfisbenas e cecílias, por conta de seus hábitos elusivos e crípticos, portanto mais difíceis de serem detectadas.

Para as assembleias maiores (Ilha Pequena, Ilha Grande e Península), as curvas de rarefação apresentaram uma suave inclinação, um pouco mais acentuada para a Ilha Pequena, sugerindo a existência de espécies não observadas (Figura 23). A ordenação das assembleias por riqueza permaneceu constante (Goió < Formiga < Sapinho < Pequena < Grande < Península) com apenas uma pequena sobreposição de intervalo de confiança nas curvas extrapoladas da ilha Grande e da Península (Figura 23).

O estimador não-paramétrico utilizado foi o iChao1, uma versão aprimorada do Chao1 que, além da informação de singletons e doubletons, utiliza também informação de tripletons e quadrupletos (CHIU et al., 2014; CHAO; CHIU, 2016). O iChao1 estimou aproximadamente 19 espécies para a Ilha Pequena, 28 espécies para

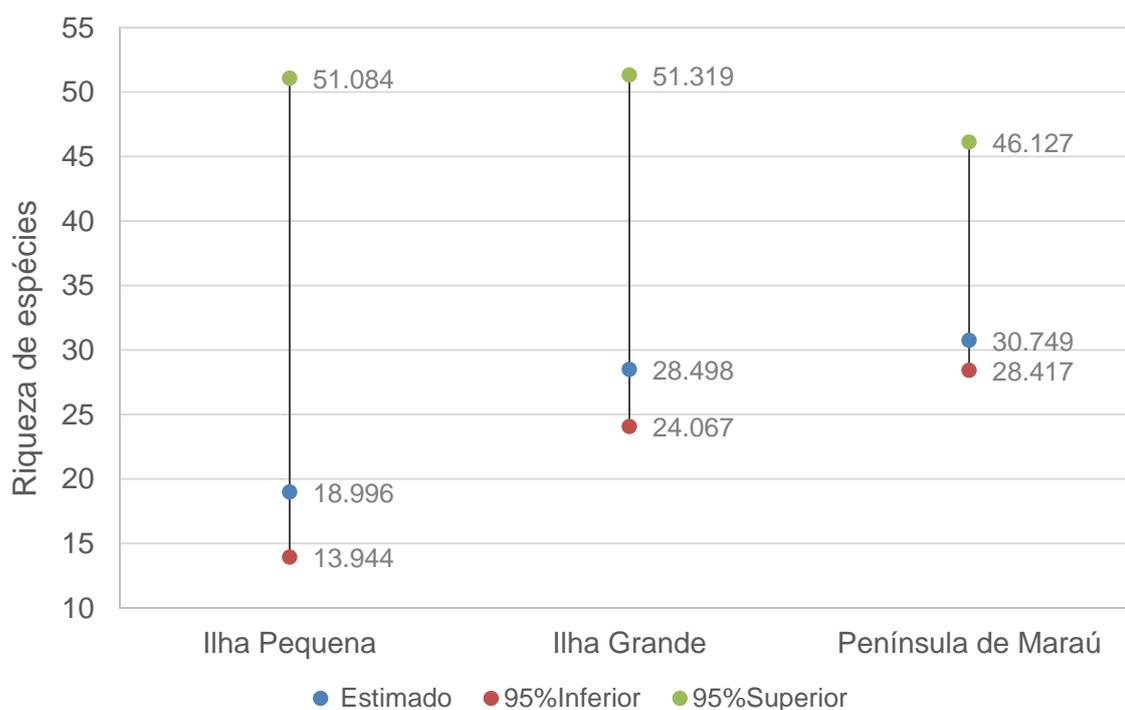
a Ilha Grande, e 31 espécies para a Península (Figura 24). Comparando com as riquezas observadas, no caso da Ilha Pequena ainda haveria pelo menos cinco espécies que nós não observamos em campo. Acreditamos que pelo menos três dessas seriam serpentes, relatadas pelos moradores, mas que não conseguimos observar. Uma delas é *Boa constrictor*, espécie de fácil identificação e popularmente reconhecida, que eles dizem causar problemas comendo suas galinhas. A segunda, eles descrevem como uma "cobra verde e fina" que sobe nos arbustos e árvores e comumente é vista "tomando sol". Acreditamos que provavelmente se trata de *Philodryas olfersii*, que ocorre também na Ilha Grande. A terceira é descrita como uma "cobra com tons de vermelho", terrícola e noturna. Embora seja mais difícil supor nesse caso, uma possível candidata seria *Oxyrhopus petolarius*, também presente na Ilha Grande. Na Ilha Grande, pelo menos duas espécies não teriam sido observadas. Uma destas poderia ser o *Ameivula nativo*, que foi registrado em coleção (Tabela 4). A outra poderia ser uma serpente, que os habitantes chamam de "papa-pinto", e que não conseguimos observar. No caso da Península, a riqueza estimada foi menor que a riqueza observada somada aos registros extra (Figura 24), embora esta ainda esteja compreendida dentro do intervalo de confiança (Figura 24). Um revés encontrado nas estimativas foi os extensos intervalos de confiança, principalmente das ilhas, o que dificulta a comparação e a segurança do valor estimado.

Figura 23 – Curvas de rarefação (interpolação e extrapolação) da riqueza de anfíbios e répteis das assembléias estudadas na APA Baía de Camamu, Bahia. A área sombreada corresponde aos intervalos de confiança de 95%.



Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 24 – Valores da riqueza de anfíbios e répteis estimada (e intervalos de confiança de 95%) pelo estimador iChao1 para a Península de Maraú e para as duas ilhas maiores da Baía de Camamu.



Fonte: Dados da pesquisa.

### 3.2 Relações com a salinidade

Embora não tenhamos amostrado dentro dos manguezais, estes são fronteiros com vários dos pontos amostrados, de modo que pudemos observar a presença de algumas espécies, entre as quais duas espécies de répteis: *Tropidurus torquatus* e *Boa constrictor*. A primeira estava forrageando no solo do manguezal exposto durante a maré baixa. A segunda encontrava-se repousando sobre os galhos da vegetação de mangue. Por sinal, a presença de *Boa constrictor* nos manguezais foi um fato ordinariamente relatado pelos locais, os quais sugeriam, inclusive, que buscássemos nesses ambientes caso quiséssemos encontrar facilmente a espécie.

A presença de esquamados em habitats salinos, como os manguezais, não é incomum (e.g. ROBERTO; BRITO; PINTO, 2012), mas o mesmo não se pode dizer sobre os anfíbios. A pouca tolerância osmótica desses animais de pele permeável é largamente conhecida (DUELLMAN; TRUEB, 1986). No entanto, exceções à essa característica são conhecidas: atualmente são conhecidas 144 espécies, de 28 famílias, que tiveram indivíduos ou populações observadas em habitats salinos, tais como poças salobras, praias e manguezais (HOPKINS; BRODIE, 2015). A maioria dos anfíbios que habitam habitats costeiros estão expostos a alguma influência salina, ainda que somente pelo "spray marinho".

Nas áreas estudadas, alguns casos particulares chamam a atenção, pelo nível de exposição ao spray marinho. *Pristimantis paulodutra* foi encontrado abundantemente na vegetação arbustiva imediatamente em frente à praia e próximo aos manguezais, tanto na Península quanto nas ilhas Grande e Pequena. *Pristimantis paulodutra* é uma espécie de desenvolvimento direto, reconhecida por sua baixa taxa de desidratação (DABÉS et al., 2012), e é provável que também possua adaptações fisiológicas que a permitem tolerar o spray marinho. Inclusive, esses dois mecanismos poderiam estar relacionados, se considerarmos a plausibilidade da hipótese, sugerida para outras espécies, da tolerância à aridez surgida como uma exaptação da tolerância à variação de salinidade (HOFFMAN, 2014).

Próximos aos manguezais também encontramos *Leptodactylus* gr. *latrans*. Duas espécies do grupo de *Leptodactylus latrans* já foram relatadas em ambientes com salinidade elevada: adultos de *L. latrans* e *L. macrosternum* foram relatados em manguezais (ANDRADE et al., 2012; FERREIRA; TONINI, 2010) e girinos de *L. latrans*

foram encontrados em uma lagoa costeira salobra (MOREIRA; KNAUTH; MALTCHIK, 2015). Espécies desse grupo são conhecidas por seus hábitos generalistas, ampla distribuição e tolerância à perturbações ambientais. Mecanismos fisiológicos adaptativos desse grupo devem estar por trás da sua capacidade de sobreviver sob variados fatores estressores, inclusive a salinidade.

*Scinax cretatus*, endêmico de planícies costeiras, foi encontrado ocupando bromélia na vegetação de mangue e a cerca de cinco metros da baía, em uma pequena poça, na ilha do Sapinho. Na referida poça observamos também eventos de reprodução e girinos dessa espécie.

Apenas em duas ilhas encontramos poças com salinidade maior do que zero: na Ilha da Formiga e na Ilha Pequena. Nos dois casos, as poças ficam bem próximas aos manguezais. Embora não tenhamos visto, provavelmente nas marés mais altas a água da baía deve invadir as poças, hipótese que nos foi confirmada pelos moradores locais e, no caso da Ilha Pequena, pela presença de peixes e camarões. As águas de origem pluvial, por sua vez, devem contrabalancear a salinidade. Na Ilha Pequena, trataram-se de três poças permanentes artificiais, remanescentes da atividade mineira. A salinidade nelas variou de 5 a 10 ppt. Na campanha em que medimos a salinidade, não encontramos nenhuma larva, nem adulto, de anfíbio nas poças, apenas *Leptodactylus* gr. *latrans* e *Pristimantis paulodutra* adultos nas imediações das poças. No entanto, em outra campanha nós registramos indivíduos adultos de *Dendropsophus minutus* e *Scinax* sp. em atividade de vocalização na vegetação às margens dessas poças, além de um indivíduo de *Leptodactylus* gr. *latrans* (não vocalizando).

Na Ilha da Formiga, das duas poças permanentes existentes, uma apresentou salinidade de 3 ppt e, a outra, zero. Ambas distam menos de cinco metros uma da outra e são paralelas à uma área de brejo temporário. Este brejo encharca-se com água de fortes chuvas, mas também sofre incursão das marés altas, conforme ratificado por um morador e como pudemos observar na campanha de maio de 2017. Nesta campanha, o brejo encontrava-se com 30 a 50 cm de água e havia adultos de *Dendropsophus minutus* em atividade na vegetação emergente. Apesar de não dispormos do refratômetro nessa campanha, notamos que a água era salobra ao paladar.

### 3.3 Biogeografia de ilhas

As ilhas apresentaram menor riqueza do que o continente, e as ilhas menores apresentaram menor riqueza do que as ilhas maiores (Tabela 4, Figura 16, Figura 23), seguindo, portanto um dos padrões mais conhecidos na Biogeografia (BROWN; LOMOLINO, 1998; MACARTHUR; WILSON, 1967).

