

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**DEMOGRAFIA DE *Hemidactylus mabouia* (SQUAMATA:
GEKKONIDAE), UMA ESPÉCIE POTENCIALMENTE INVASORA NAS
RESTINGAS DA REGIÃO COSTEIRA DO SUDESTE BRASILEIRO**

DÉBORA CRISTINA BAPTISTA MEDEIROS DE OLIVEIRA SANTOS

VILA VELHA
JUNHO / 2018

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**DEMOGRAFIA DE *Hemidactylus mabouia* (SQUAMATA:
GEKKONIDAE), UMA ESPÉCIE POTENCIALMENTE INVASORA NAS
RESTINGAS DA REGIÃO COSTEIRA DO SUDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade
Vila Velha, como pré-requisito do
Programa de Pós-graduação em Ecologia
de Ecossistemas, para a obtenção do grau
de Mestra em Ecologia.

DÉBORA CRISTINA BAPTISTA MEDEIROS DE OLIVEIRA SANTOS

VILA VELHA
JUNHO / 2018

DÉBORA CRISTINA BAPTISTA MEDEIROS DE OLIVEIRA SANTOS

DEMOGRAFIA DE *Hemidactylus mabouia* (SQUAMATA: GEKKONIDAE), UMA ESPÉCIE POTENCIALMENTE INVASORA NAS RESTINGAS DA REGIÃO COSTEIRA DO SUDESTE BRASILEIRO

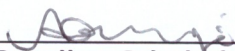
Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 29 de junho de 2018,

Banca Examinadora:



Dr. Conrado Aleksander Barbosa Galdino – PUC.Minas



Dr^a. Ana Carolina Srbek de Araujo – UVV



Dr. Charles Gladstone Duca Soares – UVV
Orientador

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

S237d Santos, Débora Cristina Baptista Medeiros de Oliveira.
Demografia de Hemidactylus mabouia (Squamata: Gekkonidae)
uma espécie potencialmente invasora nas restingas da região
costeira do sudeste brasileiro / Débora Cristina Baptista Medeiros
de Oliveira Santos. – 2018.
38 f.: il.

Orientador: Charles Gladstone Duca Soares.
Coorientador: Rodrigo Barbosa Ferreira.
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) -
Universidade Vila Velha, 2018.
Inclui bibliografias.

1. Ecologia. 2. Restinga. 3. Biodiversidade. I. Soares, Charles
Gladstone Duca. II. Ferreira, Rodrigo Barbosa. III. Universidade
Vila Velha. IV. Título.

CDD 577

DEDICATÓRIA

Ao meu filho, Miguel Angelo, que me
motiva a seguir em frente.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que me apoiaram nestes anos de pós-graduação. Pessoas sem as quais este trabalho não poderia ser realizado.

À minha mãe, Eliane, e aos meus irmãos por todo o apoio e confiança. E ao meu filho, que aguentou esses dois anos junto comigo.

Aos meus amigos, pelos ombros e ouvidos ofertados e todo carinho recebido. Principalmente Pablo e Suzana. Muito obrigada! Ao meu amigo e namorado, Leonardo Zortéa, por estar comigo nesse último ano e ter me apoiado e ajudado tanto.

À Isabela por me ajudar nos campos. E novamente à Suzana, que se esforçou tanto para me ajudar, indo aos campos comigo durante quase todo o ano. Você foi demais!

Ao Thiago Marcial de Castro, que me cedeu o elastômero, que foi de extrema importância para o trabalho.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares e o meu co-orientador Prof. Dr. Rodrigo Barbosa Ferreira, por me ajudarem e aguentarem as lamentações.

Aos membros da banca, Prof.^a Dr.^a Ana Carolina Srbek de Araujo e Dr. Conrado Aleksander Barbosa Galdino, por aceitarem contribuir para a melhoria deste trabalho. Muito obrigada.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado concedida.

SUMÁRIO

RESUMO.....vii

ABSTRACT.....viii

INTRODUÇÃO09

MATERIAIS E MÉTODOS.....11

RESULTADOS17

DISCUSSÃO23

REFERÊNCIAS.....28

RESUMO

SANTOS, Débora Cristina Baptista Medeiros de Oliveira. Msc, Universidade Vila Velha – ES, Junho de 2018. **Demografia de *Hemidactylus mabouia* (Squamata: Gekkonidae), uma espécie potencialmente invasora nas restingas da região costeira do sudeste brasileiro**. Orientador: Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares. Co-orientador: Prof. Dr. Rodrigo Barbosa Ferreira.

Espécies invasoras são uma das grandes causas de perda de biodiversidade. Características da história de vida e aspectos demográficos, como as taxas vitais, destas espécies colaboram para o seu sucesso de invasão. Com isso, o objetivo do presente estudo foi determinar os parâmetros demográficos relacionados à estrutura e ao crescimento populacional de *Hemidactylus mabouia*. Esse lagarto geconídeo exótico tem expandido sua área de ocorrência em diversos países. Foi hipotetizado que a população de *H. mabouia* na área de restinga estudada (Parque Estadual Paulo César Vinha, estado do Espírito Santo) apresenta um risco às espécies nativas devido à invasão das áreas naturais, pois pode possuir taxa de crescimento populacional positiva. A área de estudo é antropizada, apresentando construções como o alojamento, a sede administrativa e as garagens. Utilizando o método de captura-marcação-recaptura foi estimada a probabilidade de sobrevivência e o tamanho populacional de janeiro de 2017 a janeiro de 2018. Por meio da matriz de projeção populacional foi estimada a taxa de crescimento populacional instantânea (r) de *H. mabouia*. A proporção de juvenis foi maior que a de adultos. Houve variação na proporção de juvenis e adultos entre fevereiro e março e outubro e novembro. A razão sexual não variou de 1:1. O período reprodutivo foi contínuo, com pico de reprodução de agosto a janeiro. Devido a baixa probabilidade de recaptura ($p = 0,10$), a fertilidade foi estimada com base na literatura, resultando em $9 \pm 3,7$ filhotes/fêmea/ano. A sobrevivência anual foi baixa $\phi = 0,140$, sendo que adultos e juvenis apresentaram sobrevivência de 0,151 e 0,131, respectivamente. O tamanho populacional foi de 1210 indivíduos, resultando em uma densidade populacional de $0,29 \text{ ind.m}^{-2}$. A taxa de crescimento instantânea foi negativa ($r = - 0,71$). Apesar da baixa probabilidade de sobrevivência e da taxa negativa de crescimento populacional, *Hemidactylus mabouia* apresentou um grande tamanho populacional na área de estudo, o que denota um crescimento populacional recente. Com isso, esta espécie pode estar servindo como fonte de indivíduos, por meio da dispersão, para o estabelecimento de novas populações e manutenção de populações já existentes, nas áreas naturais da área de estudo. Portanto, a taxa negativa de r pode ser resultado de processos de regulação populacional dependentes e/ou independentes da densidade. Dessa forma, *H. mabouia* é uma espécie com potencial invasor na área de estudo, representando risco às espécies nativas, como os lagartos *Gymnodactylus darwini*.

Palavras-chave: espécie exótica, invasão biológica, matriz de projeção, crescimento populacional.

ABSTRACT

SANTOS, Débora Cristina Baptista Medeiros de Oliveira. Msc, Vila Velha University – ES, June, 2018. **Demography of *Hemidactylus mabouia* (Squamata: Gekkonidae), a potential invasive species in the sand dunes of the coastal region of southeastern Brazil**. Advisor: PhD. Charles Gladstone Duca Soares. Co-advisor: PhD. Rodrigo Barbosa Ferreira.

Invasive species are one of the major causes of biodiversity loss. Life history features and demographic aspects, such as vital rates, of these species contribute to their invasion success. The aim of the present study was to determine the demographic parameters related to the population structure and population growth of *Hemidactylus mabouia*. This alien gecko has expanded its area of occurrence in several countries. It was hypothesized that the occurrence of a population of *H. mabouia* in the sand dune area studied (Paulo César Vinha State Park, state of Espírito Santo) is a risk to the native species due to the invasion of the natural areas, as it may have a positive population growth rate. The study area is anthropized, and has buildings such as accommodations, administrative headquarters and garages. Using the capture-mark-recapture method, we estimated the survival probability and population size from January/2017 to January/2018. Utilizing the population projection matrix we estimated the instantaneous population growth rate (r) of *H. mabouia*. The proportion of juveniles was higher than that of adults. There was variation in the proportion of juveniles and adults between February and March and October and November. The sex ratio did not vary by 1:1. The reproductive period was continuous, with peak reproduction from August to January. Due to the low recapture probability ($p = 0,10$), fertility was estimated based on the literature, resulting in $9 \pm 3,7$ hatchlings / female / year. The annual survival was low $\phi = 0,140$, and adults and juveniles showed survival of 0,151 and 0,131, respectively. The population size was 1210 individuals, resulting in a population density of 0.29 ind.m⁻². The instantaneous growth rate was negative ($r = -0,71$). Despite the low survival probability and the negative rate of population growth, *H. mabouia* had a large population size in the study area, which indicates a recent population growth. Thus, this species may be serving as a source of individuals, through dispersal, to establish new populations and maintain existing populations in the natural areas of the study area. Therefore, the negative rate of r may be the result of population regulation processes dependent and / or independent of population density. Thus, *H. mabouia* is a species with potential invasion in the study area, representing risk to native species, such as *Gymnodactylus darwinii* lizards.

Keywords: alien species, biological invasion, projection matrix, population growth.

