



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Campus de São José do Rio Preto

Lucas Henrique Carvalho Siqueira

Efeitos da Urbanização populações de *Bothrops jararaca* no
Município de São Paulo, Brasil

São José do Rio Preto
2016

Lucas Henrique Carvalho Siqueira

Efeitos da Urbanização em populações de *Bothrops jararaca* no
Município de São Paulo, Brasil

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração – Ecologia e Comportamento, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Orientador: Prof^o. Dr^o. Otavio Augusto Vuolo Marques

São José do Rio Preto
2016

Siqueira, Lucas Henrique Carvalho.

Efeitos da urbanização em populações de *Bothrops jararaca* no município de São Paulo, Brasil / Lucas Henrique Carvalho Siqueira . -- São José do Rio Preto, 2016

86 f. : il., tabs.

Orientador: Otavio Augusto Vuolo Marques

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia de populações. 2. Jararaca (Cobra) - Distribuição geográfica – São Paulo (SP) 3. *Bothrops*. 4. Urbanização. 5. Paisagens fragmentadas. 6. Predação (Biologia) I. Marques, Otavio Augusto Vuolo. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDU – 598.12

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

ERRATA

SIQUEIRA, Lucas Henrique Carvalho. **Efeitos da urbanização em populações de Bothrops jararaca no município de São Paulo, Brasil**. 2016. 86 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal)-Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2016.

Folha	Linha	Onde se lê	Leia-se
4	10	FAPESP	FAPESP (Processo nº 2014/11909-2, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo)
79	5	FAPESP	FAPESP (Processo nº 2014/11909-2, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo)

Lucas Henrique Carvalho Siqueira

Efeitos da Urbanização em populações de *Bothrops jararaca* no
Município de São Paulo, Brasil

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Comissão Examinadora

Profº. Drº. Otavio Augusto Vuolo Marques
UNESP – São José do Rio Preto
Orientador

Prof. Dr. Ricardo Jannini Sawaya
UNIFESP – São Paulo

Prof. Dr. Fausto Erritto Barbo
MZUSP – São Paulo

São José do Rio Preto
28 de março de 201

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível pelo inestimável apoio e participação de muitas pessoas, às quais serei eternamente grato.

À minha mãe e ao meu irmão por todo o incentivo, amor, e carinho que me fizeram seguir adiante e de cabeça erguida.

Ao grande pesquisador e exemplo, Otavio Marques, não somente pela orientação, mas também a confiança depositada, as conversas e as ideias que me ajudaram durante todo o projeto.

Aos membros da banca examinadora Ricardo J. Sawaya e Fausto E. Barbo pelas sugestões e críticas sobre o trabalho.

À Camilla Di’Nizzo, Maria José e toda sua equipe, pela parceria, empréstimo das armadilhas e análise dos roedores.

Aos funcionários do LEEV-IB, principalmente ao Luan Monteiro que esteve comigo desde o início dos campos e montagem das armadilhas.

À Cybele Sabino e Janaína Aparecida, pelo prestimoso auxílio com as Jararacas do Zoológico de São Paulo.

Agradeço imensamente por todos que me deram a oportunidade de atuar nos dois parques, principalmente à Maria de Fátima do Instituto de Botânica e a equipe técnica do núcleo Pedra Grande do Parque Estadual da Cantareira.

Ao Fausto E. Barbo pelos dados de biometria das Jararacas, que foi o ponto de partida para o desenvolvimento deste trabalho.

À Selma Almeida-Santos pelas sugestões durante a qualificação e as conversas sobre a reprodução das Jararacas.

À equipe do LECZ-IB, principalmente ao Valdir Germano, Giuseppe Puerto e Livia Corrêa também pela disponibilização de dados valiosos.

Aos meus companheiros de sala, Natália Torello, Cristian Gomes, Silara Batista e Karina Banci, que foram amigos de todas as horas aos quais recorri muitas vezes, estes são verdadeiros arcanjos, “mais que anjos na hierarquia celeste”.

À todos os meus amigos, pela ajuda no campo, as rizadas e as brincadeiras que fizeram do meu tempo no laboratório o melhor possível.

À Jade Lima dos Santos, pela paciência e apoio, por me escutar em horas difíceis e que nos últimos tempos se tornou indispensável.

Agradeço imensamente à CAPES e a FAPESP pelo apoio sem o qual este trabalho seria inviável.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - Morfologia de jararaca (*Bothrops jararaca*) em dois parques urbanos

do Município de São Paulo	3
INTRODUÇÃO	6
MATERIAL E MÉTODOS	7
RESULTADOS	13
DISCUSSÃO	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	21
APÊNDICES	29

CAPÍTULO 2 - Abundância de presas de jararaca (*Bothrops jararaca*) em dois parques

urbanos do Município de São Paulo	31
INTRODUÇÃO	34
MATERIAL E MÉTODOS	36
RESULTADOS	39
DISCUSSÃO	43
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46

CAPÍTULO 3 - Incidência de predadores sobre a jararaca (*Bothrops jararaca*) em dois

parques urbanos do Município de São Paulo	53
INTRODUÇÃO	56
MATERIAL E MÉTODOS	60
RESULTADOS	65
DISCUSSÃO	72
AGRADECIMENTOS	79
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

RESUMO

A existência de um habitat adequado é uma das principais características necessárias para a persistência de populações animais. Portanto, alterações quantitativas e qualitativas no ambiente podem gerar sérias consequências ecológicas. Uma das causas mais comuns da alteração da qualidade, diminuição da área habitável e isolamento é a fragmentação florestal trazida pela urbanização. Remanescentes florestais podem funcionar tal como ilhas oceânicas, e as espécies animais residentes podem apresentar variações morfológicas como nanismo ou gigantismo, causadas geralmente pela alteração da dieta e/ou incidência de predadores. Neste trabalho investigamos a existência de diferenças no tamanho corporal, disponibilidade de presas e pressão de predadores em duas populações de *Bothrops jararaca* de dois parques do Município de São Paulo sujeitos a diferentes graus de urbanização. As serpentes não apresentaram diferenças de comprimento e robustez entre as duas populações, entretanto houve uma tendência de uma maior proporção de fêmeas maiores no parque com maior influência urbana. A oferta de recursos e a pressão de predadores foram significativamente maiores no ambiente com menor influência da cidade. Os resultados sugerem que a menor oferta de presas no parque urbano não diminui significativamente o crescimento de *B. jararaca*, porém a menor incidência de predadores pode resultar em um maior tempo de vida das serpentes e consequentemente maior proporção de serpentes com tamanho corporal superior.

Palavras chave: Urbanização, Fragmentação Florestal, Serpentes, Presas, Predação.

ABSTRACT

Maintenance of suitable habitat is essential for animal population persistence. Quantitative and qualitative alterations in the environment may generate serious ecological consequences. One of the most common causes of alterations in quality, habitable area decrease and isolation is the forest fragmentation carried by urbanization. Forest remnants can function as oceanic islands, and the resident animal species may show morphological variation like dwarfism or gigantism, caused generally by the modification of diet and/or predator incidence. Here, we investigate the body size, prey availability and predation pressure in populations of *Bothrops jararaca* in two parks subject to different urbanization degree. We found no differences in snakes length, neither stoutness between the two populations. However the prey availability and predator incidence was significantly higher in the park with less urban influence. The results suggest that smaller food availability offer in the isolated urban park did not decrease significantly *B. jararaca* growth rate, but the lesser predators incidence can result in longer lifetime and consequently higher proportion of snakes with superior body length.

Key words: Urbanization, Forest fragmentation, Snake, Prey, Predation.

Capítulo 1

Morfologia da jararaca (*Bothrops jararaca*) em dois parques urbanos do Município de São Paulo

RESUMO

Serpentes com distribuição geográfica ampla podem apresentar diferenças morfológicas entre populações. Tais diferenças são causadas por fatores locais, como a oferta de recursos, que geram pressões seletivas distintas e que podem resultar em fenótipos variados ao longo da evolução. Foram analisados dados morfológicos de *Bothrops jararaca* com o objetivo de averiguar supostas diferenças no tamanho corporal e robustez entre uma população de um fragmento florestal urbano isolado pela cidade e outra que reside em um ambiente contínuo. Não foram encontradas diferenças significativas no tamanho corporal médio nem na robustez de machos e fêmeas de *B. jararaca* dos dois locais. Entretanto, há uma tendência de que a proporção de fêmeas de classes de tamanho superior seja maior no fragmento urbano isolado. O elevado tamanho corporal e a ausência de diferenças no tamanho médio entre as duas populações sugerem que os recursos alimentares não sejam restritivos em ambas as áreas. Desse modo, parece não existir restrição para o crescimento das jararacas dessas localidades, entretanto, devido à flutuação anual na abundância de presas esta diferença pode não ser aparente no momento. Ainda, o tempo em que estas duas populações estão separadas pode não ter sido suficiente para causar uma diferenciação morfológica aparente.

Palavras chave: Morfologia, Urbanização, Serpentes.

ABSTRACT

In snakes with widespread geographic distribution, may occur differences in external morphology between populations. These differences are usually caused by local factors, as resources available, that generate distinct selective pressure and consequently varied phenotypes along the evolution. *Bothrops jararaca* Morphological data were analysed with the aim of evaluate the existence of differences in body size and stoutness between a urban forest remnant isolates by the city A and continuous forest snake population. No differences in mean body size and stoutness to male and female *B. jararaca* was found between the two populations, however there's a tendency that the proportion of female individual belonging to bigger size classes are higher in the urban forest remnant. The large body size and the absence of differences in mean size between the two populations suggest that the food resources are not restrictive in both areas. Thus, it seem not be any restriction for the growth of individuals of the Jararaca Lancehead of those localities, but, due to annual fluctuation in the prey abundance, that difference may not be apparent now. Moreover, the time when these two populations are separated may not have been enough to cause a clear morphological differentiation.

Key words: Morphology, Urbanization, Snakes.

INTRODUÇÃO

Serpentes são animais conhecidos por terem padrão de crescimento indeterminado ao longo de sua vida (SHYNE & CHARNOV, 1992). A taxa de crescimento é influenciada por fatores como o clima, a dieta, competição intra e interespecífica e incidência de predação (DUNHAM *et al* 1978; KING, 1989). Por isso, espécies com ampla distribuição podem apresentar diferenças morfológicas por estarem expostas a condições ambientais diferenciadas (ARNOLD, 1977; KING, 1989; PEARSON *et al* 2002).

A plasticidade fenotípica é a capacidade dos organismos de alterar sua fisiologia ou morfologia a uma determinada condição ambiental ou o potencial de produzir diferentes fenótipos de acordo com o ambiente (DeWITT *et al* 1998; WEST-EBERHARD, 1989). Estas variações não se restringem apenas ao tamanho corporal entre populações, mas também no dimorfismo sexual e podem refletir características da biologia reprodutiva, incluindo o número da prole e a massa dos recém-nascidos (FORD & SEIGEL, 1989; MADSEN & SHINE, 1993; SEIGEL & FORD, 1991).

Existem atualmente 392 espécies de serpentes descritas no território brasileiro (COSTA & BÉRNILS, 2015). Entre estas, *Bothrops jararaca* figura como uma das mais importantes pela abundância em uma das áreas mais populosas do Brasil, com consequente elevado número de acidentes (RIBEIRO & JORGE, 1990; RIBEIRO *et al* 1998). Pertencente à família Viperidae, esta serpente possui ampla distribuição no sudeste brasileiro, ocorrendo do Rio Grande do Sul até o sul da Bahia e também em outros países como Argentina e Paraguai (CAMPBELL & LAMAR, 2004). Esta serpente é conhecida por utilizar diversos tipos de habitats, desde florestas preservadas de Mata Atlântica até ambientes com elevado nível de perturbação, como os

remanescentes florestais localizados no interior de centros urbanos (PUORTO *et al* 1991).

A jararaca possui médio porte, podendo atingir até 1.600 mm. Há dimorfismo sexual na fase adulta, sendo que as fêmeas são significativamente maiores que os machos. A sua atividade é predominantemente noturna, sendo encontrada com mais frequência durante o período chuvoso (CAMPBELL & LAMAR, 2004; SAZIMA, 1992). Este viperídeo é relativamente abundante no Município de São Paulo, ocorrendo em diversas localidades dentro da área urbana (BARBO *et al* 2011). A sua ocorrência em um ambiente densamente povoado pode aumentar o número de encontros com seres humanos e consequentemente o risco de acidentes ofídicos, evidenciando a sua importância no local.

Aqui comparamos características morfológicas entre populações de *B. jararaca* de dois parques urbanos do Município de São Paulo, sujeitos a diferentes graus de urbanização. Um deles apresenta grande área florestal e boa conectividade com outros fragmentos de Mata Atlântica e outro corresponde a uma pequena ilha de mata cercada pela cidade de São Paulo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O presente trabalho ocorreu em dois Parques Estaduais localizados no Município de São Paulo: o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), conhecido como Parque do Estado (S23°38'40.48''; O46°26'05.34'') e o Parque Estadual da Cantareira (PEC), Núcleo Pedra Grande (S23°26'01.63''; O46°37'49.50'').

O PEFI está localizado na zona sudeste da cidade na divisa com o Município de Diadema. Originalmente era uma área de cultivo e a sua implantação foi para garantir a

preservação dos mananciais que existem na área, o que possibilitou a regeneração da Mata Atlântica a partir da última década do século XIX (GODOY & TRUFEM, 2007). Com área de aproximadamente 540 ha é o maior fragmento de Mata Atlântica inserido na área urbana do Município de São Paulo (Plano de Manejo PEFI). Atualmente o parque possui vegetação caracterizada como Floresta Ombrófila Densa de Encosta Atlântica, clima úmido mesotérmico com temperatura média anual de 19,1°C e altitudes que variam de 770 m a 825 m (Instituto de Botânica, 2014).

O PEC está localizado na região norte da cidade e abrange outros municípios como Mairiporã, Guarulhos e Caieiras, sendo dividido em quatro núcleos: Águas Claras, Cabuçu, Engordador e Pedra Grande, este último onde o estudo foi realizado. O parque possui aproximadamente 7.916,52 ha de florestas protegidas e possui uma formação de Floresta Ombrófila Densa. O clima é classificado como Mesotérmico Úmido com verão chuvoso e inverno seco, temperatura média de 19,9°C e altitude entre 875 m a 1250 m (Fundação Florestal do Estado de São Paulo, 2009).

O principal fator evidenciado e de maior importância para este estudo é o nível de urbanização diferenciada em que ambos estão expostos. O PEFI possui menor área e se encontra inserido totalmente dentro da área urbana, cercado e isolado pela cidade. Por outro lado, o PEC possui área maior e encontra-se na periferia da cidade, sofrendo menor influência urbana (Figura 1 e 2).

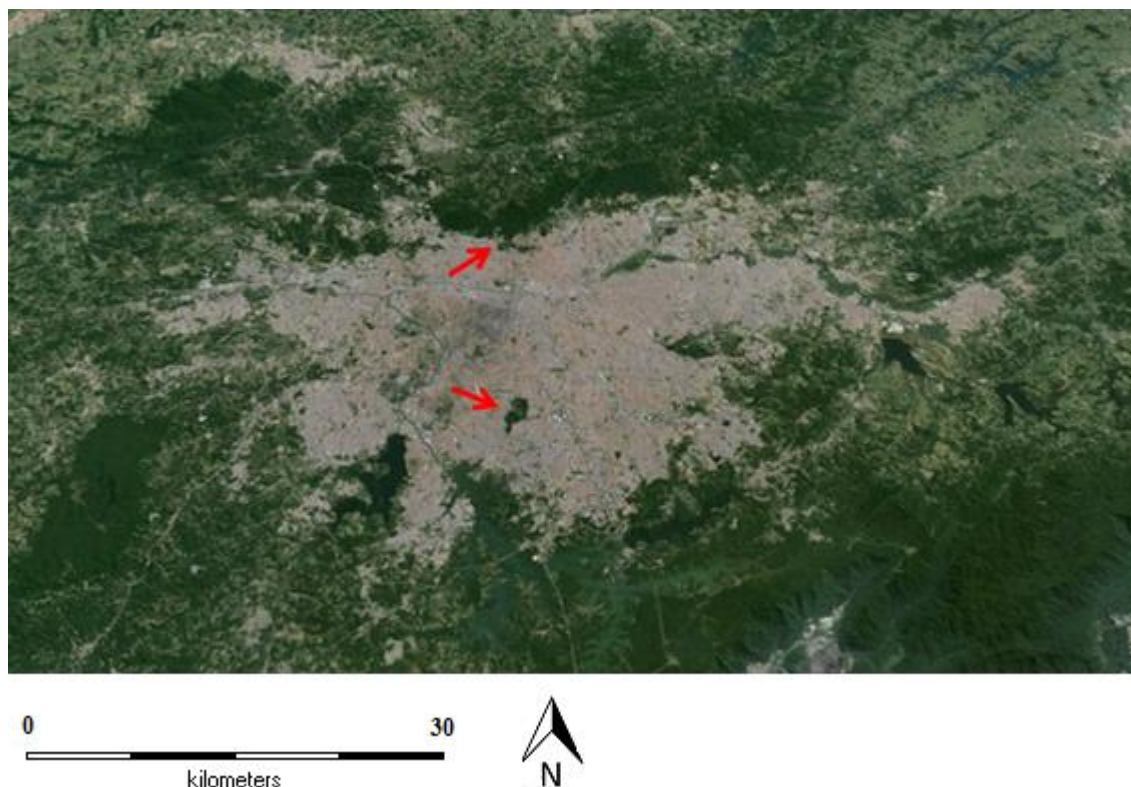


Figura 1: Imagem de satélite evidenciando a área urbanizada do Município de São Paulo e regiões adjacentes. Ao norte está indicado o Parque Estadual da Serra da Cantareira e ao sul o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.

Compilação de dados

Barbo e colaboradores (2011) apresentaram uma lista das serpentes que ocorrem no Município de São Paulo coletadas e trazidas ao Instituto Butantan entre 2003 e 2007. No presente trabalho foram utilizados os dados brutos deste levantamento, referentes à biometria dos espécimes de *Bothrops jararaca* procedentes dos PEFI e do PEC.

Foram consideradas serpentes do PEFI aquelas encontradas na mata ou nas instituições localizadas na área do parque, como a Fundação Parque Zoológico de São Paulo, o Instituto de Botânica, Jardim Botânico e o Parque de Ciência e Tecnologia da Universidade de São Paulo. Também foram incluídas serpentes encontradas em residências nas adjacências do parque. Da mesma forma, foram consideradas pertencentes ao PEC, serpentes localizadas na área do parque, na Serra da Cantareira ou em residências adjacentes.

Foram adicionados às análises os dados de *B. jararaca* provenientes da Estação Ecológica Juréia-Itatins (S47°15'00''; O24°31'60''), pelo fato de ser uma população fora do limite do Município de São Paulo (Figura 2).

Foram compilados os dados complementares dos indivíduos de *B. jararaca* das duas localidades depositados na Coleção Herpetológica Richard Alphonse Hoge do Instituto Butantan, São Paulo, em período anterior a 2003 e posterior a 2007. Dados obtidos junto ao Setor de Répteis da Fundação Parque Zoológico de São Paulo também foram considerados para o PEFI. Por último, foram realizadas atividades de campo com o intuito de complementar os dados de morfologia das serpentes e amostragem da disponibilidade dos recursos alimentares (Capítulo 2). As medidas de CRC e massa das serpentes machos e fêmeas das três localidades (Figura 2) foram sumarizadas nas tabelas dos apêndices 1 e 2.

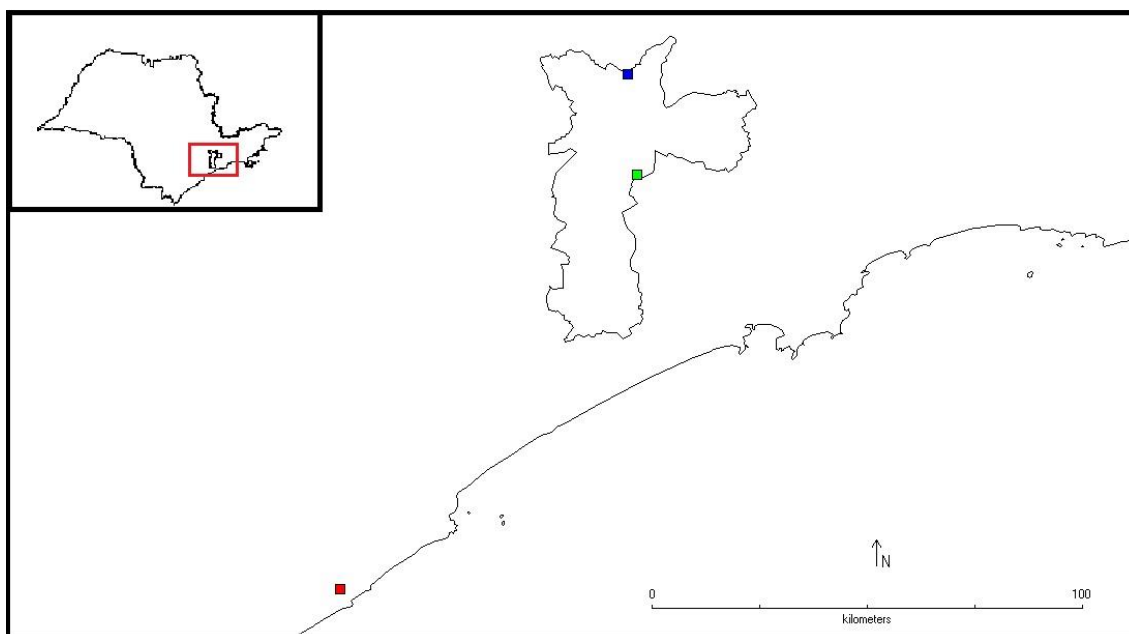


Figura 2: Localização das três populações de *Bothrops jararaca* analisadas: Parque Estadual da Serra da Cantareira (PEC = quadrado azul), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI = quadrado verde) e Estação Ecológica Juréia-Itatins (EEJI = quadrado vermelho).

