

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



PATRICIA CARIGNANO TORRES

**“OCORRÊNCIA DE CÃES DOMÉSTICOS (*Canis familiaris*)
EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA EM ZONA
RURAL E URBANA E SUA RELAÇÃO COM A OCUPAÇÃO
HUMANA DO ENTORNO”**

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Patricia Carignano Torres
[Signature]
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia para obtenção
do Título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Inácio de Knecht López de Prado

Campinas, 2008

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP**

T636o	<p>Torres, Patricia Carignano Ocorrência de cães domésticos (<i>Canis familiaris</i>) em fragmentos de mata atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a população humana do entorno / Patricia Carignano Torres. – Campinas, SP: [s.n.], 2008.</p> <p>Orientador: Paulo Inácio de Knecht López de Prado. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.</p> <p>1. <i>Canis familiaris</i>. 2. Efeito de borda. 3. Fragmentação florestal. 4. Parque Estadual da Cantareira (SP). 5. Animais – População. I. Prado, Paulo Inácio de Knecht López de. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">(rcdt/ib)</p>
--------------	---

Título em inglês: Domestic dogs (*Canis familiaris*) in atlantic forest fragments in rural and urban areas and their relationship with the surrounding human occupation.

Palavras-chave em inglês: Canis familiaris; Edge effect; Forest fragmentation; Parque Estadual da Cantareira (SP, Brazil); Animal populations.

Área de concentração: Ecologia.

Banca examinadora: Paulo Inácio de Knecht López de Prado, Alpina Begossi, Emerson Monteiro Vieira.

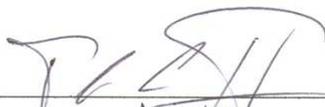
Data de defesa: 03/04/2008.

Programa de Pós-Graduação: Ecologia.

Campinas, 03 de abril de 2008.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Inácio de Knecht López de Prado



Assinatura

Profa. Dra. Alpina Begossi



Assinatura

Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira



Assinatura

Profa. Dra. Denise de Alemar Gaspar

Assinatura

Dr. Paulo Roberto Guimarães Junior

Assinatura

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais que sempre me apoiaram e incentivaram nessa profissão de bióloga e pesquisadora. Particularmente ao meu pai, que foi quem mais me influenciou a gostar do mato.

Ao meu orientador, Paulo Inácio Prado, por me iniciar na carreira de pesquisa e no tema do trabalho, pela grande ajuda e sugestões para desenvolver este tema, pela orientação e apoio.

À FAPESP, pela bolsa concedida durante a iniciação científica e o mestrado.

Aos meus assessores na FAPESP, pela atenção e sugestões ao trabalho.

Aos membros da pré-banca, Profa. Dra. Renata Pardini, Profa. Dra. Alpina Begossi e Prof. Dr. Emerson Vieira pelos valiosos comentários e sugestões.

Aos membros da banca examinadora, Profa. Dra. Alpina Begossi, Prof. Dr. Emerson Vieira, Profa. Dra. Denise Gaspar e Dr. Paulo Roberto Guimarães.

A Profa. Dra. Eleonore Setz, por me dar dicas sobre a montagem das parcelas de areia e me fornecer as maravilhosas iscas.

Aos pesquisadores do projeto “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga, SP” do Biota FAPESP. Rômulo, pela imensa paciência e ajuda com a base cartográfica; Pedro e Allan pelas sugestões e companhia no campo e a todos os outros (Guilherme A., Marianne, Guilherme B., Roberta, Doido, Danilo, Pirata, Tati) pela companhia em São Luiz e as caronas compartilhadas.

A todos meus ajudantes de campo, especialmente Edivaldo e Valter.

Aos moradores dos bairros onde trabalhei, pelas informações e ótima recepção.

À Votorantin Papel e Celulose, pela autorização para trabalhar em suas áreas.

Ao Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais da Unicamp, especialmente ao Carlos e Robson pela imensa ajuda com meus problemas no computador.

À Profa. Dra. Renata Pardini, pelas importantes sugestões no manuscrito do capítulo 1.

Ao Prof. Dr. Emerson Vieira, por sugerir e me mandar bibliografia sobre canídeos nativos.

Aos funcionários do IBGE em São Paulo, por me ajudarem com os mapas e dados dos setores censitários em que trabalhei.

Ao Instituto Florestal e à Comissão Técnico Científica por permitir o trabalho no Parque Estadual da Cantareira.

Ao Marcio Port-Carvalho, chefe da seção de animais silvestres do IF, por ter sugerido e me apoiado a trabalhar nessa Unidade de Conservação.

Ao Eduardo, Léo e Maurício que ajudaram com as parcelas piloto e me forneceram várias trilhas georreferenciadas.

À diretoria e funcionários do Parque Estadual da Cantareira, pelo grande apoio na execução do projeto e companhia de campo. Em especial à Márcia pelo imenso apoio logístico e atenção para minhas idas a campo. Ao Sérgio (Guri), por me ajudar muito no início. Ao Bacalhau, Adão, Semente, Wilson e Seu Toninho pelas caronas. Ao Carlinhos, Irmão, Seu Zé Rodrigues e especialmente ao Seu Bassan pela companhia e ajuda no campo. Ao Carlos, Gustavo e Tiago pela ajuda no campo. A todos os vigilantes que também me ajudaram no campo. E a todos os outros funcionários pelas conversas e momentos de descontração.

Aos funcionários do núcleo Engordador, Sandra, Seu Pedrinho, Maílson, Mineiro, Batoré e tantos outros pelo apoio no campo, especialmente ao Flávio.

Aos meus amigos Pedrinho, Barrinho, Lucas e Camilinha por me ajudarem no campo em finais de semana. Especialmente ao Pedrinho, que me ajudou em vários!

À Mariella e Barrinho que me deram casa quando precisei ir ao campo em São Paulo.

Ao Thomas e Camilinha pela grande ajuda com o programa MARK.

Aos moradores dos bairros onde trabalhei.

À direção do loteamento Alpes da Cantareira, pela grande ajuda com a coleta de dados na área, em especial ao Eduardo.

E a todos os meus amigos e família que me apoiaram nesses anos de estudo e na reta final de redação da dissertação. À Lola, à Vó Emy e à minha irmã Renata, aos meus amigos da graduação, especialmente aqueles mais requisitados nesses últimos tempos com perguntas, sugestões ou só desabafo: Barrinho, Bel, Billy, Buzatto, Grace, Júlia, Mariella e também ao Paulinho.

APRESENTAÇÃO

O assunto desta dissertação começou a ser trabalhado durante minha graduação, na minha iniciação científica. Meu interesse em estudar a presença de cães domésticos em área com remanescentes de vegetação nativa começou por sugestão de meu orientador, que na época coordenava um projeto do Biotopos Fapesp intitulado “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga”. Neste projeto procurou-se propor um modelo que integrasse ciências naturais e humanas para entender a paisagem daquela região, que é intensamente modificada pelo homem, com pequenos fragmentos florestais imersos em uma matriz predominantemente de pasto. Assim, pensamos no cão doméstico como um elemento muito frequente introduzido pelo homem naquela paisagem, e que, além da interação com a população humana, também poderia estar usando os remanescentes da vegetação nativa e produzindo algum impacto. A presença de gado em fragmentos florestais, por exemplo, é muito evidente, pois esses animais deixam um impacto visível na flora pelo pisoteio. Mas, e os cães? Poderiam, de fato, estar usando esses fragmentos? Com que frequência? Qual era a frequência deles em diferentes habitats, como pastagens, plantações e fragmentos florestais? E qual era o tamanho da população desses animais e sua relação com a população humana com a qual se relacionam? Essas eram perguntas que dificilmente encontramos na literatura.