Nos testes de correlação, apenas a área foi significativamente correlacionada com a riqueza (Tabela 7).

É sabido que a riqueza de espécies em ilhas aumenta com a diversidade de habitat e que, embora seja relacionada com a área da ilha, seu efeito pode ocorrer independentemente da área (HORTAL et al., 2009). Por exemplo, Bittencourt-Silva e Silva (2014) encontraram tanto efeito direto quanto indireto da diversidade de habitat sobre a riqueza de anuros em ilhas continentais, no estado do Rio de Janeiro. No presente estudo, embora esperássemos que a diversidade de habitats (Tabela 2) fosse correlacionada à área das ilhas (Tabela 3) e à riqueza das ilhas (Figura 16), e os valores de  $r$  para ambos os testes tenham sido altos e positivos, não foram significativos (Tabela 7). Acreditamos que isso se deveu ao  $N$  (número amostral) pequeno (cinco ilhas) ou à maneira como quantificamos a diversidade de habitats, por simples presença e ausência de categorias. Talvez seja mais explanatório fazer mensurações mais finas dos habitats, por exemplo, abundância e densidade de bromélias, quantidade e dimensão de corpos d'água, altura e densidade da vegetação etc.

A distância média da ilha para o continente foi significativamente correlacionada com a elevação máxima da ilha (Tabela 7). Essa correlação encontrada entre distância e elevação das ilhas é espúria, provavelmente se deveu à uma coincidência: as ilhas com distância média menor (ilhas da Formiga, Goió e Sapinho), são justamente as ilhas adjacentes à Península de Maraú e que foram formadas pelo depósito de sedimentos do Quaternário, juntamente com a formação da própria península, portanto tanto sua proximidade quanto seu baixo perfil altimétrico são decorrentes da sua formação geológica. Já as duas ilhas com maior elevação máxima (Ilha Pequena e Ilha Grande) possuem a mesma origem e estão ambas localizadas no centro da baía, portanto com maior distância média do continente.

Ao contrário do esperado, não houve correlação entre o grau de isolamento e a riqueza das ilhas (Tabela 7). Uma das previsões da Teoria da Biogeografia de Ilhas

é a relação inversa entre a riqueza de espécies e o isolamento da ilha, ou seja, quanto mais distante de uma fonte de colonizadores, menor a taxa de imigração e, conseqüentemente, menor a riqueza (MACARTHUR; WILSON, 1967). Porém, esse padrão foi estudado em ilhas oceânicas, as quais nascem vazias de biodiversidade, que cresce conforme chegam espécies imigrantes. Por outro lado, ilhas do tipo fragmento (inicialmente fazem parte de uma massa de terra maior e depois são isoladas por algum evento, como elevação do nível do mar ou inundação por uma represa) já iniciam com uma riqueza de espécies, a qual vai reduzindo com o passar do tempo, por eventos de extinção, no processo de relaxamento (WATSON, 2009). Nesses casos, o efeito do isolamento provavelmente torna-se menos importante em comparação com outros fatores como a diversidade de habitats e a área da ilha. Fortalecendo esta hipótese, estudos recentes sobre anfíbios de ilhas costeiras continentais (BITTENCOURT-SILVA; SILVA, 2014) e de anfíbios e lagartos de ilhas de reservatório artificial (LIMA et al., 2015; PALMEIRIM; VIEIRA; PERES, 2017), encontraram efeito significativo da área da ilha sobre a riqueza, mas nenhum efeito significativo do isolamento (distância ao continente) da ilha sobre a riqueza. Poderíamos levantar ainda outra hipótese: talvez a variação de graus de isolamento (distância à margem ou ao continente) em ilhas costeiras continentais e ilhas de reservatórios não seja suficiente para gerar diferenças detectáveis nas taxas de imigração.

Tabela 7 – Correlação de Pearson entre riqueza e variáveis das ilhas. Abaixo da diagonal, valores de  $r$  de Pearson; acima da diagonal, valores de  $p$ . Valores significativos ( $p < 0,05$ ) realçados em amarelo. Valores de  $r$ , das correlações significativas, realçados em rosa.

	Riqueza	Área (ha)	Elev. máx. (m)	Dist. méd. (km)	N habitats
Riqueza		0.0029371	0.17466	0.23959	0.050782
Área (ha)	0.98181		0.27598	0.29705	0.089855
Elev. Máx. (m)	0.71495	0.60865		0.01773	0.090467
Dist. méd. (km)	0.64534	0.588	0.93943		0.16849
N habitats	0.87706	0.81904	0.81821	0.72192	

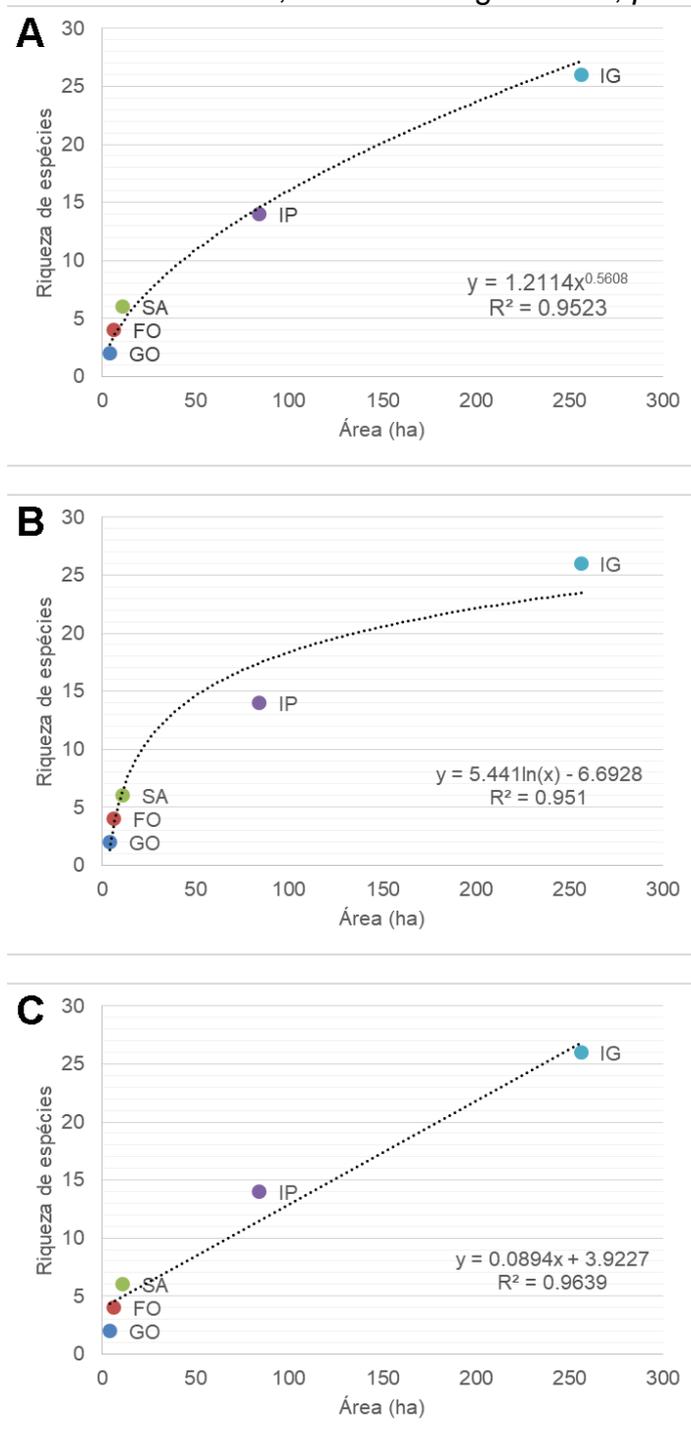
Fonte: Dados da pesquisa.

Os modelos de regressão, então, foram explorados somente para a relação entre riqueza e área das ilhas. Foram significativos os modelos de potência (Figura

25) logarítmico (Figura 25) e linear (Figura 25). O valor de  $R^2$  foi maior no modelo linear, mas por uma diferença diminuta (Figura 25). Provavelmente, o modelo linear apresentou um alto valor de  $R^2$  devido ao nosso pequeno N amostral. Matthews et al. (2016a) observaram uma relação inversa entre o número de ilhas e o poder explicativo no modelo linear, ou seja, quanto menor o número de ilhas no modelo mais a relação espécies-área se aproxima do formato linear.

Na maioria dos conjuntos de ilhas, o modelo de potência é o mais utilizado, e é o que melhor se ajusta aos dados (MATTHEWS et al., 2016a; TRIANTIS; GUILHAUMON; WHITTAKER, 2012). Uma vantagem adicional do modelo de potência é sua simplicidade: é dado por  $S = cA^z$ , onde S é a riqueza, A é a área, e c e z são parâmetros ajustados (TRIANIS; GUILHAUMONT; WHITTAKER, 2012). Entre as aplicações dos modelos de relação espécies-área figura a previsão de extinção de espécies conforme a perda de habitat, embora essa aplicabilidade das curvas de relação espécies-área tenha sido questionada recentemente (MATTHEWS et al., 2016b).

Figura 25 – Modelos para a relação espécies-área da herpetofauna das cinco ilhas estudadas na Baía de Camamu, Bahia, Brasil: A: Modelo de potência,  $p = 0,0045$ ; B: Modelo logarítmico,  $p = 0,0047$ ; C: Modelo linear,  $p = 0,0029$



Fonte: Dados da pesquisa.