Trabalho de Campo

Foi feita a busca de espécimes e amostragem dos recursos alimentares em ambas as localidades estudadas. Foram adotados os métodos de campo tradicionalmente descritos na literatura (ANTONY *et al* 2005; CECHIN & MARTINS, 2000; OLIVEIRA & MARTINS, 2001; RODRIGUES & PRUDENTE, 2001; SAWAYA *et al* 2008) que incluem: (1) Armadilhas de Intercepção e Queda (AIQ) (*Pitfalls*); (2) Busca Ativa (BA); (3) Encontros Ocasiais (EO) e (4) Encontros por Terceiros (ET). Todos os métodos foram rigorosamente padronizados em ambos os parques para garantir a homogeneidade das amostras. As campanhas de campo foram realizadas em pares dentro de cada mês, sendo uma no PEFI e outra no PEC. Cada campanha teve duração de quatro dias consecutivos (total de oito dias de campo por mês).

Foram instalados seis pontos de AIQ em cada parque, e cada ponto consistiu em uma linha contendo cinco baldes com capacidade de 100 litros enterrados e ligados por cerca de lona plástica. Os baldes foram dispostos em intervalos de 10 metros e em seu interior havia uma placa de isopor para impedir que os animais capturados morressem por afogamento ou hipotermia. As armadilhas eram abertas no primeiro dia e fechadas no quarto, permanecendo ativas durante 72 horas consecutivas e vistoriadas todas as manhãs (Figura 3).

Embora *B. jararaca* seja uma serpente essencialmente noturna, foram realizadas apenas buscas ativas diurnas devido à falta de segurança para a equipe de pesquisa dentro dos parques. As buscas foram realizadas durante os quatro dias de campanha e consistiam na procura visual em trilhas e quaisquer possíveis abrigos como pedras, buracos ou troncos caídos na mata. Ainda foram considerados os encontros ocasionais (EO) e serpentes encontradas por terceiros (ET).

Nos encontros com jararacas eram registrados dados de temperatura e umidade relativa do ar, e hora do encontro. Quando a serpente não era perturbada pela aproximação, também foram registrados dados de temperatura corporal e do substrato. Além disso, foram anotados dados de atividade e comportamento na hora do encontro. A serpente foi contida em tubo plástico para tomada dos dados de CRC e massa. Ainda, dados sobre conteúdo alimentar e estágio reprodutivo foram averiguados por apalpação. Amostras de escamas ventrais foram coletadas e um microchip numerado foi introduzido subcutaneamente para marcação do animal, que foi solto no exato local de captura.



Figura 3: Linha de Armadilhas de Intercepção e Queda montada em um dos locais do estudo. Cada linha era feita com 40 metros de comprimento, contendo 5 baldes dispostos 10 metros um do outro e ligados pela cerca de lona plástica.

Análise dos dados

Apenas indivíduos adultos de *B. jararaca* foram incluídos nas análises. Apesar de Janeiro-Cinquini (2004), que encontrou uma fêmea adulta com 620 mm e

Matias e colaboradores (2011) que constatou machos maduros a partir de 500 mm, a padronização dos parâmetros de faixa etária foi feita de acordo com Sazima (1992). Desse modo, pela impossibilidade de dissecação dos espécimes, foram considerados machos adultos indivíduos a partir de 650 mm e fêmeas adultas com tamanho superior a 750 mm. Devido ao dimorfismo sexual, machos e fêmeas foram analisados separadamente. Para comparação do tamanho corporal das serpentes (CRC) entre os dois parques foi utilizado o teste de Análise de Variância (ANOVA) com a localidade como fator. A robustez das serpentes foi analisada por regressão linear entre o CRC e a massa e em seguida os grupos foram comparados a fim de avaliar a existência de diferenças entre as populações. O teste de qui-quadrado (χ^2) para amostras independentes foi utilizado para verificar a existência de diferença na distribuição dos indivíduos pelas classes de CRC entre os dois parques.

RESULTADOS

Foram analisados 96 indivíduos de *B. jararaca* das três populações: PEFI (n = 38), PEC (n = 26) e EEJI (n = 32) (dados brutos de CRC disponíveis nas tabelas do Apêndice 1). Foram realizadas em cada parque 48 horas/homem de buscas ativas (BA) diurnas e as AIQ permaneceram ativas durante 864 horas. Apenas três indivíduos foram encontrados durante a busca ativa e outro foi capturado por AIQ, ambos no PEC. Além de *Bothrops jararaca*, foram registradas as serpentes *Tomodon dorsatus* (n = 1), *Erythrolamprus miliaris* (n = 1), *Echinanthera undulata* (n = 2), *Echinanthera* sp. (n = 3), *Oxyrhopus* sp. (n = 1), *Philodryas patagoniensis* (n = 1) e duas não identificadas no PEC e uma não identificada no PEFI. Nenhum espécime foi capturado.

No PEFI os machos de *B. jararaca* apresentaram tamanho corporal médio de 785,1 mm $\pm$ 81,9 (n = 17), e as fêmeas de 1149,6 $\pm$ 177,2 mm (n = 20). A mesma

tendência foi observada no PEC com tamanho médio de $824,6 \pm 75$ mm ($n = 12$) para os machos e $1097,5 \pm 138,9$ mm ($n = 14$) para as fêmeas e na EEJI média de $797,3 \pm 104,5$ mm ($n = 19$) para os machos e $929,6 \pm 95,1$ mm ($n = 13$) para as fêmeas (Figura 4).

Não foram encontradas diferenças significativas na média do CRC entre as populações do PEFI e PEC para machos ($F = 2,3809$; $p = 0,1$) e para as fêmeas ($F = 0,4604$; $p = 0,5$). Também não foi encontrada diferença significativa na robustez entre as duas localidades para machos (Coeficiente de regressão $t = 0,8909$; $p = 0,3$, Figura 5) e para as fêmeas (Coeficiente de regressão $t = -0,2004$; $p = 0,8$, Figura 6).

Foi encontrada diferença significativa quanto à distribuição das serpentes por classe de tamanho tanto para machos ($\chi^2 = 41,123$; $p < 0,001$) quanto para as fêmeas ($\chi^2 = 14,808$; $p = 0,01$) (Figura 7). A proporção de fêmeas pertencentes à última classe de CRC (1316 – 1425 mm) foi mais de três vezes maior no PEFI do que no PEC. Ainda, nota-se uma maior proporção de fêmeas grandes no PEFI, quanto maior a classe de tamanho considerada, considerando os valores acima de 1.100 mm (Figura 8).

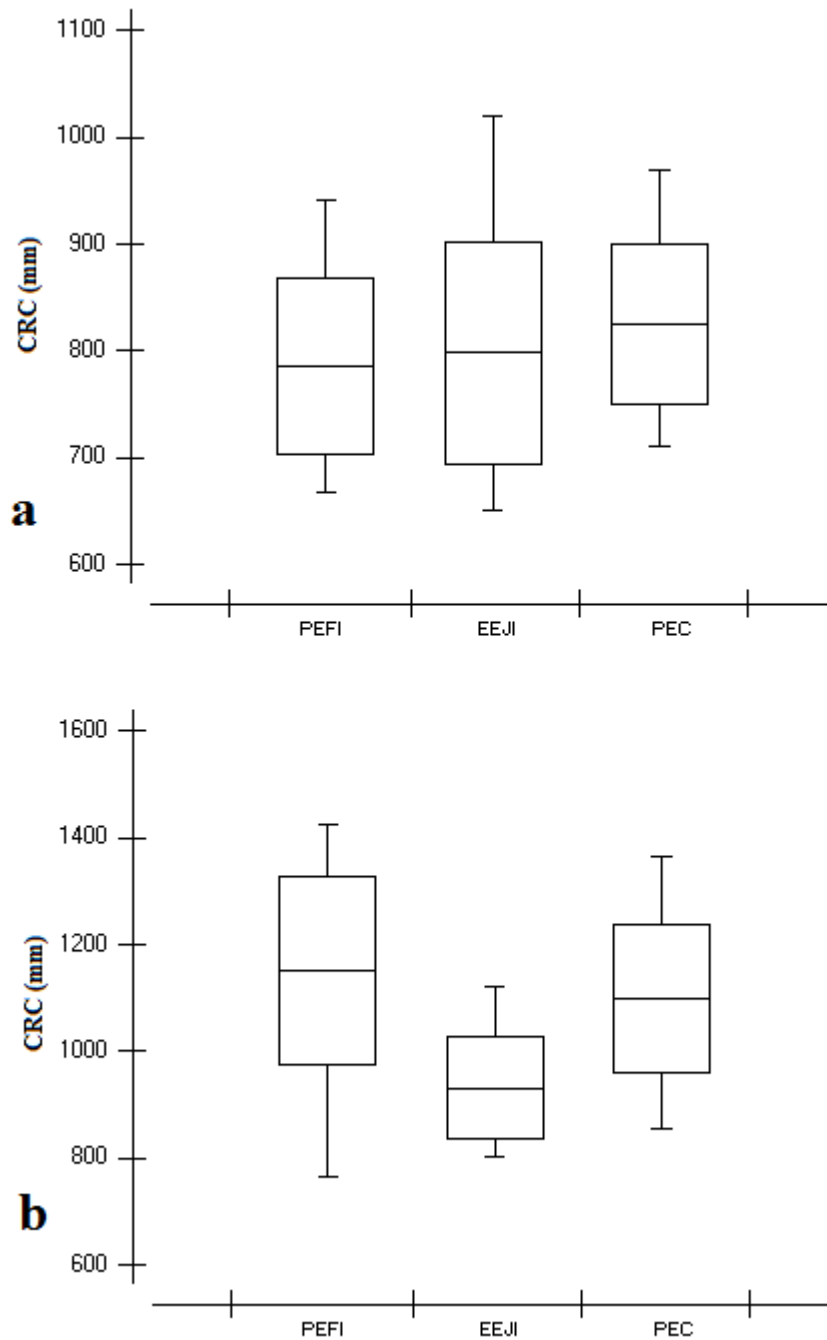


Figura 4: Comparação do comprimento rostro-cloacal de machos (a) e fêmeas (b) de *Bothrops jararaca* das três populações, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), Estação Ecológica de Juréia-Itatins (EEJI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC). A linha horizontal representa a média, as barras verticais representam os desvios padrões e as suíças representam valores máximos e mínimos.

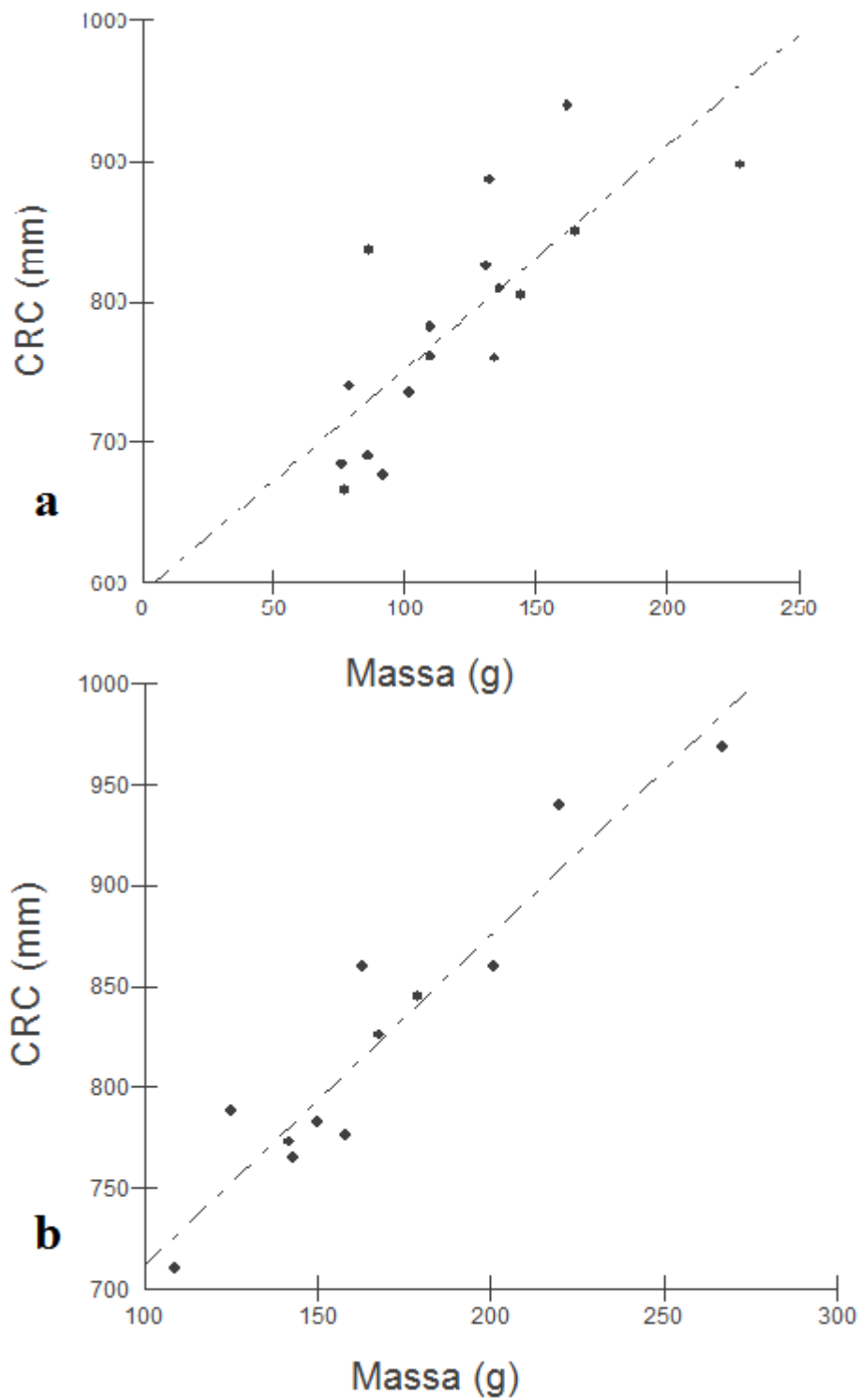


Figura 5: Robustez dos machos de *Bothrops jararaca*: a) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga ($F = 22,9072$; $r^2 = 0,5779$; $p = 0,0001$) e b) Parque Estadual da Cantareira ($F = 84,5151$; $r^2 = 0,8942$; $p = 0,0001$), representado pela relação entre CRC e massa.

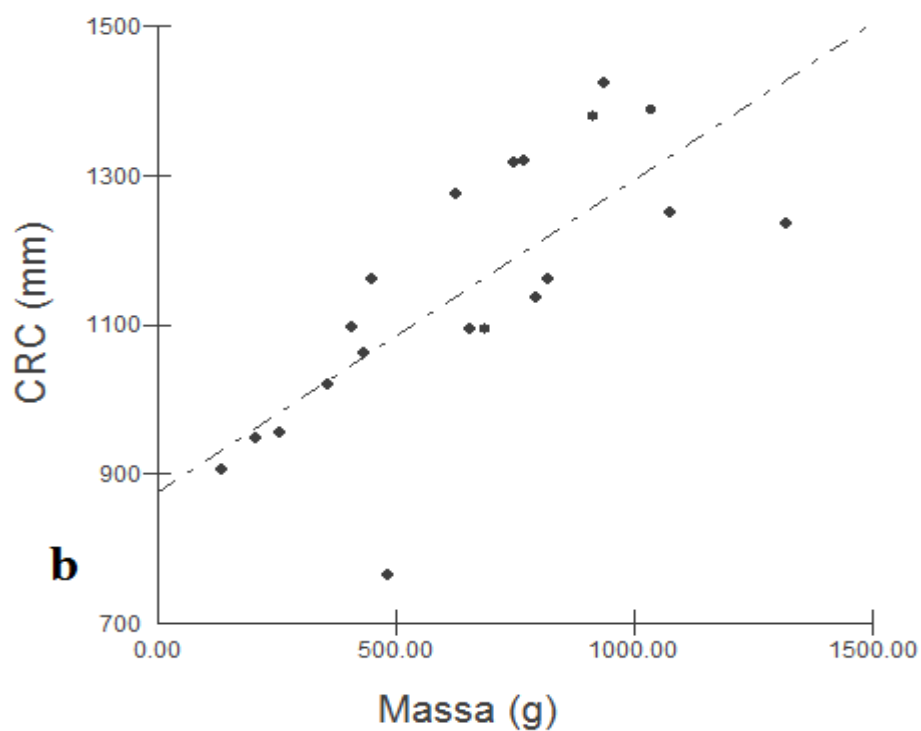
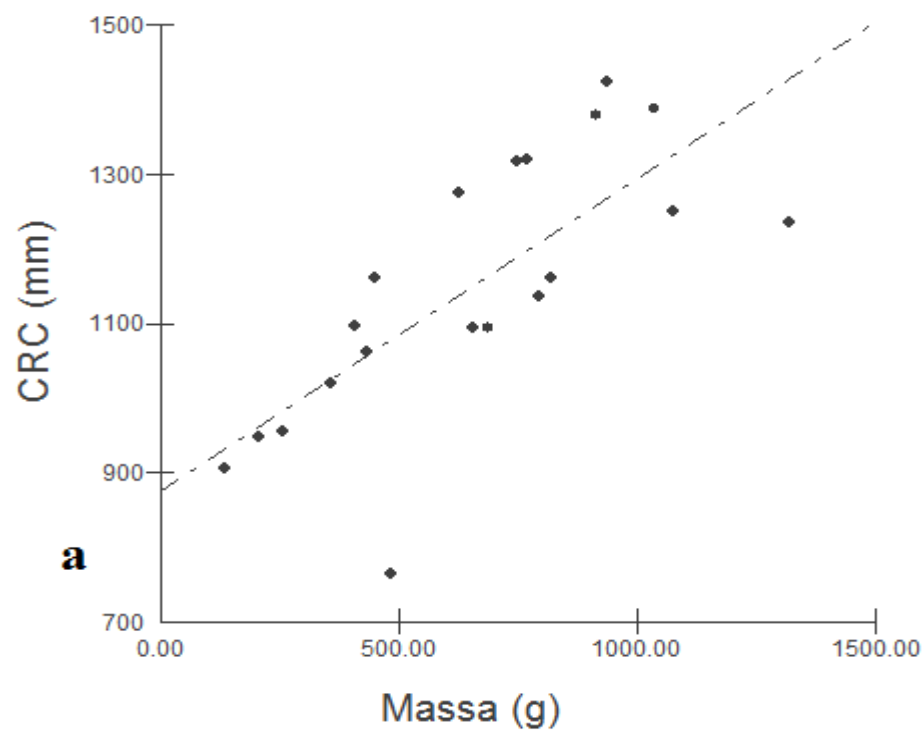


Figura 6: Robustez das fêmeas de *Bothrops jararaca*: a) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga ($F = 22,1604$; $r^2 = 0,5518$; $p = 0,0003$) e b) Parque Estadual da Cantareira ($F = 26,8382$; $r^2 = 0,6910$; $p = 0,0004$) representado pela relação entre CRC e massa.