INTRODUÇÃO

O problema de espécies invasoras intensificou-se em consequência da globalização, devido ao comércio internacional, com a introdução de espécies exóticas em diferentes ecossistemas (Mooney e Cleland 2001, Meyerson e Mooney 2007). Espécies exóticas invasoras têm sido uma das grandes causas de perda de espécies nativas (Mooney e Cleland 2001), devido à alterações na teia trófica (Byrnes et al. 2007, Britton et al. 2010, Walsh et al. 2016), competição e hibridização com espécies nativas (Gurnell et al. 2004, Okamoto et al. 2013). Além disso, podem causar a perda de serviços ecossistêmicos (Walsh et al. 2016).

Diferentes termos têm sido utilizados em estudos que tratam da invasão de espécies, tornando a definição de espécie invasora controversa, sendo que muitos estudos não apresentam o conceito utilizado (Pereyra 2016). Algumas propostas de definição de espécie invasora consideram aspectos geográficos, vantagem competitiva (Valéry et al. 2008) e transposição de barreiras a invasão (Blackburn et al. 2011). Segundo Blackburn et al. (2011), uma espécie alcança o *status* de invasora ao transpor a barreira da dispersão, estabelecendo populações viáveis em locais além do ponto onde foi introduzida, expandindo sua área de ocorrência. Tal terminologia considera espécies introduzidas propositalmente, que estejam em cativeiro ou que sejam cultivadas, e que possam romper tais barreiras e alcançar áreas naturais. Também considera espécies introduzidas acidentalmente diretamente no ambiente. No presente estudo será utilizada a terminologia proposta por Blackburn et al. (2011).

O estabelecimento de populações de espécies invasoras está relacionado a seus aspectos demográficos (Sanz-Aguilar et al. 2014), uma vez que tais aspectos determinam o crescimento e a viabilidade da população no ambiente (Burns et al. 2013, Cassey et al. 2014). Variações ambientais e interações inter e intraespecíficas podem influenciar as taxas vitais, como sobrevivência e fertilidade, de uma espécie (Gurnell et al. 2004, Salvidio e Oneto 2008, Gadsden e Castañeda 2012), influenciando a demografia da mesma e, consequentemente, os processos relacionados à dinâmica populacional (Zamora-Abrego et al. 2010). Em populações estruturadas, as taxas vitais variam de acordo com a idade ou estágio de vida (Sergio et al. 2011). Portanto, alterações nas taxas vitais e na estrutura demográfica, como razão sexual e estrutura etária, são importantes para se entender a dinâmica

populacional e estabelecer medidas de manejo e conservação (Sergio et al. 2011, Taylor et al. 2012). As taxas vitais estão relacionadas às estratégias de história de vida de uma espécie (Bestion et al. 2015), em um contínuo que vai desde espécies com baixa longevidade e amadurecimento sexual precoce, apresentando baixa probabilidade de sobrevivência e alta fecundidade até espécies com alta longevidade e amadurecimento sexual tardio apresentando alta probabilidade de sobrevivência e baixa fecundidade (Mesquita et al. 2016). Aspectos da história de vida de uma espécie invasora podem colaborar para seu sucesso de colonização e estabelecimento (Järemo e Bengtsson 2011, Allen et al. 2017). O processo de invasão por répteis geralmente é facilitado por características da história de vida como alta frequência reprodutiva e expectativa de vida reprodutiva curta, promovendo o estabelecimento e a expansão da população, respectivamente (Allen et al. 2017).

Em geral, espécies invasoras apresentam melhor desempenho nas áreas invadidas do que em suas áreas de ocorrência natural (Parker et al. 2013) podendo se beneficiar do novo ambiente e alcançar alta densidade populacional (Britton et al. 2010), causando desde impactos em uma única espécie (Huang et al. 2008, Jackson et al. 2015) até a perda de serviços ecossistêmicos (Walsh et al. 2016). Entender os processos demográficos que ocorrem durante a invasão permite o melhor entendimento do processo de invasão em si (Gallien et al. 2010). Além disso, aspectos demográficos podem ser relevantes para o manejo de espécies invasoras (Kerr et al. 2016) ao indicar os parâmetros que mais afetam as taxas de crescimento populacional.

Dados demográficos e da história de vida são utilizados para analisar a viabilidade populacional a partir da construção de matrizes de projeção (Ghimire et al. 2008, Raventós et al. 2015). Por meio das análises de sensibilidade e elasticidade de matrizes de projeção é possível identificar os parâmetros que mais influenciam a dinâmica populacional e estimar a resposta das populações a modificações em seus parâmetros demográficos (Manlik et al. 2016), o que permite o desenvolvimento de planos de manejo mais eficazes que focalizem suas ações em tais parâmetros, tanto para a conservação de espécies ameaçadas (Ghimire et al. 2008, Duca et al. 2009), como para a erradicação de espécies invasoras (Pertoldi et al. 2013, Rømer et al. 2015, Miller et al. 2016).

O lagarto geconídeo *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnès, 1818) apresenta características que facilitam seu estabelecimento nas regiões onde é introduzido (Anjos e Rocha 2008) e tem expandido sua área de ocorrência (Mageski et al. 2017, Zaracho et al. 2017). Existem evidências de que essa espécie pode causar danos a espécies invasoras (Short e Petren 2011) e nativas (Hughes et al. 2015). Entretanto, em alguns estudos a espécie em estudo não demonstrou impacto sobre as espécies nativas simpátricas (Williams et al. 2016, Winck et al. 2017). No estado do Espírito Santo existem registros de *H. mabouia* em áreas periurbanas e naturais (Rocha et al. 2011, Ferreira e Lima 2012, Mageski et al. 2015) incluindo populações estabelecidas em unidades de conservação (e.g. Castro e Silva-Soares 2016, Telles et al. 2015). *Hemidactylus mabouia* também ocorre em simpatria com *Gymnodactylus darwini*, com a qual compartilha recursos (Teixeira 2002).

Considerando a importância de se conhecer a história de vida e os parâmetros populacionais para o desenvolvimento de estratégias de manejo e controle de espécies, o objetivo deste estudo foi determinar os parâmetros demográficos relacionados a estrutura e crescimento populacional, como a estrutura etária, a razão sexual, a fecundidade, o período reprodutivo, a probabilidade de sobrevivência e o tamanho populacional de *H. mabouia* em uma área de restinga. Consideramos a hipótese de que a população de *H. mabouia* na área de estudo apresenta um risco às espécies nativas devido à invasão das áreas naturais, pois possui taxa de crescimento populacional positiva.

MATERIAIS E MÉTODOS

Espécie em estudo

O gênero *Hemidactylus* (Gekkonidae) possui vários representantes que se tornaram espécies invasoras ao redor do mundo (Meshaka et al. 2006, Das 2011, Hoskin 2011). A espécie *H. mabouia* é nativa do continente africano e ocorre como espécie introduzida no continente americano, distribuindo-se desde o Uruguai, Paraguai e Argentina, na América do Sul, até os Estados Unidos, nos estados do Texas e Flórida, na América do Norte (Baldo et al. 2008, Rödder et al. 2008, Fierro-Cabo e Rentfro 2014), sendo provável que continue em processo de expansão (Rödder et al. 2008, Rocha et al. 2011, Telles et al. 2015). No Brasil, alcança grande distribuição (Costa et al. 2009, Bernarde et al. 2011, Rocha et al. 2011), ocorrendo principalmente em áreas antrópicas e periantrópicas. Entretanto, tem expandido sua distribuição para áreas naturais, apresentando preferência por ambientes abertos e ocorrendo principalmente em bromélias em regiões de restinga (Rocha et al. 2011, Telles et al. 2015, Mageski et al. 2017). *Hemidactylus mabouia* pode causar a exclusão de outras espécies de lagarto, exóticas ou nativas (Short e Petren 2012, Hughes et al. 2015), em áreas antrópicas. Entretanto, também existem estudos demonstrando que a presença de *H. mabouia* não apresenta efeitos prejudiciais sobre outras espécies (Williams et al. 2016, Winck et al. 2017). Esta espécie apresenta características que favorecem seu estabelecimento e colonização em novas áreas, como sua dieta generalista e a plasticidade reprodutiva (Anjos e Rocha 2008), a estocagem de esperma em fêmeas (Nogueira et al. 2015), o que pode contribuir para a reprodução das fêmeas em locais com poucos machos, ou recém-invadidos. O tempo para oviposição de *H. mabouia* é de 25-30 dias (Krysko et al. 2003), com frequência reprodutiva de até sete vezes ao ano (Meshaka et al. 1994), com tamanho fixo de dois ovos por ninhada. O tempo de incubação é de 54-62 dias, sob temperatura de 27-29°C (Krysko et al. 2003). Entretanto, tais dados são para condições de laboratório. A informação sobre a longevidade desta espécie é anedótica, com o registro de apenas um indivíduo que sobreviveu dois anos e sete meses em cativeiro (Werner 1993). Ocorre canibalismo em *H. mabouia*, onde indivíduos adultos predam indivíduos juvenis (Bonfiglio et al. 2006). Existe um registro de predação sobre um indivíduo juvenil de *Gonatodes antillensis* (Dornburg

et al. 2011) e um registro de predação de um indivíduo juvenil de *Phyllodactylus martini* (Dornburg et al. 2016).

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV), que compreende uma área de aproximadamente 1.500 ha, localizado no município de Guarapari (20°35' S, 40°25' W), estado do Espírito Santo, Brasil (Figura 1). O clima é tipo tropical de monções (Am), segundo classificação de Köppen, com precipitação anual variando entre 1.200 e 1.300 mm ao ano (Alvares et al. 2013), e temperatura média anual entre 23 e 24°C (Fabris e Cesar 1996).