Com este trabalho de iniciação científica, algumas perguntas ainda ficaram sem resposta e outras surgiram, assim meu projeto de mestrado teve como objetivo tentar respondê-las. Em São Luiz do Paraitinga encontramos uma uniformidade no tipo de manejo dado aos cães e também no tamanho da população nas diferentes áreas que amostramos. Então resolvemos estudar uma área cuja população humana apresentasse uma grande heterogeneidade socio-econômica. Será que essas diferenças poderiam estar relacionadas a diferentes formas de manejo? E também a diferentes tamanhos da população de cães? O tamanho da população de cães poderia estar relacionado a uma maior ou menor frequência de cães dentro do fragmento? E esses animais eram de fato mais frequentes a distâncias menores da borda, como sugerem alguns estudos, inclusive resultados que obtive em São Luiz do Paraitinga? Aliado a isso veio a idéia de trabalhar em uma Unidade de Conservação, uma vez que encontramos na literatura que em várias

dessas unidades há registros de cães domésticos. O Parque Estadual da Cantareira pareceu-nos um lugar propício para esse estudo. Isto porque tínhamos em mente uma Unidade de Conservação com entorno heterogêneo, e este parque reunia em seu entorno diferentes tipos de ocupação pela população humana. Além disso, consultamos o Instituto Florestal e o chefe da seção de animais silvestres, Márcio Port-Carvalho, que nos indicou essa UC, pois, segundo ele, este parque enfrentava problemas relacionados à presença de cães domésticos, sendo uma das unidades prioritárias para este tipo de pesquisa.

Assim, este trabalho está dividido em dois capítulos que representam os dois estudos desenvolvidos ao longo de quase quatro anos. O primeiro aborda a ocorrência de cães domésticos em quatro pequenos fragmentos de Mata Atlântica e na matriz que os circunda, na zona rural de São Luiz do Paraitinga, e que relações podem existir entre a entrada desses cães nos fragmentos e a população humana do entorno. Para tanto, estimei o tamanho da população de cães, através de entrevistas com os moradores da área e através de censo nas estradas, caracterizei o regime de manejo dado a esses cães e verifiquei a frequência de ocorrência desses animais na matriz, borda e interior dos fragmentos através de armadilhas de pegadas. O segundo capítulo aborda a ocorrência de cães domésticos no Parque Estadual da Cantareira, na Grande São Paulo, em três áreas com entornos, com características sócio-econômicas muito diferentes. Pretende-se responder se o tamanho da população de cães influencia a entrada dos animais no parque, se o manejo desses cães, dado pela população humana do entorno, influencia a entrada desses animais no parque e se eles ocorrem com mais frequência a distâncias menores da borda. Realizei censos de cães soltos nas ruas nas áreas de entorno, entrevistas com a população para obter número de cães na residência e como os donos manejam tais cães e verifiquei a frequência de ocorrência desses animais a distâncias crescentes da borda através de armadilhas de pegada. Por fim há uma discussão final com considerações sobre aspectos que se assemelham e se diferenciam entre as áreas rural e urbana em relação a características da população de cães, o regime de manejo dado aos cães por seus donos e a ocorrência desses cães nos fragmentos de mata

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
Referências bibliográficas	9
CAPÍTULO 1 – Domestic dogs (<i>Canis familiaris</i>) in Atlantic Forest . in Southeastern Brazil: a result of landscape occupation by humans.	
Abstract	14
Introduction	15
Methods	17
1. Study area	17
2. Census	19
3. Residents' attitudes towards caring for their dogs	19
4. Habitat use	20
5. Statistical analysis	21
Results	22
1. Census	22
2. Residents' attitudes towards caring for their dogs	23
3. Habitat use	24
Discussion	27
References	31

CAPÍTULO 2 – Ocorrência de cães domésticos (*Canis familiaris*) em uma floresta urbana e sua relação com a ocupação humana do entorno.

Resumo	36
Introdução	37
Métodos	41
1. Área de estudo	41
2. Entrevista com residentes	45
3. Tamanho da população de cães soltos nas ruas	47
4. Ocorrência de cães no parque	48
5. Análise dos resultados	49
Resultados	55
1. Tamanho da população do entorno	55
2. Regime de manejo dos cães	59
3. Ocorrência de cães no parque	66
Discussão	68
1. Cães com dono e seu manejo pela população humana	68
2. Cães soltos nas ruas e sua relação com a população humana	72
3. Ocorrência de cães no parque	75
Conclusões	78
Referências bibliográficas	79
DISCUSSÃO GERAL	86
Referências bibliográficas	91

RESUMO

O cão doméstico tem atuado como espécie exótica invasora, perturbando e modificando ecossistemas nativos de diferentes maneiras. Porém, pouco se sabe sobre o tamanho da população de cães que habitam locais próximos a áreas de interesse ambiental e se isso pode influenciar a chance de entrada desses animais em tais áreas. Além disso, apesar de sua estreita ligação com a população humana, pouco se sabe sobre a relação desta com a população de cães. Sendo assim, o presente estudo teve como objetivos estimar o tamanho de populações de cães, em área urbana e rural próximas a fragmentos florestais, entender de que modo a população humana dessas áreas maneja seus cães e qual a frequência de ocorrência de cães nos fragmentos florestais. Assim, foram feitas entrevistas com os residentes de modo a obter informações sobre o número de cães com dono e o regime de manejo dado a eles, censos de cães soltos nas áreas e foram montadas parcelas de areia dentro dos fragmentos, a distâncias crescentes da borda, para verificar a frequência de ocorrência dos cães e se ela diferia da borda para o interior. Os resultados indicaram que ter cães é mais comum em área rural, bem como deixá-los soltos fora da propriedade. Apesar disso, o tamanho da população de cães é maior nas áreas urbanas estudadas, devido a grande densidade populacional humana. Também nessas áreas há cães sem dono, algo raro nas áreas rurais estudadas. O tamanho da população de cães no entorno não influencia a frequência de ocorrência desses animais dentro dos fragmentos e em ambos os ambientes (rural e urbano), os cães parecem ser um efeito de borda nos fragmentos florestais. Apesar de serem pouco frequentes a distâncias maiores da borda, esses animais foram marcadamente muito mais frequentes que carnívoros silvestres, podendo ser mais um impacto importante causado pela presença humana nessas áreas. Assim, o efeito direto que os cães domésticos exercem sobre a fauna local é algo que ainda precisa ser estudado no Brasil.

ABSTRACT

Domestic dogs (*Canis familiaris*) have been acting as invasive exotic species in many instances, disturbing and modifying natural ecosystems in many ways. Still, little is known about the dogs' population size near areas of conservation interest and if that can influence a dog's chance of using those areas. In addition, despite their close relationship with humans, little is known about the people's attitudes towards the dog population. Thus, this study intends to estimate dog population sizes in urban and rural areas near forest patches, to investigate the people's attitudes towards dogs in those areas and to quantify dog frequencies inside forest patches. For that purpose, questionnaires with local residents were conducted to obtain information about dogs' number and the owners' attitudes towards caring for their dogs. Censuses on the areas were conducted to estimate numbers of unrestricted and stray dogs. Scent-stations were installed inside the forest patches, at different distances from the edge, to evaluate the frequency of those animals and see if it differed between patches' edge and their interior. Having a dog is more common in the rural area, as well as keeping them unrestricted. Yet, dogs' population is larger in the urban areas studied, due to high human densities. Also, in those areas there are stray dogs, which is uncommon in the rural areas studied. The dogs' population size in the surroundings doesn't influence their presence inside the forest patches and in both landscapes (rural and urban), dogs seem to be an edge effect. Despite not being very common inside the patches other than in its edge, these animals seem to occur more frequently than wild carnivores. For that reason they can represent another important negative impact caused by the human presence in those areas. Domestic dogs' direct effects on wildlife still have to be studied in Brazil, nonetheless these potential impacts can be minimized by preventing dogs from entering the forest patches. To do so, the residents' attitudes towards dogs, in the surrounding areas, are of extreme importance.