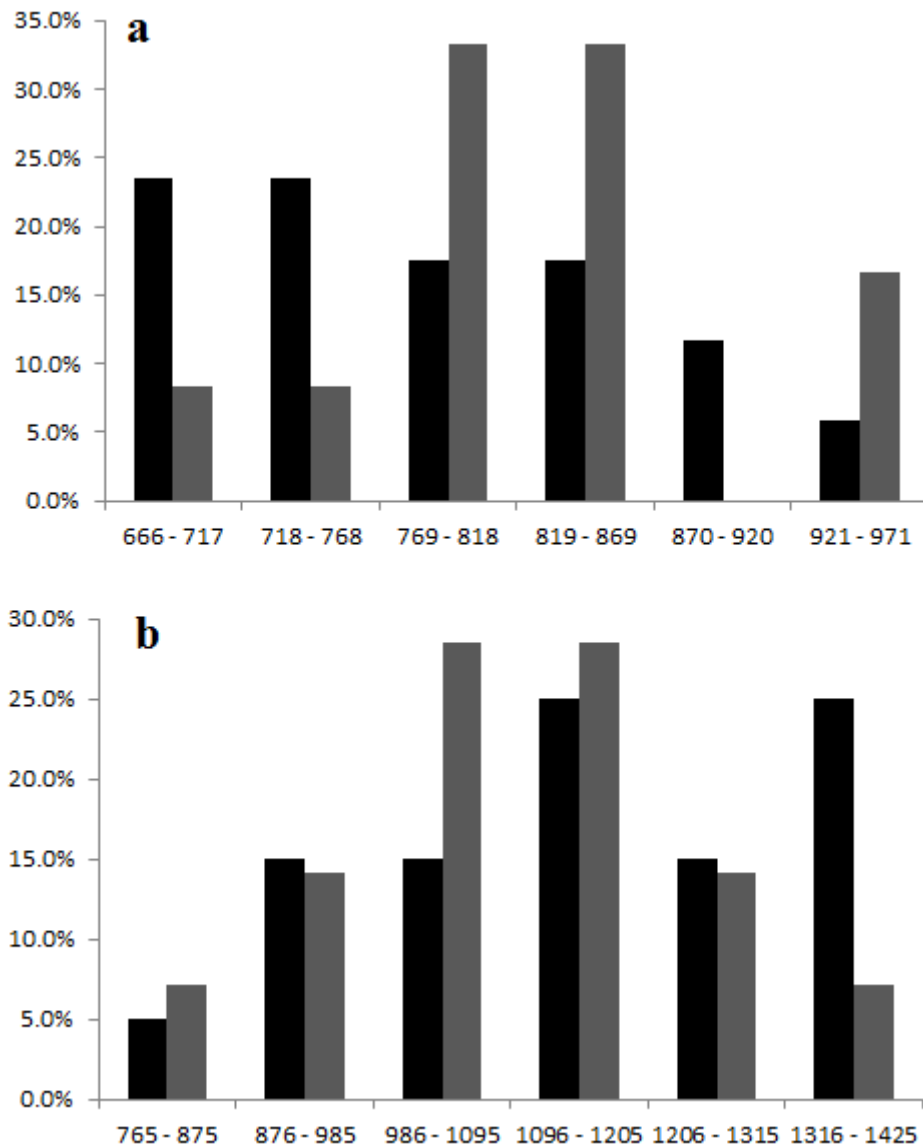


Figura 7: Frequência de indivíduos de *Bothrops jararaca* por classes de tamanho nos dois parques, (a) - machos e (b) - fêmeas. As barras pretas correspondem aos espécimes do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga e as barras cinza aos espécimes do Parque Estadual da Cantareira.

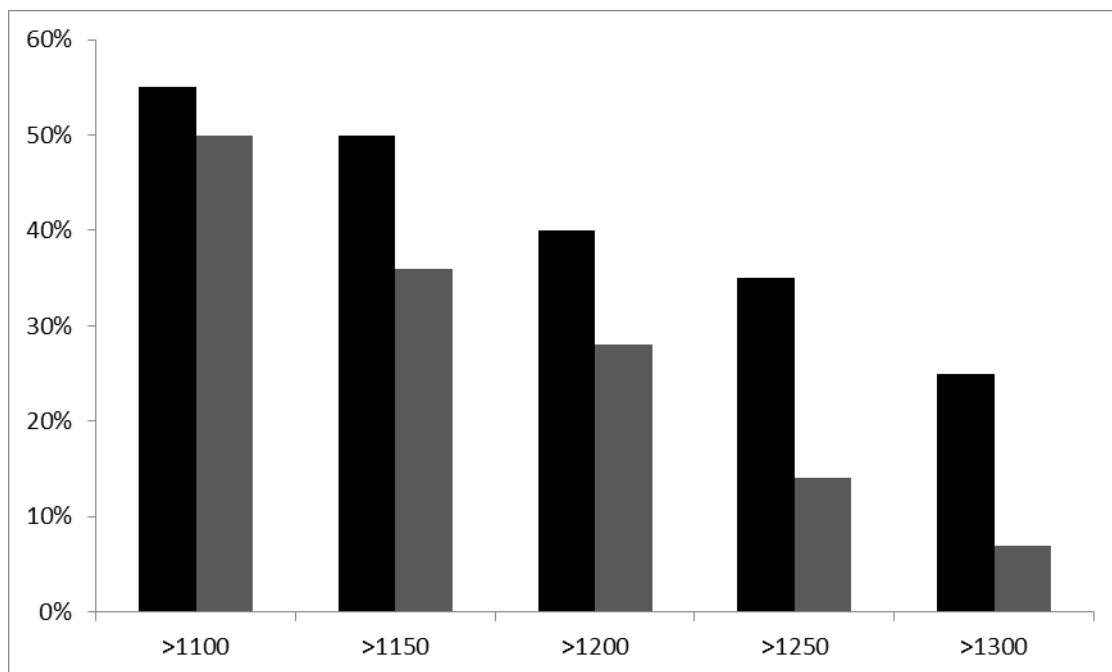


Figura 8: Proporção de fêmeas de *Bothrops jararaca* nas classes de tamanho superior a 1.100 mm no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (barras pretas) e no Parque Estadual da Cantareira (barras cinza).

DISCUSSÃO

O tamanho do corpo em serpentes pode ser limitado pela oferta de recursos (QUERAL-REGIL & KING, 1998). As jararacas de ilhas do litoral sudeste apresentam pequeno porte e uma explicação plausível é que oferta de alimento nessas ilhas seria diferenciada, provendo menor quantidade energética, e assim, restringiria o crescimento dos indivíduos (*cf.* MARQUES *et al* 2002; BARBO *et al* 2012). Dessa forma, é possível que haja abundância de recursos nestes parques possibilitando o maior crescimento dos indivíduos que compõe suas populações. Porém, é necessário ressaltar que tal diferença com a população de Jureia pode ser consequência de outros fatores relacionados a altitude, como evidenciado por Moraes (2008). Assim, são necessários estudos mais detalhados para elucidar essa questão.

A despeito da maior oferta do número e massa de presas no PEC (ver capítulo 2), não foi detectada diferença no tamanho corporal entre as duas populações. Portanto, apesar da oferta de recurso ser menor no PEFI, ela não parece refletir no tamanho dos indivíduos dessa população. A de robustez também não variou entre as populações, o que indica que a relação entre tamanho corporal e a massa das serpentes também é similar, corroborando a afirmação acima.

Embora o PEC ofereça maior quantidade de recurso, tal característica pode não exercer influência aparente no momento, visto que sob condições de excesso de alimento serpentes tendem a apresentar tamanho relativamente maior em anos que sucedem aqueles em que houve maior oferta presas (SHYNE & MADSEN, 1997; MADSEN & SHINE, 2000).

Serpentes que ingerem maior biomassa possuem maior taxa de crescimento (MADSEN & SHINE, 1993). Entretanto, seria necessário investigar se existe diferença na frequência de alimentação entre as populações dos dois parques, a despeito da oferta de recurso diferencial, a fim de elucidar se oferta e captura da presa estão associadas positivamente.

É preciso considerar também a idade de ambos os parques, pois segundo Godoy (2007) o PEFI era uma região sujeita a perturbação humana, até antes do início do século XX e, portanto, bastante recente. O fato de haver maior proporção das fêmeas das classes de tamanho superiores no PEFI sugere que as serpentes possam viver por mais tempo neste local. A maior longevidade dessas serpentes seria condizente com menor incidência de predação neste parque, quando comparado ao PEC (ver capítulo 3).

O presente trabalho mostrou que as jararacas da população de um parque urbano do Município de São Paulo possuem grande porte corporal e talvez sejam mais longevas, que a outra população estudada. Também evidenciou que a proximidade com

a cidade pode influenciar na estrutura das classes de tamanho das jararacas, o que poderia estar associado a incidência diferencial de predadores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

-ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. **International Regional Science Review**, v. 28, n. 2, p. 162 – 198, 2005.

-ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportion of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, 1994.

-ANGOLD, P. G.; SADLER, J. P.; HILL, M. O.; PULLIN, A.; RUSHTON, S.; AUSTIN, K.; SMALL, E.; WOOD, B.; WADSWORTH, R.; SANDERSON, R. & THOMPSON, K. Biodiversity in urban habitat patches. **Science of Total Environment**, v. 360, p. 196 – 204, 2006.

-ANTONY, M. N.; RIBIC, C. A. BAUTZ, R. & GARLAND Jr, T. Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. **Wildlife Society Bulletin**, v. 33, n. 3, p. 1018 – 1026, 2005.

-ARNOLD, S. J. Polymorphism and geographic variation in the feeding behavior of Garter Snake *Thamnophis elegans*. **Science**, v. 197, n. 4304, p. 676 – 678, 1977.

-BAKER, P. J.; ANSELL, R. J.; DODDS, P. A. A.; WEBBER, C. E. & HARRIS, S. Factors affecting the distribution of small mammals in urban área. **Mammal Review**, v. 33, n. 1, p. 95 – 100, 2003.

-BARBO, F. E.; GRAZZIOTIN, F. G, SAZIMA, I, MARTINS, M. & SAWAYA, R. J. A new and threatened insular species of lancehead from Southwestern Brazil. **Herpetologica**, v. 68, n. 3, p. 418 – 429, 2012;

- BARBO, F. E.; MARQUES, O. A. V.; SAWAYA, R. J. Diversity, natural history, and distribution of snakes in the municipality of São Paulo. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 3, p. 135 – 160, 2011.
- BENDER, D.J.; CONTRERAS, T. A. & FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a Meta-Analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517 – 533, 1998.
- BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A. E D'ANDREA, P. S. **Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. 1º ed. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS, Rio de Janeiro, 2008.
- CAMPBELL, J. A. & LAMAR, W. W. **The venomous reptiles of the Western Hemisphere**. Volume 1, Ithaca, Nova York, 476p, 2004.
- CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragem de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729 – 740, 2000.
- 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.
- COSTA, H. C. & BÉRNILS, R. S. Répteis brasileiros: Lista de espécies 2015. **Herpetologia Brasileira**, v. 4, n. 3, p. 75 – 93, 2015.
- DeWITT, T. J.; SIH, A. & WILSON, D. S. Costs and limits of Phenotypic plasticity. **Trends in Ecology & evolution**, v. 13, [s. n.], p. 77 – 81, 1998.
- DUARTE, M. R.; PUERTO, G. & FRANCO, F. L. A biological survey of the Pitviper *Bothrops insularis* Amaral (Serpentes: Viperidae): na endemic and threatened offshore island snake of Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 30, n.1, p. 1 – 13, 1995.

- DUNHAM, A. E.; TINKLE, D. W. & GIBBONS, J. W. Body size in island. Lizards: a cautionary tale. **Ecology**, v. 59, [s.n.], 1978.
- FORD, N. B. & SEIGEL, R. Phenotypic Plasticity in reproductive traits: evidence for a viviparous snake. **Ecology**, v. 70, n. 6, p. 1764 – 1774, 1989.
- Fundação Florestal do Estado de São Paulo. **Parque Estadual da Cantareira, Plano de Manejo**. São Paulo – SP, 2009, 586 páginas.
- GODOY, M. G. G. & TRUFEM, S. F. B. Lugares de Memória: O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga e o Museu Paulista. **Pesquisa em Debate**, v. 4, n. 2, p. 1 - 13, 2007.
- GOMEZ, M. D.; PRIOTTO, J.; PROVENSAL, M. C.; STEINMANN, A.; CASTILLO, E. & POLOP, J. J. A Population study of house mice (*Mus musculus*) inhabiting different habitats in a Argentine urban area. **International Biodeterioration & Degradation**, v. 62, [s. n.], p. 270 – 273, 2008.
- GONZALEZ, A. Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. **Ecology Letters**, v. 3, [s.n.], p. 441 – 448, 2000.
- GRAZZIOTIN, F. G.; MONZEL, M.; ECHEVERRIGARAY, S. & BONATTO, S. L. Phylogeography of the *Bothrops jararaca* complex (Serpentes: Viperidae): past fragmentation and island colonization in the Brazil Atlantic forest. **Molecular Ecology**, v. 15, [s. n.], p. 3969 - 3982, 2006.
- GUIMARÃES, M. R.; BOVO, R. P.; KASPEROVICZUS, K. N. & MARQUES, O. A. V. *Bothrops insularis* (Golden Lancehead) maximum length. **Herpetological Review**, v. 41, n. 1, p. 89, 2010.
- HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. & GIASSON, L. O. M. Uso do habitat e alimentação dos juvenis de *Bothrops jararaca* (Serpentes, Viperidae) na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 1, p. 35 – 41, 2003.

- HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. & MARTINS, M. Ecologia e História Natural de uma taxocenose de serpentes no Núcleo Santa Virgínia no Parque Estadual da Serra do Mar, no Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 173 – 184, 2009a disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?article+bn03609032009>
- HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. & MARTINS, M. Ecology of a snake - assemblage in the Atlântic Forest Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n.7, p. 343 – 360, 2009b.
- Instituto de Botânica de São Paulo, disponível em <http://www.ibot.sp.gov.br/instituto/unidades/pefi.php> acesso em 20/02/2014.
- JANEIRO-CINQUINI, T. R. F. Capacidade reprodutiva de *Bothrops jararaca* (Serpentes: Viperidae). **Iheringia Ser. Zool. Porto Alegre**, v. 94, n. 4, p. 429, 431, 2004.
- KING, R. B. Body size variation among island and mainland snake populations. **Herpetologica**, v. 45, n. 1, p. 84 – 88, 1989.
- LANDSBERG, H. E. O clima das cidades. **Revista do Departamento de Geografia**. V. 18, [s.n], p. 95 – 111, 2006.
- LOMOLINO, M. V. Body size evolution in insular vertebrates: generality of the Island Rule. **Journal of Biogeography**, v. 32, [s. n.], p. 1689 – 1699, 2005.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. 13. ed. New Jersey: Princeton University Press, 2001.
- MACHADO, R. A.; BERNARDE, P. S. MORATO, S. A. A. & dos ANJOS, L. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no Município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). **Revistas Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 4, p. 997 – 1004, 1999.

- MADSEN, T. & SHYNE, R. Phenotypic Plasticity in body sizes and sexual dimorphism in European Grass Snakes. **Evolution**, v. 47, n. 1, p. 321 – 325, 1993.
- MADSEN, T. & SHYNE, R. Silver spoons and snake body size: prey availability early in life influences long-term growth rates of free range pythons. **Journal of Animal Ecology**, v. 69, [s.n.], p. 952 – 958, 2000.
- MARQUES, O. A. V.; ETEROVIC, A. & SAZIMA, I. **Snakes of The Brazilian Atlantic Forest, na Illustrated field guide for the Serra do Mar Range**. 1º ed, Ribeirão Preto: Holos, 2004.
- MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M.; DEVELEY, P. S. MACARRÃO, A. & SAZIMA, I. The Golden Lancehead *Bothrops insularis* (Serpentes: Viperidae) relies on two seasonally plentiful bird species visiting its island. Habitat. **Journal of Natural History**, v. 46, n. 13 – 14, p. 885 – 895, 2012.
- MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M. & SAZIMA, I. A new insular species of pitviper from Brazil, with comments of evolutionary biology and onservation of the *Bothrops jararaca* group (Serpentes: Viperidae). **Herpetologica**, v. 58, n. 3, p. 303 – 312, 2002.
- MARTINS, M.; MARQUES, O. A. V. & SAZIMA, I. Ecological and Phylogenetic correlates of feeding habits in neotropical Pitvipers of the genus *Bothrops*. In: SCHUETT, G.; GREENE, H. W. (Org.). **Biology of the Vipers**. Carmel: Biological Sciences Press, v. , p. 307 – 328, 2002.
- MASI, E.; VILAÇA, P. & RAZZINI, M. T. P. Environmental conditions and rodent infestation in Campo Limpo District, São Paulo Municipality, Brazil. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 19, n. 1, p. 1 – 16, 2009.

- MATIAS, N. R.; ALVES, M. L. M.; ARAUJO, M. L. & JUNG, D. M. H. Variação morfométrica em *Bothropoides jararaca* no Rio Grande do Sul. **Iheringia**, v. 101, n. 4, p. 275 – 282, 2011.
- McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, [s. n.], p.247 – 260, 2006).
- McKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **Biociencia**, v. 52, n. 10, p. 883 – 890, 2002.
- MORAES, R. A. Variações em caracteres morfológicos e ecológicos em populações de *Bothrops jararaca* (Serpentes: Viperidae) no Estado de São Paulo. São Paulo. 2008 154f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, USP, 2008.
- OLIVEIRA, M. E.; & MARTINS, M. When and where to find a pitviper: activity patterns and habitat use of the Lancehead, *Bothrops atrox*, in Central Amazonia, Brazil. **Herpetological Natural History**, v. 8, n. 2, p. 101 – 110, 2001.
- PEARSON, D.; SHYNE, R. & WILLIAMS, A. Geographic variation in sexual size dimorphism within a single snake species (*Morelia spilota*, Pythonidae). **Oecologia**, v. 131, n. 3, p. 418 – 426, 2002.
- POMBAL-Jr, J. P. Notas sobre predação em uma taxocenose de anfíbios anuros no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 841 – 843, 2007.
- PUORTO, G.; LAPORTA-FERREIRA, I. L. & SAZIMA, I. Serpentes na Selva de Pedra. **Ciência Hoje**, v. 13, n. 76, p. 66 – 77, 1991.
- QUERAL-REGIL, A & KING, R. B. Evidence for phenotypic plasticity in snake body size and relative head dimensions in response to amount and size of prey. **Copeia**, v. 1998, n. 2, p. 423 – 429, 1998.
- RIBEIRO, L. A.; ALBUQUERQUE, M. J.; PIRES DE CAMPOS, V. A. F.; KATZ, G. TAKAOKA, N.Y.; LEBRÃO, M. L. & JORGE, M.T. Óbitos por serpentes peçonhentas

no Estado de São Paulo: avaliação de 43 casos, 1988/93. **Rev. Ass. Med. Brasil**, v. 44, n. 4, p. 312 – 318, 1998.

-RIBEIRO, L. A. & JORGE, M. T. Epidemiologia e quadro clínico dos acidentes por serpentes *Bothrops jararaca* adultas e filhotes. **Ver. Inst. Med. Trop. S. Paulo**, v. 32, n. 6, p. 436 – 442, 1990.

-RODRIGUES, F. S. & PRUDENTE, A. L. The snake assemblage (Squamata: Serpentes) of a Cerrado-Caatinga transition area in Castelo do Piauí, state of Piauí, Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 4, p. 440 – 448, 2011.

-SAWAYA, R. J.; MARQUES, O. A. V. & MARTINS, M. Composição e História Natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 127 – 149, 2008. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/abstract?inventory+bn01308022008>.

-SAZIMA, I, Caudal Luring in two Neotropical Pitvipers, *Bothrops jararaca* e *Bothrops jararacussu*. **Copeia**, v. 1991, n. 1, p. 245 – 248, 1991.

-SAZIMA, I. Natural History of the Pitviper, *Bothrops jararaca*, in Southeastern Brazil. In: J. A. Campbell; E. D. Brodie. (Org.). **Biology of the pitvipers**. 1ed. Tyler, Texas, EUA: Selva, , v. , p. 199-216, 1992.

-SCHWARZ, E. & SCHWARZ, H. K. The wild and comensal stocks of the house mouse, *Mus musculus Linnaeus*. **Journal of Mammology**, v. 24, n. 1, p. 59 - 72, 1943.

-SEIGEL, R.A. & FORD, N. B. Phenotypic Plasticity in the reproductive characteristics of na oviparous snake, *Elaphe guttata*: implications for life history studies, **Herpetologica**. v. 47, n. 3. p. 301 – 307, 1991.

-SHYNE, R. & CHARNOV, E. L. Patterns of survival, growth and maturation in snakes and lizards. **The American Naturalist**, v. 139, n. 6, p. 1257 – 1269, 1992.

- SHYNE, R. & MADSEN, T. Prey abundance and predator reproduction: rats and Pythons on a Tropical Australian Foodplain. **Ecology**, v. 78, n. 4, p. 1078 – 1086, 1997.
- TOLEDO, L. F.; RIBEIRO, R. S. & HADDAD, C. F. B. Anurans as prey: an exploratory analysis and size relationships between predators and their prey. **Journal of Zoology**, v. 271, [s. n.], p. 170 – 177, 2007.
- WADE, T. G.; RIITTERS, K. H.; WICKMAN, J. D.; JONES, K. B. Distribution and causes of global forest fragmentation. **Conservation Ecology**, v. 7, n. 2, 2003.
- WEST-EBERHARD, M. J. Phenotypic Plasticity and the origins of diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, [s. n.], p. 249 – 278, 1989.
- ZANELLA, N. & CECHIN, S. Influência dos fatores abióticos e da disponibilidade de presas sobre comunidade de serpentes no Planalto Médio do Rio Grande do Sul. **Iheringia Ser. Zool. Porto Alegre**, v. 99, n. 1, p. 111 – 114, 2009.