O PEPCV contém 10 formações vegetais características de restingas (Magnago et al. 2011) e a fauna de lagartos é composta por 14 espécies, pertencentes a nove famílias, sendo duas dessas espécies (*Iguana iguana* e *H. mabouia*) exóticas (Castro e Silva-Soares 2016). O estudo foi realizado sede do PEPCV, uma área antropizada, onde se encontram a sede administrativa, o alojamento, as garagens e os jardins, compostos por espécies de bromélias, arbustos e árvores, nativas e exóticas, totalizando uma área de cerca de 4.120 m².

Coleta de dados

As amostragens foram realizadas duas vezes ao mês, de janeiro de 2017 a janeiro de 2018. Cada período de amostragem teve duração de um a três dias. A coleta de dados iniciava-se ao crepúsculo, com duração de cerca de quatro horas. Os animais foram procurados nas paredes das instalações físicas na área da sede e nas bromélias presentes no entorno. Os indivíduos de *H. mabouia* foram capturados de forma manual, por meio de busca ativa. Os animais capturados foram marcados por meio da amputação de artelhos, utilizando-se o código alfa-numérico proposto por Waichman (1992), e com o uso de elastômero de implante visível. Em cada evento de captura-recaptura foram registrados o sexo, o comprimento rostro-cloacal (CRC) em milímetros (mm), com uso de paquímetro, e a presença de ovos em fêmeas, detectados visualmente através da pele. O sexo foi definido por meio de eversão do hemipênis ou visualização dos bulbos hemipenianos. Após a marcação e registro dos dados, os animais foram liberados no mesmo local onde foram capturados.

Aspectos demográficos

Os indivíduos foram classificados como adultos ou juvenis. Foram considerados adultos os indivíduos com CRC igual ou maior ao da menor fêmea grávida encontrada (58,5 mm) e juvenis os indivíduos com CRC < 58,5 mm. A classificação entre machos e fêmeas se deu a partir do menor macho que apresentou eversão do hemipênis (49,9 mm). Desta forma, indivíduos com CRC entre 49,9 e 58,5 mm foram considerados machos ou fêmeas jovens. A estrutura etária foi baseada no número de indivíduos em cada classe etária (adultos e juvenis).

A razão sexual foi analisada como número de machos por fêmea (M:F) e o teste do qui-quadrado foi utilizado para analisar a diferença na proporção de machos e fêmeas. A fertilidade foi estimada a partir dos dados presentes na literatura, devido a baixa probabilidade de recaptura encontrada ($p = 0,10$). A espécie em estudo pode reproduzir-se de duas (Vitt 1986) a sete vezes ao ano (Meshaka et al. 1994), com tamanho fixo de dois ovos por ninhada, tendo, portanto, uma média de 4,5 ninhadas por fêmea por ano, o que totaliza em $9 \pm 3,7$ filhotes/fêmea/ano. O período reprodutivo foi estimado de acordo com a presença de fêmeas ovígeras e juvenis com CRC < 30,0 mm presentes na população ao longo do ano.

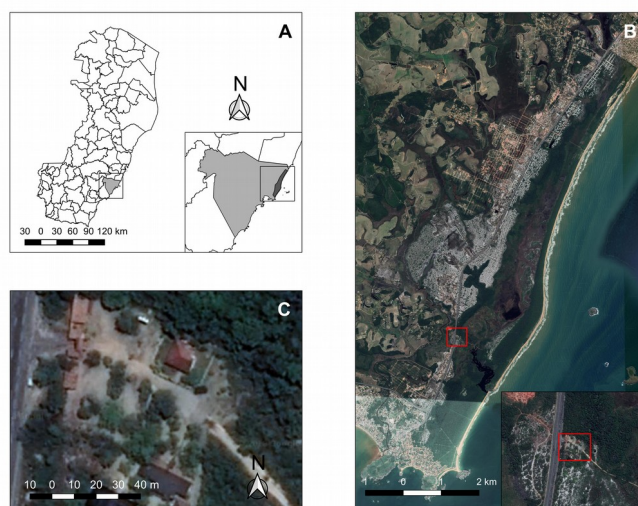


Figura 1. Localização da área de estudo. A) município de Guarapari e Parque Estadual Paulo César Vinha (destaque), B) Parque Estadual Paulo César Vinha, C) Sede do PEPCV, onde foi realizado o estudo.

Sobrevivência e probabilidade de recaptura

A probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ) mensal e a probabilidade de recaptura (p) foram estimadas por meio do método de captura-marcação-recaptura (CMR), utilizando o modelo de Cormack-Jolly-Seber (CJS) para populações abertas. O modelo CJS calcula a probabilidade de sobrevivência aparente pois não distingue morte de emigração. Os dados foram analisados nos programas MARK (White e Burnham 1999) versão 8.2 e R versão 3.4.3 (R Core Team 2018), utilizando a interface Rstudio versão 1.1.383 (Rstudio Team 2016), por meio do pacote Rmark versão 2.2.4, (Laake 2013).

Foram realizadas duas análises, a primeira analisou a sobrevivência e a recaptura tendo a classe etária (adultos e juvenis) como grupo e considerando todos os indivíduos da população. A segunda analisou a sobrevivência e a recaptura por sexo, considerando apenas os indivíduos adultos. Na análise por classe etária, os modelos foram construídos considerando-se que as probabilidades de sobrevivência e recaptura fossem constantes (.) ou variassem de acordo com a classe etária (id) ou ao longo do tempo (t). Na análise por sexo, os modelos foram construídos considerando-se que as probabilidades de sobrevivência e recaptura fossem constantes (.) ou variassem de acordo com o sexo (s) ou ao longo do tempo (t). Efeitos de interação independente entre essas variáveis também foram incluídos nas análises das probabilidades de sobrevivência e recaptura. Foi realizado o teste de aderência (*goodness of fit*) dos dados ao modelo por meio de *bootstrapping* no programa MARK, com 1.000 iterações. O modelo de análise por idade demonstrou falta de ajuste ($P = 0,19$), com leve dispersão dos dados ($\hat{c} = 1,07$). O modelo de análise por sexo também demonstrou falta de ajuste ($P = 0,12$) e dispersão dos dados ($\hat{c} = 1,37$). Portanto, os modelos foram ajustados e foi utilizada a abordagem de *Quasi-Likelihood Akaike* corrigida para pequenas amostras (QAICc).

Tamanho populacional

O tamanho populacional foi estimado utilizando-se o modelo POPAN, utilizando o pacote Rmark, no R, como interface para o programa MARK. O modelo POPAN estima a probabilidade de sobrevivência (ϕ), a probabilidade de recaptura (p), o recrutamento ($pent$) e o tamanho populacional (N). Os modelos foram analisados permitindo que as probabilidades de sobrevivência e recaptura fossem constantes (.) ou variassem pelo tempo (t) ou pela classe etária (id), enquanto o

recrutamento (*pent*) foi analisado como constante (.) ou variando ao longo do tempo (*t*), e o tamanho populacional (*N*) como constante (.) ou variando por classe etária (*id*).

Taxa de crescimento populacional

A taxa finita de crescimento populacional (λ) foi calculada por meio de matriz de transição executada no pacote popbio versão 2.4.3 (Stubben e Milligan 2007), no programa R, onde os valores de sobrevivência e fecundidade foram utilizados para a construção de uma matriz 2×2 . A sobrevivência anual de juvenis foi utilizada como valor de transição da classe juvenis para a classe adultos. A sobrevivência dos adultos foi utilizada como valor de estase para esta classe. Foram utilizados valores de sobrevivência anual, calculados como o produto dos valores de sobrevivência mensal resultantes da análise de CMR. A fecundidade foi calculada para reprodução contínua, utilizando o valor de fertilidade multiplicado pela sobrevivência semestral de juvenis e pela sobrevivência semestral de adultos, segundo Morris e Doak (2002). A taxa de incremento finita (λ) foi estimada como o autovalor dominante da matriz. A partir do λ foi calculada a taxa de crescimento instantânea (*r*) como $\ln(\lambda)$.

RESULTADOS

Estrutura etária

Foram capturados 220 indivíduos adultos e 289 juvenis. A proporção de juvenis foi maior que a de adultos ($\chi^2 = 9,35$; g.l. = 1; $P < 0,01$). A proporção de jovens e adultos variou significativamente (Figura 2) entre os meses de fevereiro e março ($\chi^2 = 7,54$; g.l. = 1; $P < 0,01$) e entre os meses de outubro e novembro ($\chi^2 = 5,73$; g.l. = 1; $P = 0,02$).

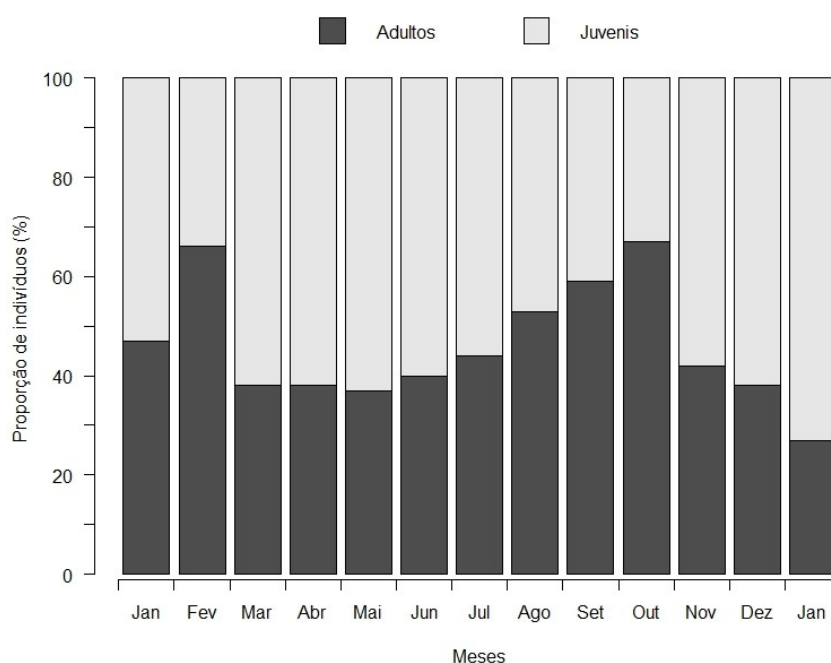


Figura 2. Variação da porcentagem de indivíduos juvenis em relação ao total de indivíduos de *Hemidactylus mabouia* capturados ao longo do ano.