INTRODUÇÃO GERAL

Muitos ecossistemas são dominados diretamente por humanos e nenhum está livre da influência humana. Assim, muitos aspectos da estrutura e funcionamento desses ecossistemas não podem ser entendidos sem levar em conta essa influência forte e, freqüentemente, dominante (Vitousek *et al.* 1997). Até mesmo em várias áreas de conservação, criadas para proteger recursos naturais e biodiversidade por meio da forte restrição à ação humana, pessoas estão presentes no entorno ou mesmo dentro delas, desenvolvendo diversas atividades (Galetti 2001, Liu *et al.* 2001, Vermeulen 1996).

Uma das ações humanas que tem ameaçado as comunidades ecológicas e a biodiversidade global é a aceleração da introdução de espécies em ambientes onde elas não costumavam ocorrer (Lodge 1993). Invasões biológicas ocorrem naturalmente, mas a atividade humana tem acelerado enormemente esse processo (Vitousek *et al.* 1997). Crosby (1986) foi além e propôs que o movimento de doenças, ervas daninhas, plantas cultivadas e animais domésticos, pelos europeus, foi vital para o sucesso da colonização européia. Assim, essas espécies são um componente significativo nas mudanças globais induzidas por atividades humanas (Rodríguez 2001).

O cachorro doméstico (*Canis familiaris*) foi um dos animais introduzidos e que facilmente se adaptou onde quer que o homem tenha se fixado. Todos os continentes e a maioria das ilhas foram colonizados por esse canídeo (Wandeler *et al.* 1993), o que o tornou o carnívoro mais abundante no mundo atualmente (Daniels & Bekoff 1989a). Na Austrália, foram levados por habitantes do sudeste da Ásia aproximadamente 5000 anos atrás, sendo seu mais antigo registro fóssil datado de aproximadamente 3500 anos atrás (Savolainen *et al.* 2004). Tornaram-se então asselvajados e se diferenciaram o suficiente para serem reconhecidos como uma subespécie (*Canis familiaris dingo*), comumente chamados de dingos. Na América do Sul foram trazidos por colonizadores europeus. Existe evidência de que na região central da América do Sul, canídeos selvagens do gênero *Dusicyon* eram domesticados por indígenas, porém, após a chegada dos colonizadores, os canídeos domesticados eram, em sua grande maioria, cães europeus (descendentes do lobo, *Canis lupus*) e que mais facilmente se reproduziam no ambiente doméstico (Clutton-Brock 1996).

Esses cães domesticados podem variar em seu grau de dependência de humanos. Cães totalmente dependentes são aqueles que possuem donos, não têm acesso a locais públicos sem supervisão (cães que são mantidos presos por seus donos) e recebem todo seu alimento diretamente por humanos. Há também cães com donos, menos dependentes, que são pouco controlados e recebem menos cuidados. Esses cães são mantidos soltos por seus donos, e, portanto, têm acesso livre a locais públicos. Em geral, contam com menos alimento provido intencionalmente por humanos, recorrendo a alimentos providos de forma indireta, como lixo. Há aqueles cães que dependem em grande parte de alimentos providos de forma indireta, que são os cães errantes, sem dono, e, portanto sem nenhuma restrição de movimento e semi-dependentes de humanos para suas necessidades (WHO 1992, Wandeler 1985).

Além dos cães domésticos que interagem diretamente com a população humana, há ainda os cães asselvajados (do inglês “feral”). Esses cães são animais que voltaram à condição de não ser mais facilmente domesticáveis. Mesmo se um dia tiveram dono, não mais se aproximarão facilmente de humanos e geralmente mostrarão grande medo deles. Tais cães são inteiramente capazes de sobreviver e se reproduzir na natureza sem ajuda do homem, porém também podem recorrer a alimentos derivados da alimentação humana (Nesbitt 1975).

Junto com o aumento da população humana, houve um aumento da população de cães soltos, com ou sem dono, em ambientes urbanos e rurais em diversas regiões do mundo, o que suscitou estudos sobre sua ecologia, sendo os pioneiros na década de 1970 (Beck 1975, Daniels 1983a, Daniel 1983b, Daniels & Bekoff 1989a, Daniels & Bekoff 1989b, Font 1987, Oppenheimer & Oppenheimer 1975). Alguns desses já alertavam para problemas de saúde pública causados por esses animais (Beck 1975, Oppenheimer & Oppenheimer 1975), e, mais tarde o controle de zoonoses e problemas epidemiológicos foram os pontos de partida para estudos sobre sua demografia, história natural e a relação entre a população de cães e a população humana (Alie *et al.* 2007, Butler & Bingham 2000, Costa *et al.* 1999, Gavgani *et al.* 2002, Heyworth 2006, Kitala *et al.* 2001, Leslie *et al.* 1994, Navin *et al.* 1985, Ortega-Pacheco *et al.* 2007, Patronek *et al.* 1997, Reithinger *et al.* 2003, Robertson *et al.* 1990, Teclaw *et al.* 1992, Wang 2005, Weng *et al.* 2006).

Além de poder causar impactos para a saúde humana, em várias situações cães têm atuado como uma espécie exótica invasora, perturbando e modificando ecossistemas nativos de diferentes maneiras (Clout 1995). São predadores eficientes da fauna local, como em Galápagos, onde se tornaram ferais e predam iguanas marinhas endêmicas (Kruuk & Shell 1981); reservatórios e vetores de raiva, como no Zimbábue, onde contaminam carnívoros selvagens que os predam (Butler *et al.* 2002); e, ainda, competem com sucesso com a fauna nativa (e.g., abutres por carcaças em área rural e periferia de reservas de vida selvagem no Zimbábue - Butler & du Toit 2002). Logo, eles podem ter outros efeitos diretos e indiretos sobre a abundância e distribuição da fauna silvestre nativa, além da transmissão de doenças.

No Brasil, há quatro trabalhos enfocando a ocorrência e/ou possíveis impactos de cães domésticos sobre a fauna silvestre, sendo três deles em áreas protegidas: o Parque Nacional de Brasília (Lacerda 2002), a Reserva Florestal Mata de Santa Genebra, Campinas (Galetti & Sazima 2006) e a APA do Lago Tucuruí, na Amazônia Ocidental (Whiteman *et al.* 2007); e o outro em ambiente periurbano, o campus da ESALQ – USP, Piracicaba (Campos *et al.* 2007). Há também outros trabalhos que citam cães domésticos em áreas de importância ambiental (Gaspar 2005, Horowitz 1992, Monteiro-Fillho 1995, Rodrigues 2002 e Srbek-Araujo & Chiarello 2005) e alguns relatam impactos negativos causados por esses animais em unidades de conservação (Horowitz 1992, Monteiro-Fillho 1995 e Rodrigues 2002).