APÊNDICES

Apêndice 1: Número, comprimento rostro-cloacal (CRC) em milímetros e massa em gramas dos machos de *Bothrops jararaca* das três localidades: Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), Estação Ecológica Juréia-Itatins (EEJI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC).

N	PEFI		EEJI		PEC	
	CRC	MASSA	CRC	MASSA	CRC	MASSA
1	666	77	650	68	710	109
2	677	91.5	665	57	765	143
3	684	76	670	103	773	142
4	690	86	710	106	776	158
5	735	102	725	145	783	150
6	740	79	730	81	788	125
7	760	134	730	143	826	168
8	761	110	740	105	845	179
9	782	110	740	122	860	201
10	805	144	770	10	860	163
11	809	136	800	180	940	220
12	826	131	830	122	969	267
13	837	86.5	870	138		
14	850	165	880	163		
15	887	132	885	57		
16	898	228	885	250		
17	940	162	900	198		
18			950	380		
19			1020	259		

Apêndice 2: Número, comprimento rostro-cloacal (CRC) em milímetros e massa em gramas das fêmeas de *Bothrops jararaca* das três localidades: Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), Estação Ecológica Juréia-Itatins (EEJI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC).

N	PEFI		EEJI		PEC	
	CRC	MASSA	CRC	MASSA	CRC	MASSA
1	765	485	800	174	855	180
2	905	135	810	135	910	335
3	948	207	830	180	970	260
4	955	256	840	151	1025	410
5	1020	360	875	300	1034	606
6	1061	435	930	235	1060	445
7	1095	658	935	314	1080	572
8	1095	688	950	225	1100	620
9	1097	410	980	324	1105	544
10	1137	793.5	1000	296	1175	870
11	1161	450	1000	327	1200	1006
12	1162	820	1015	310	1235	445
13	1235	1320	1120	702	1253	790
14	1251	1076			1362	990
15	1275	627				
16	1318	747				
17	1320	770				
18	1380	914				
19	1388	1036				
20	1425	936				

Capítulo 2

**Abundância de presas de jararaca
(*Bothrops jararaca*) em dois parques
urbanos do Município de São Paulo**

RESUMO

As serpentes podem apresentar variação morfológica entre populações. Em populações de ilhas essas variações incluem tanto o nanismo como o gigantismo. A disponibilidade de presas pode ser fator determinante na alteração do tamanho corporal de populações insulares. Remanescentes de mata isolados podem apresentar condições similares às de ilhas. O presente trabalho procurou avaliar a influência urbana na disponibilidade de presas para *Bothrops jararaca*. Foram estudadas duas populações distintas, uma em um ambiente com boa conexão às áreas contínuas e outra em um parque isolado dentro dos limites da cidade. No ambiente contínuo foi encontrada maior oferta de número e biomassa de presas disponíveis em relação ao parque urbano. A abundância das presas variou sazonalmente de forma diferente entre os parques. A maior oferta de presas no ambiente contínuo corrobora a predição da relação “espécies-área”, sendo que não foram encontrados roedores comensais no parque urbano, como era esperado. A quantidade de alimento parece não ser restritiva na condição corporal e mesmo a aparente flutuação anual na abundância de presas não deve ter reflexos no tamanho das serpentes.

Palavras chave: Presa, Dieta, Serpentes.

ABSTRACT

Snakes may show morphological variation between populations. In island populations, these variations include dwarfism and gigantism. Isolated forest remnants can show similar variations to those oceanic islands. Prey availability can be a determinant factor in the population body size. Isolated forest remnants can present similar condition as oceanic islands. The aim of this work was evaluate the influence of urbanization on prey availability of *Bothrops jararaca*. One population resident in a continuous forest and another in a patch inside the city were studied. Prey offer was higher in the continuous forest, and consequently the biomass available than the urban patch, and the seasonal abundance of these prey vary differently between the two locations. The higher prey availability in the continuous forest supported the "species-area" relation, and none commensal rodent species was found in urban park. The availability prey seems not be a constraint for the snake growth and the annual fluctuation in abundance of prey has no effects on the snake's body size.

Key Words: Prey, diet, snake.

INTRODUÇÃO

Existe uma tendência de serpentes que vivem em ilhas desenvolverem mudanças no seu tamanho corporal, incluindo o gigantismo e o nanismo (BOBACK, 2003). Essas mudanças podem ser decorrentes da complexa combinação de fatores que agem em escala espacial e temporal, porém a disponibilidade de presas tem sido apontada como uma das principais causas (CASE, 1983; HASEGAWA & MORIGUSHI, 1989; KOHNO & OTA, 1991; BOBACK, 2003). Consequentemente pode haver uma alteração no tamanho corporal destas espécies ao longo da evolução (LOMOLINO, 2005). A dinâmica das ilhas pode ser muito diferente da do continente e a pressão seletiva pode causar mudanças bastante severas a ponto de ocorrer a especiação.

Um exemplo de alteração morfológica associada a insularização são serpentes viperídeas do grupo jararaca, que inclui a *Bothrops jararaca*, *B. alcatraz*, *B. insularis* e *B. otavioi*, sendo que as três últimas são endêmicas de ilhas na costa do Estado de São Paulo, no sudeste do Brasil. Acredita-se que um ancestral de *Bothrops jararaca* deu origem às três espécies, que evoluíram de forma distinta devido a pressões diferentes do continente e das duas ilhas (GRAZZIOTIN *et al* 2006; MARQUES *et al* 2002).

As jararacas de ilhas possuem corpo relativamente menor que a do continente, o que parece estar relacionado principalmente à disponibilidade de recurso alimentar. As populações continentais de *B. jararaca* possuem dieta composta basicamente por pequenos mamíferos (SAZIMA, 1992), porém este recurso não é encontrado nas ilhas. Na Ilha da Queimada Grande, os indivíduos de *B. insularis* dependem essencialmente da disponibilidade de aves migratórias, na Ilha dos Alcatrazes os espécimes de *B. alcatraz* alimentam-se principalmente de quilópodes, por fim os exemplares de *B. otavioi* da ilha de Vitória predam pequenos anfíbios anuros (DUARTE *et al* 1995;

GUIMARÃES *et al* 2010; MARQUES *et al* 2002; MARQUES *et al* 2012; BARBO *et al* 2012), dietas menos calóricas que a da espécie continental.

Os efeitos de insularização não se restringem apenas a porções de terra cercadas pelo mar. Os remanescentes de matas naturais cercados por ambientes não florestados funcionam tal como uma ilha oceânica e várias características ecológicas podem ser aplicados para ambos (MACARTHUR e WILSON, 2001). Essas ilhas de mata são geralmente formadas por processo de fragmentação da matriz original e podem acontecer naturalmente. Entretanto, a maior causa da fragmentação florestal é a ação antrópica, devido a práticas agrícolas com a formação de campos não naturais, a extração de madeira, a construção de estradas e o crescimento urbano (WADE *et al* 2003). Entre as alterações resultantes da urbanização estão a destruição da vegetação, pavimentação e doenças, provavelmente favorecendo o estabelecimento de espécies menos sensíveis a estas alterações (MCKINNEY, 2002; MCKINNEY, 2006).

O crescimento das cidades como causa dessas fragmentações, pode também influenciar a ecologia das populações presentes devido ao isolamento dos remanescentes, já que o ecossistema local depende da proporção da vegetação original e também da existência de habitats adequados ao redor (ANDRÉN, 1994). Embora fragmentos urbanos possam apresentar grande diversidade, a distribuição espacial e dispersão de algumas espécies que necessitam de ambientes lineares e corredores ecológicos pode ser prejudicada quando estas características estão ausentes (ANGOLD *et al* 2006).

Bothrops jararaca possui marcante variação ontogenética no uso de habitat e em sua dieta. Os filhotes possuem hábitos semi-arborícolas e alimentam-se principalmente de anfíbios anuros, mas também podem predar lagartos e lacraias. Por outro lado, os adultos são essencialmente terrícolas e sua dieta é baseada roedores (HARTMANN *et al*

2003; MARTINS *et al* 2002; MARQUES *et al* 2004; MARQUES & DULEB, 2004; SAZIMA, 1992), que são animais frequentes em ambientes urbanizados (BAKER *et al* 2003; MASI, 2009).

O objetivo deste trabalho é avaliar a disponibilidade de presas potenciais para *B. jararaca* entre dois parques com remanescentes de Mata Atlântica, sujeitos a diferentes níveis de urbanização.

MATERIAL E MÉTODOS

Trabalho de Campo

Foram realizadas campanhas de campo em dois parques do Município de São Paulo – SP, o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), considerado como um fragmento urbano e o Parque Estadual da Cantareira (PEC) considerado como um ambiente florestal contínuo (para informações detalhadas dos locais de estudo ver Capítulo 1).

Para a captura das possíveis presas de *B. jararaca* foram utilizados os seguintes métodos: (1) Armadilhas de Interceptação e Queda (“*Pitfalls*”) (AIQ) e (2) Armadilhas do tipo “*Sherman*” (AS). Todos os métodos foram rigorosamente padronizados em ambos os parques para garantir a homogeneidade das amostras. As campanhas de campo foram realizadas uma vez por mês em cada local em períodos próximos de tempo.

Foram instalados seis pontos de AIQ em cada parque e cada ponto consistiu em uma linha contendo cinco baldes com capacidade de 100 litros enterrados e ligados por cerca de lona plástica. Os baldes foram dispostos em intervalos de 10 metros e em seu interior havia uma placa de isopor para impedir que os animais capturados não morressem por afogamento ou hipotermia. As armadilhas eram abertas no primeiro dia

da campanha e fechados no quarto, permanecendo ativas durante 72 horas consecutivas e vistoriadas todas as manhãs.

Similarmente às AIQs as AS foram colocadas no primeiro dia de campo e retiradas no último, permanecendo ativas durante 72 horas consecutivas. Foram utilizadas no total 30 armadilhas em cada parque, colocadas em três transectos previamente determinados contendo 10 unidades em intervalos de 10 metros. As *Shermans* eram vistoriadas todos os dias e dentro de cada uma foi colocada uma isca feita a base de banana, paçoca e farinha de milho para atrair os pequenos roedores. As iscas eram repostas ou substituídas diariamente quando não consumidas. Em ambos AIQ e AS, durante as vistorias foram registrados a temperatura e umidade relativa do ar, assim como o horário da vistoria.

Foram considerados como recursos alimentares os dois itens da dieta mais comuns de *B. jararaca*, pequenos roedores e anfíbios anuros (cf. SAZIMA, 1992. MARTINS *et al* 2002). Parte dos roedores capturados foram coletados e levados para o Laboratório de Ecologia e Evolução do Instituto Butantan (LEEV-IB), onde foram pesados. Alguns espécimes tiveram o cariótipo analisado para melhor identificação no menor nível taxonômico possível. Os roedores que não foram coletados, foram pesados no local, receberam um brinco numerado como marcação e foram soltos no local. Quando recapturados em campanhas diferentes, foram novamente pesados. Da mesma maneira, foram coletados alguns espécimes de anuros como espécime testemunho, para serem tombados em coleções zoológicas. Os demais exemplares foram pesados e receberam uma marcação subcutânea de elastômero, sendo posteriormente soltos no local (Figura 1).



Figura 1: Marcação das presas de *Bothrops jararaca*. a) Marca feita com implante subcutâneo de elastômero na pata traseira do indivíduo e b) recaptura de roedor com brinco de marcação em Armadilha *Sherman*.

Análise dos dados

O esforço amostral foi medido considerando o número de armadilha x número de noites em que permaneceram abertas. Embora AIQ e AS possuam eficiências diferentes elas foram consideradas em conjunto.

A abundância dos roedores foi estimada utilizando o cálculo do Índice de Densidade Relativa (IDR) para os dois habitats (GOMEZ *et al* 2008), por meio da fórmula: $IDR = (\text{número de capturas} / \text{número de armadilhas} \times \text{número de dias}) \times 100$. Após testada a normalidade (método *Shapiro-Wilk*) foi aplicado *teste-t* para verificar a existência de diferença na abundância total e relativa (IDR) e também na biomassa total

e relativa de presas potenciais. Para averiguar a massa dos roedores em caso de recaptura foi utilizado o *teste-t* para amostras pareadas. O *software Biostat 5.3* foi utilizado para as análises.

RESULTADOS

Foram feitas campanhas mensais no período entre novembro de 2014 e outubro de 2015, totalizando doze amostragens em cada local e as AIQ e AS permaneceram abertas por 36 dias em cada ambiente (864 horas consecutivas).

Foram capturados 134 espécimes de anfíbios anuros no PEFI: *Haddadus binotatus*, Craugastoridae (n = 1); *Ischnocnema guenterii*, Brachycephalidae (n = 5); *I. parva* Brachycephalidae (n = 4); *I. sp.*, Brachycephalidae (n = 3); *Physalaemus olfersii*, Leptodactylidae (n = 21); *Rhinella icterica*, Bufonidae (n = 2); *R. ornata*, Bufonidae (n = 97) e *Scynax sp.*, Hylidae (n = 1). No PEC por sua vez foram capturados 11 espécimes de anfíbios: *Haddadus binotatus*, Craugastoridae (n = 3); *Ischnocnema sp.*, Brachycephalidae (n = 1), *Proceratophys boei*, Odontophrynidae (n = 2); *P. sp.*, Odontophrynidae (n = 2) e *Rhinella ornata*, Bufonidae (n = 3).

Dos roedores coletados, alguns puderam ser identificados até o nível genérico e alguns até o nível de espécie pela contagem de cromossomos. O PEFI apresentou menor riqueza de espécies em relação ao PEC (Tabela 1).

Um total de 263 exemplares roedores foi registrado nas duas localidades (Figura 2). Apenas 29 indivíduos (11%) foram amostrados no PEFI, sendo que 21 foram coletados e encaminhados ao LEEV-IB para análise de cariótipo e os demais marcados e soltos no local, após sua pesagem. Um total de 234 indivíduos (89%) foram capturados no PEC, sendo que 102 foram coletados para análise de cariótipo e os outros pesados, marcados e soltos no local.

Considerando todos exemplares de anfíbios anuros e roedores a abundância de presas potenciais foi significativamente menor no PEFI em relação ao PEC ($t = 5,4948$; $p < 0,0001$), o que corresponde a um índice de abundância relativa de 1,3 e 10 e indivíduos/dia, capturados respectivamente. O número de capturas foi homogêneo durante o tempo de coleta (Figura 3), não sendo observada variação sazonal no número de capturas no PEFI ($t = 0,9337$; $p = 0,3$), nem no PEC ($t = -1,8817$; $p = 0,4$).

O mesmo resultado foi observado em relação a biomassa total. No PEFI a biomassa total dos itens foi 556,9 g e no PEC 6568,4 g ($t = 5,2651$; $p = 0,0001$, Figura 4). Os roedores do PEFI possuem em média menor massa que os PEC ($F = 27,7215$; $p = 0,0001$). Não houve diferença quanto à massa dos roedores entre as estações no PEFI ($t = 1,2289$; $p = 0,1$), mas houve uma tendência de maior biomassa durante a estação chuvosa no PEC ($t = -1,8642$; $p = 0,06$) (Figura 5).

Não houve recapturas no PEFI. Porém, no PEC ocorreram 35 eventos de recaptura de roedores. Destas recapturas, 30 ocorreram durante a mesma campanha e foram desconsideradas. As recapturas restantes ocorreram em intervalos de 23 a 70 dias após a captura, onde os indivíduos tiveram aumento de peso significativo ($t = -2,7814$; $p = 0,02$) (Tabela 2).

Tabela 1: Espécies de roedores registradas no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC).

ESPÉCIE	PEFI	PEC
CRICETIDAE		
Sigmodontinae		
<i>Akodon montensis</i>	+	+
<i>Akodon</i> sp.	+	+
<i>Blarinomys</i> sp.	-	+
<i>Euryoryzomys russatus</i>	-	+
<i>Euryoryzomys</i> sp.	-	+
<i>Juliomis pictipes</i> sp.	-	+
<i>Oligoryzomys</i> sp.	+	+
<i>Rhipidomys</i> sp.	-	+
<i>Thaptomys</i> sp.	-	+
ECHIMYDAE		
Eumysopinae		
<i>Phyllomys</i> sp.	-	+

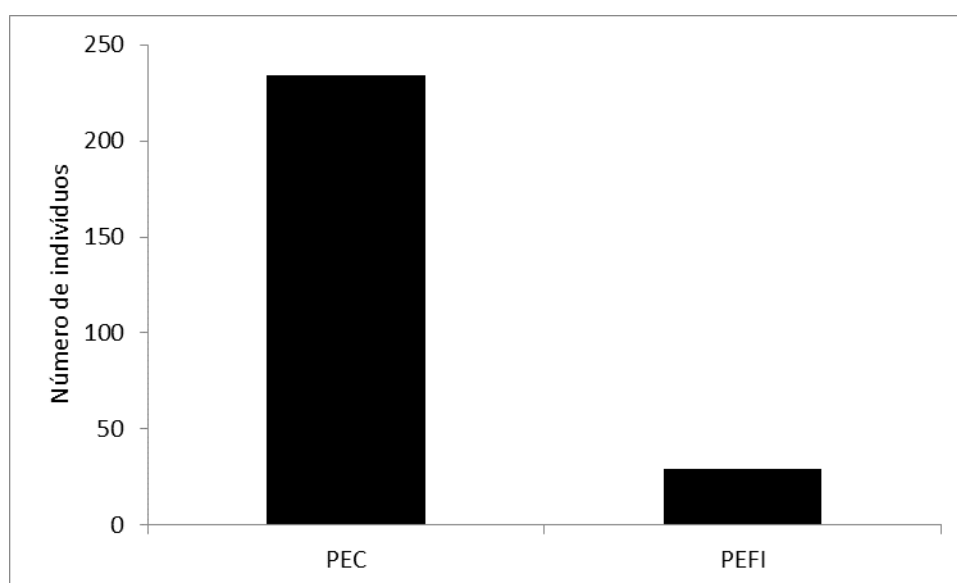


Figura 2: Número total de roedores capturados no Parque Estadual da Cantareira (PEC) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

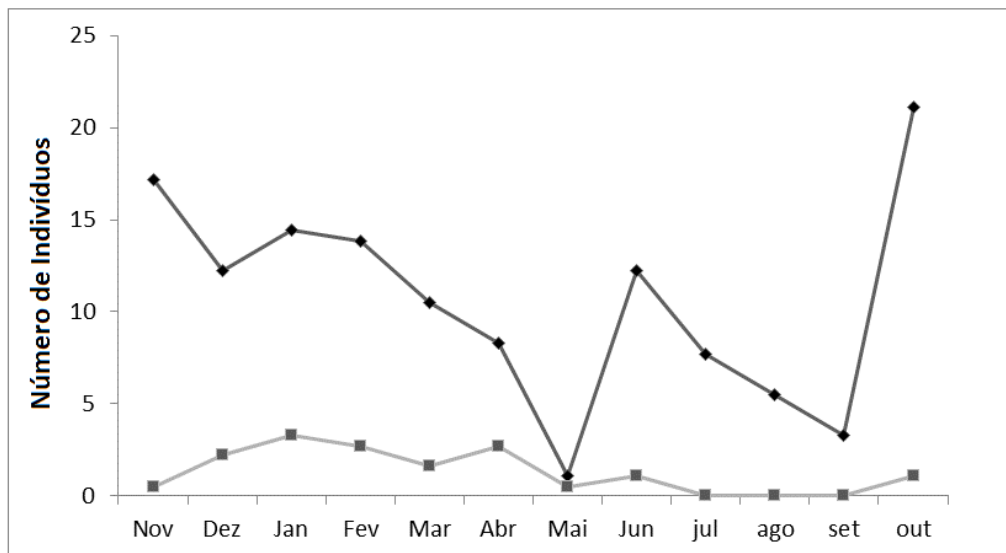


Figura 3: Abundância de presas ao longo das doze campanhas no Parque Estadual da Cantareira (PEC, linha escura) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI, linha clara).