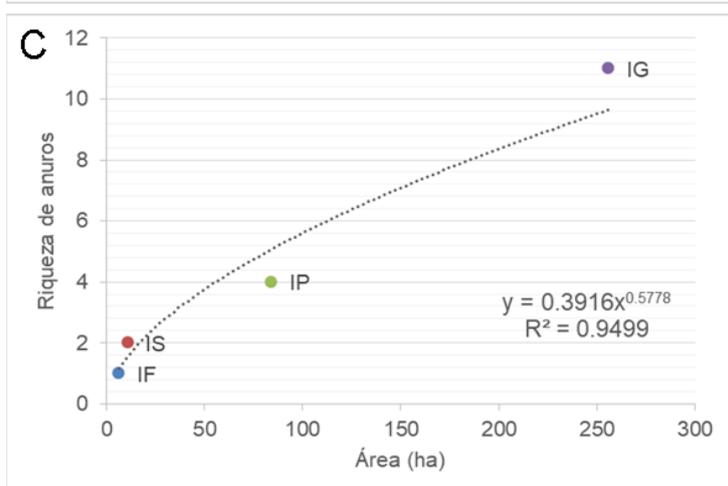
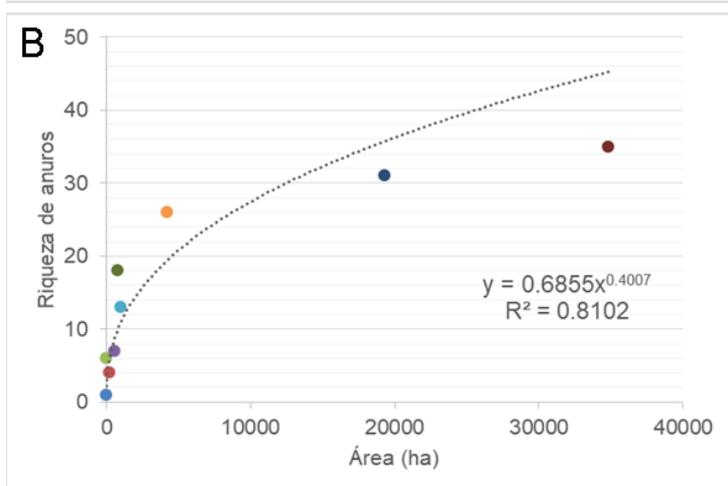
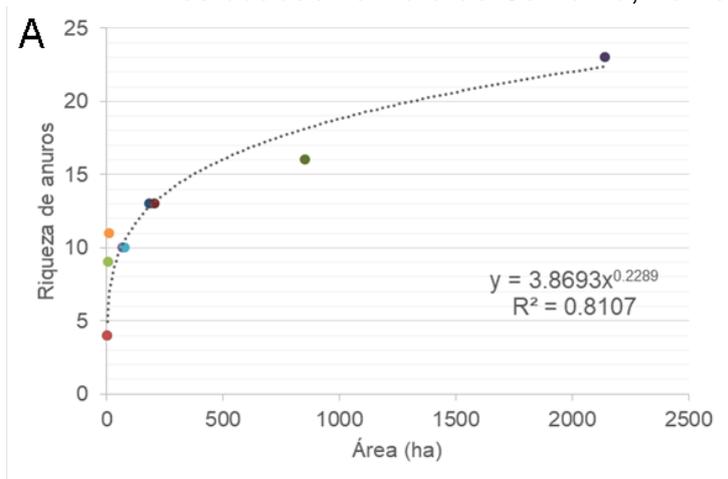
Legenda: FO: Ilha da Formiga; GO: Ilha do Goiό; IG: Ilha Grande; IP: Ilha Pequena; SA: Ilha do Sapinho.

A existênciade significado biológico nos parâmetros  $c$  e  $z$  tem sido longamente discutida e várias interpretações já foram propostas. Alguns autores argumentam que

esses parâmetros são simplesmente constantes ajustadas, sem significado biológico (CONNOR; MCCOY, 1979). Recentemente, o valor de  $c$  tem sido interpretado como uma medida de capacidade de suporte ou uma medida de diversidade independente da escala (MATTHEWS et al., 2016a; TRIANTIS; GUILHAUMON; WHITTAKER, 2012), e o valor de  $z$  tem sido interpretado como um indicativo dos processos que estabelecem a riqueza de espécies e padrões de composição (TRIANIS; GUILHAUMON; WHITTAKER, 2012). O valor de  $c$  diminui progressivamente de sistemas menos isolados (e.g. fragmentos de habitat, ilhas em reservatórios) para sistemas mais isolados (e.g. ilhas continentais, ilhas oceânicas), enquanto o valor de  $z$  aumenta progressivamente dos sistemas menos isolados para os mais isolados (MATTHEWS et al., 2016a; TRIANTIS; GUILHAUMON; WHITTAKER, 2012; WHITTAKER et al., 2017). Nós podemos observar isso comparando três conjuntos de dados de anurofauna insular no Brasil, um de ilhas no reservatório de Tucuruí, no Pará (LIMA et al., 2015) (**Erro! Fonte de referência não encontrada.** Figura 26), outro de ilhas continentais no litoral de Rio de Janeiro e São Paulo (BITTENCOURT-SILVA; SILVA, 2013, 2014) (Figura 29**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) e o nosso (Figura 29). O sistema das ilhas intra-continentais apresentou maior valor de  $c$  ( $\approx 3,87$ ) e menor valor de  $z$  ( $\approx 0,23$ ) (Figura 26) do que os sistemas das ilhas costeiras do RJ-SP ( $c \approx 0,68$ ;  $z \approx 0,40$ ; Figura 26) e da Bahia ( $c \approx 0,39$ ;  $z \approx 0,58$ ; Figura 26). Estranho, porém, é o maior valor de  $z$  e menor valor de  $c$  no conjunto de ilhas da Bahia, em relação ao do sudeste. Isso seria esperado caso as ilhas da Bahia formassem um sistema muito mais isolado do que o do sudeste, o que não é o caso. Isso poderia ser efeito do pequeno  $N$  e/ou da pequena amplitude de variação da área das ilhas, pois ambos tendem a elevar o valor de  $z$  (MATTHEWS et al., 2016a). Um terceiro fator de influência pode ser as diferentes naturezas das nossas ilhas, algumas são ilhas fragmento (ilhas Grande e Pequena) enquanto outras são ilhas *de novo* (ilhas da Formiga e do Sapinho). Como diferentes processos atuam na formação da fauna de ilhas fragmento e ilhas *de novo* (GRAHAM et al., 2017; WATSON, 2009) eles poderiam influenciar o valor de  $z$  de maneira distinta e, talvez, não seja mais adequado analisar ilhas com diferentes históricos de formação em conjunto.

Figura 26 – Modelos de potência para a relação espécies-área da anurofauna de: A: dez ilhas no reservatório de Tucuruí, Pará, Brasil; B: nove ilhas do litoral

dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil; C: quatro ilhas estudadas na Baía de Camamu, Bahia, Brasil



Fontes: A: Lima et al. (2015); B: Bittencourt-Silva; Silva (2013, 2014); C: presente estudo.

### 3.4 Distribuição e estado de conservação das espécies

Pouco mais da metade (54%) das espécies registradas nas áreas de estudo possuem distribuição que abarca outros biomas além da Mata Atlântica (Tabela 8, Figura 27). Apenas um sexto das espécies registradas são endêmicas das planícies costeiras: quatro anfíbios (*Aparasphenodon arapapa*, *Chiasmocleis cordeiroi*, *Ololygon melanodactyla* e *Scinax cretatus*) e três répteis (*Ameivula nativo*, *Gymnodactylus darwinii* e *Phyllopezus lutzae*). Uma parcela similar é fortemente associada, mas não endêmica: dois anfíbios (*Allobates olfersioides*, *Dendropsophus haddadi*) e cinco répteis (*Acanthochelys radiolata*, *Brasiliscincus agilis*, *Philodryas olfersii*, *Psychosaura macrorhyncha* e *Rhinoclemmys punctularia*). Mas a grande maioria das espécies ocorre igualmente em planície costeira e em áreas mais elevadas e afastadas da costa (Tabela 8, Figura 28).

Entre os anfíbios não endêmicos da Mata Atlântica, alguns têm distribuição ampla em todo o Brasil (e.g. *Dendropsophus minutus*, *Leptodactylus fuscus*, *Siphonops annulatus*), outros são típicos da Caatinga (*Dendropsophus oliveirai*, *Physalaemus albifrons*) e do Cerrado (*Boana raniceps*). Para explicar a presença de espécies típicas de Caatinga e Cerrado nas restingas da região Nordeste, Xavier, Guedes e Napoli (2015) evocam o período mais seco durante o Quaternário que teria promovido a conexão entre as planícies costeiras e as regiões internas de semi-árido, o que teria favorecido a expansão da distribuição daquelas espécies. Posteriormente, a retropicalização e reexpansão da Mata Atlântica teriam causado a disjunção das populações do interior e das restingas (XAVIER; GUEDES; NAPOLI, 2015).

Oliveira e Rocha (2015) lista seis espécies endêmicas de restingas: *Xenohyla truncata* (Izecksohn, 1959), *Ololygon agilis* (Cruz e Peixoto 1982), *Ololygon littoreus* Peixoto, 1988, *Rhinella pygmaea* (Myers e Carvalho, 1952), *Leptodactylus marambaiae* Izecksohn, 1976, e *Melanophryniscus setiba* Peloso, Faivovich, Grant, Gasparini, e Haddad, 2012. Todas da região sudeste. No entanto, a essa lista podem ser adicionadas as quatro espécies mencionadas anteriormente (*Aparasphenodon arapapa*, *Chiasmocleis cordeiroi*, *Ololygon melanodactyla* e *Scinax cretatus*). Rocha (2000) e Rocha e Van Sluys (2007) elencam oito espécies de répteis endêmicos de restingas, *Ameivula nativo* (Rocha, Bergallo e Peccinini-Seale, 1997), *Amphisbaena nigricauda* Gans, 1966, *Brasiliscincus caissara* (Reboucas-Spieker, 1974), *Glaucmastix abaetensis* (Reis Dias, Rocha e Vrcibradic, 2002), *Glaucmastix littoralis* (Rocha, Bamberg Araújo, Vrcibradic, 2000), *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938, *Tropidurus hygomi* Reinhardt e Lütken, 1861).

Rocha (2000) associa a taxa baixa de endemismos de répteis de restingas, em relação à taxa encontrada em outros habitats na Mata Atlântica, devido à natureza recente desses ambientes.

Nas ilhas da costa atlântica brasileira são conhecidas ao menos seis espécies de répteis endêmicas (*Amphisbaena ridleyi* Boulenger, 1890; *Bothrops alcatraz* Marques, Martins & Sazima, 2002; *B. insularis* (Amaral, 1921); *B. otavioi* Barbo, Grazziotin, Sazima, Martins & Sawaya, 2012; *B. sazimai* Barbo, Gasparini, Almeida, Zaher, Grazziotin, Gusmão, Ferrarini & Sawaya, 2016 e *Trachylepis atlantica* (Schmidt, 1945)) e nove espécies de anfíbios endêmicos insulares (*Chthonerpeton tremembe* Maciel, Leite, Silva-Leite, Leite, and Cascon, 2015; *Cycloramphus faustoi* Brasileiro, Haddad, Sawaya, and Sazima, 2007; *Hylodes fredí* Canedo and Pombal, 2007; *Leptodactylus marambaiae* Izecksohn, 1976; *Oloolygon alcatraz* (Lutz, 1973); *Oloolygon faivovichí* (Brasileiro, Oyamaguchi, and Haddad, 2007); *Oloolygon peixotoi* (Brasileiro, Haddad, Sawaya, and Martins, 2007); *Proceratophrys tupinamba* Prado and Pombal, 2008 e *Siphonops insulanus* Ihering, 1911), a grande maioria na região sudeste. Bittencourt-Silva e Silva (2013) mencionam ainda outras quatro possivelmente novas espécies de *Oloolygon* endêmicas de ilhas na costa do Rio de Janeiro. Não encontramos nenhuma espécie endêmica nas ilhas estudadas na Baía de Camamu. Vários fatores influenciam a taxa de especiação em ilhas, entre os quais: a área, a heterogeneidade ambiental, o grau de isolamento e a idade da ilha são os principais (KISEL; BARRACLOUGH, 2010). Assim, poderíamos inferir que a ausência de anfíbios e répteis endêmicos nas ilhas estudadas se deve à pequena área, a proximidade do continente e o tempo recente de isolamento. Não obstante, Bittencourt-Silva e Silva (2013) relataram a existência de um anuro endêmico na ilha de Itanhangá, que tem apenas 31 ha e dista 1,3 km do continente. A Ilha Pequena e a Ilha Grande de Camamu têm, respectivamente, o triplo e o óctuplo da área de Itanhangá e aproximadamente a mesma distância do continente.