Segundo Lacerda (2002), a ocorrência de *C. familiaris* no Parque Nacional de Brasília não é influenciada por características internas do PNB, como tipo de vegetação nativa no interior, e sim por características externas e da borda. O parque está inserido numa matriz rural em crescente processo de urbanização, próxima a áreas já urbanizadas. Horowitz (FUNATURA/Ibama 1998) observou um aumento da população de cães domésticos no PNB com a expansão de aglomerações humanas no entorno. A população de *C. familiaris* presente no PNB é formada por indivíduos que possuem dono e por errantes, ambos oriundos do entorno (matriz), e que dependem de recursos alimentares provenientes da população humana (Lacerda 2002). Porém, não foi feita uma estimativa do tamanho desta população de cães e nem da proporção de cães com e sem dono e a forma de manejo desses cães pela população humana. Os resultados desta pesquisa também indicam que a presença de cães domésticos neste parque é um efeito de

borda, uma vez que a presença de *C. familiaris* foi significativamente associada com a distância da borda. Regressões logísticas mostraram que a probabilidade de ocorrência desses animais é muito baixa, a mais de 2 km de distância da borda, um efeito que se acentua se a vegetação na borda for mais densa. (Lacerda 2002). Este efeito de borda também foi demonstrado em experimentos com carcaças de animais, em uma área rural no Zimbábue, que faz limite com a Sengwa Wildlife Research Area. Os cães localizaram e consumiram as carcaças experimentais colocadas na área rural e na borda da reserva, mas não as colocadas dentro da reserva. Porém, indivíduos foram vistos em outras ocasiões até 3 km dentro da Reserva. Esses cães pertenciam a moradores de uma área comunitária vizinha à reserva (Butler & du Toit 2002).

Campos *et al.* (2007) encontraram uma maior densidade de cães errantes (sem dono) na área suburbana que na área rural, o que se deve ao estreito relacionamento que os animais mantêm com os humanos e a disponibilidade de alimento provido por eles, que é maior na área suburbana. Estes autores também encontraram que a dieta desses animais é influenciada pela disponibilidade de alimentos diversos na área suburbana (campus da Esalq), que a quantidade de biomassa consumida por cães errantes nessa área foi inferior aos valores encontrados na literatura, mas que o consumo de mamíferos é baixo. Porém, a densidade de mamíferos silvestres no Campus também é baixa e, portanto, em ambientes alterados, como nesse caso, mesmo um consumo relativamente baixo de presas silvestres pode trazer impactos negativos à fauna silvestre (Gheler-Costa *et al.* 2002). Galetti & Sazima (2006) observaram, em três anos e meio de estudo, 46 carcaças de vertebrados mortos por cães em uma reserva florestal urbana (Mata de Santa Genebra, Campinas), sendo que 75% delas eram de mamíferos silvestres. Com isso, concluíram que a predação por cães ferais é provavelmente a causa mais importante da extinção de várias espécies nesta reserva, e que espécies que habitam a borda são particularmente mais vulneráveis. Monteiro-Filho (1995) também especula que a presença de cães ferais é um dos principais fatores de extinção dos mamíferos terrestres nesta reserva e, que esses animais passaram a utilizar a área a partir das residências existentes na região, e que, portanto, possuem donos que moram no entorno, ou se tornaram cães errantes.

Whiteman *et al.* (2007) encontraram uma grande frequência de cães soropositivos para cinomose na população de cães domésticos de uma área de proteção ambiental, a APA do Lago Tucuruí, na Amazônia Ocidental, que é habitada por comunidades de ribeirinhos e por diversas espécies de carnívoros silvestres. Eles sugerem que dessa convivência entre os animais domésticos e a fauna nativa, neste ambiente altamente alterado e caracterizado por perda e isolamento de habitat, pode-se criar uma condição ideal para o alastramento da doença entre os carnívoros nativos.

Outros estudos no Brasil apontam impactos negativos de cães na fauna silvestre, a partir de observações esporádicas. Rodrigues (2002) cita que a presença de cães no Cerrado é um importante fator de risco para as populações de lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*), pois há relatos de ataques de matilhas a animais silvestres. Na Estação Ecológica de Águas Emendadas (DF), vários casos de ataques de matilhas a animais silvestres foram relatados (Marinho-Filho *et al.* 1998), incluindo ataques a lobos-guarás (Rodrigues 2002). Matilhas podem abater e consumir presas de grande porte, como veados, tamanduás-bandeira e emas (Rodrigues 2002). Horowitz (1992) estimou que no Parque Nacional de Brasília (PNB), nos últimos 20 anos, a causa mais frequente de mortalidade da fauna nativa seria o ataque de cães.

Gaspar (2005) aponta que *Canis familiaris* é a espécie que atualmente representa o principal impacto negativo sobre a fauna nativa da Mata Ribeirão Cachoeira (Campinas – SP), o fragmento de Mata Atlântica mais bem conservado da região de Campinas, uma vez que a caça aparentemente não é praticada no local. Essa inferência é baseada nos registros de cães domésticos encontrados por ela na mata com armadilhas fotográficas e parcelas de areia (4% do total de registros de mamíferos) e na literatura sobre impactos negativos causados por essa espécie em espécies nativas. Esta autora aponta, ainda, que a presença do cachorro doméstico na MRC reflete a presença humana crescente no entorno e, salvo raras exceções, esses animais vivem soltos, apesar da pesquisa não ter colhido dados sobre a situação dos cães no entorno da mata, embora a presença de coleiras em alguns animais fotografados indique que pelo menos parte deles pode ter donos.

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ricos e ameaçados do mundo. Antes cobrindo áreas enormes, as florestas remanescentes foram reduzidas a vários arquipélagos de fragmentos florestais muito pequenos, bastante separados entre si (Gascon *et al.* 2000). Algumas áreas de endemismo agora possuem menos de 5% da sua floresta original (Galindo Leal & Câmara 2003). Geist & Lambin (2002) identificaram como causa imediata da perda de habitat em florestas tropicais a combinação entre expansão da agricultura, extração de madeira e expansão da infra-estrutura. E na Mata Atlântica as ameaças persistem através da pressão permanente também para a expansão de áreas residenciais e assentamentos (Tabarelli *et al.* 2005). Em adição à incessante perda de hábitat, as matas remanescentes continuam a ser degradadas pela extração de lenha, exploração madeireira ilegal, coleta de plantas e produtos vegetais e invasão por espécies exóticas (Galetti & Fernandes 1998, Tabarelli *et al.* 2004). Assim, evitar a entrada de cães em remanescentes desse bioma, especialmente em pequenos fragmentos florestais, é essencial para poupá-los de mais um impacto sobre sua fauna nativa e os processos ecológicos dos quais ela faz parte (Galetti & Sazima 2006).

Em resumo, vários estudos apontam e especulam que cães domésticos estão produzindo impactos negativos em diversas regiões com histórico de degradação e fragmentação e, que a presença desses animais está fortemente ligada à presença humana na área. Porém, pouco se sabe sobre o tamanho da população de cães que habitam locais próximos a áreas de interesse ambiental e se isso pode influenciar a chance de entrada desses animais em tais áreas. Além disso, apesar de sua estreita ligação com a população humana, pouco se sabe sobre a relação desta com a população de cães. Sendo assim, o presente estudo teve como objetivos estimar o tamanho de populações de cães, em área urbana e rural com remanescentes de vegetação nativa (fragmentos florestais), entender de que modo a população humana nessas áreas maneja seus cães e qual a frequência de ocorrência de cães nesses remanescentes.