Razão sexual e aspectos reprodutivos

Um total de 149 fêmeas (117 adultas e 32 juvenis) e 132 machos (103 adultos e 29 juvenis) foram capturados e marcados durante o período de estudo. A razão sexual de adultos foi de 0,88 macho por fêmea, não diferindo da proporção 1:1 ($\chi^2 = 0,89$; g.l. = 1; $P = 0,35$). O menor macho encontrado apresentou CRC de 49,9 mm

(macho jovem) e a menor fêmea (fêmea jovem) encontrada apresentou CRC de 50,5 mm. A menor fêmea ovígera encontrada apresentou CRC de 58,5 mm.

Foram contabilizados 60 registros de fêmeas adultas ovígeras em 51 indivíduos. Fêmeas ovígeras foram encontradas durante os meses de janeiro, março e abril de 2017 e de agosto de 2017 a janeiro de 2018. Juvenis com tamanho corporal menor do que 30,0 mm de CRC foram encontrados em todos os meses, exceto outubro (Figura 3), o que denota a reprodução ao longo do ano. Entretanto, há um pico reprodutivo entre agosto e janeiro. A fertilidade foi $9 \pm 3,7$ filhotes/fêmea/ano.

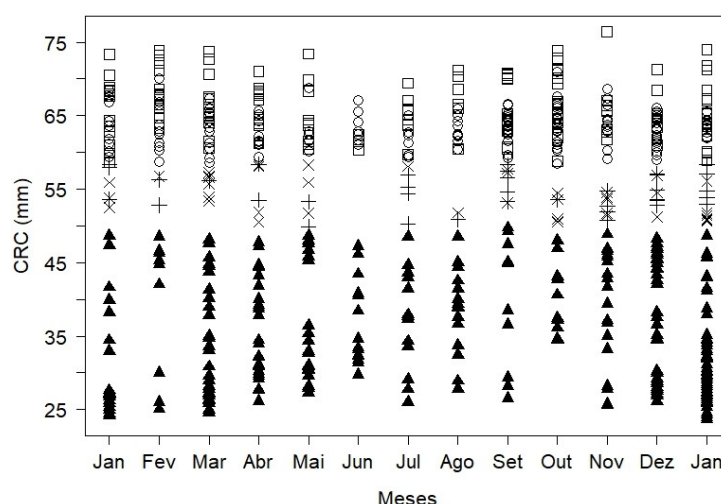


Figura 3. Comprimento-rostro-cloacal de *Hemidactylus mabouia* no Parque Estadual Paulo César Vinha. Machos adultos ($\square$), fêmeas adultas ($\circ$), machos jovens (+), fêmeas jovens ($\times$), juvenis de sexo indeterminado ($\blacktriangle$).

Sobrevivência

Foram capturados 509 indivíduos, dos quais 108 (21,2%) foram recapturados ao longo do ano, totalizando 134 (26,3%) recapturas. Para classe etária, os modelos que melhor se ajustaram aos dados apresentaram variação na probabilidade de recaptura ao longo do tempo (Tabela 1). Os dois melhores modelos apresentaram sobrevivência constante, $\phi(.)p(t)$, com 64,5% de poder explicativo e sobrevivência variando por classe etária, $\phi(id)p(t)$, com 34,4% de poder explicativo. Em relação ao sexo (somente adultos), os dois melhores modelos apresentaram variação na

probabilidade de recaptura ao longo do tempo, onde o melhor modelo apresentou probabilidade de sobrevivência constante, $\phi(.)p(t)$, e um poder explicativo de 43,8%, e o segundo melhor modelo apresentou probabilidade de sobrevivência variando por sexo, $\phi(s)p(t)$, com um poder explicativo de 26,7% (Tabela 2). Entretanto, esses modelos apresentaram valor de $\Delta QAICc < 2$ para as duas análises, indicando que não diferem. Além disso, o poder explicativo do segundo modelo foi relevante nas duas análises. Devido a isso, foi realizada a média dos modelos que retorna a média das estimativas de sobrevivência de cada modelo. Na análise por classe etária, a sobrevivência média mensal dos indivíduos foi de 0,849 (CI: 0,790 – 0,894; sobrevivência média anual = 0,140 [CI: 0,059 – 0,261]), a sobrevivência média mensal para adultos foi de 0,854 (CI: 0,795 – 0,899; anual = 0,151 [CI: 0,064 – 0,278]) e para juvenis foi de 0,844 (CI: 0,785 – 0,889; anual = 0,131 [CI: 0,054 – 0,244]). Considerando-se a análise para o sexo de adultos a sobrevivência média mensal foi de 0,860 (CI: 0,725 – 0,935, anual = 0,164 [CI: 0,021 – 0,444]) e 0,889 (CI: 0,756 – 0,954; anual = 0,245 [CI: 0,035 – 0,571]) para fêmeas e machos, respectivamente.

Tabela 1. Comparação dos modelos utilizados para determinação da probabilidade de sobrevivência (ϕ) e recaptura (p) de *Hemidactylus mabouia*, considerando o modelo constante (.) e a influência do tempo (t) e da classe etária (id). K = número de parâmetros, W_i = peso explicativo dos modelos. Continua.

Modelo	K	QAICc	$\Delta QAICc$	W_i
$\phi(.)p(t)$	13	976,93	0,00	0,65
$\phi(id)p(t)$	14	978,19	1,26	0,34
$\phi(.)p(id \cdot t)$	25	985,89	8,96	0,01
$\phi(id)p(id \cdot t)$	26	987,57	10,64	0,00
$\phi(t)p(t)$	24	994,29	17,36	0,00
$\phi(.)p(.)$	2	1003,40	26,47	0,00
$\phi(t)p(.)$	13	1004,32	27,39	0,00
$\phi(t)p(id \cdot t)$	36	1004,41	27,48	0,00
$\phi(id)p(.)$	3	1004,61	27,67	0,00
$\phi(.)p(id)$	3	1005,29	28,36	0,00

Tabela 1. Comparação dos modelos utilizados para determinação da probabilidade de sobrevivência (ϕ) e recaptura (p) de *Hemidactylus mabouia*, considerando o modelo constante (.) e a influência do tempo (t) e da classe etária (id). K = número de parâmetros, W_i = peso explicativo dos modelos. Conclusão.

$\phi(t)p(id)$	14	1006,31	29,38	0,00
$\phi(id)p(id)$	4	1006,46	29,53	0,00
$\phi(id \cdot t)p(t)$	36	1010,61	33,68	0,00
$\phi(id \cdot t)p(.)$	25	1018,98	42,04	0,00
$\phi(id \cdot t)p(id)$	26	1020,89	43,96	0,00
$\phi(id \cdot t)p(id \cdot t)$	48	1027,56	50,63	0,00

Tabela 2. Comparação dos modelos utilizados para determinação da probabilidade de sobrevivência (ϕ) e recaptura (p) de *Hemidactylus mabouia*, considerando o modelo constante (.) e a influência do tempo (t) e sexo (s). K = número de parâmetros, W_i = peso explicativo dos modelos.

Modelo	K	QAICc	Δ QAICc	W_i
$\phi(.)p(t)$	13	378,31	0,00	0,44
$\phi(s)p(t)$	14	379,30	0,98	0,27
$\phi(.)p(.)$	2	381,06	2,73	0,11
$\phi(s)p(s)$	4	381,90	3,57	0,07
$\phi(s)p(.)$	3	382,17	3,84	0,06
$\phi(.)p(s)$	3	382,99	4,67	0,04
$\phi(t)p(.)$	13	394,96	16,64	0,00
$\phi(.)p(s \cdot t)$	25	395,78	17,45	0,00
$\phi(s)p(s \cdot t)$	26	396,10	17,77	0,00
$\phi(t)p(s)$	14	397,14	18,82	0,00
$\phi(t)p(t)$	24	399,71	21,39	0,00
$\phi(s \cdot t)p(.)$	25	419,16	40,83	0,00
$\phi(t)p(s \cdot t)$	36	420,46	42,13	0,00
$\phi(s \cdot t)p(s)$	26	420,51	42,18	0,00
$\phi(s \cdot t)p(t)$	36	425,55	47,23	0,00
$\phi(s \cdot t)p(s \cdot t)$	48	451,73	73,41	0,00

Tamanho populacional

O melhor modelo para análise do tamanho populacional apresentou probabilidade de sobrevivência constante, probabilidade de recaptura e recrutamento variando ao longo do tempo e tamanho populacional variando por classe etária ($\phi(.)p(t)pent(t)N(id)$), que apresentou 56,1% de explicação dos dados (Tabela 3). O segundo melhor modelo apresentou probabilidade de sobrevivência e tamanho populacional variando por classe etária, probabilidade de recaptura variando por tempo e recrutamento constante ($\phi(id)p(t)pent(.)N(id)$), com poder explicativo de 22%. Os três primeiros modelos apresentaram $\Delta AICc \leq 2$ e poder explicativo relevante. Portanto, foi realizada a média dos modelos para estimativa de tamanho populacional. O tamanho populacional estimado foi de 530 (IC: 376 – 746) indivíduos adultos e 680 (IC: 496 – 931) juvenis, totalizando um tamanho populacional de 1210 indivíduos em uma área de aproximadamente 4120 m². A densidade foi estimada em 0,29 indivíduos.m⁻².