Das 48 espécies identificadas a nível específico (26 anfíbios e 22 répteis), quarenta e seis (25 anfíbios e 21 répteis) foram avaliadas por pelo menos uma lista quanto ao seu estado de conservação (Tabela 8). A lista mais completa foi a nacional, do ICMBio, com as 46 espécies avaliadas. A lista da IUCN contou com apenas 26 espécies avaliadas (24 anfíbios e 2 répteis), severamente defasada em relação à avaliação dos répteis. Quanto à lista estadual da SEMA, só tivemos acesso ao número

de espécies em algum grau de ameaça: duas, um anfíbio (*Aparasphenodon arapapa*) e um réptil (*Ameivula nativo*).

A grande maioria das espécies avaliadas foi classificada como “pouco preocupante” (LC) tanto na lista da IUCN (81%) quanto na lista do ICMBio (91%). Entre as espécies que foram avaliadas em mais de uma lista, algumas tiveram diferença na classificação, o que provavelmente reflete o incremento na quantidade e qualidade de dados disponíveis sobre as espécies, visto que existe diferença temporal entre as avaliações: as avaliações da IUCN datam entre 1996 e 2014 (IUCN, 2008, 2017), a do ICMBio data de 2014, e a da SEMA data de 2017. *Aparasphenodon arapapa* não foi avaliado pela IUCN, pois só foi descrito em 2009. Foi classificado como “quase ameaçado” (NT) pelo ICMBio e como “em perigo” (EN) pela SEMA. *Physalaemus camacan* e *Phyllomedusa bahiana* foram alocadas na categoria “dados insuficientes” (DD) na lista da IUCN, e classificadas como LC na lista do ICMBio. *Acanthochelys radiolata* foi classificado como NT pela IUCN e como LC pelo ICMBio. Duas espécies não foram avaliadas em nenhuma das listas: *Ololygon melanodactyla*, descrita recentemente (2014), e *Hemidactylus mabouia*, uma espécie exótica.

Todas as espécies em alguma categoria de ameaça são endêmicas ou fortemente associadas aos habitats de planícies costeiras (Tabela 8).

Tabela 8 – Anfíbios e répteis das áreas estudadas, identificados a nível de espécie e sua classificação quanto ao endemismo, *status* de ameaça pela IUCN, pela avaliação nacional do ICMBio, e pela avaliação estadual da SEMA.

Espécie	End. MA	End. PC	IUCN	ICMBio	SEMA
ANFÍBIOS					
<i>Allobates olfersioides</i>	S	Ass	VU	VU	-
<i>Aparasphenodon arapapa</i>	S	S	-	NT	EN
<i>Aparasphenodon brunoi</i>	S	Ass	LC	LC	-
<i>Boana faber</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Boana raniceps</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Boana semilineata</i>	S	N	LC	LC	-
<i>Chiasmocleis cordeiroi</i>	S	S	DD	DD	-
<i>Dendropsophus branneri</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Dendropsophus elegans</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Dendropsophus haddadi</i>	S	Ass	LC	LC	-

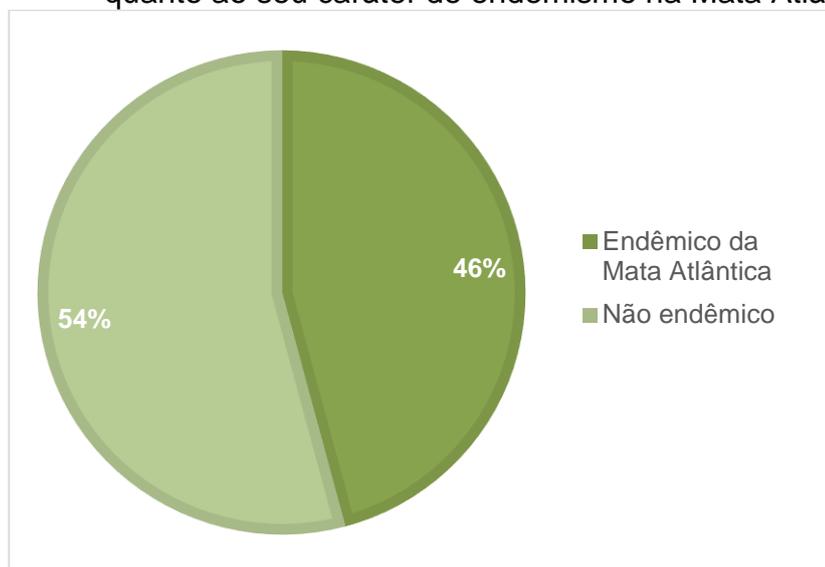
<i>Dendropsophus minutus</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Dendropsophus oliveirai</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	S	N	LC	LC	-
<i>Leptodactylus fuscus</i>	N	N	-	-	-
<i>Ololygon melanodactyla</i>	S	S	-	-	-
<i>Phyllodytes melanomystax</i>	S	N	LC	LC	-
<i>Phyllomedusa bahiana</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Physalaemus albifrons</i>	N	N	-	-	-
<i>Physalaemus camacan</i>	S	N	DD	LC	-
<i>Pristimantis paulodutra</i>	S	N	LC	LC	-
<i>Rhinella crucifer</i>	S	N	DD	LC	-
<i>Scinax cretatus</i>	S	S	LC	LC	-
<i>Scinax eurydice</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Siphonops annulatus</i>	N	N	LC	LC	-
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	S	N	LC	LC	-
RÉPTEIS					
<i>Acanthochelys radiolata</i>	N	Ass	NT	LC	-
<i>Ameiva ameiva</i>	N	N	-	LC	-
<i>Ameivula nativo</i>	S	S	-	EN	EN
<i>Boa constrictor</i>	N	N	-	LC	-
<i>Brasiliscincus agilis</i>	S	Ass	-	LC	-
<i>Chironius bicarinatus</i>	S	N	-	LC	-
<i>Coleodactylus meridionalis</i>	N	N	-	LC	-
<i>Erythrolamprus miliaris</i>	N	N	-	LC	-
<i>Eunectes murinus</i>	N	N	-	LC	-
<i>Gymnodactylus darwinii</i>	S	S	-	LC	-
<i>Hemidactylus mabouia</i>	N	N	-	-	-
<i>Kentropyx calcarata</i>	N	N	-	LC	-
<i>Leptophis ahaetulla</i>	N	N	-	LC	-
<i>Norops fuscoauratus</i>	N	N	-	-	-
<i>Norops ortonii</i>	N	N	-	LC	-
<i>Oxyrhopus petolaris</i>	N	N	-	LC	-
<i>Philodryas olfersii</i>	S	Ass	-	LC	-

<i>Phyllopezus lutzae</i>	S	S	-	LC	-
<i>Psychosaura macrorhyncha</i>	S	Ass	-	LC	-
<i>Rhinoclemmys punctularia</i>	N	Ass	-	LC	-
<i>Tantilla melanocephala</i>	N	N	-	LC	-
<i>Tropidurus torquatus</i>	N	N	-	LC	-

Fonte: Dados da pesquisa e Almeida-Gomes et al. (2012); Argôlo (2004); Dias; Vargem; Rocha (2003); Dutra et al. (2011); Drüke; Rödder (2017); Marques; Eterovic; Sazima (2004); Haddad et al. (2013); IUCN (2017); ICMBio (2014); Oliveira; Rocha (2015); Pritchard; Trebbau (1984); Rocha; Vrcibradic, (1998); Rocha (2000); SEMA (2017); Vrcibradic; Rocha (1996); Wariss; Isaac; Pezzuti (2012).

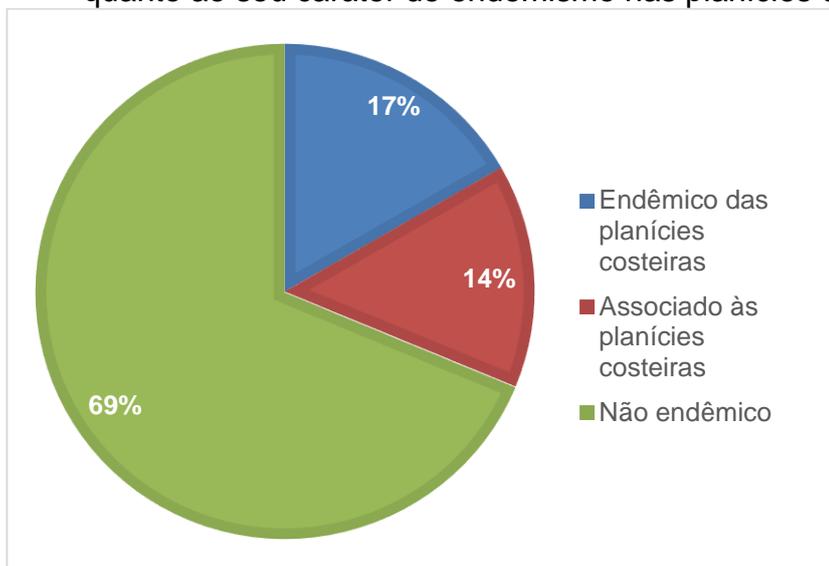
Legenda: End. MA: endêmico da Mata Atlântica; End. PC: endêmico de planícies costeiras; S: sim; N: não; Ass: não endêmico, mas fortemente associado; DD: dados insuficientes; EM: em perigo; LC: pouco preocupante; NT: quase ameaçada; VU: vulnerável; -: não avaliado ou dado não disponível.

Figura 27 – Anfíbios e répteis da Península de Marau e ilhas da Baía de Camamu, quanto ao seu caráter de endemismo na Mata Atlântica.



Fonte: Dados da pesquisa e Almeida-Gomes et al. (2012); Argôlo (2004); Dias; Vargem; Rocha (2003); Dutra et al. (2011); Drüke; Rödder (2017); Marques; Eterovic; Sazima (2004); Haddad et al. (2013); IUCN (2017); ICMBio (2014); Oliveira; Rocha (2015); Pritchard; Trebbau (1984); Rocha; Vrcibradic, (1998); Rocha (2000); SEMA (2017); Vrcibradic; Rocha (1996); Wariss; Isaac; Pezzuti (2012).

Figura 28 – Anfíbios e répteis da Península de Marau e ilhas da Baía de Camamu, quanto ao seu caráter de endemismo nas planícies costeiras.