Referências bibliográficas

- Alie K, Davis B. W., Fielding W.J. & Maldonado F.G. 2007. Attitudes towards dogs and other “pets” in Rosseau, Dominica. *Anthrozoos* 20 (2): 143-154.
- Barker B C. W. and Macintosh A. 1979. The dingo: A review. *Archeol. And Phys. Anthropol.* In *Oceania* 14 (1): 27-42.
- Beck A. M. 1975. The ecology of “feral” and free-roving dogs in Baltimore. Pp. 380-390, *in* *The wild canids*. Van Nostrand Reinhold, New York. 508 pp.
- Butler J.R.A. & Birgham J. 2000. Demography and dog-human relationships of the dog population in Zimzabwean communal lands. *The Veterinary Record* 147: 442-446.
- Butler J. R. A. & du Toit J. T., 2002. Diet of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Consevation* 5: 29-37.
- Butler J. R. A., du Toit J. T. & Bingham J. 2004. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large carnivores. *Biological Conservation* 115: 369-378.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B, Crawshaw Jr. P.G. & Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Clout M. 1995. Introduced species: the greatest threat to biodiversity? *Species* 24: 34-36.
- Costa C.H.N., Pereira H.F., Pereira F.C.A., Tavares J.P. Araújo M.V. & Gonçalves M.J.O. 1999. Is the household dog a risk factor for American visceral leishmaniasis in Brazil? *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 93: 464.
- Crosby A. W. *Ecological imperialism: the biological expansion of Europe, 900-1900*. Cambridge University Press, Cambridge. 1993, c1986.
- Clutton-Brock J. 1996. Competitors, companions, status symbols, or pests. A review of human association with other carnivores. Pp 375-392, *in* *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution* vol. 2. Cornell University Press, New York, 644 pp.
- Daniels T.J. 1983a. The social organization of free-ranging urban dogs. I. Non-estrous social behaviour. *Applied Animal Ethology* 10: 341-363.
- Daniels T.J. 1983b. The social organization of free-ranging urban dogs. II. Estrous groups and the mating system. *Applied Animal Ethology* 10: 365-373.

- Daniels T. J. & Bekoff M. 1989a. Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. *Journal of Mammalogy* 70 (4): 754-762.
- Daniels T.J. & Bekoff 1989b. Spatial and temporal resource use by feral and abandoned dogs. *Ethology* 81: 300-312.
- Font E. 1987. Spacing and social organization: urban stray dogs revisited. *Applied Animal Behaviour Science* 17: 319-328.
- FUNATURA/Ibama 1998. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília – Revisão. Volume 1.
- Galetti M. 2001. Indians within Conservation Units: lessons from the Atlantic Forest. *Conservation Biology* 15 (3): 798-799.
- Galetti M. & Sazima I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Natureza e Conservação* 4 (1): 146-151.
- Galindo-Leal C. & Câmara I. G. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview. In C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*. Pp. 60-65. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C.
- Gascon C., Williamson B. & Fonseca G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Gaspar D. A. 2005. Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do Município de Campinas, SP. *Tese de Doutorado em Ecologia*. IB, UNICAMP, 140p.
- Gavvani A.S.M., Mohite H., Edrissian G.H., Mohebal M. & Davies C.R. 2002. Domestic dog ownership in Iran is a risk factor for human infection with *Leishmania infantum*. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 67 (5): 511-515.
- Geist H.J. & Lambin E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52 (2): 143-150.
- Gheler-Costa C., Verdade L.M., Almeida A. F. 2002. Mamíferos não-voadores do campus “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 19, n.2, p.203-214. (suplemento).
- Heyworth J.S., Cutt H. & Glonek G. 2006. Does dog or cat ownership lead to increase gastroenteritis in young children in south Australia? *Epidemiology and Infection* 134 (5): 926 – 934.
- Horowitz C. 1992. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília: avaliação da Metodologia de Planejamento adotada, Execução e Resultados Alcançados no decênio 79/89. *Tese de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília.
- Kitala P., McDermott J., Kyule M., Gathuma J., Perry B. & Wandeler A. 2001. Dog ecology and demography information to support the planning of rabies control in Machakos District, Kenya. *Acta Tropica*, 78: 217-230.

- Kruuk H. & Snell H. 1981. Prey selection by feral dogs from a population of marine iguanas (*Amblyrhynchus cistatus*). *Journal of Applied Ecology* 18 (1): 197-204.
- Lacerda A.C.R. 2002. Análise de Ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Leslie B.E., Meek A.H., Kawah J.F. & McKeown D.B. 1994. An epidemiological investigation of pet ownership in Ontario. *Canadian Veterinary* 35: 218-222.
- Liu J., Linderman M., Ouyang Z., An L., Yang J. & Zhang H. 2001. Ecological degradation in protected areas: The case of Wolong nature reserves for giant pandas. *Science* 292:98-101.
- Lodge D. M., 1993. Biological invasions: lesson for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8 (4): 133 – 137.
- Marinho-Filho J.S., Rodrigues F.H.G., & Guimarães M.M. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Águas Emendadas. 34-63. In: Marinho-Filho, J.S., F.H.G. Rodrigues & M.M. Guimarães (eds) *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas*. SEMATEC/IEMA, Brasília, DF.
- Monteiro-Filho E.L.A., 1995. Os Mamíferos da Santa Genebra Pp 86-92. In. Morellato, L.P.C. & H.F. Leitão-Filho (org). *Ecologia de Preservação de uma Floresta Tropical Urbana Reserva de Santa Genebra*. Campinas, SP: Editora Unicamp
- Navin T.R., Sierra M., Custodio R., Steurer F., Porter C.H. & Ruebush T.K. 1985. Epidemiologic study of visceral leishmaniasis in Honduras, 1975-1983. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 34 (6): 1069-1075.
- Nesbitt W. H. 1975. Ecology of a feral dog pack on a wild refuge. Pp. 391-395, *in* The wild canids. Van Nostrand Reinhold, New York, 508 pp.
- Oppenheimer E.C. & Oppenheimer J.R. 1975. Certain behaviour features in the pariah dog (*Canis familiaris*) in West Bengal. *Applied Animal Ethology* 2: 81-92.
- Ortega-Pacheco A., Rodriguez-Buenfil J.C., Bolio-Gonzales M.E., Sauri-Arceo C.H., Jiménez-Coello M. & Forsberg C.L. 2007. A survey of dog populations in urban and rural areas of Yucatan, Mexico. *Anthrozoos* 20 (3): 261-274.
- Patronek G.J., Beck A.M. & Glickman L.T. 1997. Dynamics of a dog and cat population in a community. *Journal of the American Veterinary Medical Association*. 210: 637-642.
- Reithinger R., Espinoza J.C., Llanos-Cuentas A. & Davies C.R. 2003. Domestic dog ownership: a risk factor for human infection with *Leishmania (Viannia)* species. *Transactions of the Royal Society of Medicine and Hygiene*. 97: 141-145.

- Robertson I.D., Edwards J.R., Shaw S.E. & Clark W.T. 1990. A survey of pet ownership in Perth. *Australian Veterinary Practitioner* 20(4): 210-214.
- Rodrigues F.H.G. 2002. Ecologia do lobo guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. *Tese de Doutorado em Ecologia*, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Rodríguez J. P. 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia* 26 (10): 479-483.
- Srbek-Araujo A. C., Chiarello A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 121-125.
- Tabarelli M., Silva J.M.C. & Gascon C. 2004. Forest fragmentation, synergism and impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1419-1425.
- Tabarelli M., Pinto L.P., Silva J.M.C., Hirota M.M. & Bedê L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1 (1): 132-138.
- Teclaw R., Mendlein J., Garbe P. & Mariolis P. 1992. Characteristics of pet populations and households in the Purdue Comparative Oncology Program catchment area, 1988. *Journal of the American Veterinary Medical Association*. 201 (11): 1725-1729.
- Vermeulen S. J. 1996. Cutting trees by local residents in a communal area and na adjacent state forest in Zimbabwe. *Forest Ecology and Management* 81: 101 – 111.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., Melillo J. M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494 – 499.
- Wandeler A.I. 1985. Ecological and epidemiological data requirements for the planning of dog rabies control. In: Kwert E., Mérieux C., Koprowski H. & Bögel K. *Rabies in the tropics*. Springer-Verlag, Berlin.
- Wandeler A. I., Matter H.C., Kappeler A. & Budde A. 1993. The ecology of canine rabies: a selective review. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 12: 51-71.
- Wang Y., He T., Wen X., Li T., Waili T.T., Zhang W., Zhou H., Zheng H., Wen H., Davaadorj N., Gambolt L., Mukhar T., Rogan M.T. & Craig P.S. 2005. Human cystic echinococcosis in two Mongolian communities in Hobukesar (China) and Bulgan (Mongolia). *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*. 99: 692-698.
- Weng H., Kass P.H., Hart L.A. & Chomel B.B. 2006. Risk factors of unsuccessful dog ownership: an epidemiologic study in Taiwan. *Preventive Veterinary Medicine* 77: 82-95.
- Whiteman C.W., Matushima E.R., Confalonieri U.E.C., Palha M.D.C., Silva A.S.L. & Monteiro V.C. 2007. Human and domestic animal populations as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.