Análise da matriz de projeção populacional

O valor de fecundidade utilizado na matriz de projeção foi estimado em 1,266. A análise da matriz de projeção obteve um $\lambda = 0,49$, que resultou em um $r = -0,71$. A análise de elasticidade da matriz demonstrou que os elementos com maior influência na variação da taxa de crescimento populacional foram a fecundidade (0,41) e a sobrevivência de juvenis (0,41). A sobrevivência de adultos teve um valor de elasticidade de 0,18, demonstrando pouca influência na taxa de crescimento populacional.

Tabela 3. Comparação dos modelos utilizados para determinação do tamanho populacional de *Hemidactylus mabouia* no PEPCV, considerando o modelo constante (.) e a influência do tempo (t) e da classe etária (id). Apenas os primeiros dez modelos são apresentados na tabela. K = número de parâmetros, W_i = peso explicativo dos modelos. Continua.

Modelo	K	AICc	$\Delta AICc$	W _i
$\phi(.)p(t)pent(t)N(id)$	17	1244,81	0,00	0,56
$\phi(id)p(t)pent(.)N(id)$	18	1246,72	1,91	0,22
$\phi(id)p(t)pent(.)N(.)$	17	1246,80	2,00	0,21
$\phi(.)p(t)pent(.)N(.)$	16	1252,71	7,90	0,01

Tabela 3. Comparação dos modelos utilizados para determinação do tamanho populacional de *Hemidactylus mabouia* no PEPCV, considerando o modelo constante (.) e a influência do tempo (*t*) e da classe etária (*id*). Apenas os primeiros dez modelos são apresentados na tabela. K = número de parâmetros, W_i = peso explicativo dos modelos. Conclusão.

$\varphi(id)p(t)pent(t)N(id)$	29	1255,19	10,39	0,00
$\varphi(.)p(t)pent(t)N(id)$	28	1255,29	10,49	0,00
$\varphi(t)p(t)pent(.)N(id)$	28	1258,42	13,62	0,00
$\varphi(id)p(t)pent(t)N(.)$	28	1262,52	17,72	0,00
$\varphi(.)p(t)pent(t)N(.)$	27	1263,35	18,55	0,00
$\varphi(t)p(t)pent(.)N(.)$	27	1265,87	21,07	0,00

Tabela 4. Matriz de projeção de *H. mabouia*.

	Juvenis Adultos	
Juvenis	0	1,266
Adultos	0,131	0,151

DISCUSSÃO

Estrutura populacional e aspectos reprodutivos

A proporção de indivíduos juvenis foi maior que a de adultos na área de estudo. A densidade populacional em cada classe etária pode influenciar diversos aspectos da população, como competição inter e intraclasse, sobrevivência e dispersão (Mateuffel e Eibmaier 2010, San-Jose et al. 2016), influenciando a taxa de crescimento populacional. A alta densidade de indivíduos adultos em uma população pode afetar negativamente características da história de vida de juvenis da espécie de lagarto *Zootoca vivipara* (San-Jose et al. 2016). Em seu estudo, Manteuffel e Eibmaier (2010) encontraram que, em *Sceloporus virgatus*, uma alta densidade de juvenis pode reduzir a taxa de crescimento corporal e aumentar a mortalidade e a dispersão dos indivíduos. Portanto, a densidade populacional em cada classe etária pode influenciar as taxas vitais e a dispersão dos indivíduos de uma população, alterando a taxa de crescimento populacional e influenciando na dinâmica da população.

A sobrevivência, de juvenis ou sexo-específica, a dispersão e o sucesso reprodutivo de um dos sexos pode ser influenciada pelo viés na razão sexual (Le Galliard et al. 2005). Por exemplo, populações podem apresentar maior taxa de dispersão de fêmeas quando a razão sexual é enviesada para esse sexo, ou redução na sobrevivência quando há maior proporção de machos (Le Galliard et al. 2005). Lee et al. (2011) observaram que um pequeno viés da razão sexual para fêmeas, em espécies poligínicas, pode aumentar a variância na estocasticidade demográfica e reduzir a taxa de crescimento populacional estocástica. Apesar de Howard et al. (2001) encontrarem razão sexual enviesada para machos em uma população de *H. mabouia* localizada no noroeste das Antilhas, a razão sexual esperada para a espécie é de 1:1. Como encontrado por Anjos e Rocha (2008) para uma população de *H. mabouia* localizada em São Paulo, onde os autores encontraram o mesmo número de indivíduos machos e fêmeas, e por Meshaka et al. (1994) para uma população no sul da Flórida. A razão sexual 1:1 também foi encontrada para *H. turcicus* (Selcer 1986) e *H. angulatus* (Powell et al. 1990). No presente estudo a razão sexual de *H. mabouia* não diferiu da razão 1:1, não diferindo, portanto, do esperado para a espécie. Desta forma, a população estudada

não sofre os efeitos causados por um viés na razão sexual na dinâmica populacional.

A fertilidade de *H. mabouia* foi estimada a partir dos dados presentes na literatura, considerando um mínimo de duas reproduções por ano. Entretanto, a estocagem de esperma apresentada por esta espécie (Nogueira et al. 2015) pode aumentar o número mínimo de reproduções ao ano, o que causaria um aumento da estimativa da fertilidade. Por exemplo, uma fêmea de *H. frenatus* reproduziu seis vezes em um período de um ano, sem a ocorrência de cópula (Yamamoto e Ota 2006). Embora a duração do período de estocagem de esperma em *H. mabouia* não seja conhecida, *H. frenatus* pode estocar esperma por um período de 8,4 meses (Murphy-Walker e Haley 1996) a um ano (Yamamoto e Ota 2006). A estocagem de esperma por um período prolongado pode permitir que as fêmeas se reproduzam mais de uma vez sem a necessidade de uma nova cópula (Orr e Zuk 2012), o que pode ser vantajoso em ambientes onde o encontro com machos é escasso, o que poderia reduzir o efeito Allee causado pela baixa probabilidade de se encontrar um parceiro para reprodução em baixa densidade populacional. Por exemplo, uma espécie invasora de peixe guppy (*Poecilia reticulata*), que apresenta estocagem de esperma, pode estabelecer uma população a partir de uma única fêmea grávida (Deacon et al. 2011).

Análise populacional

A taxa de crescimento instantânea foi baixa ($r < 0$), o que pode ser evidência de processos da dinâmica da população, demonstrando flutuação populacional. Variações na história de vida de uma espécie causam alterações nas taxas vitais, influenciando as taxas de crescimento populacional e, portanto, a dinâmica da população (Le Galliard et al. 2010, Mugabo et al. 2013, Bestion et al. 2015). A baixa probabilidade de sobrevivência apresentada por *H. mabouia* na área de estudo é consistente para espécies que apresentam características de história de vida como baixa longevidade, alta fecundidade e amadurecimento sexual precoce (Shine e Charnov 1992, Scharf et al. 2015), como *H. mabouia*. Apesar disso, a probabilidade de sobrevivência de *H. mabouia* na área de estudo pode estar reduzida, o que causaria a redução da taxa de crescimento populacional. A predação de *H. mabouia* pode reduzir a sobrevivência desta espécie na área de estudo, causando uma diminuição na taxa de crescimento populacional. Diversas espécies nativas podem

predar *Hemidactylus mabouia* (Nogueira et al. 2013), como aves (Andrade et al. 2015), serpentes (Nogueira et al. 2013, Gavira e Andrade 2015), lagartos (Siqueira e Rocha 2008) e mesmo aranhas (Diniz 2011). Espécies que podem preda *H. mabouia*, como o lagarto *Tropidurus torquatus*, a serpente *Oxyrhopus petolarius* e a aranha *Nephylengis cruentata* habitam a área de estudo (Peloso e Souza 2007, Castro e Silva-Soares 2016). Processos regulatórios dependentes e/ou independentes da densidade (Salvidio e Oneto 2008, Manteuffel e Eiblmaier 2010, Mugabo et al. 2013, Troyer et al. 2014), como a estocasticidade ambiental e a estocasticidade demográfica, causam variações na sobrevivência e fecundidade da população. Mudanças nas condições ambientais podem influenciar as taxas vitais, causando alterações na taxa de crescimento populacional (Zuñiga-Vega et al. 2008). A estocasticidade demográfica afeta mais significativamente populações pequenas, entretanto pode ser influenciada pela razão sexual e pelo sistema de acasalamento (Melbourne e Hastings 2008, Lee et al. 2011).

No presente estudo, *H. mabouia* apresentou alta densidade populacional quando comparado a outras populações de lagartos. Em uma região de cerrado, *T. torquatus* apresentou densidade populacional máxima de 406 indivíduos/ha, o que resultaria em 0,4 ind./m² (Wiederhecker et al. 2003). Uma população de *H. turcicus* localizada na Universidade de Oklahoma Central (UCO, na sigla em inglês) apresentou densidade populacional máxima estimada em 478 ind./ha, ou seja 0,05 ind./m² (Locey e Stone 2006) e uma população do geconídeo *Phyllodactylus pulcher* em uma ilha do Caribe apresentou densidade populacional estimada em 0,05 ind./m² (Williams et al. 2015). Em populações que sofrem efeitos dependentes da densidade, o aumento da densidade da população pode diminuir a taxa de crescimento populacional devido à redução na fecundidade (Dreiss et al. 2010), na sobrevivência (Manteuffel e Eiblmaier 2010), na taxa de crescimento corporal (Manteuffel e Eiblmaier 2010, Benkwitt 2013), ou devido ao aumento da taxa de dispersão dos indivíduos da população (Amarasekare 2004, Manteuffel e Eiblmaier 2010). A baixa taxa de crescimento populacional pode estar relacionada a emigração de indivíduos da população (Kean e Barlow 2000, Govindarajulu et al. 2005). Em sistemas metapopulacionais fonte-dreno, por exemplo, a dispersão de indivíduos da população fonte pode resultar na redução da taxa de crescimento populacional da mesma (Gundersen et al. 2001, Amarasekare 2004). O modelo CJS não distingue emigração de morte e, devido a isso, calcula a probabilidade de sobrevivência

aparente, sendo a mortalidade a soma das probabilidades de morte e de emigração. Portanto, a baixa sobrevivência apresentada por *H. mabouia* na área de estudo poderia ser influenciada por um aumento na taxa de dispersão de indivíduos, que pode acarretar em uma estimativa de sobrevivência menor do que a sobrevivência real no modelo CJS.