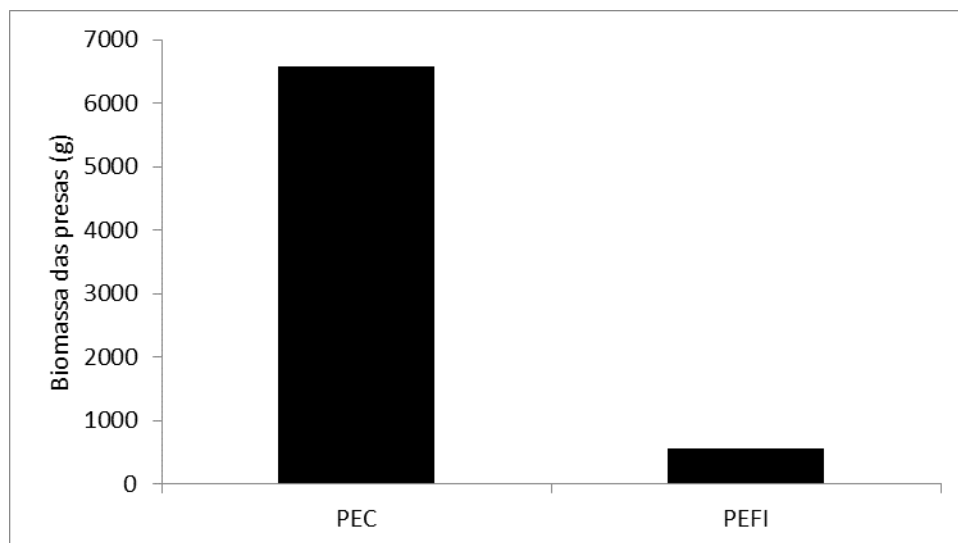


Figura 4: Biomassa total dos roedores capturados durante todo o tempo do trabalho no Parque Estadual da Cantareira (PEC) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

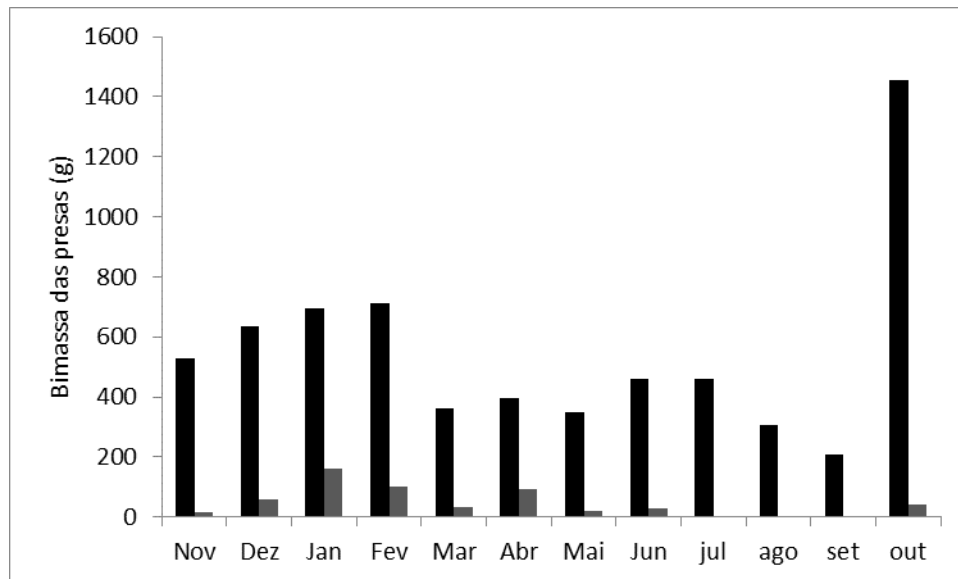


Figura 5: Variação na biomassa dos roedores nas doze campanhas do estudo trabalho no PEC (barras pretas) e no PEFI (barras cinza).

Tabela 2: Registros de recaptura de roedores no Parque Estadual da Cantareira (PEC), indicando a massa inicial e final, assim como o tempo decorrido entre as capturas.

Data	Indivíduo	Massa (g)	Data da recaptura	Dias decorridos	Massa final (g)	Diferença (g)
27/05/2015	149	75	19/06/2015	23	78	3
19/06/2015	139	75	28/08/2015	70	95	20
15/07/2017	116	25	26/08/2015	32	35	10
15/07/2017	154	30	26/08/2015	32	36	6
24/09/2015	234	29	04/11/2015	41	33	4

DISCUSSÃO

Inicialmente foi considerado como recurso alimentar de *B. jararaca* tanto anuros como roedores. Porém, devido ao baixo número de indivíduos encontrados no PEC e ao fato de que de *Rhinella ornata* (abundante no PEFI) não ser uma presa registrada na dieta de *B. jararaca* (HARTMANN *et al* 2003; HARTMANN *et al* 2009a; HARTMANN *et al* 2009b; POMBAL-Jr, 2007; SAZIMA, 1991; SAZIMA, 1992;

SHYNE & MADSEN, 1997; TOLEDO *et al* 2007) os anuros foram excluídos das análises. Portanto, serão aqui discutidos apenas os pequenos mamíferos que são apresados principalmente por *B. jararaca* adultas.

Ainda que a baixa quantidade de anuros encontrados durante o estudo impossibilite análises mais robustas e resultados conclusivos, a presença de algumas espécies associadas à ambientes florestais não perturbados tais como *Haddadus binotatus* e *Ischnocnema guenterii* são indicadores que sugerem um bom estado de conservação para ambos os parques (MACHADO *et al* 1999).

O baixo número de anuros capturados no ambiente contínuo pode ser devido aos métodos de amostragem utilizados, pois os mesmos são utilizados apenas para efeito comparativo e não são voltados para amostrar a comunidade como um todo (CECHIN & MARTINS, 2000).

Quanto à comunidade de pequenos roedores, nem mesmo no PEFI não foram encontradas espécies que poderiam se beneficiar da decorrência do assentamento urbano, que facilitaria a proliferação de roedores sinantrópicos (MASI, 2009). Não foi encontrado no parque urbano nenhum representante de espécies consideradas comensais, como as do gênero *Mus*, que podem ser facilmente encontrados em lotes vagos ou áreas grandes desocupadas comuns em centros urbanos (SCHWARZ & SCHWARZ, 1943).

Gomez e colaboradores (2008) conduziram coletas na cidade de Rio Cuarto na Argentina com o objetivo de avaliar a abundância de *Mus musculus* em ambientes com diferentes proporções de tamanho. Tais autores encontraram maior abundância desses roedores em “lotes vagos” (menor área) do que em “áreas vagas” (maior área) e atribuíram essas diferenças ao fato de que esta última não proporciona habitat adequado para a espécie em questão. Portanto, a ausência de *Mus musculus* no presente estudo

corroborar os dados obtidos em Rio Cuarto, visto que o PEFI assemelha-se fisicamente às áreas consideradas como “áreas vagas”.

Ainda, devido à proximidade com área residencial, alguns roedores podem utilizar outros habitats criados artificialmente, como os jardins das casas, que proporcionam um ambiente adequado para seu estabelecimento provendo fontes de alimento e abrigo, o que provavelmente favorece estas populações (BAKER *et al* 2003), mas provoca a ausência, ou baixa densidade populacional no interior do parque.

Uma das consequências ecológicas causada pela influência urbana mais conhecidas é a fragmentação do habitat natural (ALBERTI, 2005). A severa diminuição da diversidade de presas encontrada no parque urbano pode estar fortemente associada à urbanização, onde a diminuição da área causada pela fragmentação foi determinante na riqueza e abundância dos roedores nativos (BENDER *et al* 1998; CONNOR & MCCOY, 1979). Ainda, o isolamento do parque urbano, neste caso causado pela pavimentação e área construída pode ter agravado o quadro da baixa diversidade (FAHRIG & MERRIAM, 1985; GONZALEZ, 2000).

Além da menor abundância de indivíduos, a urbanização pode ter sido causa da homogeneização da comunidade dos pequenos mamíferos, causada pela presença de poucas espécies (McKINNEY, 2006). A principal consequência desta característica para *B. jararaca* é que no PEFI, diferentemente do PEC (onde há as presas são mais robustas), foram encontrados apenas presas de pequeno e médio porte (BONVICINO *et al* 2008).

As serpentes podem ter seu tamanho corporal limitado quando há baixa oferta de recurso alimentar (QUERAL-REGIL & KING, 1998), e o fato de não ter sido encontrada diferença na média do tamanho corporal entre as populações sugere a oferta de alimento em ambos os parques é suficiente para manter o tamanho relativamente

similar e ainda maior do que as espécies insulares (MARQUES *et al* 2002; BARBO *et al* 2012).

Para compreensão da dinâmica sazonal da abundância de presas, este estudo ocorreu durante doze meses. Sabe-se que abundância dos animais que representam presas em potencial está ligada a fatores abióticos como temperatura e precipitação (ZANELLA & SECHIN, 2009) e este pode ser o motivo pelo qual foi encontrada a tendência da variação sazonal na abundância dos roedores no PEC. O PEFI por sua vez, encontra-se totalmente isolado dentro do perímetro urbano e, provavelmente sujeito a um regime climático diferente por consequência da maior urbanização no seu entorno (LANDSBERG, 2006), o que explica a falta de variação sazonal na oferta de recursos ao longo do ano.

Portanto, este trabalho mostrou que a disponibilidade de presas e biomassa total no PEC, ambiente com maior área e melhor conexão com fragmentos adjacentes é muito maior, e esta oferta diferencial de alimento pode ter consequências ecológicas na população de *B. jararaca* local, influenciando no crescimento e consequentemente no tamanho corporal relativo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. **International Regional Science Review**, v. 28, n. 2, p. 162 – 198, 2005.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportion of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, 1994.

- ANGOLD, P. G.; SADLER, J. P.; HILL, M. O.; PULLITAN, A.; RUSHTON, S.; AUSTIN, K.; SMALL, E.; WOOD, B.; WADSWORTH, R.; SANDERSON, R. & THOMPSON, K. Biodiversity in urban habitat patches. **Science of Total Environment**, v. 360, p. 196 – 204, 2006.
- BAKER, P. J.; ANSELL, R. J.; DODDS, P. A. A.; WEBBER, C. E. & HARRIS, S. Factors affecting the distribution of small mammals in urban area. **Mammal review**, v. 33, n. 1, p. 95 – 100, 2003.
- BARBO, F. R.; GRAZZIOTIN, F. G, SAZIMA, I, MARTINS, M. & SAWAYA, R. J. A new and threatened insular species of lancehead from Southwestern Brazil. **Herpetologica**, v. 68, n. 3, p. 418 – 429, 2012;
- BARBO, F. E.; MARQUES, O. A. V.; SAWAYA, R. J. Diversity, natural history, and distribution of snakes in the municipality of São Paulo. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 3, p. 135 – 160, 2011.
- BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A. & FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a Meta-Analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517 – 533, 1998.
- BOBACK, S. M. Body size evolution in snakes: evidence from island populations. **Copeia**, [s.v], n. 1, p. 81-94, 2003.
- BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A. E D'ANDREA, P. S. **Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. 1º ed. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS, Rio de Janeiro, 2008.
- CASE, T.J. The reptiles: Ecology. In: CASE, T.J.& CODY, M. L. (Eds) **Island Biogeography in the Sea of Cortez**. University of California Press, Berkeley, California, p. 159 – 209, 1983.

- CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragem de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729 – 740, 2000.
- 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.
- DUARTE, M. R.; PUORTO, G. & FRANCO, F. L. A biological survey of the Pitviper *Bothrops insularis* Amaral (Serpentes: Viperidae): na endemic and threatened offshore island snake of Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 30, n.1, p. 1 – 13, 1995.
- FAHRIG, L. & MERRIAN, G. Habitat patch conectivity and population survival. **Ecology**, v. 66, n, 6, p. 1762 -1768, 1985.
- Fundação Florestal do Estado de São Paulo. **Parque Estadual da Cantareira, Plano de Manejo**. São Paulo – SP, 2009, 586 páginas.
- GOMEZ, M. D.; PRIOTTO, J.; PROVENSAL, M. C.; STEINMANN, A.; CASTILLO, E. & POLOP, J. J. A Population study of house mice (*Mus musculus*) inhabiting diferente habitats in a Argentine urban area. **International Biodeterioration & Degradation**, v. 62, [s. n.], p. 270 – 273, 2008.
- GONZALEZ, A. Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. **Ecology Letters**, v. 3, [s.n.], p. 441 – 448, 2000.
- GRAZZIOTIN, F. G.; MONZEL, M.; ECHEVERRIGARAY, S. & BONATTO, S. L. Phylogeography of the *Bothrops jararaca* complex (Serpentes: Viperidae): past fragmentation and island colonization in the Brazil Atlântic forest. **Molecular Ecology**, v. 15, [s. n.], p. 3969 - 3982, 2006.

- GUIMARÃES, M. R.; BOVO, R. P.; KASPEROVICZUS, K. N. & MARQUES, O. A. V. *Bothrops insularis* (Golden Lancehead) maximum length. **Herpetological Review**, v. 41, n. 1, p. 89, 2010.
- HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. & GIASSON, L. O. M. Uso do hábitat e alimentação dos juvenis de *Bothrops jararaca* (Serpentes, Viperidae) na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 1, p. 35 – 41, 2003.
- HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. & MARTINS, M. Ecologia e História Natural de uma taxocenose de serpentes no Núcleo Santa Virgínia no Parque Estadual da Serra do Mar, no Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 173 – 184, 2009a disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?article+bn03609032009>
- HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. & MARTINS, M. Ecology of a snake assemblage in the Atlantic Forest Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n.7, p. 343 – 360, 2009b.
- HASEGAWA, M. & MORIGUSHI, H. Geographic variation in food habits, body size and life history traits of the snake on the Izu Islands. In: MATSUI, M.; HIKIDA, T. & GORIS, R. T. (Eds), **Current Herpetology in East Asia: Proceedings of the Second Japan-China Herpetological Symposium, Kyoto, July 1988**. Herpetological Society of Japan, Kyoto, Japan, p. 414 – 432, 1989.
- KING, R. B. Body size variation among island and mainland snake populations. **Herpetologica**, v. 45, n. 1, p. 84 – 88, 1989.
- KOHNO, H. & OTA, H. Reptiles in seabird colony: Herpetofauna of Nakanokamishima Island of the Yaeyama group, Ryukyu Archipelago. **Island Studies in Okinawa**, v. 9,[s.n], p. 73 – 89, 1991.

- LANDSBERG, H. E. O clima das cidades. **Revista do Departamento de Geografia**. V. 18, [s.n], p. 95 – 111, 2006.
- LOMOLINO, M. V. Body size evolution in insular vertebrates: generality of the Island Rule. **Journal of Biogeography**, v. 32, [s. n.], p. 1689 – 1699, 2005.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. 13. ed. New Jersey: Princeton University Press, 2001.
- MACHADO, R. A.; BERNARDE, P. S. MORATO, S. A. A. & dos ANJOS, L. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no Município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). **Revistas Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 4, p. 997 – 1004, 1999.
- MARTINS, M.; MARQUES, O. A. V. & SAZIMA, I. Ecological and Phylogenetic correlates of feeding habits in neotropical Pitvipers of the genus *Bothrops*. In: SCHUETT, G.; GREENE, H. W. (Org.). **Biology of the Vipers**. Carmel: Biological Sciences Press, v. , p. 307 – 328, 2002.
- MARQUES, O. A. V. & DULEB, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins, ambiente físico, flora e fauna**. 1º ed, Holos, Ribeirão Preto, 386p, 2004.
- MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M.; DEVELEY, P. S. MACARRÃO, A. & SAZIMA, I. The Golden Lancehead *Bothrops insularis* (Serpentes: Viperidae) relies on two seasonally plentiful bird species visiting its island. Habitat. **Journal of Natural History**, v. 46, n. 13 – 14, p. 885 – 895, 2012.
- MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M. & SAZIMA, I. A new insular species of pitviper from Brazil, with comments of evolutionary biology and onservation of the *Bothrops jararaca* group (Serpentes: Viperidae). **Herpetologica**, v. 58, n. 3, p. 303 – 312, 2002.

- MARQUES, O. A. V.; ETEROVIC, A. & SAZIMA, I. **Snakes of The Brazilian Atlantic Forest, na Illustrated field guide for the Serra do Mar Range**. 1º ed, Ribeirão Preto: Holos, 2004.
- MASI, E.; VILAÇA, P. & RAZZINI, M. T. P. Environmental conditions and rodent infestation in Campo Limpo District, São Paulo Municipality, Brazil. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 19, n. 1, p. 1 – 16, 2009.
- McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, [s. n.], p.247 – 260, 2006.
- McKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **Biociencia**, v. 52, n. 10, p. 883 – 890, 2002.
- MORAES, R. A. Variações em caracteres morfológicos e ecológicos em populações de *Bothrops jararaca* (Serpentes: Viperidae) no Estado de São Paulo. São Paulo. 2008 154f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, USP, 2008.
- OLIVEIRA, M. E.; MARTINS, M. When and where to find a pitviper: activity patterns and habitat use of the Lancehead, *Bothrops atrox*, in Central Amazonia, Brazil. **Herpetological Natural History**, v. 8, n. 2, p. 101 – 110, 2001.
- POMBAL-Jr, J. P. Notas sobre predação em uma taxocenose de anfíbios anuros no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 841 – 843, 2007.
- QUERAL-REGIL, A & KING, R. B. Evidence for phenotypic plasticity in snake body size and relative head dimensions in response to amount and size of prey. **Copeia**, v. 1998, n. 2, p. 423 – 429, 1998.
- RIBEIRO, L. A.; ALBUQUERQUE, M. J.; PIRES DE CAMPOS, V. A. F.; KATZ, G. TAKAOKA, N.Y.; LEBRÃO, M. L. & JORGE, M.T. Óbitos por serpentes peçonhentas no Estado de São Paulo: avaliação de 43 casos, 1988/93. **Rev. Ass. Med. Brasil**, v. 44, n. 4, p. 312 – 318, 1998.

- RIBEIRO, L. A. & JORGE, M. T. Epidemiologia e quadro clínico dos acidentes por serpentes *Bothrops jararaca* adultas e filhotes. **Ver. Inst. Med. Trop. S. Paulo**, v. 32, n. 6, p. 436 – 442, 1990.
- SAZIMA, I, Caudal Luring in two Neotropical Pitvipers, *Bothrops jararaca* e *Bothrops jararacussu*. **Copeia**, v. 1991, n. 1, p. 245 – 248, 1991.
- SAZIMA, I. Natural History of the Pitviper, *Bothrops jararaca*, in Southeastern Brazil. In: J. A. Campbell; E. D. Brodie. (Org.). **Biology of the pitvipers**. 1ed. Tyler, Texas, EUA: Selva, p. 199-216, 1992.
- SCHWARZ, E. & SCHWARZ, H. K. The wild and comensal stocks of the house mouse, *Mus musculus Linnaeus*. **Journal of Mammology**, v. 24, n. 1, p. 59 - 72, 1943.
- SHYNE, R. & MADSEN, T. Prey abundance and predator reproduction: rats and Pythons on a Tropical Australian Foodplain. **Ecology**, v. 78, n. 4, p – 1078 – 1086, 1997.
- TOLEDO, L. F.; RIBEIRO, R. S. & HADDAD, C. F. B. Anurans as prey: an exploratory analysis and size relationships between predators and their prey. **Journal of Zoology**, v. 271, [s. n.], p. 170 – 177, 2007.
- WADE, T. G.; RIITTERS, K. H.; WICKMAN, J. D.; JONES, K. B. Distribution and causes of global forest fragmentation. **Conservation Ecology**, v. 7, n. 2, 2003.
- ZANELLA, N. & CECHIN, S. Influência dos fatores abióticos e da disponibilidade de presas sobre comunidade de serpentes no Planalto Médio do Rio Grande do Sul. **Iheringia Ser. Zool. Porto Alegre**, v. 99, n. 1, p. 111 – 114, 20

CAPÍTULO 3

Incidência de predadores sobre a jararaca (*Bothrops jararaca*) em dois parques urbanos do Município de São Paulo

RESUMO

A interação entre presa e predador pode ser muito mais complexa do que aparenta, pois está sujeita a influência de fatores ambientais como as características do habitat. O crescimento urbano é um dos fatores que podem alterar acentuadamente a estrutura do habitat, influenciando também a dinâmica da comunidade natural. Réplicas de *Bothrops jararaca*, confeccionadas com massa de modelar, foram utilizadas para avaliar a incidência de predadores potenciais em dois parques no Município de São Paulo (Parque Estadual da Cantareira–PEC e Parque Estadual Fontes do Ipiranga–PEFI) com diferentes graus de fragmentação. O PEC possui grande área florestal (7.900 ha) e elevada conectividade com a Mata Atlântica vizinha, ao passo que o PEFI representa uma pequena ilha de floresta (540 ha) isolada pela cidade. O número de réplicas atacadas foi maior no PEC e os mamíferos foram os principais predadores em ambos os parques. No PEC a maioria dos ataques se concentrou durante a estação seca e não houve diferença quanto ao substrato (chão e vegetação). No PEFI não houve variação entre as estações e as réplicas dispostas no chão sofreram mais ataques que as da vegetação. O uso de réplicas mostrou-se eficiente para este estudo e o maior número de registros de ataques no PEC pode ser explicado pela maior área e estado de conservação do mesmo. A menor frequência de ataques no PEFI sugere que as jararacas desse fragmento possam sobreviver mais e consequentemente poderiam atingir um tamanho corporal maior.

Palavras chave: Jararaca, Predadores, Réplicas.