World Health Organization, 1992. Report of the WHO Expert Committee on Rabies. WHO Technical Report Series, N°. 824, World Health Organization, Geneva.

CAPÍTULO 1

Domestic dogs (*Canis familiaris*) in Atlantic Forest patches in Southeastern Brazil: a result of landscape occupation by humans.

Abstract

Domestic dogs (*Canis familiaris*) have been acting as invasive exotic species in many instances, disturbing and modifying natural ecosystems in many ways. In Brazil there are a few researches that approach dog negative impacts on remaining natural environment. However, little is known about how often dogs occur in those areas, dogs' population size near those areas and peoples attitudes towards the dogs. Thus, this research proposes to estimate the population size and peoples attitudes towards caring for the dogs, through questionnaire surveys and census on the roads, as well as the frequency of these animals in each habitat (antropic and forest patch), using the method of scent-stations. The study took place in two rural areas, with distinct characteristics regarding land occupation, in the municipality of São Luiz do Paraitinga, State of São Paulo, Brazil. We found a great number of unrestricted dogs on both areas, average of 6.2 ind/km², which is much bigger than other generalist animals like opossum (*Didelphis sp.*) and crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). However, these dogs have owners and are constantly fed. The average number of dogs per house was 1.61. If this estimative is representative of all the rural area of the municipality, the total number of dogs that are owned is between 1,316 and 3,225 animals. The dog records were more frequent on the antropic habitat and on the forest patch edge, while the wild animal records were more frequent inside the forest patch, which suggests that dogs are an edge effect. Yet, domestic dogs and wild animals encounters can be frequent, once dogs enter the forest patch and wild animals also make use of the edge and the antropic habitat, which can result in predation and competition between them. However, having an owner and the higher frequency of these animals on the antropic habitat suggests that the impacts can be less significant than we would expect for a carnivore of such

abundance. There has also been a difference between the dogs frequency in both areas. There are various factors of the forest patch's immediate surrounding that alter the dog's chances of entering the patch, such as topography, accessibility, or the surrounding matrix, since house proximity was not a determinant factor.

Introduction

The domestic dog (*Canis familiaris*) is an introduced animal that has easily adapted to wherever the man has settled. All continents and most islands were colonized by this canid (Wandeler *et al.* 1993), which has made it the most abundant carnivore in the world today (Daniels & Bekoff 1989a). This animal has been acting as an invasive exotic specie in several instances, disturbing and modifying natural ecosystems in many ways (Clout 1995).

In Brazil, there are currently only four researches about the impacts of domestic dogs on wildlife, in very different contexts. Three of them were carried out in protected areas close to cultural landscapes, such as urban centers (Lacerda 2002 in Brazilian savanna; Galetti & Sazima 2006, in the Atlantic forest) or fragmented rainforest in the Amazon (Whiteman *et al.* 2007). The remaining survey was done in a periurban environment, in the south eastern part of the country (Campos *et al.* 2007). A few other works recorded domestic dogs in areas of conservation interest in Brazil (Gaspar 2005, Horowitz 1992, Monteiro-Fillho 1995, Rodrigues 2002, Srbek-Araujo & Chiarello 2005) and some speculate about the impacts caused by these animals on protected areas (Gaspar 2005, Horowitz 1992, Monteiro-Fillho 1995, Rodrigues 2002).

These studies point out that dog's presence is an important risk factor to the native fauna, mainly by their potential to chase and hunt wild animals, as reported by some authors in the Brazilian savanna (Horowitz 1992, Marinho-Filho *et al.* 1998, Rodrigues 2002). According to Lacerda (2002), the dog population in a protect area also in the Brazilian savanna, consists of individuals that are owned and of stray ones. Both kind of animals are from the surrounding matrix and rely on resources provided by the

surrounding human population. These National Park surroundings are rural areas close to urban ones, which are rapidly being urbanized. Yet, neither the size of this dog population nor the proportion of owned and stray ones has been estimated. The author also proposes that domestic dogs in this park act as an edge effect, as most of dog records and records on wildlife attacks were recorded near the park edge (Lacerda 2002). In a fragmented landscape in the Amazon the presence of domestic dogs is related to disease transmission and conservation risks for wild carnivores (Whiteman *et al.* 2007). In the Brazilian Atlantic Forest there are also records on dogs threatening wildlife. Gaspar (2005) recorded the presence of domestic dogs with camera traps and scent stations in the most important forest remnant in Campinas City (Riberão Cachoeira Forest, 230 ha), at the populous and industrialized São Paulo State. This author also points out that domestic dogs are currently the main threat on wildlife in that forest, and that their presence reflects the increasing occupation of the surrounding by farms and condominiums. Galetti & Sazima (2006) concluded that the predation by feral dogs is the major cause of extinction of many species on Santa Genebra Forest Reserve (Campinas, SP), and that edge dwellers are particularly more vulnerable. Monteiro-Filho (1995) also speculates that the dog's presence is one of the major causes of terrestrial mammal's extinction in this reserve, and that these dogs came from the area residences.

Unrestricted domestic dogs are an ordinary element in Brazilian rural and periurban landscapes. Those landscapes were severely disturbed by human action and in those areas where there are still native forest remaining it is split in small patches, surrounded by a matrix (the dominant background) of pasture, agricultural fields or settlements. Many of the dogs that inhabit those landscapes do have an owner, as it is also common in these areas that the dogs are kept free. But the data about that are surprisingly scarce. The only estimate of dog density in Brazil recorded 76.8 individuals / km², for the population of stray ones in a periurban area (Campos *et al.* 2007). There is no estimate of the owned and stray dog proportion, and what kind of attitudes towards caring for these animals the owners have.

Therefore, this work proposes to answer the following questions: (1) what is the dog population size in two rural areas? (2) What are the residents' attitudes towards caring for their dogs? (3) How frequently dogs use the landscape matrix, forest edge and forest patches?

Methods

1. Study Area

The study areas were located in the municipality of São Luiz do Paraitinga, situated in the northwest of São Paulo State, Brazil, between the Valley of the Paraíba River and the Serra do Mar mountain chain (centered in 23°20' S, 45°20' W). It was one of the first regions in the Brazilian Atlantic Forest that had been colonized by Europeans in that State. In most of the municipality (center and north), that is located in the Paraíba Valley, the forests cover about 10% of the area, and are split in small and disturbed patches (less than 80 ha), which are scattered in a pasture matrix. Due the declining of cattle-ranching since 1970's many pastures areas are being replaced by monospecific plantations of the exotic tree *Eucalyptus* sp. The southern part of the municipality includes a part of the large remnant of Atlantic Forest (about 315,000 ha) in the Serra do Mar mountain chain, where the sharp topography made the occupation difficult. This area is legally protected as the Serra do Mar State Park.