A sobrevivência de indivíduos juvenis apresentou alto valor de elasticidade, tendo grande influência na variação da taxa de crescimento populacional. A predação por outros lagartos e o canibalismo são fontes de mortalidade para indivíduos juvenis (Siqueira e Rocha 2008). Além disso, tal comportamento pode causar um aumento da dispersão de indivíduos juvenis (Rudolf et al. 2010). Portanto, a predação de juvenis, o canibalismo de adultos sobre juvenis apresentado por *H. mabouia* e/ou o aumento da taxa de emigração de juvenis poderiam resultar em uma baixa taxa de crescimento populacional.

No estudo de Williams et al. (2016), *P. pulcher* apresentou abundância maior que *H. mabouia*. Winck et al. (2017), não encontraram evidências de que *H. mabouia* cause danos às espécies nativas e alegam que esta espécie não representa ameaça às mesmas. Entretanto, uma característica que pode ser apresentada durante o processo de invasão é denominada *lag time*. O *lag time* pode se caracterizar como o tempo entre a introdução e a detecção de uma espécie introduzida, o tempo em relação ao crescimento populacional, ou seja, o tempo até que a população introduzida aumente, e o tempo entre o estabelecimento de uma população e sua dispersão para novas áreas (Crooks 2005, Lockwood et al. 2013). O *lag time* pode ocorrer devido a características da taxa de crescimento da própria população, devido ao efeito Allee (Crooks 2005), que mantém o crescimento populacional baixo em populações pequenas, e também devido à dispersão de indivíduos (Kean e Barlow 2000), que reduz o tamanho populacional, às vezes abaixo do limiar de detecção (Lockwood et al. 2013). Muitas vezes o atraso neste processo sugere uma falsa ideia de que a espécie não oferece risco, ou que não está presente no local (Lockwood et al. 2013).

Considerações finais

Hemidactylus mabouia apresenta uma população estabelecida nas áreas naturais do PEPCV (Mageski et al. 2017), o que indica a ocorrência do processo de invasão. Alguns estudos evidenciam a inocuidade de *H. mabouia* às espécies de

lagartos nativas (Williams et al. 2016, Winck et al. 2017), entretanto, não existem estudos sobre o efeito da presença desta espécie em outros táxons. Espécies invasoras podem causar danos a outras espécies, de forma direta ou indireta (Kraus 2015). Por exemplo, *Anolis sagrei* é uma espécie invasora em Taiwan e pode causar alterações na comunidade de formigas devido à predação (Huang et al. 2008). O sucesso de invasão da serpente *Boiga irregularis* em Guam, localizada na micronésia, é atribuído à presença de espécies de presas invasoras, entre os quais os lagartos *H. frenatus* e *Carlia* cf. *fusca* (Rodda et al. 1999). Desta forma estas espécies causam um efeito indireto nas espécies nativas, pois promovem a manutenção e o crescimento populacional de outra espécie invasora (Kraus 2015), que afeta negativamente as espécies nativas.

O grande tamanho populacional de *H. mabouia* na área de estudo, apesar da sua baixa sobrevivência, sugere que esta população apresentou um crescimento populacional recente e que, portanto, a baixa taxa de crescimento populacional pode ser resultado de processos de regulação populacional dependentes e/ou independentes da densidade. Muitas espécies exóticas apresentam efeito Allee, onde em baixa abundância ocorre declínio populacional, além de promover o efeito de *lag time*. Entretanto, conforme a população aumenta, sua taxa de crescimento também se eleva, permitindo um rápido aumento populacional até a capacidade de suporte, durante o processo de invasão (Leung et al. 2004, Lockwood et al. 2013). Outro processo é o denominado *boom and bust*, onde ocorre uma explosão populacional para em seguida ocorrer um rápido declínio, que pode mesmo levar a população invasora à extinção (Simberloff e Gibbons 2004). Entretanto, o impacto causado durante a explosão populacional pode ser irremediável, como, por exemplo, a extinção de espécies nativas (Simberloff e Gibbons 2004).

REFERÊNCIAS

- Allen, W. L., S. E. Street, and I. Capellini. 2017. Fast life history traits promote invasion success in amphibians and reptiles. *Ecology Letters* 20:222–230.
- Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. de Moraes Gonçalves, and G. Sparovek. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22:711–728.
- Amarasekare, P. 2004. The role of density-dependent dispersal in source-sink dynamics. *Journal of Theoretical Biology* 226:159–168.
- Andrade, R. A., Y. F. Siqueira, and D. C. Passos. 2015. Predation of *Hemidactylus mabouia* (Squamata: Gekkonidae) by *Guira guira* (Cuculiformes: Cuculidae) in northeastern Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 37:201–206.
- Anjos, L. A., and C. F. D. Rocha. 2008. The *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnes, 1818 (Gekkonidae) lizard: an invasive alien species broadly distributed in Brazil. *Natureza e Conservação* 6:196–207.
- Baldo, D., C. Borteiro, F. Brusquetti, J. Eduardo García, C. Prigioni, L. Fernández, and L. Coronilla. 2008. Reptilia, Gekkonidae, *Hemidactylus mabouia*, *Tarentola mauritanica*: distribution extension and anthropogenic dispersal. *Check List* 4:434–438.
- Benkwitt, C. E. 2013. Density-dependent growth in invasive lionfish (*Pterois volitans*). *PLoS ONE* 8:e66995.
- Bernarde, P. S., R. A. Machado, and L. C. B. Turci. 2011. Herpetofauna da área do Igarapé Esperança na Reserva Extrativista Riozinho da Liberdade, Acre – Brasil. *Biota Neotropica* 11:117–144.
- Bestion, E., A. Teyssier, M. Richard, J. Clobert, and J. Cote. 2015. Live fast, die young: experimental evidence of population extinction risk due to climate change. *PLoS Biology* 13:1–19.
- Blackburn, T. M., P. Pyšek, S. Bacher, J. T. Carlton, R. P. Duncan, V. Jarošík, J. R. U. Wilson, and D. M. Richardson. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26:333–339.

- Bonfiglio, F., R. L. Balestrin, and L. H. Cappellari. 2006. Diet of *Hemidactylus mabouia* (Sauria, Gekkonidae) in urban area of southern Brazil. *Biociências* 14:107–111.
- Britton, J. R., G. D. Davies, and C. Harrod. 2010. Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. *Biological Invasions* 12:1533–1542.
- Burns, J. H., E. A. Pardini, M. R. Schutzenhofer, Y. A. Chung, K. J. Seidler, and T. M. Knight. 2013. Greater sexual reproduction contributes to differences in demography of invasive plants and their noninvasive relatives. *Ecology* 94:995–1004.
- Byrnes, J. E., P. L. Reynolds, and J. J. Stachowicz. 2007. Invasions and extinctions reshape coastal marine food webs. *PLoS ONE* 2:1–7.
- Cassey, P., T. A. A. Prowse, and T. M. Blackburn. 2014. A population model for predicting the successful establishment of introduced bird species. *Oecologia* 175:417–428.
- Castro, T. M., T. Silva-Soares. 2016. Répteis da restinga do Parque Estadual Paulo César Vinha: Guarapai, Espírito Santo, Brasil. Centro Universitário São Camilo, Castelo.
- Costa, H. C., V. D. Fernandes, A. C. Rodrigues, and R. N. Feio. 2009. Lizards and Amphisbaenians, municipality of Viçosa, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Check List* 5:732.
- Crooks, J. A. 2005. Lag times and exotic species: the ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience* 12:316–329.
- Das, M., J. Purkayastha, A. Bauer, and S. Sengupta. 2011. *Hemidactylus flaviviridis* Rüppell, 1835 (Sauria: Gekkonidae) an invasive gecko in Assam. *North-Western Journal of Zoology* 7:98–104.
- Deacon, A. E., I. W. Ramnarine, and A. E. Magurran. 2011. How reproductive ecology contributes to the spread of a globally invasive fish. *PLoS ONE* 6: e24416.