ABSTRACT

The relationship between prey and predator may be much more complex than appears, because it is exposed to the influence of environmental factors as habitat features. The urbanization is one of these factors that can seriously affect the habitat structure, influencing the dynamics of the natural assemblage. Replicas of *Bothrops jararaca*, made with plasticine (modeling clay), were used to evaluate the incidence of predators in two parks in São Paulo city (Parque Estadual da Cantareira–PEC and Parque Estadual Fontes do Ipiranga–PEFI) with distinct degrees of fragmentation. The PEC has a large continuous forest area (7,900 ha) with high connectivity with the adjacent Atlantic Forest whereas the PEFI is a small forest island (540 ha) isolated by the city. The number of attacked replicas was higher in the PEC and the mammals were the main predator in both parks. In PEC, attacks were more frequent during the dry season and there was no difference in the substrate (ground and vegetation). In the PEFI, no variation between seasons was observed, and replicas on the ground suffered more attacks than on the vegetation. The use of plasticine replicas was efficient for this study and the higher number of attacks recorded in PEC can be related to larger and more preserved forest of this park. The lower frequency of attacks in PEFI suggests that in this urban fragment Jararaca Lancehead can survive longer and consequently could attain larger body size.

Key words: Pitviper, Predators, Replicas.

INTRODUÇÃO

As comunidades naturais são compostas por populações de diversas espécies, as quais possuem uma gama de interações intra e interespecíficas, imprescindíveis para a sobrevivência de cada uma. Dentre estas interações uma das mais importantes é a relação entre presa e predador (TOWNSEND, 2010).

Os predadores são agentes importantes no controle populacional de várias espécies e a dinâmica de predação pode ser muito complexa. Os efeitos estabilizadores da população das presas dependem de vários fatores, como o grau de especialização, a mobilidade, o potencial reprodutivo, o tempo de geração e a presença de presas alternativas (ANDERSSON & ERLINGE, 1977). Pode existir intensa relação entre a distribuição espacial e densidade de presas e predadores (*e.g.* GILBERT & GRÉGOIRE, 2003). A dinâmica populacional e o comportamento também são fortemente influenciados pela presença de predadores, além disso a escolha para evitar o risco de predação pode afetar a condição corporal e reprodução dos indivíduos de certas populações (HIK, 1995).

A área e a qualidade do habitat também podem exercer grande influência no comportamento predatório, como no caso das aves que buscam locais onde possam nidificar sobre menor risco de predação (MARTIN, 1988). Por exemplo, o pássaro *Sayornis nigricans* (Tyrannidae) prefere fragmentos de mata onde há maior quantidade de árvores. Tal estratégia aumenta o esforço na localização de presas devido ao alto grau da cobertura vegetal (e menor claridade), mas diminui o risco de predação. Entretanto, em áreas urbanizadas a vegetação pode ser mais esparsa e este comportamento pode variar, pois o tempo que esta espécie gasta procurando presas

diminui em ambientes mais abertos, principalmente pela diminuição da obstrução visual (GALL & FERNÁNDEZ-JURICIC, 2009).

A urbanização pode alterar drasticamente a dinâmica entre presa e predador dentro do seu ecossistema. Ainda tomando o exemplo das aves como predadores, podemos observar que uma das principais consequências é a homogeneização da comunidade, causada pela diminuição da riqueza de espécies em fragmentos urbanos. Neste caso há um aumento da abundância relativa de espécies mais generalistas que são favorecidas, e diminuição das aves especialistas (CHACE & WALSH, 2006). Existe um gradiente na abundância dos predadores com dieta especializada, sendo estes menos abundantes em áreas com maior grau de urbanização (SORACE & GUSTIN, 2009). As aves no papel de presas também sofrem com alterações ecológicas geradas pela urbanização, pois a cidade pode eliminar seus grandes predadores ou ainda introduzir predadores exóticos de grande influência, como os animais domésticos (ALBERTI, 2005).

Predadores de grande porte em ambientes urbanos podem sofrer mudanças no seu comportamento, reduzindo a atividade durante o dia para evitar o período de maior atividade humana. Tal comportamento pode reduzir potencialmente sua habilidade de localizar e capturar presas, trazendo consequências futuras em sua dieta, reprodução, condição corporal e prevalência de doenças (DITCHKOFF *et al* 2006). O simples fato da presença humana pode causar impactos diretos nas populações como morte por atropelamentos e choques em redes elétricas (HAGER, 2009).

A cidade de São Paulo, localizada na região sudeste do Brasil é um bom exemplo de ambiente em que ocorrem estas mudanças ecológicas, em função da urbanização. O município possui a maior área urbana do país, com 1.521,010 Km² de área e aproximadamente de 11.967.825 habitantes (IBGE, 2015). A cidade encontra-se

em expansão, de modo que a mata original foi extremamente fragmentada. Atualmente possui cerca de cem parques, sendo que muitos deles são totalmente cercados pela cidade (Prefeitura de São Paulo, 2012). Apesar da fragmentação, a fauna dentro de uma cidade – incluindo a de serpentes – pode ser muito rica. Barbo e colaboradores (2011) registrou 38 espécies de serpentes, provenientes de diversas localidades, sobretudo de parques urbanos.

Bothrops jararaca é uma serpente amplamente distribuída, associada à Mata Atlântica, mas pode ser encontrada em áreas perturbadas como bordas de floresta associadas a plantações e áreas abertas próximas a fragmentos de mata (PUORTO *et al* 1991; ROCHA *et al* 2014; SAZIMA, 1992). Esta espécie também possui ampla distribuição no Município de São Paulo, sendo a terceira mais abundante (BARBO *et al* 2011) o que a torna um bom modelo para estudos sobre a incidência de predadores de serpentes sob influência da urbanização.

A espécie modelo deste estudo possui variação ontogenética em caracteres como a dieta, composição do veneno e uso do hábitat (HARTMAN *et al* 2003). Os juvenis alimentam-se principalmente de anfíbios anuros e lagartos e podem ser encontrados próximos a córregos no chão e frequentemente sobre a vegetação, ao passo que os indivíduos adultos se alimentam predominantemente de pequenos roedores e forrageiam usualmente no chão (SAZIMA, 1992).

Embora as jararacas sejam predadoras de diversos grupos animais, são também presas de outros, como as aves de rapina e certos mamíferos como, por exemplo, gaviões, corujas e gambás, que costumam incluir as jararacas em sua dieta (SAZIMA, 1992; OLIVEIRA & SANTORI, 1999).

A pressão exercida por predadores ao longo do tempo evolutivo causa respostas defensivas nas serpentes. Consequentemente as serpentes possuem um rico repertório

defensivo (GREENE, 1988). As táticas defensivas da *B. jararaca* incluem a fuga, o bote, o hábito de vibrar a cauda, e erguer a porção anterior do corpo (ARAUJO & MARTINS, 2006), além da coloração críptica com presença de manchas em forma de “V” (SAZIMA, 1988) que parece garantir boa camuflagem no chão da mata entre a vegetação. O hábitat utilizado pela serpente pode exercer grande influência nos tipos de predadores aos quais são expostas. Além disso, o comportamento defensivo pode ser associado com o uso do micro-habitat (GREENE, 1997). Ainda, serpentes arborícolas exibem maior repertório defensivo do que as terrestres, o que corrobora a hipótese de que espécies arbóreas são mais expostas a predadores visualmente orientados (MARTINS *et al* 2008)

O encontro com serpentes na natureza é bastante raro, o que dificulta estudos sobre incidência de predadores sobre as mesmas. Assim, a utilização de réplicas de serpentes confeccionadas a base de plastilina (massa de modelar) vem sendo utilizado há algum tempo (BRODIE III, 1993; MADSEN, 1987) e esta é uma excelente alternativa para estudos neste âmbito.

Trabalhos utilizando réplicas de serpentes foram feitos principalmente com o objetivo de solucionar a problemática das serpentes com padrão de coloração coral, como o reconhecimento do sinal de perigo e aversão inata dos predadores, quais padrões são ou não evitados, aposematismo e complexos miméticos (BANCI, 2014; BRODIE III, 1993; SMITH, 1975; SMITH, 1977). Tal método pode também ser utilizado para outras finalidades como testes sobre a efetividade antipredatória dos padrões de coloração críptica (NISKANEN & MAPPES, 2005; VALKONEM *et al* 2011a) e morfologia (*e.g.* a cabeça triangular dos viperídeos, GUIMARÃES & SAWAYA, 2011 e VALKONEM *et al* 2011b).

O presente estudo pretende, por meio do uso de réplicas confeccionadas de plastilina, avaliar a abundância de predadores em potencial sobre populações de *B. jararaca* em parques com diferentes tamanhos e graus de isolamento em função da urbanização. Os objetivos são: (1) - reconhecer o tipo de predador que exerce maior pressão sobre essas populações; (2) - em qual substrato onde ocorre a maioria dos ataques e (3) - avaliar se existem diferenças quantitativas no número de ataques em fragmentos de matas distintos

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de Estudo

Este trabalho foi desenvolvido em dois parques do Município de São Paulo: o Parque Estadual da Cantareira (PEC), com maior área, considerado como um ambiente de floresta contínua, com alto grau de conectividade com os fragmentos de mata adjacentes e com baixo grau de influência urbana. O outro, o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), possui área muito menor, é um fragmento de mata isolado pela cidade e sofre maior influência urbana.

O PEC, localizado na região Norte do Município de São Paulo é composto por quatro núcleos: Cabuçu, Engordador, Águas Claras e Pedra Grande. Esse parque possui aproximadamente 7.916,56 ha de área e a vegetação é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa. O clima é classificado como mesotérmico úmido, com verão chuvoso e inverso seco. A temperatura média anual é de 19,9° C, mas podem ocorrer temperaturas máximas absolutas acima dos 34° C. A precipitação média anual é de 1.322 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso e agosto o mês mais seco (Fundação Florestal do Estado de São Paulo, 2009).

O PEFI, localizado na divisa dos municípios de São Paulo e de Diadema, possui 540 ha e vegetação também caracterizada como Floresta Ombrófila Densa. O clima é classificado como mesotérmico úmido com temperatura média anual de 19,1° C, podendo atingir máxima absoluta acima de 35° C. A precipitação anual média é de 1393,6 mm (Plano de Manejo PEFI 2008; Instituto de Botânica de São Paulo, 2014).

Réplicas de Plastilina

As réplicas utilizadas neste estudo foram adaptadas dos modelos de *Bothrops jararaca* utilizados por Guimarães & Sawaya (2011). O modelo padrão representa a porção anterior de um indivíduo adulto similar à morfologia natural da serpente.

Cada réplica apresentava 25 cm de comprimento e 1,5 cm de diâmetro (Figura 1), com uma das extremidades em formato triangular semelhante à cabeça de uma jararaca. A coloração era castanho escuro e foi confeccionada com a junção de 30 gramas de massa de modelar de cor preta e 70 gramas de cor marrom, misturadas manualmente até a completa homogeneização.

As réplicas, moldadas em forma de “S”, foram fixadas no substrato com fio de arame. Cada réplica foi presa no chão ou na vegetação pelas extremidades da haste de arame, a fim de evitar que fossem retiradas por ação de predadores ou intempéries como chuva ou vento.



Figura 1: Réplica de plastilina representando a porção anterior de um indivíduo adulto de *Bothrops jararaca*, com hastes de fio de arame para fixação no substrato.

Experimentos

Os experimentos foram conduzidos mensalmente, entre novembro de 2014 e outubro de 2015, no Parque Estadual da Cantareira (PEC) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI). Foram realizadas doze campanhas de campo em cada parque, uma vez ao mês. Os experimentos em cada localidade foram feitos em semanas consecutivas a fim de minimizar efeitos de variações climáticas que podem ocorrer ao longo do mês.

Ao todo foram utilizadas 1.440 réplicas de plastilina distribuídas durante os 12 meses do estudo. Em cada experimento foram utilizadas 60 réplicas e as mesmas foram colocadas em três transectos previamente preparados. Cada transecto possuía 200 metros onde eram colocadas as réplicas de serpente a cada dez metros. Metade das réplicas foram dispostas no chão da mata e a outra metade fixada sobre a vegetação. A escolha de cada substrato de fixação (chão ou vegetação) foi feita de forma aleatória, a partir da função de aleatorização do software *Microsoft Excel*.

As réplicas permaneciam expostas durante 48 horas, e perturbações como andar na trilha foram evitadas. Após esse período foram recolhidas e examinadas minuciosamente para verificar evidências de ataques feitos por predadores. Foram consideradas marcas deixadas por aves e por mamíferos. Foram contabilizadas apenas evidências provocadas por aves (caracterizadas por marcas geralmente em forma de “V” ou “U” deixadas pelos bicos) e por mamíferos (caracterizadas pelas marcas da dentição) (ver Figura 3 em resultados). Porém, réplicas atacadas por pequenos roedores (reconhecidas pelas marcas deixadas pelos dentes incisivos) foram excluídas das amostras por estes não serem considerados predadores de *B. jararaca*.

Foram consideradas durante o período de estudo, duas estações distintas: estação úmida entre os meses de setembro e fevereiro e uma estação seca entre março e agosto (*sensu* IAG-USP, Figura 2). Todos os registros de ataques dos meses de cada estação foram somados e depois avaliados com o intuito de investigar se existe variação sazonal no número de ataques.

Devido ao fato de serem de natureza categórica os dados foram analisados por meio do teste *G* de “goodness of fit” e teste *G* de Independência utilizando o software *BioEstat* 5.0 e a significância estatística foi considerada quando $p < 0,05$.

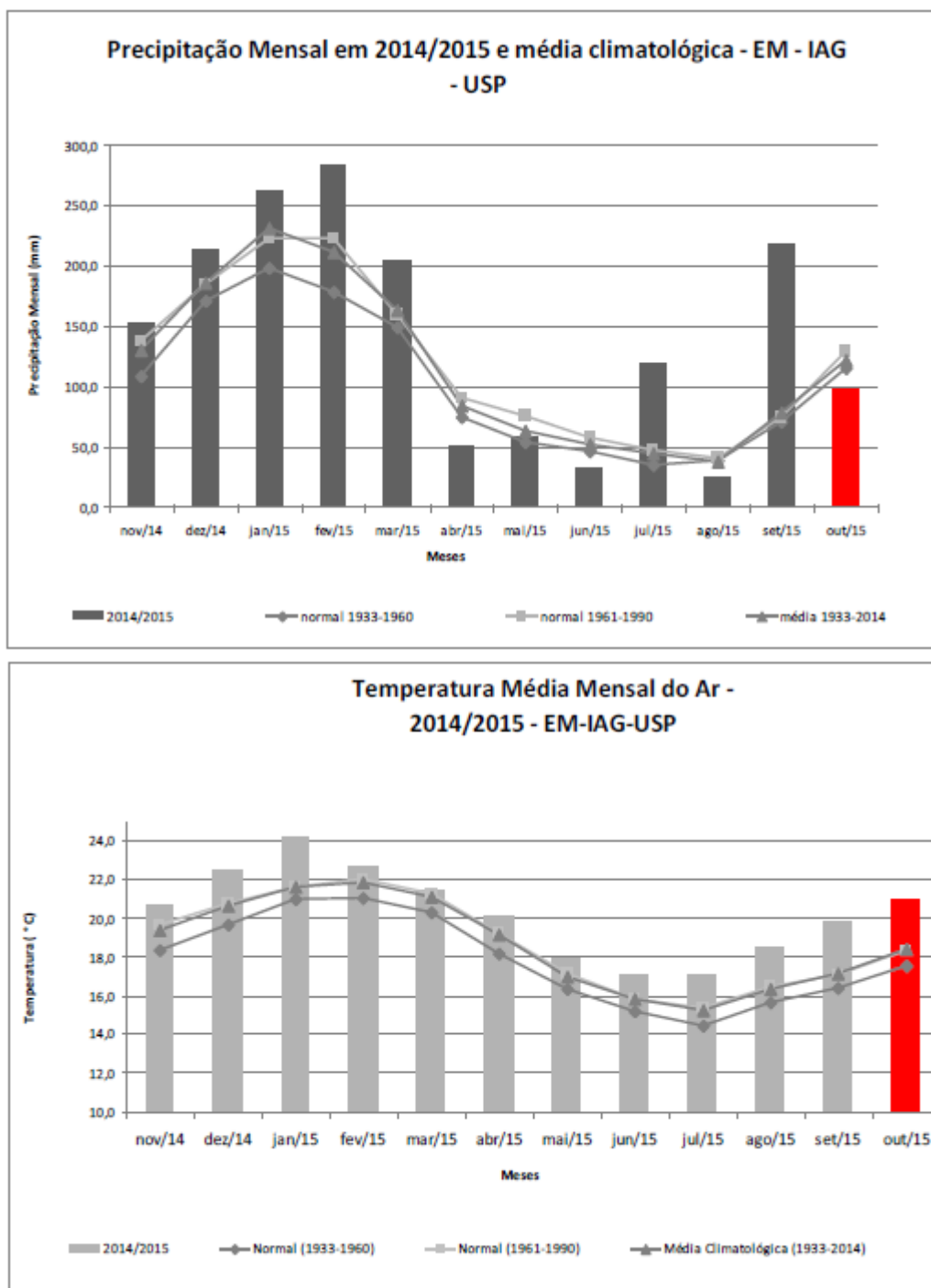


Figura 2: Representação gráfica da precipitação e temperaturas médias mensais para o Município de São Paulo entre 2014 e 2015 durante o período de execução estudo.

RESULTADOS

Em cada localidade foi comparada: (1) quantidade de ataques por tipo de predador e (2) a quantidade de ataques nos dois substratos (Tabela 1). Entre as duas localidades foram feitas as seguintes comparações: (1) quantidade total de ataques; (2) quantidade de ataques por tipos de predadores; (3) quantidade de ataques em cada substrato (Tabela 2).

Dentre as 1.440 réplicas das duas localidades foram registradas marcas de ataques de aves ou mamíferos (Figura 3) em 130, o que corresponde a 9% do total. Houve significativamente mais marcas de ataque no PEC ($n = 89$, 12,3%), em relação ao PEFI ($n = 41$, 5,7%) ($G = 19,9087$; $p < 0,0001$) (Figura 4).

No total as réplicas foram mais atacadas por mamíferos ($n = 85$, 65,3%) ($G = 12,5076$; $p = 0,0004$, Figura 5), o que também foi verificado em cada localidade: 27 (67,4%) ataques de mamíferos no PEFI ($G = 4,1940$; $p = 0,04$) e 59 (73,2%) ataques de mamíferos no PEC ($G = 8,3215$; $p = 0,0039$) (Figura 6). Uma única réplica no PEFI apresentou marcas deixadas tanto por ave quanto por mamífero, sendo contabilizada duas vezes.

Considerando apenas um tipo de predador as diferenças entre os parques permaneceram, com a maioria de ataques no PEC em relação ao PEFI, tanto por aves ($G = 7,6343$; $p = 0,0057$), como por mamíferos ($G = 13,1229$; $p = 0,0003$).

Em relação ao substrato, a maioria dos ataques ocorreu no chão. Das 130 réplicas atacadas nos dois parques, 80 (61,5%) estavam fixadas no chão e 50 (38,5%) estavam sobre vegetação ($G = 6,9859$; $p = 0,0082$; Figura 7). Quando considerado somente o chão como substrato a maioria dos ataques ocorreu no PEC ($n = 57$; $G = 8,6054$, $p = 0,0034$) e tal diferença também foi observada quando o substrato analisado foi a vegetação ($n = 36$; $G = 10,0194$, $p = 0,0015$).

No PEC os ataques ocorreram com frequência similar em ambos os substratos ($G = 3,2672$; $p > 0,05$) (Figura 8). Porém, houve diferença significativa no PEFI, onde as réplicas foram atacadas em sua maioria no chão ($n = 27$, $G = 4,1940$; $p = 0,04$).



Figura 3: Réplicas com marcas de ataques deixadas por aves (a), representadas pela marca em forma de “v” deixada pelo bico e por mamíferos (b) representada pela marca da dentição.