The survey was carried out in two rural regions located in the northwestern area of São Luiz do Paraitinga: one of them occupied by small and medium dairy and vegetable farms and the other by great *Eucalyptus* farms, most as paper and cellulose factories leasing. These regions were chosen because they represent the two most common landscapes matrices in the municipality. In each region we randomly selected a forest patch larger than 10 ha, from which we set out a 2 km wide buffer (figure 1). The survey was carried out in the areas delimited by these buffers, which will be referred hereafter as *Eucalyptus* Area and Pasture Area. The *Eucalyptus* Area has a larger proportion of its area covered by forest (figure 1), mainly because large companies are under more strict environmental surveillance, and maintain protected areas on the border of river and creeks, as stipulated by the Brazilian environmental law (Código Florestal, Governo do Brasil, 1965). The percentage of the land cover in the Pasture Area is 65.95 pasture, 0.05 *Eucalyptus* plantations, 21.5 early secondary forest, 10.04 secondary forest and 0.42 water courses. In the *Eucalyptus* Area the percentage is 38.3 pasture, 22.09 *Eucalyptus* plantations, 17.86 early secondary

forest, 20.99 secondary forest and 0.06 water courses. Two patches were studied in each area, hence after E1 and E2 in the *Eucalyptus* Area and P1 and P2 in the Pastures Area. One of the patches was those at the center of the area, and the other one was taken at random inside the buffer. They are small patches mostly covered by secondary forest at least 40 years old (figure 1). The area and perimeter of those patches are 15.8 ha and 4071.8 m respectively for E1, 53.8 ha and 16902.1 m for E2, 17.4 ha and 6374.3 m for P1 and 17.9 ha and 8940.1 m for P2. Secondary forest represents 86.5% of the total area of E1, 79.3% of E2, 55.4% of P1 and 59% of P2.

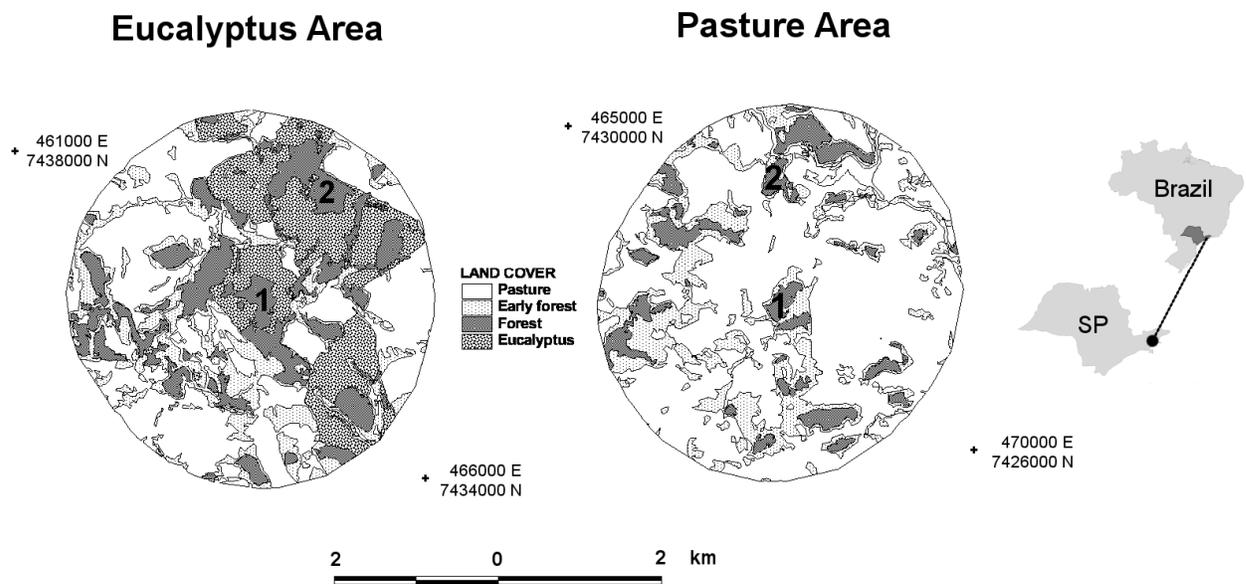


Figure 1. Land cover of the two study areas (*Eucalyptus* and Pasture Areas). The Areas were 2 km wide buffers around two forest patches larger than 10 ha, which were taken at random from the two distinct landscapes that occur in the most occupied area of the municipality of São Luiz do Paraitinga. In each area the forest patch used to outline the buffer and an additional one were surveyed. These patches are indicated by the numbers one and two, respectively. Cover classes obtained from a supervised classification of a SPOT satellite image, 5x5 pixel (October 2002, minimum accuracy of the land cover classification: 85%).

2. Census

The number of dogs whose owners live in the study areas was obtained through visiting all houses in each area and interviewing their residents. To check the presence of dogs whose owners do not live in the area we carried out road censuses. A total of 42 km of dirt roads were walked in each area (21 km back and forth), and all dogs sighted were photographed for identification by the local residents.

The censuses were done twice in each area, in two different periods, for both interviews and road census. The first period of interviews took place in September and November 2004 and the second in October 2005. For the first road census the roads were walked for two consecutive mornings in January 2005, from 6:30 am to 10 am, in one area and in the other also for two consecutive mornings at the same time in March 2005. For the second road census the roads were walked during two consecutive mornings in October 2005, from 6:30 am to 10 am, in both areas (Pasture and *Eucalyptus*).

3. Residents' attitudes towards caring for their dogs

The characterization of the residents' attitudes towards caring for their dogs was done through questionnaire surveys conducted with each householder of the study areas. The data collected were the number of dogs in each household, how they are kept by their owners (unrestricted or captive), if the owners had any information about their dogs habits outside home (home range, feeding and hunting), if the animal already brought home any wild animal and how they feed their dogs (type of food and frequency of feeding). The residents' answers were analyzed separately for each area to determine the percentage of dogs kept unrestricted and dogs kept unrestricted that leave the property without their owner, the percentage of dogs that already brought a wild animal home and percentage of dogs that are feed with each type of food.

4. Habitat use

To quantify the frequency of use of different habitat types by the dogs, in both study areas scent-stations were installed inside and around the two forest patches chosen in each area, to record animals' footprints (Pardini *et al.* 2003). For each forest patch seven stations were set inside the patch (forest), seven on the edge of the patch and seven on the surrounding matrix (pasture or *Eucalyptus* plantation). The forest stations were installed in three random points inside the forest patch and on the trails between these points, with a minimum distance of 20 meters from the edge. On the edge of the patch, the stations were distributed regularly inside the patch along its perimeter, about 2 to 5 meters from the edge. In the landscape matrix, the stations were distributed asystematically with at least 30 meters from the patch edge. The set of 21 stations in and around each forest patch will be refereed as "blocks" in the following text, and will be denominated P1 and P2 (in the pasture area) and E1 and E2 (in the *Eucalyptus* area).

The stations were set with a minimum distance of 50 meters between them. Each station was a squared sand bed of 70 cm X 70 cm and about 2 cm deep, laid with fine and sieved sand. Stations were baited with liquid carnivore scent lures (Russ Carman's Pro-Choice and Canine Call, Sterling Fur & Tool, Sterling, Ohio). Three drops of each lure were dropped every two days (Crooks 2002). Each time the stations were inspected the sand was smoothed, to clear any previous track, and moistened (Pardini *et al.* 2003). Footprints were identified according to Becker & Dalponte Guide (1991). The presence of footprints in a station in each inspection day was considered a record, independently of the number of footprints and individuals that might have left them.