- Diniz, S. 2011. Predation and feeding on the tropical house gecko *Hemidactylus mabouia* (Squamata: Gekkonidae) by the giant orb-weaver spider *Nephilengys cruentata* (Araneae: Nephilidae). *Herpetology Notes* 4:357–358.
- Dornburg, A., C. Lippi, S. Federman, J. A. Moore, D. L. Warren, T. L. Iglesias, M. C. Brandley, G. J. Watkins-Colwell, A. D. Lamb, and A. Jones. 2016. Disentangling the influence of urbanization and invasion on endemic geckos in tropical biodiversity hot spots: a case study of *Phyllodactylus martini* (Squamata: Phyllodactylidae) along an urban gradient in Curaçao. *Bulletin of the Peabody Museum of Natural History* 57:147–164.
- Dornburg, A., D. L. Warren, T. Iglesias, and M. C. Brandley. 2011. Natural history observations of the ichthyological and herpetological fauna on the island of Curaçao (Netherlands). *Bulletin of the Peabody Museum of Natural History* 52:181–186.
- Dreiss, A. N., J. Cote, M. Richard, P. Federici, and J. Clobert. 2010. Age- and sex-specific response to population density and sex ratio. *Behavioral Ecology* 21:356–364.
- Duca, C., H. Yokomizo, M. Â. Marini, and H. P. Possingham. 2009. Cost-efficient conservation for the white-banded tanager (*Neothraupis fasciata*) in the Cerrado, central Brazil. *Biological Conservation* 142:563–574.
- Fabris, L. C., and O. Cesar. 1996. Estudos florísticos em uma mata litorânea no sul do estado do Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* Dezembro:15–46.
- Ferreira, R. B., and C. S. De Lima. 2012. Anuran hotspot at Brazilian Atlantic rainforest invaded by the non-native *Lithobates catesbeianus* Shaw, 1802 (Anura: Ranidae) 8:386–389.
- Fierro-Cabo, A., and A. Rentfro. 2014. First record of the tropical house gecko (*Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnès, 1818) in Texas 3:10–13.
- Gadsden, H., and G. Castañeda. 2012. Demography of the side-blotched lizard, *Uta stansburiana*, in sand dunes of the Central Chihuahuan Desert. *The Southwestern Naturalist* 57:292–303.

- Gallien, L., T. Münkemüller, C. H. Albert, I. Boulangeat, and W. Thuiller. 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16:331–342.
- Gavira, R. S. B., A. Fabrício-Neto, and D. V. Andrade. 2015. Death of a juvenile false coral snake, *Oxyrhopus guibei* (Hoge & Romano, 1977) (Serpentes: Dipsadidae), after ingesting a tropical house gecko, *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnès, 1818) (Sauria: Gekkonidae). *Herpetology Notes* 8:153–154.
- Ghimire, S. K., O. Gimenez, R. Pradel, D. McKey, and Y. Aumeeruddy-Thomas. 2008. Demographic variation and population viability in a threatened Himalayan medicinal and aromatic herb *Nardostachys grandiflora*: matrix modelling of harvesting effects in two contrasting habitats. *Journal of Applied Ecology* 45:41–51.
- Govindarajulu, P., R. Altwegg, and B. R. Anholt. 2005. Matrix model investigation of invasive species control: bullfrogs on Vancouver Island. *Ecological Applications* 15:2161–2170.
- Gundersen, G., E. Johannesen, H. P. Andreassen, and R. A. Ims. 2001. Source-sink dynamics: how sinks affect demography of sources. *Ecology Letters* 4:14–21.
- Gurnell, J., L. A. Wauters, P. W. W. Lurz, and G. Tosi. 2004. Alien species and interspecific competition: effects of introduced eastern grey squirrels on red squirrel population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 73:26–35.
- Hoskin, C. J. 2011. The invasion and potential impact of the Asian House Gecko (*Hemidactylus frenatus*) in Australia. *Austral Ecology* 36:240–251.
- Howard, K. G., J. S. Parmerlee, and R. Powell. 2001. Natural history of the edficarian geckos *Hemidactylus mabouia*, *Thecadactylus rapicauda*, and *Sphaerodactylus sputator* on Anguilla. *Caribbean Journal of Science* 37:285–288.
- Huang, S.C., G. Norval, and I. M. Tso. 2008. Predation by an exotic lizard, *Anolis sagrei*, alters the ant community structure in betelnut palm plantations in southern Taiwan. *Ecological Entomology* 33:569–576.

- Hughes, D. F., W. E. Meshaka, and G. van Buurt. 2015. The superior colonizing gecko *Hemidactylus mabouia* on Curaçao: conservation implications for the native gecko *Phyllodactylus martini*. *Journal of Herpetology* 49:60–63.
- Jackson, M. C., A. Ruiz-Navarro, and J. R. Britton. 2015. Population density modifies the ecological impacts of invasive species. *Oikos* 124:880–887.
- Järemo, J., and G. Bengtsson. 2011. On the importance of life history and age structure in biological invasions. *Ecological Modelling* 222:485–492.
- Kean, J. M., and N. D. Barlow. 2000. Effects of dispersal on local population increase. *Ecology Letters*:479–482.
- Kerr, N. Z., P. W. J. Baxter, R. Salguero-Gómez, G. M. Wardle, and Y. M. Buckley. 2016. Prioritizing management actions for invasive populations using cost, efficacy, demography and expert opinion for 14 plant species world-wide. *Journal of Applied Ecology* 53:305–316.
- Krysko, K., C. Sheehy, and A. N. Hooper. 2003. Interspecific communal oviposition and reproduction of four species of lizards (Sauria: Gekkonidae) in the lower Florida Keys. *Amphibia-Reptilia* 24:390–396.
- Laake, J. L. 2013. RMark: An R Interface for analysis of capture-recapture data with MARK. R package (versão 2.2.4).
- Le Galliard, J. F., P. S. Fitze, R. Ferriere, and J. Clobert. 2005. Sex ratio bias, male aggression, and population collapse in lizards. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102:18231–18236.
- Le Galliard, J. F., O. Marquis, M. Massot, J. Franc, O. Marquis, M. Massot, J. F. Le Galliard, O. Marquis, and M. Massot. 2010. Cohort variation, climate effects and population dynamics in a short-lived lizard. *Journal of Animal Ecology* 79:1296–1307.
- Lee, A. M., B.-E. Sæther, and S. Engen. 2011. Demographic stochasticity, Allee effects, and extinction: the influence of mating system and sex ratio. *The American Naturalist* 177:301–313.
- Leung, B., J. M. Drake, and D. M. Lodge. 2004. Predicting invasions: propagule pressure and the gravity of Allee effects. *Ecology* 85:1651–1660.

- Locey, K. J., and P. A. Stone. 2006. Factors affecting range expansion in the introduced Mediterranean Gecko, *Hemidactylus turcicus*. *Journal of Herpetology* 40:526–530.
- Lockwood, J. L., M. F. Hoopes, M. P. Marchetti. 2013. *Invasion Ecology*. Wiley-Blackwel. Oxford.
- Mageski, M., R. B. Ferreira, P. R. Jesus, L. C. da Costa, J. J. Roper, and P. D. Ferreira. 2015. The island rule in the Brazilian frog *Phyllodytes luteolus* (Anura: Hylidae): incipient gigantism? *Zoologia (Curitiba)* 32:329–333.
- Mageski, M., P. R. Jesus, and P. D. Ferreira. 2017. Continued dispersal of the Wood Slave Gecko, *Hemidactylus mabouia*, in natural environments of Brazil. *North-Western Journal of Zoology* 13:363–364.
- Magnago, L. F. S., S. V. Martins, and O. J. Pereira. 2011. Heterogeneidade florística das fitocenoses de restingas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Brasil. *Revista Árvore* 35:245–254.
- Manlik, O., J. A. McDonald, J. Mann, H. C. Raudino, L. Bejder, M. Krützen, R. C. Connor, M. R. Heithaus, R. C. Lacy, and W. B. Sherwin. 2016. The relative importance of reproduction and survival for the conservation of two dolphin populations. *Ecology and Evolution* 6:3496–3512.
- Manteuffel, V. M., and M. Eiblmaier. 2010. Density-dependent processes during the juvenile stage in the lizard *Sceloporus virgatus*. *Journal of Herpetology* 44:21–27.
- Melbourne, B. A., and A. Hastings. 2008. Extinction risk depends strongly on factors contributing to stochasticity. *Nature* 454:100–103.
- Meshaka, W. E., B. P. Butterfield, and J. B. Hauge. 1994. Reproductive notes on the introducedo gecko *Hemidactylus mabouia* in southern Florida. *Herpetological Natural History* 1 2:109–110.
- Meshaka, W. E., S. D. Marshall, J. Boundy, and A. A. Williams. 2006. Status and geographic expansion of the Mediterranean gecko, *Hemidactylus turcicus*, in Louisiana: implications for the southeastern United States. *Herpetological Conservation and Biology* 1:45–50.

- Mesquita, D. O., G. C. Costa, G. R. Colli, T. B. Costa, D. B. Shepard, L. J. Vitt, and E. R. Pianka. 2016. Life-history patterns of lizards of the world. *The American Naturalist* 187:689–705.
- Meyerson, L. A., and H. A. Mooney. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:199–208.
- Miller, P. S., R. C. Lacy, R. Medina-miranda, R. López-ortiz, and H. Díaz-soltero. 2016. Confronting the invasive species crisis with metamodel analysis: an explicit, two-species demographic assessment of an endangered bird and its brood parasite in Puerto Rico. *BIOC* 196:124–132.
- Mooney, H. A., and E. E. Cleland. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98:5446–5451.
- Morris, W. F., D. F. Doak. 2002. *Quantitative conservation Biology: theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates Inc., Sunderland.
- Mugabo, M., S. Perret, S. Legendre, and J.-F. Le Galliard. 2013. Density-dependent life history and the dynamics of small populations. *Journal of Animal Ecology* 82:1227–1239.
- Murphy-Walker, S., and S. R. Haley. 1996. Functional sperm storage duration in *Hemidactylus frenatus* (Family Gekkonidae). *Herpetologica* 52:365–373.
- Nogueira, C. H. de O., C. A. Figueiredo-de-Andrade, and N. N. de Freitas. 2013. Death of a juvenile snake *Oxyrhopus petolarius* (Linnaeus, 1758) after eating an adult house gecko *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnès, 1818). *Herpetology Notes* 6:39–43.
- Nogueira, K. de O. P. C., S. S. R. Sartori, V. A. Araújo, C. A. Neves, and B. Kolisnyk. 2015. Sperm storage in *Hemidactylus mabouia*: Morphological and ultrastructural aspects of a reproductive strategy. *Animal Reproduction Science* 159:212–216.
- Okamoto, T., T. Kuriyama, and K. Goka. 2013. An impact assessment of the alien lizard *Plestiodon japonicus* (Scincidae, Reptilia) on a threatened island population of the native lizard *P. latiscutatus* at an early phase of the biological invasion. *Biological Invasions* 15:2029–2037.