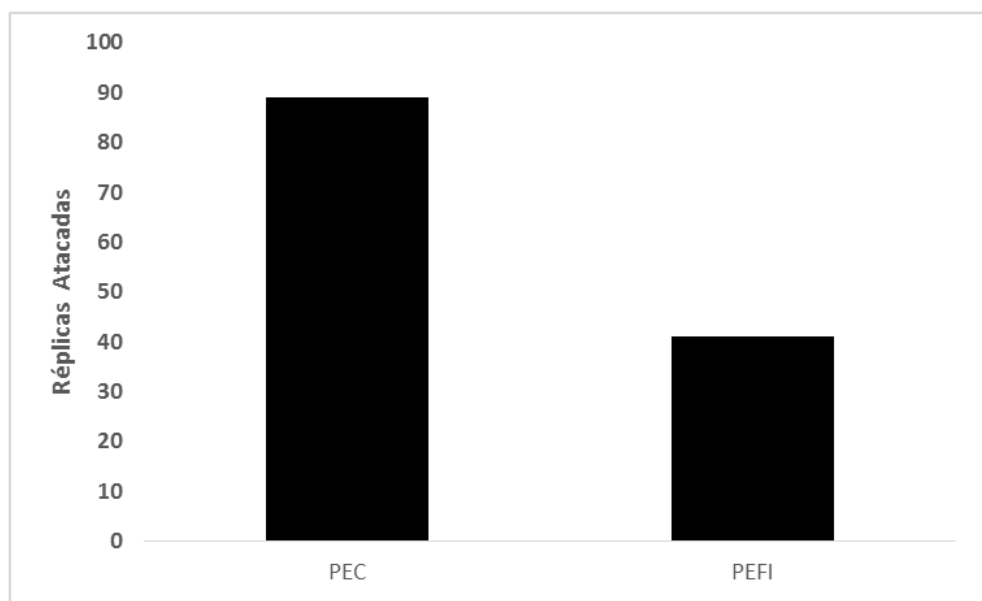


Figura 4: Proporção de réplicas atacadas no Parque Estadual da Cantareira (PEC) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

Tabela 1: Sumário de resultados dos testes realizados, considerando as predações dos parques separadamente. Parque Estadual da Cantareira (PEC) e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

Parque	Variável	Número	teste G	p
PEC	Aves x Mamíferos	(31; 58)	83,215	0,0039
	Chão x Vegetação	(53; 36)	32,672	> 0,05
PEFI	Aves x Mamíferos	(14; 27)	41,940	0,04
	Chão x Vegetação	(27; 14)	41,940	0,04

Tabela 2: Sumário de resultados dos testes realizados comparando as variáveis entre os o Parque Estadual da Cantareira (PEC) e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

Variável	Parques	Número	teste G	p
Total	PEC x PEFI	(41; 89)	19.9087	< 0,0001
Ataques de ave	PEC x PEFI	(31; 14)	7.6343	0,0057
Ataques de mamífero	PEC x PEFI	(58; 27)	13.1229	0,0003
Ataques no chão	PEC x PEFI	(53; 27)	86,054	0,0034
Ataques na vegetação	PEFI x PEC	(14; 36)	10.0194	0,0015

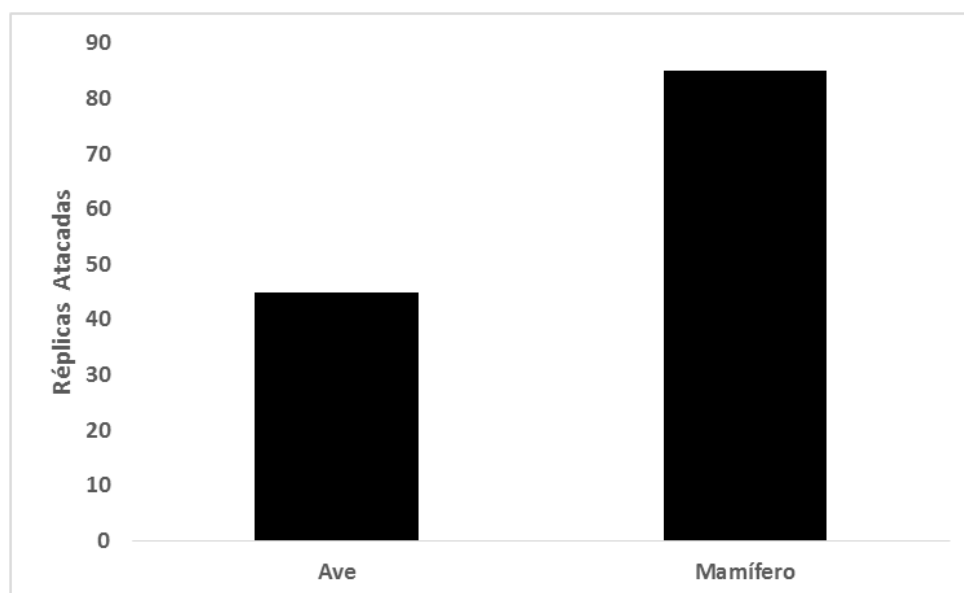


Figura 5: Número total de ataques registrados pelos dois tipos de predadores no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga e no Parque Estadual da Cantareira.

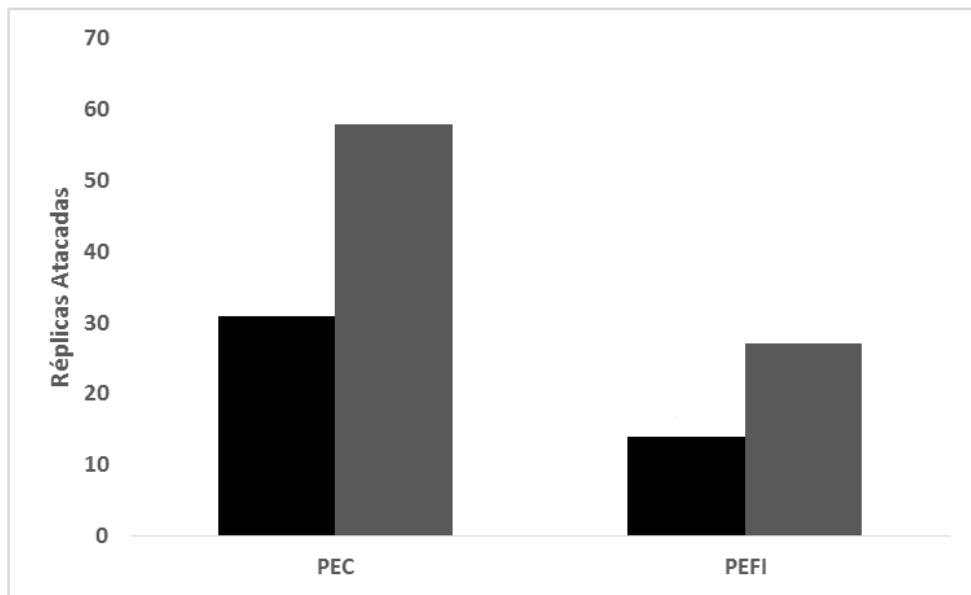


Figura 6: Número de ataques feitos por aves (barras pretas) e mamíferos (barras cinza) no Parque Estadual da Cantareira (PEC) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

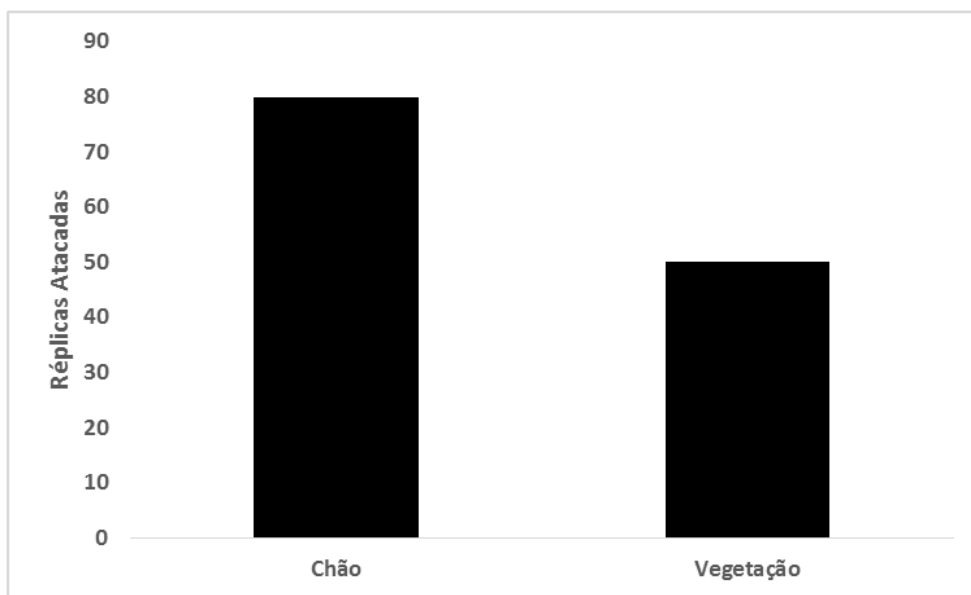


Figura 7: Número total de réplicas atacadas por diferentes tipos de substratos, considerando juntamente o Parque Estadual da Cantareira (PEC) e o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

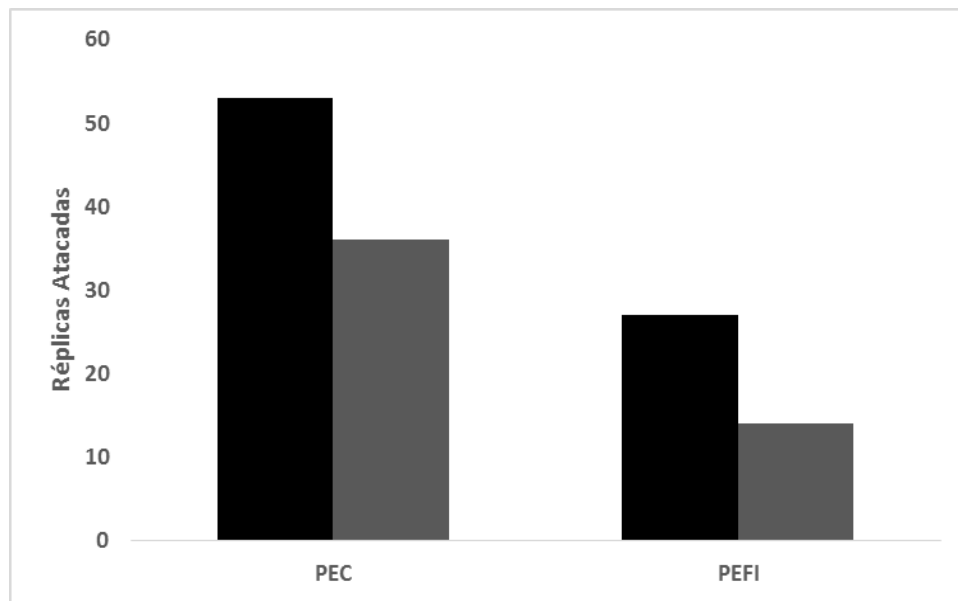


Figura 8: Número de ataques de aves e mamíferos pelos diferentes tipos de substratos registrados no Parque Estadual da Cantareira (PEC) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

Atividade sazonal dos predadores

Houve maior incidência de ataques durante o período seco ($n = 83$) em relação ao período úmido ($n = 47$, $G = 10,1007$; $p = 0,0015$). No PEC essa diferença foi altamente significativa ($G = 9,6242$; $p = 0,0019$) (Figura 9). Entretanto, no PEFI não houve diferença sazonal significativa ($G = 1,2010$; $p > 0,05$).

Embora no PEC, não tenha ocorrido diferença de ataques feitos por aves entre as estações ($G = 0,0323$; $p > 0,05$), os mamíferos atuaram com maior frequência na estação seca ($G = 16,2960$; $p < 0,0001$) (Figura 10). Já no PEFI os ataques de ambos os predadores ocorreram igualmente ao longo do ano (Figura 11).

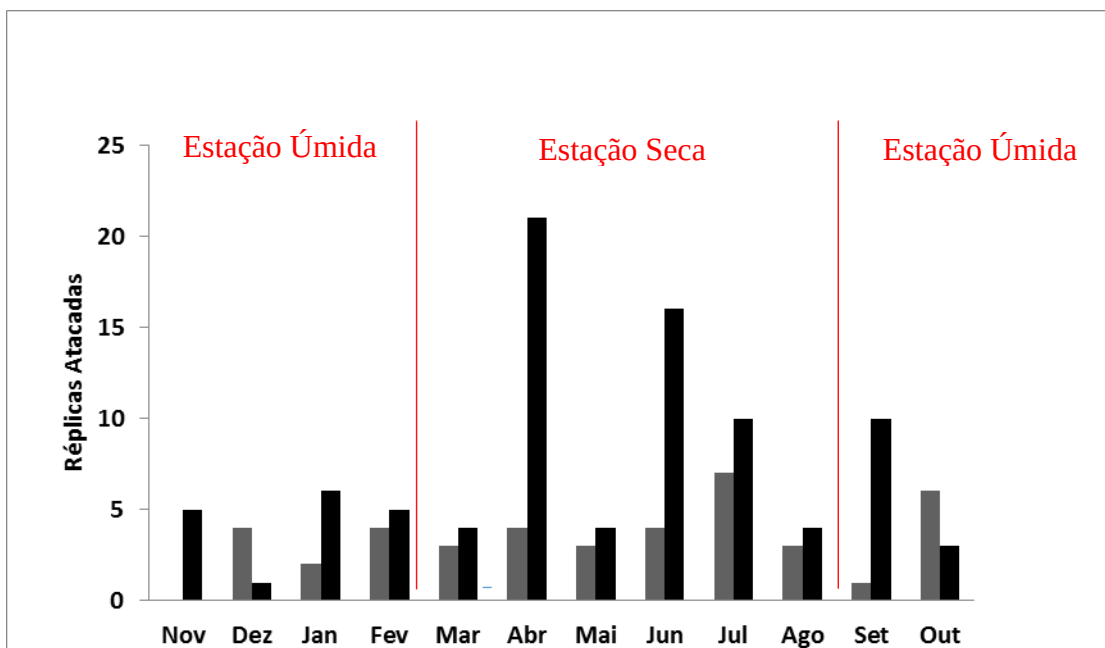


Figura 9: Número de ataques feitos por predadores em cada mês, ao longo do período de estudo, no Parque Estadual da Cantareira (PEC), representados pelas barras pretas e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), representados pelas barras cinza.

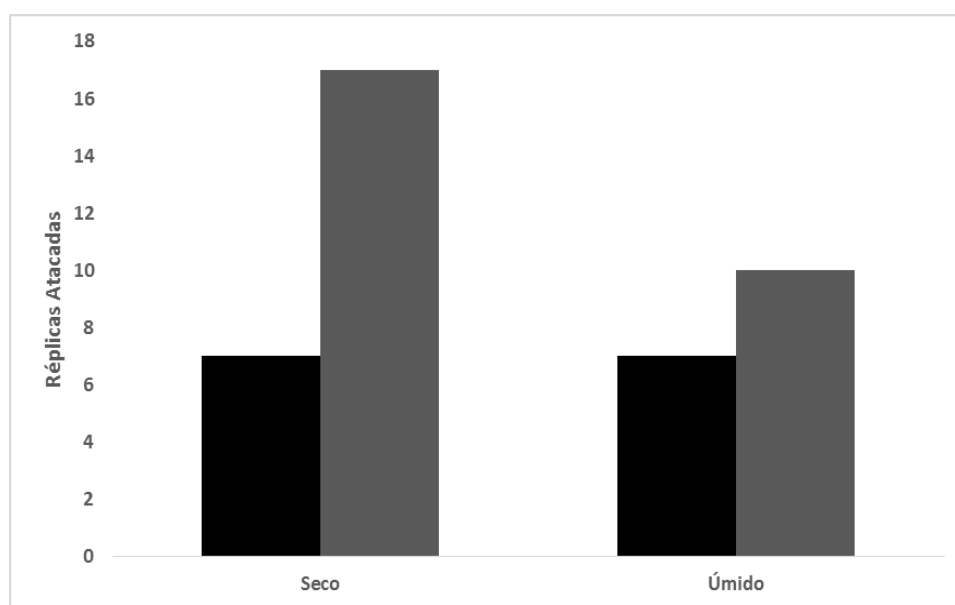


Figura 10: Quantidade total de réplicas atacadas por aves (barras pretas) e mamíferos (barras cinza) nas estações seca e úmida do ano no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI).

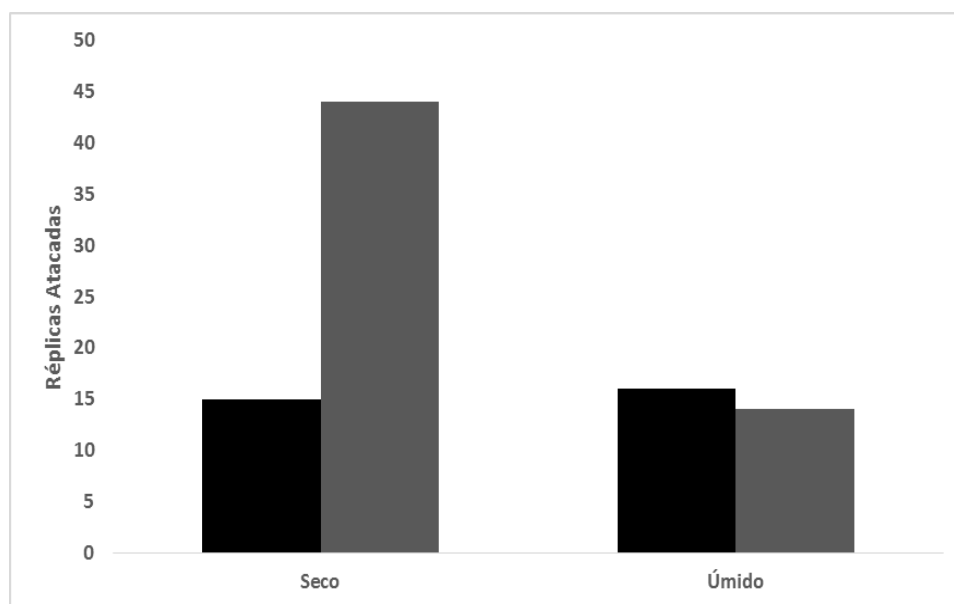


Figura 11: Quantidade total de réplicas atacadas por aves (barras pretas) e mamíferos (barras cinza) nas estações seca e úmida do ano no Parque Estadual da Cantareira (PEC).

DISCUSSÃO

O uso de réplicas de plastilina tem sido amplamente utilizado em estudos com o objetivo de elucidar questões em relação a predação de serpentes (*e.g.* BRODIE III, 1993; BRODIE & JANSEN, 1995; VALKONEM *et al* 2011b), o que denota a confiabilidade do método para tais propósitos. O número de réplicas utilizadas no presente estudo é condizente com o usual, sendo poucos os trabalhos que utilizaram mais de 2.000 réplicas. O tempo de exposição das réplicas também encontra-se dentro da média de outros trabalhos (cf. BITTNER, 2003; BRODIE III, 1993; BRODIE & JANSEN, 1995; BUASSO *et al* 2006; GUIMARÃES & SAWAYA, 2011; MITROVICH & COTRONEO, 2006; VALKONEM *et al* 2011a; PALUH *et al* 2015; VALKONEM *et al* 2011b).

A ausência dos padrões de manchas características de *B. jararaca* nas réplicas foi deliberadamente adotada, em parte devido à grande variedade polimórfica e a

característica disruptiva atribuída à coloração da espécie (STEVENS & MERILAITA, 2009). Este modelo expressa uma caracterização da pressão de predadores mais genérica para a espécie estudada e possivelmente não representa a taxa real de predação sobre a espécie. Entretanto, os modelos utilizados possibilitam realizar as diversas comparações propostas. Embora a taxa de predação registrada no PEC seja consideravelmente maior que a registrada no PEFI, ambas são comparáveis às registradas em estudos onde o foco são Viperídeos (GUIMARÃES & SAWAYA, 2011; VALKONEM *et al* 2011b; NISKANEN & MAPPES, 2005).

O mecanismo visual das aves é bastante complexo, pois possuem visão tetracromática e enxergam amplo espectro de cores (BOWMAKER, 2008). Aves de rapina são capazes de detectar animais em fuga ou mesmo as trilhas utilizadas pelos mesmos. Tais aves ainda podem enxergar a coloração ultravioleta o que talvez ajude na detecção de presas, embora o papel destas interações visuais ainda não esteja esclarecido (LIND *et al* 2013). A visão dos mamíferos é bem mais limitada e em sua maioria possuem visão dicromática (BOWMAKER, 2008). Desse modo, as pistas olfativas são mais utilizadas para caçar, tal como no caso dos gambás (OLIVEIRA & SANTORI, 1999). Por esse motivo alguns autores consideram os mamíferos pouco importantes na seleção de padrões de coloração em serpentes, apesar dos frequentes registros de seus ataques em réplicas (BRODIE III, 1993; BRODIE III & JANSEN, 1995). Dessa forma, em análises de predação de réplicas as marcas deixadas por mamíferos são excluídas ou são tratadas separadamente das aves (VALKONEM *et al* 2011a; VALKONEM *et al* 2011b). Mesmo que existam grandes diferenças, tanto fisiológicas como comportamentais no modo de caça entre aves e mamíferos. Ambos foram responsáveis por uma quantidade considerável dos ataques registrados nos experimentos realizados no presente estudo. Além disso, gambás são predadores de viperídeos (JARED *et al*

1998; OLIVEIRA & SANTORI, 1999) e há evidências de predação de jararacas por esse marsupial, nos parques estudados, onde ele é muito abundante (J.A.L. MOARAES & C.S LYSBOA, com pess.). Portanto, esse pequeno mamífero exerce grande pressão de predação sobre a jararaca e por este motivo os dois tipos de predadores são aqui juntamente discutidos.