Fonte: Dados da pesquisa e Almeida-Gomes et al. (2012); Argôlo (2004); Dias; Vargem; Rocha (2003); Dutra et al. (2011); Drüke; Rödder (2017); Marques; Eterovic; Sazima (2004); Haddad et al. (2013); IUCN (2017); ICMBio (2014); Oliveira; Rocha (2015); Pritchard; Trebbau (1984); Rocha; Vrcibradic, (1998); Rocha (2000); SEMA (2017); Vrcibradic; Rocha (1996); Wariss; Isaac; Pezzuti (2012).

Alguns comentários precisam ser feitos sobre *Allobates offersioides*. Até o ano de 2006 eram reconhecidas quatro espécies de *Allobates* na Mata Atlântica: *A. alagoanus* (Bokermann, 1967), *A. capixaba* (Bokermann, 1967), *A. carioca* (Bokermann, 1967) e *A. offersioides* (Lutz, 1925). Verdade e Rodrigues (2007) revisaram esse grupo e, baseados em caracteres morfológicos, sinonimizaram todas sob o nome de *A. offersioides*. Na lista da União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN), *A. offersioides* foi classificado como vulnerável (VERDADE, 2010). Entretanto, durante a avaliação do ICMBio os sinônimos *A. alagoanus* (Bokerman, 1967) e *A. capixaba* (Bokerman, 1967) foram tratados como espécies válidas e avaliadas separadamente (HADDAD et al., 2016a). Em recente trabalho sobre a bioacústica da espécie, Forti et al. (2017) observaram diferenças entre os cantos de anúncio das populações da região sudeste e da região nordeste, indicando que pelo menos três das espécies sinonimizadas podem ser válidas. No entanto, nenhuma mudança taxonômica foi publicada para revalidar esses nomes. Portanto, nós consideramos *A. offersioides* como consenso atual (FROST, 2018). No litoral norte da Bahia, Tinoco et al. (2008) observaram forte associação entre *A. offersioides* e bromélias, o que, segundo eles, indicaria que essa espécie estaria entre as mais

ameaçadas pela perda de habitat naquela região. No Rio de Janeiro, algumas populações apresentam indícios de infecção por quitrídio (CARNAVAL et al., 2006), mas a principal ameaça também é a perda de habitat (HADDAD et al., 2016b). Na Península de Maraú nós observamos *A. offersioides* em fragmentos de floresta de restinga inundável, associados à serapilheira e entre raízes de árvores, mas não em bromélias. Não há na literatura informação sobre o tamanho mínimo de habitat necessário para manter populações viáveis de *A. offersioides*, mas nós encontramos a espécie em atividade em fragmentos tão pequenos quanto 7,3 ha e 4,5 ha, isolados por uma matriz de vegetação herbácea, brejos de restinga temporários e estradas de terra. Também não há dados sobre a capacidade de dispersão da espécie. Estudos de genética de populações são necessários para esclarecer essas questões e ajudar a entender como a fragmentação pode estar afetando, ou não, a espécie na região.

Apesar de a maioria das espécies não estar atualmente alocada em uma categoria de ameaça, é importante fazer uma ressalva, particularmente no que tange às espécies típicas de planícies costeiras e ilhas. Com o advento das mudanças climáticas e a consequente elevação do nível do mar, espécies exclusivas ou fortemente associadas à costa podem estar sob grande ameaça futura de perda de habitat, a qual não é levada em conta nas avaliações de *status* de ameaça nem nos planos de conservação (OLIVEIRA; RÖDDER; TOLEDO, 2016). Inclusive, é provável que algumas espécies de anfíbios avaliadas como não-ameaçadas poderiam ter seu *status* de ameaça alterado, ao se levar em conta o aumento do nível do mar (OLIVEIRA; RÖDDER; TOLEDO, 2016). Em um dos primeiros estudos sobre os possíveis impactos do aumento do nível do mar sobre a biodiversidade insular, Bellard, Leclerc e Courchamp (2013) avaliaram espécies endêmicas de plantas e vertebrados (inclusive anfíbios e répteis) de 10 *hotspots* de biodiversidade insulares (ilhas do: Caribe, Japão, Filipinas, Melanésia, Polinésia-Micronésia, Sonda, Wallacea, Nova Caledônia, Nova Zelândia, Madagascar e do oceano Índico). Segundo esses autores, entre 6 % e 19 % das 4447 ilhas consideradas no estudo ficariam inteiramente submersas nos cenários aventados (aumento de 1 a 6 metros no nível do mar). No pior cenário considerado (6 m), seriam comprometidas mais de 300 espécies endêmicas, incluindo 18 espécies de répteis e seis de anfíbios. Os autores ressaltam, porém, que esses números devem ser vistos com cautela, levando-se em conta que eles utilizaram um método simplista para estimar as espécies afetadas (BELLARD; LECLERC; COURCHAMP, 2013). Posteriormente, Oliveira, Rödder e Toledo (2016)

investigaram os impactos do efeito combinado da elevação do nível do mar e das mudanças climáticas sobre a disponibilidade de habitat para 123 espécies de anuros insulares e costeiros do mundo (21 do Brasil), com distribuição abaixo de 100 m de altitude. Eles estimaram que 86 % (106 espécies) das espécies avaliadas sofreriam alguma perda de habitat em algum grau. Essa perda seria de mais de 10 % para pelo menos 28 espécies e chegaria a 100 % de perda de habitat para quatro espécies (OLIVEIRA; RÖDDER; TOLEDO, 2016). Subsequentemente, Oliveira et al. (2016) modelaram a distribuição potencial de 19 espécies de anuros de planícies costeiras continentais do Brasil, em dois cenários (moderado e extremo) com efeito combinado de aquecimento global e aumento do nível do mar. Os resultados foram divergentes, indicando expansão de áreas adequadas para oito a nove espécies e a retração de áreas para 10 a 11 espécies. Entre as espécies avaliadas, duas ocorrem na Península de Maraú: *Aparasphenodon arapapa* e *Scinax cretatus*. Nos dois cenários modelados, foi estimada uma expansão de habitats adequados para *Aparasphenodon arapapa*, enquanto que para *Scinax cretatus*, o modelo previu uma retração de área em um dos cenários e uma expansão em outro (OLIVEIRA et al., 2016). É importante ressaltar (e os próprios autores o fazem), que o método de modelagem realizada por esses autores leva em conta apenas dados climáticos, não considerando a influência das interações bióticas e outras exigências ecológicas das espécies e, portanto, é uma abordagem simplista. Por exemplo, *Aparasphenodon arapapa* é uma espécie bromelígena, i.e. tem todo seu ciclo de vida atrelado às bromélias, logo, a sua ocorrência é totalmente dependente da ocorrência dessas plantas – não importa quão adequadas sejam as variáveis climáticas, sem bromélias não há *A. arapapa*. O mesmo se aplica a outras espécies bromelígenas, como as espécies do gênero *Phyllodytes* e algumas do gênero *Ololygon* (como *O. melanodactyla*), e a espécies bromelícolas. Além disso, devido à intensa transformação do habitat pela ocupação humana, a área efetivamente habitável pelas espécies pode na verdade ser apenas uma parcela da área total estimada pela modelagem.

#### **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O estudo aqui apresentado representa um primeiro passo para preencher as lacunas de conhecimento sobre a herpetofauna dos frágeis ambientes costeiros e insulares no sul da Bahia. As novas informações sobre história natural e distribuição de espécies aqui apresentadas sinalizam que ainda sabemos pouco sobre nossas ilhas e planícies costeiras. Trabalhos de base como este são fundamentais para subsidiar análises ecológicas e biogeográficas de modelagem e planejamentos de conservação.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, R. O. de; NAPOLI, M. F.; TREVISAN, C. C.; CAMARDELLI, M.; DÓRIA, T. A. F.; SILVA, L. M. The tadpole of *Scinax melanodactyla* (Loureço, Luna & Pombal Jr, 2014)(Amphibia, Anura, Hylidae). **Zootaxa**, v. 3981, n. 3, p. 430–436, 2015.
- ALMEIDA-GOMES, M.; VRCIBRADIC, D.; MAIA-CARNEIRO, T.; ROCHA, C. F. D. Diet and endoparasites of the lizard *Gymnodactylus darwini* (Gekkota, Phyllodactylidae) from an Atlantic Rainforest area in southeastern Brazil. **Biotemas**, v. 25, n. 1, 2012. Disponível em: <<https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/20018>>.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES-SILVA, R.; SILVA, H. R. da. Life in bromeliads: Reproductive behaviour and the monophyly of the *Scinax perpusillus* species group (Anura: Hylidae). **Journal of Natural History**, v. 43, n. 3–4, p. 205–217, 2009.
- ANDRADE, E. B. de; JÚNIOR, T. B. L.; JÚNIOR, J. M. a. L.; LEITE, J. R. S. a. Predation by native fish and feeding by crab species on *Leptodactylus macrosternum* ( Anura : Leptodactylidae ) in northeastern , Brazil. **Herpetology Notes**, v. 5, n. May, p. 173–175, 2012.
- ARGÔLO, A. J. S. **As serpentes dos cacauais do sudeste da Bahia**. Ilhéus: Editus, 2004.
- AYRES, M.; AYRES J. R., M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. **BIOESTAT – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. Ong Mamirauá. Belém, PA, 2007.
- AZEVEDO, N.H.; MARTINI, A.M.Z.; OLIVEIRA, A.A.; SCARPA, D.L.; PETROBRAS:USP, IB, LabTrop/Bioln (org.). **Ecologia na restinga: uma sequência didática argumentativa**. 1ed. São Paulo: Edição dos autores, Janeiro de 2014. 140p.
- BARBO, F. E.; GASPARINI, J. L.; ALMEIDA, A. P.; ZAHER, H.; GRAZZIOTIN, F. G.; GUSMÃO, R. B.; FERRARINI, J. M. G.; SAWAYA, R. J. Another new and threatened species of lancehead genus *Bothrops* (Serpentes, Viperidae) from Ilha dos Franceses, Southeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 4097, n. 4, p. 511–529, 2016.
- BARBO, F. E.; GRAZZIOTIN, F. G.; SAZIMA, I.; MARTINS, M.; SAWAYA, R. J. A New and Threatened Insular Species of Lancehead from Southeastern Brazil. **Herpetologica**, v. 68, n. 3, p. 418–429, 2012. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1655/HERPETOLOGICA-D-12-00059.1>>.
- BARNOSKY, A. D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G. O. U.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T. B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J. L.; LINDSEY, E. L.; MAGUIRE, K. C.;

OTHERS. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51–57, 2011.

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**, v. 63, n. 4, p. 459–471, 2007.

BELLARD, C.; LECLERC, C.; COURCHAMP, F. Impact of sea level rise on the 10 insular biodiversity hotspots. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 2, p. 203–212, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/geb.12093>>.

BITTENCOURT-SILVA, G. B.; SILVA, H. R. Insular Anurans (Amphibia: Anura) of the coast of Rio de Janeiro, Southeast, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 2, p. 225–234, 2013.

BITTENCOURT-SILVA, G. B.; SILVA, H. R. Effects of fragmentation and sea-level changes upon frog communities of land-bridge islands off the southeastern coast of Brazil. **PloS one**, v. 9, n. 7, p. e103522, 2014.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O corredor central da mata atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade** / Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica. – Brasília : Ministério do Meio Ambiente; Conservação Internacional. 46 pp. 2006.