- Orr, T. J., and M. Zuk. 2012. Sperm storage. *Current Biology* 22:R8–R10.
- Parker, J. D., M. E. Torchin, R. A. Hufbauer, N. P. Lemoine, C. Alba, D. M. Blumenthal, O. Bossdorf, J. E. Byers, A. M. Dunn, R. W. Heckman, M. Hejda, V. Jarošík, A. R. Kanarek, L. B. Martin, S. E. Perkins, P. Pyšek, K. Schierenbeck, C. Schlöder, R. van Klinken, K. J. Vaughn, W. Williams, and L. M. Wolfe. 2013. Do invasive species perform better in their new ranges? *Ecology* 94:985–994.
- Peloso, P. L., and V. P. De Sousa. 2007. Predation on *Todirostrum cinereum* (Tyrannidae) by the orb-web spider *Nephilengys cruentata* (Aranae, Nephilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15:461–463.
- Pereyra, P. J. 2016. Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. *Austral Ecology* 41:519–528.
- Pertoldi, C., S. Rodjajn, A. Zalewski, D. Demontis, V. Loeschcke, and A. Kjaersgaard. 2013. Population viability analysis of American mink (*Neovison vison*) escaped from Danish mink farms. *Journal of Animal Science* 91:2530–2541.
- Powell, R., J. S. Parmerlee Jr, M. A. Rice, and D. D. Smith. 1990. Ecological observations of *Hemidactylus brookii haitianus* Meerwarth (Sauria: Gekkonidae) from Hispaniola. *Caribbean Journal of Science* 26:67–70.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raventós, J., E. González, E. Mújica, and D. F. Doak. 2015. Population viability analysis of the epiphytic ghost orchid (*Dendrophylax lindenii*) in Cuba. *Biotropica* 47:179–189.
- Rocha, C. F. D., L. A. Anjos, and H. G. Bergallo. 2011. Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* (Squamata) in Brazilian natural environments. *Zoologia (Curitiba)* 28:747–754.
- Rodda, G. H., M. J. Mccoid, T. M. Fritts, and E. W. Campbell III. 1999. Population trends and limiting factors in *Boiga irregularis*. Pages 236–253 *Problem snake management: the habu and the brown treesnake*.

- Rödger, D., M. Solé, and W. Böhme. 2008. Predicting the potential distributions of two alien invasive Housegeckos (Gekkonidae: *Hemidactylus frenatus*, *Hemidactylus mabouia*). *North-Western Journal of Zoology* 4:236–246.
- Rømer, A., L. Nørgaard, D. Mikkelsen, M. Chriél, M. Elmeros, A. Madsen, C. Pertoldi, and T. Jensen. 2015. Population viability analysis of feral raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Denmark. *Archives of Biological Sciences* 67:111–117.
- Rudolf, V. H. W., M. Kamo, and M. Boots. 2010. Cannibals in space: the coevolution of cannibalism and dispersal in spatially structured populations. *The American Naturalist* 175:513–524.
- Salvidio, S., and F. Oneto. 2008. Density regulation in the Mediterranean leaf-toed gecko *Euleptes europaea*. *Ecological Research* 23:1051–1055.
- San-Jose, L. M., M. Peñalver-Alcázar, K. Huyghe, M. C. Breedveld, and P. S. Fitze. 2016. Inter-class competition in stage-structured populations: effects of adult density on life-history traits of adult and juvenile common lizards. *Oecologia* 182:1063–1074.
- Sanz-Aguilar, A., J. D. Anadón, P. Edelaar, M. Carrete, and J. L. Tella. 2014. Can establishment success be determined through demographic parameters? A case study on five introduced bird species. *PLoS ONE* 9:e110019.
- Scharf, I., A. Feldman, M. Novosolov, D. Pincheira-Donoso, I. Das, M. Böhm, P. Uetz, O. Torres-Carvajal, A. Bauer, U. Roll, and S. Meiri. 2015. Late bloomers and baby boomers: Ecological drivers of longevity in squamates and the tuatara. *Global Ecology and Biogeography* 24:396–405.
- Selcer, K. W. 1986. Life History of a Successful Colonizer: The Mediterranean gecko, *Hemidactylus turcicus*, in Southern Texas. *Copeia* 1986:956–962.
- Sergio, F., G. Tavecchia, J. Blas, L. López, A. Tanferna, and F. Hiraldo. 2011. Variation in age-structured vital rates of a long-lived raptor: Implications for population growth. *Basic and Applied Ecology* 12:107–115.
- Shine, R., and E. L. Charnov. 1992. Patterns of Survival, Growth, and Maturation in Snakes and Lizards. *The American Naturalist* 139:1257–1269.

- Short, K. H., and K. Petren. 2011. Multimodal dispersal during the range expansion of the tropical house gecko *Hemidactylus mabouia*. *Ecology and Evolution* 1:181–190.
- Short, K. H., and K. Petren. 2012. Rapid species displacement during the invasion of Florida by the tropical house gecko *Hemidactylus mabouia*. *Biological Invasions* 14:1177–1186.
- Simberloff, D., and L. Gibbons. 2004. Now you see them, now you don't!—population crashes of established introduced species. *Biological Invasions* 6:161–172.
- Siqueira, C. D. C., and C. F. D. Rocha. 2008. Predation by lizards as a mortality source for juvenile lizards in Brazil. *South American Journal of Herpetology* 3:82–87.
- Stubben CJ, Milligan BG. 2007. Estimating and Analyzing Demographic Models Using the popbio Package in R. R package (versão 2.4.3).
- Taylor, R. L., B. L. Walker, D. E. Naugle, and L. S. Mills. 2012. Managing multiple vital rates to maximize greater sage-grouse population growth. *Journal of Wildlife Management* 76:336–347.
- Teixeira, R. L. 2002. Aspectos ecológicos de *Gymnodactylus darwinii* (Sauria: Gekkonidae) em Pontal do Ipiranga, Linhares, Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* 14:21–31.
- Telles, F. B. S., C. M. Militão, H. G. Bergallo, and C. F. D. Rocha. 2015. Invasion of the alien gecko *Hemidactylus mabouia* (Moureau de Jonnès, 1818) in a natural habitat at Praia do Sul Biological Reserve, Ilha Grande, RJ, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75.
- Troyer, E. M., S. E. Cameron Devitt, M. E. Sunkist, V. R. Goswami, and M. K. Oli. 2014. Density dependence or climatic variation? Factors influencing survival, recruitment, and population growth rate of Virginia opossums. *Journal of Mammalogy* 95:421–430.
- Valéry, L., H. Fritz, J. C. Lefeuvre, and D. Simberloff. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions* 10:1345–1351.

- Vitt, L. J. 1986. Reproductive Tactics of Sympatric Gekkonid Lizards with a Comment on the Evolutionary and Ecological Consequences of Invariant Clutch Size. *Copeia* 1986:773.
- Walsh, J. R., S. R. Carpenter, and M. J. Vander Zanden. 2016. Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:4081–4085.
- Werner, Y. L., E. Frankenberg, M. Volokita, and R. Harari. 1993. Longevity of geckos (Reptilia: Lacertilia: Gekkonoidea) in captivity: an analytical review incorporating new data. *Israel Journal of Zoology* 39:105–124.
- White, G. C., and K. P. Burnham. 1999. Program mark: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:S120–S139.
- Wiederhecker, H. C., A. C. S. Pinto, M. S. Paiva, and G. R. Colli. 2003. The demography of the lizard *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) in a highly seasonal Neotropical savanna. *Phyllomedusa* 2:9–19.
- Williams, R., J. Horrocks, and A. Pernetta. 2015. Natural history, distribution, and conservation status of the Barbados leaf-toed gecko, *Phyllodactylus pulcher* Gray, 1828 (Squamata, Gekkonidae). *Herpetology Notes* 8:197–204.
- Williams, R., A. P. Pernetta, and J. A. Horrocks. 2016. Outcompeted by an invader? Interference and exploitative competition between tropical house gecko (*Hemidactylus mabouia*) and Barbados leaf-toed gecko (*Phyllodactylus pulcher*) for diurnal refuges in anthropogenic coastal habitats. *Integrative Zoology* 11:229–238.
- Winck, G. R., M. Almeida-Santos, T. A. Dorigo, F. B. Telles, and C. F. D. Rocha. 2017. When invasion may not be harmful: niche relations in a lizard assemblage. *Biotropica* 49:117–129.
- Yamamoto, Y., and H. Ota. 2006. Long-term Functional Sperm Storage by a Female Common House Gecko, *Hemidactylus frenatus*, from the Ryukyu Archipelago, Japan. *Current Herpetology* 25:39–40.
- Zamora-Abrego, J. G., Y.-M. Chang, J. J. Zúñiga-Vega, A. N.-M. de Oca, and J. B. Johnson. 2010. Demography of a Knob-Scaled Lizard in Northeastern Querétaro, México. *Herpetologica* 66:39–51.

- Zaracho, V. H., M. E. Tedesco, M. Motte, and A. Yanosky. 2017. First record of *Liolaemus azarai* and *Hemidactylus mabouia* for Ñeembucú Department, Paraguay. Cuadernos de Herpetologia 31:65–67.
- Zuñiga-Vega, J. J., F. R. la Cruz, and O. Cuellar. 2008. Demography of the lizard *Sceloporus grammicus*: exploring temporal variation in population dynamics. Canadian Journal of Zoology 86:1397–1409.