A maior quantidade de ataques registrada no PEC pode ser atribuída à maior área desse parque. Sabe-se que existe uma relação positiva entre a biodiversidade e a quantidade de habitat disponível, ou seja, quanto maior a área maior será a riqueza de espécies (CONNOR & McCOY, 1979) e a abundância de espécies da comunidade local (BENDER *et al* 1998). Esta relação tem sido validada para diversos grupos de vertebrados (ANDRÉN, 1994; ASKINS *et al* 1987; KJOSS & LITVAITS, 2001; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; NUPP & SWIHART, 1996), que incluem os predadores e as presas das serpentes. O PEC e o PEFI são bastante semelhantes tanto no regime climático quanto no tipo de vegetação, entretanto o primeiro é cerca de quinze vezes maior. O fato de terem sido encontradas mais evidências de ataques por predadores no PEC corrobora a existência da relação espécies-área, pois provavelmente a diversidade de predadores no local também é significativamente maior do que no PEFI.

O efeito da área pode ser bastante relevante sobretudo para a comunidade de aves local. Askins e colaboradores (1987) mostraram que fragmentos menores tendem a exibir menor riqueza e densidade de espécies ligadas ao interior de florestas. Algumas espécies podem não ser encontradas nestes fragmentos pequenos devido à sua distribuição restrita, ainda que estejam presentes em fragmentos maiores. Com a fragmentação e conseqüentemente diminuição de área habitável, a distância entre os fragmentos aumenta, causando isolamento entre os mesmos, o que se reflete na fauna.

Um experimento demonstrou que a retirada sucessiva de área habitável promoveu a diminuição e da riqueza de espécies de fragmentos manipulados artificialmente, havendo mais extinção quanto maior a distância entre os fragmentos (GONZALEZ, 2000). A forma como as aves respondem à fragmentação pode variar de acordo com a espécie. Por exemplo, espécies insetívoras de sub-bosque são mais afetadas pelo nível de conectividade entre os fragmentos do que apenas a distância entre eles, conexão esta, feita por meio de corredores ecológicos (UEZU *et al* 2005). Naturalmente, estes dados sugerem que a ausência destes corredores pode implicar seriamente na extinção local destas espécies.

Os resultados obtidos no presente trabalho indicam que os mamíferos são os predadores mais frequentes de *B. jararaca* em ambos os parques. Estes dados sugerem que a urbanização atua de maneira similar para os tipos de predadores, ou seja, mesmo que a quantidade de ataques seja menor no fragmento urbano isolado, os predadores atuam em ambos de maneira proporcional. Isto pode ser explicado pelo fato de que alguns mamíferos podem adaptar-se bastante bem a ambientes urbanos como o gambá (*Didelphis*) que foi observado com frequência no PEFI (obs. pess). É preciso considerar que no ambiente urbano tanto as aves quanto os mamíferos podem apresentar diferentes características ecológicas dos conspecíficos de ambiente rural. Tais diferenças incluem a distribuição espacial no ambiente devido ao alto nível de fragmentação e a dieta influenciada pelo acesso ao alimento proveniente da população humana (DITCHKOFF *et al* 2006). Estes fatores podem influenciar na taxa de encontro e alterar a propensão ao ataque das presas naturais.

A diminuição da área por fragmentação não diminui somente a quantidade de habitat disponível, mas também cria novos. Estes novos habitats podem ser criados por ação humana pelo processo de urbanização, e estudos comprovam que algumas espécies

de aves e mamíferos generalistas podem sobreviver em pequenos fragmentos aproveitando os recursos das áreas adjacentes (ANDRÉN, 1994). Foram registrados no PEFI e entorno uma grande diversidade de aves residentes ou que provavelmente utilizam este hábitat para alimentação, pernoite e atividades reprodutivas e dentre estas destaca-se espécies conhecidas por alimentar-se de *B. jararaca*, como o gavião-carijó *Buteo magnirostris* (ARGEL-DE-OLIVEIRA, 1995).

Outro fator inerente ao processo de urbanização que pode afetar a presença de predadores é a iluminação artificial noturna. Alguns predadores como o gambá e as corujas possuem atividade de forrageamento durante o período escuro do dia (EMMONS & FEER, 1997). Portanto a forte iluminação a que um remanescente de mata ambiente urbano está exposto pode alterar ou diminuir a atividade de caça destes animais (ROTICS *et al* 2011). Esta variação na atividade dos predadores pode diminuir a frequência de encontros com as presas, e assim afetar a pressão exercida por eles.

Ainda que adultos de *B. jararaca* possam ser encontrados utilizando o estrato arbóreo, este hábito é muito mais comum em juvenis (MARQUES & SAZIMA, 2004; SAZIMA, 1992). Este fator pode ter influenciado na quantidade de ataques, uma vez que o padrão das réplicas utilizadas neste estudo é de uma serpente adulta. Estudos sugerem que serpentes arborícolas estão mais expostas a predadores visualmente orientados que as terrícolas e o que é corroborado pelo extenso repertório defensivo apresentado por elas (MARTINS *et al* 2008; SENTER, 1999). Os resultados aqui discordam dessa proposição, visto que as réplicas foram mais atacadas no chão e no PEC (área mais preservada) não houve diferença significativa entre os substratos. Entretanto, devido ao interesse de avaliar a influência da cidade na incidência de predadores dos parques, dois fatores devem ser considerados: (1) O acesso visual às presas e (2) o tipo e hábitos de forrageio dos predadores. O acesso físico à presa em um

fragmento urbano depende da disponibilidade de dossel aberto e boa iluminação, e a densidade de árvores pode se tornar um obstáculo para a localização da presa (GALL & FERNANDEZ-JURICIC, 2009). Além do mais, os predadores podem ter hábitos diferentes de forrageamento, como o gavião-carijó *Buteo magnirostris* e o gambá *Didelphis albiventris* que apesar de utilizarem tanto o extrato arbóreo como o chão, tem comportamento de caça bastante diferente (LEITE *et al* 1996; PANASCI & WHITACRE, 2000). Considerando as alterações estruturais que um parque urbano pode sofrer devido à ação humana, os fatores citados acima dão suporte para as diferenças entre os substratos encontrados no PEFI.

A maioria dos ataques ocorreu durante a estação seca do ano e não seguiu os padrões de atividade sazonal da jararaca (*cf.* Sazima, 1992). Porém, o período em que ocorreu a coleta de dados foi ligeiramente atípico, com temperatura e umidade relativa do ar mais elevada do que a média histórica durante o período seco, e embora alguns meses exibissem menor precipitação, houve mais dias chuvosos por mês (IAG-USP, 2016). No entanto, diferentemente de regiões temperadas, onde a atividade das serpentes pode ser bastante reduzida em função das baixas temperaturas no inverno, em regiões tropicais, a atividade das serpentes pode não sofrer alterações durante o ano, acreditando-se assim que seja regulada pelo regime pluviométrico (BROWN *et al* 2005). Ainda que esta relação climática possa explicar a diferença na frequência de ataques entre as estações em um ambiente natural como o PEC, o mesmo não se aplica a um parque urbano como o PEFI, onde a diferença não foi encontrada.

O clima em regiões altamente urbanizadas pode ser bastante diferente do que o natural. Há aumento significativo no número de dias com pequeno montante de precipitação, a temperatura também sofre aumento significativo por diversos fatores que possibilitam acumular calor como a massa de edifícios e pavimentação, fazendo com

que diferenças de até dez graus sejam observadas entre cidade e campo (LANDSBERG, 2006). Logo, o PEFI por estar localizado dentro dos limites urbanos da cidade de São Paulo, está sujeito a estas variações climáticas e o regime sazonal, o que pode ter contribuído para que não houvesse diferença na quantidade de ataques observados entre as estações.

Embora serpentes cresçam durante toda a vida, a taxa de crescimento é maior no início, mas tende a se estabilizar após a maturação (equação de Von Bertalanffy; SHYNE & CHARNOV, 1992). Portanto, serpentes maiores correspondem usualmente a indivíduos mais velhos. A menor incidência de predadores detectada no PEFI pode resultar em maior sobrevivência das serpentes deste parque, e vivendo por mais tempo poderiam alcançar tamanhos corporais superiores às jararacas do PEC, o que é condizente com os dados obtidos de morfologia (Figura 7, Capítulo 1).

Portanto, o presente estudo mostra que existem muitas diferenças na pressão exercida por predadores entre populações de *B. jararaca* de parques com diferentes níveis de urbanização e provavelmente tais diferenças podem ocorrer para a comunidade como um todo.

A interação entre presa e predador é assunto bastante complexo e muitos aspectos sobre o risco de predação ainda merecem atenção, como o estágio de maturação das serpentes, o comportamento defensivo as variações no padrão de coloração das mesmas. Ainda, deve-se ressaltar a necessidade da conservação tanto de florestas naturais como remanescentes e unidades de conservação urbanas tal como o manejo inteligente, pois muitos animais estão ligados a estes ambientes e podem ser prejudicados ou mesmo extintos quando não preservados.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer especialmente a todos que contribuíram para que este trabalho pudesse acontecer: Instituto Butantan, ao corpo colaborador do Parque Estadual da Cantareira, Fundação Zoológico de São Paulo e Instituto de Botânica de São Paulo e a CAPES e FAPESP pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. **International Regional Science Review**, v. 28, n. 2, p. 162 – 198, 2005.
- ANDERSSON, M. & ERLINGE, S. Influence of predation on rodent populations. **Oikos**, v. 29, n. 3, p. 591 – 597, 1977.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitats: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355 – 366, 1994.
- ARAUJO, M. S. & MARTINS, M. Defensive behavior in Pitvipers of the genus *Bothrops* (Serpentes: Viperidae). **Herpetological Journal**, v. 16, [s. n.], p. 297 – 303, 2006.
- ASKINS, R. A.; PHILBRICK, M. J. & SUGENO, D. S. Relationship between the regional abundance forest and the composition of forest bird communities. **Biological Conservation**, v. 39, [s. n.], p. 129 – 152, 1987.
- ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M. Aves e vegetação de um bairro residencial da cidade de São Paulo (São Paulo, Brasil). **Rev. Bras. Zool.** V. 12, n. 1, p. 81 – 89, 1995.
- BANCI, K. R. da S. O mimetismo entre serpentes de padrão coral na Serra do Mar. 2014. 71f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), IBILCE, UNESP, 2014.

- BARBO, F. E.; MARQUES, O. A. V.; SAWAYA, R. J. Diversity, natural history, and distribution of snakes in the municipality of São Paulo. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 3, p. 135 – 160, 2011.
- BENDER, D.J.; CONTRERAS, T. A. & FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a Meta-Analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517 – 533, 1998.
- BITTNER, T. D. Polymorphic clay models of *Thamnophis sirtalis* suggest patterns of avian predator. **The Ohio Journal of Science**, v. 103, n. 3, p. 62 – 66, 2003.
- BOWMAKER, J. K. Evolution of vertebrate visual pigments. **Vision research**, v. 48, [s. n.], p. 2022 – 2041, 2008.
- BRODIE III, E. D. Homogeneity of the Genetic Variance-Covariance Matrix for Antipredator Traits in Two Natural Populations of the Garter Snake *Thamnophis ordinoides*. **Evolution**, v. 47, n. 3, p. 844 – 854, 1993.
- BRODIE III, E. D. & JANSEN, F. J. Experimental Studies of coral-snake mimicry: generalised avoidance of ringed snake patterns by free-ranging avian predators. **Functional Ecology**, v. 9, n. 2, p. 186 – 190, 1995.
- BROWN, G. P.; SHINE, R. & MADSEN, T. Spatial ecology of Slatey-Grey Snakes (*Stegonotus cucullatus*, Colubridae) on Tropical Australian Floodplain. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, [s.n.], p. 605 – 612, 2005.
- BUASSO, C. M.; LEYNAUD, G. C. & CRUZ, F. B. Predation of snakes of Argentina: Effects of coloration and ring pattern on coral and false coral snakes. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 41, n. 3, p. 183 – 188, 2006.
- CHACE, J. F. & WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and urban Planning**, v. 74, [s. n.], p. 46 – 69, 2006.

- CONNOR, E. F. & McCOY, E. D. The statistics and biology of the Species-Area relationship. **The American Naturalist**, v. 113, n. 6, jun. 1979.
- DITCHIKOFF, S. S.; SAALFELD, S. T. & GIBSON, C. J. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. **Urban Ecosyst**, v. 9, [s. n.], p. 5 – 12, 2006.
- Fundação Florestal do Estado de São Paulo. **Parque Estadual da Cantareira, Plano de Manejo**. São Paulo – SP, 2009, 586 páginas.
- EMMONS, L. H. & FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. 2 ed. University of Chicago Press, Chicago, 380p, 1997.
- GALL, M. D. & FERNANDEZ-JURICIC, E. Effects of physical and visual access to prey on patch selection and food search effort in a sit-and-wait predator, the Black Phoebe. **The Condor**, v. 11, n. 1. p. 150 – 158, 2009.
- GILBERT, M. & GRÉGOIRE, J. Site condition and predation influence a bark beetle's success: a spatially realistic approach. **Agricultural and Forest Entomology**, v. 5, [s.n.], p. 87 – 96, 2003.
- GONZALEZ, A. Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. **Ecology Letters**, v. 3, [s.n.], p. 441 – 448, 2000.
- GREENE, H. W. Antipredator mechanisms in reptiles. In Byology of the Reptilia. In: GANS, C. & HUEY, R. B. (Eds.) **Ecology B, defense and life history**. Alan R. Liss, New York, 1988.
- GREENE, H. W. **Snakes: The evolution of the mystery in nature**, University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California, 351p, 1997.

- GUIMARÃES, M. & SAWAYA, R. Pretending to be venomous: is a snake's head shape a trustworthy signal to a predator. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, [s.n.], p. 437 – 439, 2011.
- HAGER, S. B. Human-related threats to urban raptors. **The Journal of Raptor Research**, v. 43, n. 3, p. 210 – 226, 2009.
- HARTMAN, P. A. HARTMAN, M. T. & GIASSON, L. O. M. Uso do habitat e alimentação em juvenis de *Bothrops jararaca* (Serpentes: Viperidae) na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. **Phyllomedusa: Journal of Neotropical Herpetology**, v. 2, n. 1, p. 35 – 41, 2003.
- HIK, D. S. Does risk of predation influence population dynamics? Evidence of the cyclic decline of Snowshoe Hares. **Wildl. Res.**, v. 22, [s. n.], p. 115 – 129, 1995.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, disponível em <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=355030> acesso em 19/01/2016 às 14:02.
- Instituto de Botânica de São Paulo, disponível em <http://www.ibot.sp.gov.br/instituto/unidades/pefi.php> acesso em 20/02/2014.
- Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (USP) disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/boletim.php> acesso em 20/01/2016.
- JACKSON, J. F.; INGRAM III, W. & CAMPBELL, H. W. The dorsal Pigmentation Pattern of Snakes as Antipredator Strategy: a Multivariate Approach. **The American Naturalist**, v. 110, n. 976, p. 1029 – 1053, 1976.
- JARED, C.; ANTONIAZZI, M. M.; ALMEIDA-SANTOS, S. M. Predation of snakes by the young of opossum *Didelphis marsupialis* in captivity. **The SNAKE**, v. 28, [s.n.], 68 – 79, 1998.

- KJOSS, V. A. & LITVAITIS, J. A. Community structure of snakes in human-dominated landscape. **Biological conservation**, v. 98, [s. n.], 285 – 292, 2001.
- LANDSBERG, H. E. O clima das cidades. **Revista do Departamento de Geografia**. V. 18, [s.n], p. 95 – 111, 2006.
- LAURANCE, W. F. & VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 13, p. 434 – 451, 2009.
- LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P. & STALLINGS, J. R. Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, [s.n.], p. 435 – 440, 1996.
- LIND, O.; MITKUS, M.; OLSSON, P & KELBER, A. Ultraviolet sensitivity and color vision on raptor foraging. **The Journal of Experimental Biology**, v. 216, n. 10, p. 1819 – 1826, 2013.
- MADSEN, T. Are juvenile grass snakes, *Natrix natrix*, aposematically coloured? **Oikos**, v. 48, n. 3, p. 265 – 276, 1987.
- MARTINS, M.; MARQUES, O. A. V.; SAZIMA, I. How to be arboreal and diurnal and still stay alive: microhabitat use, time of activity, and defense in neotropical forest snakes. **South American Journal of Herpetology**, v. 3, n. 1, p. 60-69, 2008.
- MARTIN, T. E. Habitat and área effects on forest bird assemblages: is nest predation an influence? **Ecology**, v. 69, n. 1, p. 74 – 84, 1988.
- MATIAS, N. R.; ALVES, M. L. M.; ARAUJO, M. L. & JUNG, D. M. H. Variação morfométrica em *Bothropoides jararaca* no Rio Grande do Sul. **Iheringia**, v. 101, n. 4, p. 275 – 282, 2011.

- MITROVICH, M. J. & COTRONEO, R. A. Use of plastiline replica snakes to elicit antipredator behavior in the California Ground Squirrel (*Spermophilus beecheyi*). **The Southwestern Naturalist**, v. 51, n. 2, p. 263 – 267, 2006.
- NISKANEN, M. & MAPPES, J. Significance of the dorsal zigzag pattern of *Vipera latastei gaditana* against avian predators. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, [s.n.] p. 1091 – 1101, 2005.
- NUPP, T. E. & SWIHART, R. K. Effect of forest patch área on population attributes of White-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in fragmented landscapes. **Can. J. Zool.** v. 74, [s. n.], p. 467 – 472, 1996.
- OLIVEIRA, M. E. & SANTORI, R. T. Predatory Behavior of the Opossum *Didelphis albiventris* on the Pitviper *Bothrops jararaca*. **Stud Neotrop Fauna & Environm**, v. 34, [s. n.], p. 72 – 75, 1999.
- PALUH, D. J.; KENISON, E. K. & SAPORITO, R. A. Frog or fruit? The importance of color and shape to bird predation in clay model experimente. **Copeia**, v. 1, [s. n.], p. 58 – 63, 2015.
- PANASCI, T. & WHITACRE, D. Diet and foraging behavior of Nesting Roadside Hawks in Péten, Guatemala. **Wilson Bull**, v. 114, n. 14, p. 555 – 558, 2000.
- Prefeitura de São Paulo, disponível em http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/parques/, acesso em 19/02/2014.
- Plano de Manejo, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. **Governo do Estado de São Paulo**, São Paulo, 38p, 2008.
- PUORTO, G.; LAPORTA-FERREIRA, I. L. & SAZIMA, I. Serpentes na selva de pedra. **Ciência Hoje**, v. 13, n. 76, 66 – 67, 1991.

- ROCHA, M. C.; HARTMANN, P. A.; WINK, G. R. & CECHIN, S. Z. Seasonal, daily activity, and habitat use by three sympatric pit vipers (Serpentes, Viperidae) from Southern Brazil. **An Acad Bras Cienc**, v. 86, n. 2, p. 695 – 705, 2014.
- ROTICS, S. DYAN, T & KRONFELD-SCHOR, N. Effect of artificial night lighting on temporally partitioned Spiny Mice. **Journal of Mammology**, v. 92, n. 1, p.159 – 168, 2011.
- SAZIMA, I. Natural History of the Pitviper, *Bothrops jararaca*, in Southeastern Brazil. In: J. A. Campbell; E. D. Brodie. (Eds.). **Biology of the pitvipers**. 1ed. Tyler, Texas, EUA: Selva, 452p, 1992.
- SAZIMA, I. Um estudo de biologia comportamental da Jararaca, *Bothrops jararaca*, com uso de marcas naturais. **Mem. Inst. Butantan**, v. 50, n. 3, p. 83 – 89, 1988.
- SEETER, P. The Visibility Hypothesis: An Explanation for the Correlation Between Habitat and Defensive Display in Snakes. **Herpetological Review**, v. 30, n. 4, p. 213, 1999.
- SHYNE, R. & CHARNOV, E. L. Patterns of survival, growth and maturation in snakes and lizards. **The American Naturalist**, v. 139, n. 6, p. 1257 – 1269, 1992.
- SMITH, S. M. Innate recognition of coral-snake pattern by a possible avian predator. **Science**, v. 187, [s.n], 1975.
- SMITH, S. M. Coral-snake pattern recognition and stimulus generalization by naive great Kiskadees (Aves: Tyrannidae). **Nature**, v. 265, [s.n.], p. 535 – 536, 1977.
- SORACE, A. & GUSTIN, M. Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. **Landscape and Urban Planning**, v. 90, [s.n.], p. 111 – 118, 2009.
- STEVENS, M.; MERILAITA, S. Defining disruptive coloration and distinguishing its functions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 364, [s. n.] p. 481-488, 2009.

- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M. E. & HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**, 3º ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.
- UEZU, A.; METZGER, J. P. & VIELLIARD J. M. E. Effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest birds species. **Biological Conservation**, v. 123, [s.n.], p. 507 – 519, 2005.
- VALKONEM, J. K.; NISKANEN, M. & BJÖRKLUND, M. & MAPPES, J. Disruption or aposematism? Significance of dorsal zig zag patterns of European Vipers. **Evol. Ecol.** v. 25, [s.n.], p. 1047 – 1063, 2011.
- VALKONEM, J. K.; NOKELAINEN, O. & MAPPES, J. Antipredatory Function of Head Shape for Vipers and Their Mimics. **Plos One**, v. 6, [s. n.], p. 1 – 4, 2011b.