BROWN JH; LOMOLINO MV. **Biogeography**. Sinauer Press, Sunderland. 1998.

BROWN, R. M. Frogs. In: GILLESPIE, R. G.; CLAGUE, D. A. **Encyclopedia of Islands**. Berkeley, Los Angeles, London: University of California Press, 2009.

CAMPOS, F. S.; BRITO, D.; SOLÉ, M. Diversity patterns, research trends and mismatches of the investigative efforts to amphibian conservation in Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1873–1886, 2014.

CARNAVAL, A. C. O. de Q.; PUSCHENDORF, R.; PEIXOTO, O. L.; VERDADE, V. K.; RODRIGUES, M. T. Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest. **EcoHealth**, v. 3, n. 1, p. 41–48, 2006.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729–740, 2000.

CENTENO, F. D. C.; SAWAYA, R. J.; MARQUES, O. A. V. Snake assemblage of Ilha de São Sebastião, southeastern Brazil: comparison to mainland. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 0–0, 2008.

CHAO, A.; CHIU, C. H. Species Richness: Estimation and Comparison. **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**, p. 1–26, 2016. Disponível em:

<<http://doi.wiley.com/10.1002/9780470015902.a0026329>>.

CHAO, A., MA, K. H., HSIEH, T. C. AND CHIU, C. H. Online Program SpadeR (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R). Program and User's Guide. 2015. Disponível em: [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/)

CHAO, A., MA, K. H., AND HSIEH, T. C. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide. 2016. Disponível em: [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/)

CHIU, C. H.; WANG, Y. T.; WALTHER, B. A.; CHAO, A. An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified good-turing frequency formula. **Biometrics**, v. 70, n. 3, p. 671–682, 2014.

CICCHI, P. J. P.; SERAFIM, H.; SENA, M. A. de; CENTENO, F. da C.; JIM, J. Herpetofauna em uma área de Floresta Atlântica na Ilha Anchieta, município de Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 201–212, 2009. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1676-06032009000200019&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032009000200019&lng=pt&tlng=pt)>.

COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S.-Y.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L.; LONGINO, J. T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of plant ecology**, v. 5, n. 1, p. 3–21, 2012.

CONNOR, E. F.; MCCOY, E. D. The Statistics and Biology of the Species-Area Relationship. **The American Naturalist**, v. 113, n. 6, p. 791–833, 1979. Disponível em: <<http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/283438>>.

COSTA, H.C; BÉRNILS, R.S. Répteis brasileiros: lista de espécies 2015. **Herpetologia Brasileira** - Volume 4 - Número 3 - Novembro de 2015

DABÉS, L.; BONFIM, V. M. G.; NAPOLI, M. F.; KLEIN, W. Water Balance and Spatial Distribution of an Anuran Community from Brazil. **Herpetologica**, v. 68, n. 4, p. 443–455, 2012. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1655/HERPETOLOGICA-D-10-00058>>.

DIAS, E. J. dos R.; VARGEM, M. M. F.; ROCHA, C. F. D. da. Coleodactylus meridionalis Diet. **Herpetological Review**, v. 34, n. 2, p. 142–143, 2003.

DIAS, E. J. R.; ROCHA, C. F. D. Habitat structural effect on Squamata fauna of the restinga ecosystem in Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 359–371, 2014.

DIAS, I. R.; MEDEIROS, T. T.; NOVA, M. F. V.; SOLÉ, M. Amphibians of Serra Bonita, southern Bahia: a new hotspot within Brazil's Atlantic Forest hotspot. **ZooKeys**, n.

449, p. 105, 2014.

DIAS, I. R.; MIRA-MENDES, C. V. de; SOLÉ, M. Rapid inventory of herpetofauna at the APA (Environmental protection area) of the Lagoa Encantada and Rio Almada, Southern Bahia, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 7, n. November, p. 627–637, 2014.

DODD C.K., Jr. Diversity and similarity. Pp. 321-337. In C.K. Dodd, Jr. ed., **Amphibian Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques**. Oxford University Press, Oxford. 2010.

DO VALLE, M. F.; MARQUES, R.; TINÔCO, M. S. Filling gaps in the disjunct distribution of *Rhinoclemmys punctularia* (Daudin, 1801) (testudines: Geoemydidae) and first record from Bahia state, Northeast Brazil. **Check List**, v. 12, n. 4, 2016.

DOMINGUEZ, J. M. L.; CORRÊA-GOMES, L. C. **Costa do Dendê: avaliação da potencialidade mineral e subsídios ambientais para o desenvolvimento sustentável dos municípios de Costa do Dendê**. 2. ed. Salvador: CBPM, 2011.

DRÜKE, Y.; RÖDDER, D. Feeding ecology of the invasive gecko species *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnès, 1818) (Sauria: Gekkonidae) in São Sebastião (Brazil). **Bonn zoological Bulletin**, v. 66, n. 1, p. 85–93, 2017.

DUELLMAN, W. E. Patterns of Species Diversity in Anuran Amphibians in the American Tropics. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, n. 1, p. 79–104, 1988. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2399467>>.

DUELLMAN, W. E.; MARION, A. B.; HEDGES, S. B. Phylogenetics, classification, and biogeography of the treefrogs (Amphibia: Anura: Arboranae). **Zootaxa**. v. 4104, p. 1-109, 2016.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. New York: McGraw-Hill, 1986.

DUTRA, G. F.; SIQUEIRA, C. C.; VRCIBRADIC, D.; KIEFER, M. C.; ROCHA, C. F. D. Plant Consumption of Insular and Mainland Populations of a Tropical Lizard. **Herpetologica**, v. 67, n. 1, p. 32–45, 2011.

FROST D.R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0 (Date of access). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA. 2018.

FEIO, R. N.; CARAMASCHI, U. Contribuição ao Conhecimento da Herpetofauna do Nordeste do Estado de Minas Gerais, Brasil. **Phyllomedusa**, v. 1, n. 2, p. 105–111, 2002.

FERREIRA, R. B.; FAIVOVICH, J.; BEARD, K. H.; POMBAL, J. P. The First

Bromeligenous Species of *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from Brazil's Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, 2015.

FERREIRA, R. B.; LOURENÇO-DE-MORAES, R.; TEIXEIRA, R. L.; BEARD, K. H. Frogs associated with bromeliads in an abandoned cacao plantation in northeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology Parasitology Research**, v. 12, n. 101, p. 627–628, 2016.

FERREIRA, R. B.; TONINI, J. F. R. Living holed: *Leptodactylus Latrans* occupying crabs' burrows. **Herpetology Notes**, v. 3, n. 1, p. 237–238, 2010.

FORTI, L. R.; DA SILVA, T. R. Á.; TOLEDO, L. F. The acoustic repertoire of the atlantic forest rocket frog and its consequences for taxonomy and conservation (*Allobates aromobatidae*). **ZooKeys**, v. 2017, n. 692, p. 141–153, 2017.

FREIRE, E. M. X. Estudo ecológico e zoogeográfico sobre a fauna de lagartos (Sauria) das dunas de Natal, Rio Grande do Norte e da Restinga de Ponta de Campina, Cabedelo, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 13, n. 4, p. 903–921, 1996.

FREITAS, M. A. **Distribuição Geográfica, História Natural E Avaliação Do Status De Conservação Da Jaracuçu-Tapete, Bothrops pirajai Amaral, 1923**. 2008. Universidade Estadual de Santa Cruz, 2008. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/39902/0 2011.1>>.

GAREY, M. V.; COSTA, T. R. N.; DE LIMA, A. M. X.; TOLEDO, L. F.; HARTMANN, M. T. Advertisement call of *Scinax littoralis* and *S. angrensis* (Amphibia: Anura: Hylidae), with notes on the reproductive activity of *S. littoralis*. **Acta Herpetologica**, v. 7, n. 2, p. 297–308, 2012.

GONDIM-SILVA, F. A. T.; ANDRADE, A. R. S.; ABREU, R. O.; NASCIMENTO, J. S.; CORRÊA, G. P.; MENEZES, L.; TREVISAN, C. C.; CAMARGO, S. S.; NAPOLI, M. F. Composition and diversity of anurans in the Restinga of the Conde municipality, northern coast of the state of Bahia, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 3, 2016.

GRAHAM, N. R.; GRUNER, D. S.; LIM, J. Y.; GILLESPIE, R. G. Island ecology and evolution: challenges in the Anthropocene. **Environmental Conservation**, v. 44, n. 2017, p. 1–13, 2017.

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

HADDAD CFB, TOLEDO LF, PRADO CPA, LOEBMANN D, GASPARINI JL, SAZIMA I. **Guide to the Amphibians of the Atlantic Forest: Diversity and Biology**. Anolisbooks, São Paulo, 544 pp. 2013.

HADDAD CFB, SEGALLA MV, BATAUS YSL, UHLIG VM, BATISTA FRQ, GARDA A, HUDSON AA, CRUZ CAG, STRÜSMANN C, BRASILEIRO CA, SILVANO DL, NOMURA F, PINTO HBA, AMARAL IB, GASPARINI JLR, LIMA LP, MARTINS MRC, HOOGMOED MS, COLOMBO P, VALDUJO PH, GARCIA PCA, FEIO RN, BRANDÃO RA, BASTOS RP, CARAMASCHI U (2016a) **Avaliação do Risco de Extinção de *Allobates alagoanus* (Bokermann, 1967)**. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. 2016a. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7668-anfibios-allobates-alagoanus.html>

HADDAD, C. F. B., SEGALLA, M. V., BATAUS, Y. S. L., UHLIG, V. M., BATISTA, F. R. Q., GARDA, A., HUDSON, A. A., CRUZ, C. A. G., STRÜSMANN, C., BRASILEIRO, C. A., SILVANO, D. L., NOMURA, F., PINTO, H. B. A., AMARAL, I. B., GASPARINI, J. L. R., LIMA, L. P., MARTINS, M. R. C., HOOGMOED, M. S., COLOMBO, P., VALDUJO, P. H., GARCIA, P. C. A., FEIO, R. N., BRANDÃO, R. A., BASTOS, R. P. & CARAMASCHI, U. **Avaliação do Risco de Extinção de *Allobates olfersioides* (A. Lutz, 1925)**. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. 2016b. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7498-anfibios-allobates-olfersioides.html>

HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L.-A. C.; FOSTER, M. S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians**. [s.l.] Smithsonian Institution Press, 1994.

HOFFMAN, J. Physiological response of *Bufo viridis* (Laurenti, 1768) populations across an aridity gradient. **Alytes**, v. 30, n. February 2013, p. 33–41, 2014. Disponível em: [http://www.amphibians.org/wp-content/uploads/2013/09/Alytes\\_20140131\\_hoffman.pdf](http://www.amphibians.org/wp-content/uploads/2013/09/Alytes_20140131_hoffman.pdf).

HOPKINS, G. R.; BRODIE, E. D. Occurrence of Amphibians in Saline Habitats: A Review and Evolutionary Perspective. **Herpetological Monographs**, v. 29, n. 1, p. 1–27, 2015.

HORTAL, J.; DE BELLO, F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; LEWINSOHN, T. M.; LOBO, J. M.; LADLE, R. J. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 523–549, 2015.

HORTAL, J.; TRIANTIS, K. A. A.; MEIRI, S.; THÉBAULT, E.; SFENTHOURAKIS, S. Island Species Richness Increases with Habitat Diversity. **The American Naturalist**, v. 174, n. 6, p. E205–E217, 2009. Disponível em: <http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/645085>.

HUGHES, D. F.; MESHAKA JR., W. E.; VAN BUURT, G. The Superior Colonizing Gecko *Hemidactylus mabouia* on Curacao: Conservation Implications for the Native Gecko *Phyllodactylus martini*. **Journal of Herpetology**, v. 49, n. 1, p. 60–63, 2015.

HYDROS (Engenharia e Planejamento LTDA). **Diagnóstico Ambiental da APA da Baía de Camamu – Versão Final**. SEMARH. 2005.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2º ed. Rio de Janeiro: IBGE. 271 pp. 2012.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Avaliação do Risco de Extinção da Fauna Brasileira**. 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/avaliacao-do-risco-de-extincao>

INEMA – Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Mapa de áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade**. 2014. Disponível em: <http://www.inema.ba.gov.br/servicos/mapas-tematicos/>

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990. 2009. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas>

IUCN, Conservation International, and NatureServe. 2008. An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List <[www.iucnredlist.org/amphibians](http://www.iucnredlist.org/amphibians)>. Downloaded on 6 October 2008.

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. *Siphonops annulatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T59593A43784684. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T59593A43784684.en>.

IUCN – International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 19 January 2018.

KISEL, Y.; BARRACLOUGH, T. G. Speciation Has a Spatial Scale That Depends on Levels of Gene Flow. **The American Naturalist**, v. 175, n. 3, p. 316–334, 2010. Disponível em: <<http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/650369>>.

LAMKIN, M.; MILLER, A. I. On the challenge of comparing contemporary and deep-time biological-extinction rates. **BioScience**, v. 66, n. 9, p. 785–789, 2016.

LANTYER-SILVA, A. S. F.; CORRECHER, E. V.; TRIPODI, S.; SOLÉ, M. Clutch size and oviposition site of *Kentropyx calcarata* Spix, 1825 in southern Bahia, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 5, n. October, p. 459–462, 2012.

LEES, A. C.; PIMM, S. L. Species, extinct before we know them? **Current Biology**, v. 25, n. 5, p. R177–R180, 2015.

LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; LOSS, A. C.; ROCHA, R. G.; BATALHA-FILHO, H.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S.; FAGUNDES, V.; PARESQUE, R.; PASSAMANI, M.; PARDINI, R. Neotropical forest expansion during the last glacial period challenges refuge hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 4, p. 1008–1013, 2016. Disponível em:

<<http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1513062113>>.

LIMA, J. R.; GALATTI, U.; LIMA, C. J.; FÁVERI, S. B.; VASCONCELOS, H. L.; NECKEL-OLIVEIRA, S. Amphibians on Amazonian land-bridge islands are affected more by area than isolation. **Biotropica**, v. 47, n. 3, p. 369–376, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/btp.12205>>.

LOMOLINO, M. V. Conservation Biogeography. In: LOMOLINO, M. V.; HEANEY, L. R. (Ed.). **Frontiers of Biogeography**. [s.l.] Sinauer, 2004. p. 293–296.

LOURENÇO, A. C. C.; LUNA, M. C.; POMBAL JR., J. P. A new species of the *Scinax catharinae* Group (Anura: Hylidae) from Northeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 3889, n. 2, p. 259–276, 2014a.

LOURENÇO, A. C. C.; ZINA, J.; CATROLI, G. F.; KASAHARA, S.; FAIVOVICH, J.; HADDAD, C. F. B. A new species of the *Scinax catharinae* group (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 4154, n. 4, p. 415–435, 2016.

LOURENÇO-DE-MORAES, R.; FERREIRA, R. B.; FOUQUET, A.; BASTOS, R. P. A new diminutive frog species of *Adelophryne* (Amphibia: Anura: Eleutherodactylidae) from the Atlantic Forest, southeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 3846, n. 3, p. 348–360, 2014.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p. 2004.

MARQUES, O. A. V.; ETEROVIC, A.; SAZIMA, I. **Snakes of Brazilian Atlantic Forest**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2004.

MARQUES, R.; MEBERT, K.; FONSECA, É.; RÖDDER, D.; SOLÉ, M.; TINÔCO, M. S. Composition and natural history notes of the coastal snake assemblage from Northern Bahia, Brazil. **ZooKeys**, v. 2016, n. 611, p. 93–142, 2016.

MARQUES, R.; RÖDDER, D.; SOLÉ, M.; TINÔCO, M. S. Diversity and habitat use of snakes from the coastal Atlantic rainforest in northeastern Bahia, Brazil. **Salamandra**, v. 53, n. 1, p. 34–43, 2017.

MARTIN, L.; BITTENCOURT, A. C. S. P.; VILAS-BOAS, G. S.; FLEXOR, J.-M. **Mapa geológico do Quaternário costeiro do estado da Bahia - 1:250.000 - Texto Explicativo**. Salvador: Secretaria das Minas e Energia/Coordenação da Produção Mineral, 1980.

MATTHEWS, T. J.; GUILHAUMON, F.; TRIANTIS, K. A.; BORREGAARD, M. K.; WHITTAKER, R. J. On the form of species–area relationships in habitat islands and true islands. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 7, p. 847–858, 2016a.

MATTHEWS, T. J.; TRIANTIS, K. A.; RIGAL, F.; BORREGAARD, M. K.; GUILHAUMON, F.; WHITTAKER, R. J. Island species-area relationships and species accumulation curves are not equivalent: An analysis of habitat island datasets. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 5, p. 607–618, 2016b.

MEASEY, G. J.; VENCES, M.; DREWES, R. C.; CHIARI, Y.; MELO, M.; BOURLES, B. Freshwater paths across the ocean: Molecular phylogeny of the frog *Ptychadena newtoni* gives insights into amphibian colonization of oceanic islands. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 1, p. 7–20, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01589.x>>.

MIRANDA, J. P.; COSTA, J. C. L.; ROCHA, C. F. D. Reptiles from Lençóis Maranhenses National Park, Maranhão, northeastern Brazil. **ZooKeys**, v. 246, p. 1–68, 2012.

MOREIRA, L. F. B.; KNAUTH, D. S.; MALTCHIK, L. Intermittently Closed Estuaries and Tadpole Communities: Influence of Artificial Breaching. **Estuaries and Coasts**, v. 38, n. 3, p. 979–987, 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s12237-014-9852-z>>.

MOURA, M. R.; MOTTA, A. P.; FERNANDES, V. D.; FEIO, R. N. Herpetofauna da Serra do Brigadeiro, um remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 209–235, 2012. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1676-06032012000100017&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032012000100017&lng=pt&tlng=pt)>.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

NAPOLI, M. F.; SOEIRO, M.; TREVISAN, C. C.; DA SILVA, M. R. New record of *Chthonerpeton noctinectes* da Silva, Britto-Pereira and Caramaschi, 2003 (Gymnophiona, Typhlonectidae) from the Monte Cristo Island, Todos-os-Santos Bay, Bahia State, northeastern Brazil. **Herpetology Notes**, v. 8, n. March, p. 43–45, 2015.

NARVAES, P.; BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T.; OTHERS. Composição, uso de habitat e estações reprodutivas das espécies de anuros da floresta de restinga da Estação Ecológica Juréia-Itatins, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 117–123, 2009.

NUNES, I.; POMBAL, J. P. A New Snouted Treefrog of the Speciose Genus *Scinax* Wagler (Anura, Hylidae) from Northeastern Brazil. **Herpetologica**, v. 67, n. 1, p. 80–88, 2011.

NUNES, I.; SANTIAGO, R. S.; JUNCÁ, F. A. Advertisement calls of four Hylid frogs from the state of Bahia, Northeastern Brazil (Amphibia, Anura, Hylidae). **South American Journal of Herpetology**, v. 2, n. 2, p. 89–96, 2007.

OLIVEIRA, J. C. F.; 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**, v. 19, n. 1, p. 35–49, 2015.

OLIVEIRA, U.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D.; DE CARVALHO, C. J. B.; SILVA, D. P.; REZENDE, D. T.; LEITE, F. S. F.; BATISTA, J. A. N.; BARBOSA, J. P. P. P.; STEHMANN, J. R.; ASCHER, J. S.; DE VASCONCELOS, M. F.; DE MARCO, P.; LÖWENBERG-NETO, P.; DIAS, P. G.; FERRO, V. G.; SANTOS, A. J. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 12, p. 1232–1244, 2016a.

OLIVEIRA, I. S. de; RÖDDER, D.; CAPINHA, C.; AHMADZADEH, F.; OLIVEIRA, A. K. C. de; TOLEDO, L. F. Assessing future habitat availability for coastal lowland anurans in the Brazilian Atlantic rainforest. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 51, n. 1, p. 45–55, 2016b.

OLIVEIRA, I. S. de; RÖDDER, D.; TOLEDO, L. F. Potential worldwide impacts of sea level rise on coastal-lowland anurans. **North-Western Journal of Zoology**, v. 12, n. 1, p. 91–101, 2016.

PALMEIRIM, A. F.; VIEIRA, M. V.; PERES, C. A. Non-random lizard extinctions in land-bridge Amazonian forest islands after 28 years of isolation. **Biological Conservation**, v. 214, n. October, p. 55–65, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.002>>.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and earth system sciences discussions**, v. 4, n. 2, p. 439–473, 2007.

PRITCHARD, P. C. H.; TREBBAU, P. The turtles of Venezuela. **Contr Herp**, v. 2, p. 335, 1984.

ROBERTO, I. J.; BRITO, L.; PINTO, T. Ecological aspects of *Kentropyx calcarata* (Squamata: Teiidae) in a mangrove area in northeastern Brazil. **Boletín de la Asociación Herpetológica Española**, v. 23, n. 1, p. 3–8, 2012.

ROCHA, C. F. D. Biogeografia de répteis de Restingas: distribuição , ocorrência e endemismos. **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**, p. 99–116, 2000.

ROCHA, C. F. D.; ANJOS, L. A.; BERGALLO, H. G. Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* (Squamata) in Brazilian natural environments. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, n. 6, p. 747–754, 2011. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1984-46702011000600007&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-46702011000600007&lng=en&nrm=iso&tlng=en)>.

ROCHA, C. F. D.; DUTRA, G. F.; VRCIBRADIC, D.; MENEZES, V. A. The Terrestrial Reptile Fauna Of The Abrolhos Archipelago: Species List And Ecological Aspects.

**Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 285–291, 2002.

ROCHA, C. F. D.; HATANO, F. H.; VRCIBRADIC, D.; VAN SLUYS, M. Frog species richness, composition and beta-diversity in coastal Brazilian restinga habitats. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 101–107, 2008.

ROCHA, C. F. D.; VAN SLUYS, M. Herpetofauna de restingas. **Herpetologia no Brasil II. Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Herpetologia**. 354p, p. 44–65, 2007.

ROCHA, C. F. D.; VAN SLUYS, M.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 1, p. 159–168, 2005.

ROCHA, C. F. D.; VRCIBRADIC, D. Reptiles as predators of vertebrates and as preys in a restinga habitat of southeastern Brazil. **Ciencia e Cultura (São Paulo)**, v. 50, n. 5, p. 364–368, 1998.

ROCHA, C. F. D.; VRCIBRADIC, D. Nematode assemblages of some insular and continental lizard hosts of the genus *Mabuya* Fitzinger (Reptilia, Scincidae) along the eastern Brazilian coast. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 4, p. 755–759, 2003.

RÖDDER, D.; GUARNIREI, G. J.; TEIXEIRA, R. L. Geographic distribution: *Scinax similis*. **Herpetological Review**, v. 37, n. 4, p. 490–491, 2006.

RÖDEL, M.-O.; ERNST, R. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. **Ecotropica**, v. 10, p. 1–14, 2004.

SÁ, R. O. de; GRANT, T.; CAMARGO, A.; HEYER, W. R.; PONSSA, M. L.; STANLEY, E. Systematics of the Neotropical Genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura: Leptodactylidae): Phylogeny, the Relevance of Non-molecular Evidence, and Species Accounts. **South American Journal of Herpetology**, v. 9, n. s1, p. S1–S100, 2014. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/10.2994/SAJH-D-13-00022.1>>.

SABAGH, L. T.; FERREIRA, R. B.; ROCHA, C. F. D. Host bromeliads and their associated frog species: Further considerations on the importance of species interactions for conservation. **Symbiosis**, p. 1–11, 2017.

SALLES, R. de O. L.; SILVA-SOARES, T. *Phyllodytes luteolus* (Anura, Hylidae) as an Alien Species in the Rio de Janeiro municipality, State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Herpetology Notes**, v. 3, n. 1, p. 257–258, 2010.

SAWAYA, R. J. **Diversidade, Densidade E Distribuição Altitudinal Da Anurofauna De Serapilheira Da Ilha De São Sebastião, SP**. 1999. Universidade de São Paulo, 1999.

SCOTT JR NJ, WOODWARD BD. Surveys at breeding sites, p. 118-125. In: HEYER W, DONNELLY M, MCDIARMID R, HAYEK L, FOSTER MS (Eds). **Measuring and monitoring biological diversity – standard methods for amphibians**. Washington, Smithsonian Institution Press, XIX+364p. 1994.

SEGALLA MV, CARAMASCHI U, CRUZ CAG, GRANT T, HADDAD CFB, GARCIA PCA, BERNECK BVM, LANGONE JA. Brazilian Amphibians: List of Species. **Herpetologia Brasileira**, 5(2). 2016.

SEMA – Secretaria de Meio Ambiente do Estado da Bahia. **Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia**. Portaria Sema Nº 37 de 15 de Agosto de 2017. 21p.

SICILIANO, S.; MOURA, J. F. De; TAVARES, D. C.; EDUARDO, C.; AMORIM, S. De; MATIAS, C. A. R. On the intriguing occurrence of *Rhinoclemmys punctularia* (Daudin, 1801) in coastal plains of eastern Rio de Janeiro, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 7, n. November, p. 667–671, 2014.

SILVA, H. R. da; CARVALHO, A. L. G. de; 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**, v. 43, n. 2, p. 218–227, 2011.

SOEIRO, M. S. **Notas Sobre A Herpetofauna Da Ilha Do Monte Cristo, Saubara, Bahia**. Universidade Federal da Bahia, 2013.

SOS Mata Atlântica-Fundação SOS Mata Atlântica; INPE-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica – Período 2015-2016**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2017, pp. 69. 2017.

SOUZA, C. R. D. G.; HIRUMA, S. T.; SALLUN, A. E. M.; RIBEIRO, R. R.; SOBRINHO, J. M. A. **“Restinga” - Conceitos e empregos do termo no Brasil e implicações na Legislação Ambiental**. 1. ed. São Paulo: Instituto Geológico, 2008.

STRAUSS, B. H.; KULP, S.; LEVERMANN, A. Carbon choices determine US cities committed to futures below sea level. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 44, p. 13508–13513, 2015. Disponível em: <<http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1511186112>>.

SUGUIO, K.; MARTIN, L.; BITTENCOURT, A. C. S. P.; DOMINGUEZ, J. M. L.; FLEXOR, J.-M.; AZEVEDO, A. E. G. de. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário Superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 15, n. 4, p. 273–286, 1985. Disponível em: <<http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=AV2012068566>>.

TARANO, Z. Advertisement calls and calling habits for frogs from a flooded savanna of Venezuela. **South American Journal of Herpetology**, v. 5, n. 3, p. 221–240, 2010.

TELLES, F. B. da S.; MENEZES, V. A.; MAIA-CARNEIRO, T.; DORIGO, T. A.; WINCK, G. R.; ROCHA, C. F. D. Anurans from the “Restinga” of Parque Natural Municipal de Grumari, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Check List**, v. 8, n. 6, p. 1267–1273, 2012.

TELLES, F.; MILITÃO, C.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. Invasion of the alien gecko *Hemidactylus mabouia* (Moureau de Jonnés, 1818) in a natural habitat at Praia do Sul Biological Reserve, Ilha Grande, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 38, n. ahead, p. 0–0, 2015. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-69842015005019614&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842015005019614&lng=en&nrm=iso&tlng=en)>.

TINOCO, M. S.; RIBEIRO, H. C. B.; CERQUEIRA, R.; DIAS, M. A.; NASCIMENTO, I. A. Habitat change and amphibian conservation in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. **FrogLog**, v. 89, p. 1–5, 2008.

TRIANANTIS, K. A.; GUILHAUMON, F.; WHITTAKER, R. J. The island species-area relationship: Biology and statistics. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 2, p. 215–231, 2012.

UETZ, P., FREED, P.; HOŠEK, J. (eds.), The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>, accessed [05 de fevereiro de 2018]

VANZOLINI P.E. On South American *Hemidactylus* (Sauria, Gekkonidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**. São Paulo, Vol XXXI, nº 20 - pp. 307–343. 1978.

VAN SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D.; HATANO, F. H.; BOQUIMPANI-FREITAS, L.; MARRA, R. V. Anfíbios da restinga de Jurubatiba: composição e história natural. **Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**, v. 1, p. 165–178, 2004.

VENCES, M.; KOSUCH, J.; RÖDEL, M.-O.; LÖTTERS, S.; CHANNING, A.; GLAW, F.; BÖHME, W. Phylogeography of *Ptychadena mascareniensis* suggests transoceanic dispersal in a widespread African-Malagasy frog lineage. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 4, p. 593–601, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.01031.x>>.

VERDADE, V.K. **Allobates olfersioides**. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T55122A11255268. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T55122A11255268.en>. 2010. Downloaded on 10 August 2017

VERDADE, V. K.; RODRIGUES, M. T. Taxonomic review of *Allobates* (Anura, Aromobatidae) from the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 41, n. 4, p. 566–580, 2007.

VRCIBRADIC, D.; ROCHA, C. F. D. Ecological Differences in Tropical Sympatric Skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in Southeastern Brazil. **Journal of**

**Herpetology**, v. 30, n. 1, p. 60–67, 1996. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1564707>>.

WACHLEVSKI, M.; ROCHA, C. F. D. Amphibia, Anura, restinga of Baixada do Maciambu, municipality of Palhoça, state of Santa Catarina, southern Brazil. **Check List**, v. 6, n. 4, p. 602–604, 2016.

WAKE, D. B.; VREDENBURG, V. T. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. Supplement 1, p. 11466–11473, 2008.

WARISS, M.; ISAAC, V. J.; BRITO PEZZUTI, J. C. Habitat use, size structure and sex ratio of the spot-legged turtle, *Rhinoclemmys punctularia punctularia* (Testudines: Geoemydidae), in Algodoal-Maiandeuá Island, Pará, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 60, n. 1, p. 413–424, 2012.

WARISS, M.; ISAAC, V. J.; PEZZUTI, J. C. B. Habitat use, size structure and sex ratio of the spot-legged turtle, *Rhinoclemmys punctularia punctularia* (Testudines: Geoemydidae), in Algodoal-Maiandeuá Island, Pará, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 60, n. 1, p. 413–424, 2012.

WATSON, D. M. Continental Islands. In: GILLESPIE, R. G.; CLAGUE, D. A. **Encyclopedia of Islands**. Berkeley, Los Angeles, London: University of California Press, 2009.

WHITTAKER, R. J.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M.; MATTHEWS, T. J.; BORREGAARD, M. K.; TRIANTIS, K. A. Island biogeography: Taking the long view of nature's laboratories. **Science**, v. 357, n. 6354, 2017.

WILLIS, A. **Species richness estimation with high diversity but spurious singletons** Preprint arXiv: 1604.02598 Ithaca, 2016. Disponível em: <<http://arxiv.org/abs/1604.02598>>.

WILSON, E. O. **The Diversity of Life**. London: Penguin Books, 2001.

WILSON, E. O. Biodiversity research requires more boots on the ground. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 11, p. 1590–1591, 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41559-017-0360-y>>.

XAVIER, A. L.; GUEDES, T. B.; NAPOLI, M. F. Biogeography of anurans from the poorly known and threatened coastal sandplains of eastern Brazil. **PloS one**, v. 10, n. 6, p. e0128268, 2015.

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

## ANEXO

Pretendemos publicar quatro artigos em periódicos científicos, com os resultados diretos e indiretos derivados deste mestrado: um artigo com o corpo principal apresentado nesta dissertação; uma nota sobre a bromeligenia em *Ololygon melanodactyla*; um artigo com a descrição do girino de *Scinax cretatus* e aspectos de sua história natural; e um artigo de revisão dos trabalhos sobre herpetofauna insular no Brasil, baseado em bibliografia levantada durante o presente trabalho.

Tabela 9 – Planificação das publicações a serem derivadas deste trabalho.

Artigo	Periódico	Qualis	Previsão de submissão
Filling gaps: insular and peninsular herpetofauna in the APA Baía de Camamu, southern Bahia, Brazil	Salamandra	B1	2018.2
Notes on the reproductive behavior of <i>Ololygon melanodactyla</i>	Herpetology Notes	B2	2018.1
The tadpole and natural history notes of <i>Scinax cretatus</i>	Zootaxa	B1	2018.2
Cold-blooded castaways in tropical islands: a review of amphibians and reptiles from brazilian islands	A definir	-	2018.2