The data were collected in mid-and late-2005 and early-2006, accounting for a total of 33 field days. Each station was inspected from 9 to 10 times, every two days in mid-2005 and everyday in late-2005 and early-2006; a variation caused by station damage by the rain and cattle.

5. Statistical Analysis

It was estimated the confidence intervals for the mean number of dogs per house, by the percentile bootstrap method (Manly 2004), for each study area and census.

A permutation procedure was used to test the differences among habitats and among forest patches in the number of records of dogs and wild animals in the scent stations. These differences were gauged by the odds-ratios of getting a record:

$$O_{ij} = \frac{n_i/N_i}{n_j/N_j}$$

Where O_{ij} is the estimated odds-ratio of a record among habitats (or patches) i and j , n is the number of records, and N is the total number of inspections, in each habitat or patch.

Under the null hypothesis of no differences, the odds-ratio is one. This hypothesis could not be tested with standard procedures, because our records were not independent observations. They came from repeated inspections of the same scent stations in each habitat, and the stations were laid in the three habitats were set in four blocks – the four forest patches and their surroundings. Hence, to test differences among habitats, the stations were randomly shuffled between habitats within each patch and then the odds-ratio of recording a dog was calculated for each pair of habitats. The procedure was repeated 10,000 times, and the significance of the observed odds-ratio was estimated as the proportion of permutations that had an equal or higher value of the statistic. To test differences among blocks, stations were shuffled between them, but within the same habitat.

All analyses were done with the 'boot' package (Canty & Ripley 2005), under the R environment version 2.4.0 for LINUX (R Core Team 2006).

Results

1. Census

There were 68 inhabited houses in the *Eucalyptus* Area and 51 houses in the Pasture Area in the first census. In the second census these number was 71 and 55 respectively. This difference is due to some residents that moved out and moved in the areas. In both censuses all householders were interviewed. According to the interviews the total number of owned dogs ranged between 92 and 102 animals in each study area, and the proportion of animals that were kept captive never reached 25% (table 1). These numbers differed only slightly between areas or censuses (table 1). Thus, the density of dogs that were not kept restricted by their owners ranged between 5.7 ind/km² (*Eucalyptus* Area, 1st census) and 6.9 ind/km² (Pasture Area, 1st census, table 1).

Table 1 – Numbers of dogs with owners in each area and census: total, unrestricted and mean dogs per house (bootstrap 95% confidence intervals in parentheses). Unrestricted dogs are those kept free the whole day or part of it.

	<i>1st Census</i>		<i>2nd Census</i>	
	<i>Eucalyptus</i>	Pasture	<i>Eucalyptus</i>	Pasture
Total	92	102	100	93
Unrestricted	70	87	80	76
Mean dogs/household (95% C.I.)	1.35 (1.04, 1.69)	2.00 (1.49, 2.55)	1.41 (1.09, 1.73)	1.69 (1.20, 2.24)
Mean dogs/dog-owning household (95% C.I.)	1.96 (1,64, 2,32)	2,54 (2,1, 3,1)	2,1 (1,75, 2,43)	2,9 (2,4, 3,5)

The road censuses showed that almost all dogs are owned by residents in the area. In the *Eucalyptus* Area nine dogs were recorded in the first road census, but only two were not recognized by residents as owned. According to some of the people interviewed, those were stray dogs that inhabit the

local dump. However, at the second census they were not seen, and no other dog without owner was recorded (only three dogs seen). In the Pasture Area, all dogs recorded (12 in the 1st census and eight in the 2nd) are owned by residents in the area.

Only houses that were permanently inhabited (44 in the *Eucalyptus* Area in the 1st census and 43 in the 2nd and 36 in the Pasture Area in the 1st census and 30 in the 2nd) owned dogs. The remaining houses were used only during weekends and holidays, for people that live in the urban area of São Luiz do Paraitinga or in cities nearby. From those houses permanently inhabited, three of them did not own dogs in the *Eucalyptus* Area (6.8%) in the first census and five (11.6%) in the second census. In the Pasture Area only one house did not own dogs in both censuses (2.8% and 3.3% in the 1st and 2nd census respectively). The dog average per house ranged between 1.35 and 2.00 with confidence intervals limits from 1.04 to 2.55 dogs/house (table 1). If these estimates are representative of all the rural area of São Luiz do Paraitinga, where there are 1.265 housings (Brazilian Population Census IBGE, 2000), the total number of dogs that are owned would range between 1,316 and 3,225 animals. As the rural zone area is 1,538 km² big, the estimated population density for the entire municipality is between 0.86 to 2.09 individuals/ km², a much smaller number than that obtained from the two study areas, where the house density is higher than that of the southern part of the municipality.

2. Residents' attitudes towards caring for their dogs

According to the owners in the Pasture Area, out of the total number of unrestricted dogs, 67.8% leave the property without their owners, 27.6% eat while out of the household and 10.3% have already brought a wild animal back home (agouti - *Dasyprocta leporina*, porcupine – *Coendou* sp., opossum – *Didelphis* sp., or snake, one report for each wild animal). In the *Eucalyptus* area, 41.2% of the unrestricted dogs leave the property without their owners, 32.3% eat while out of the household and 17.6% have already brought a wild animal back home (porcupine, wildcat, opossum, armadillo – not identified to species, or snake, with three reports on porcupine and one for each of the other wild animals).

According to the dogs owners, the remaining animals that eat while out of the household, feed from cattle carrion. Two of the owners said that they have seen their dogs chasing wild animals (total of four dogs, three in the *Eucalyptus* area and one in the Pasture area). In numbers, according to the dog's owners, the Pasture Area has a higher number of animals that leave the property without their owners, 59 dogs against 29 from the *Eucalyptus* Area. However, the numbers of unrestricted dogs in both areas and census are alike (table 1), as well as the numbers of animals that feed while out of their household and that already brought a wild animal home, 24 in the Pasture Area and 23 in the *Eucalyptus* Area and 9 in the Pasture Area and 12 in the *Eucalyptus* Area, respectively.

All owners said they feed their dogs at least twice, every day. In the pasture area, only 12.8% of the owners fed their dogs with dog food only, 43.6% with human food leftovers only and the remaining 43.6% with both. In the *Eucalyptus* area, 27.7% of the owners fed their dogs with dog food only, 34% with human food leftovers only and the remaining 38.3% with both. The dogs did not have obvious signals of malnutrition, and in many houses there was remaining food in the bowl used to feed them.

3. Habitat use

The total number of station inspections was 845 in the three habitats and four blocks, from which we got 43 records of dogs and 159 records of animals known to be native. The opossum (*Didelphis* sp.) and the domestic dog were the most recorded species (table 2).

Table 2. Species registered on the scent-stations, number of records and number of blocks where they were registered.

Species	Number of records	Number of blocks
<i>Canis familiaris</i> *	43	4
<i>Didelphis</i> sp.	150	4
<i>Cerdocyon thous</i>	4	1
<i>Leopardus pardalis</i>	1	1
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	1	1
<i>Eira barbara</i>	1	1
Small marsupial	2	2
Small felid**	2	1
Small rodent***	5	4
<i>Lepus europaeus</i> *	6	1

* exotic species

** not identified to species, can include domestic cat (*Felis catus*)

*** not identified to species, can include an exotic species

Dog records were more frequent at the edge of the forest patches and in the matrix in the Pasture Area blocks (figure 2). In the *Eucalyptus* Area blocks there were only one record at the edge, in E1 and one record at the matrix and one inside the patch in E2 (figure 2). Wild animals' records were more frequent inside the patches for all blocks but P2, which had only one record (figure 3). There were more records of dogs in the Pasture Area blocks.

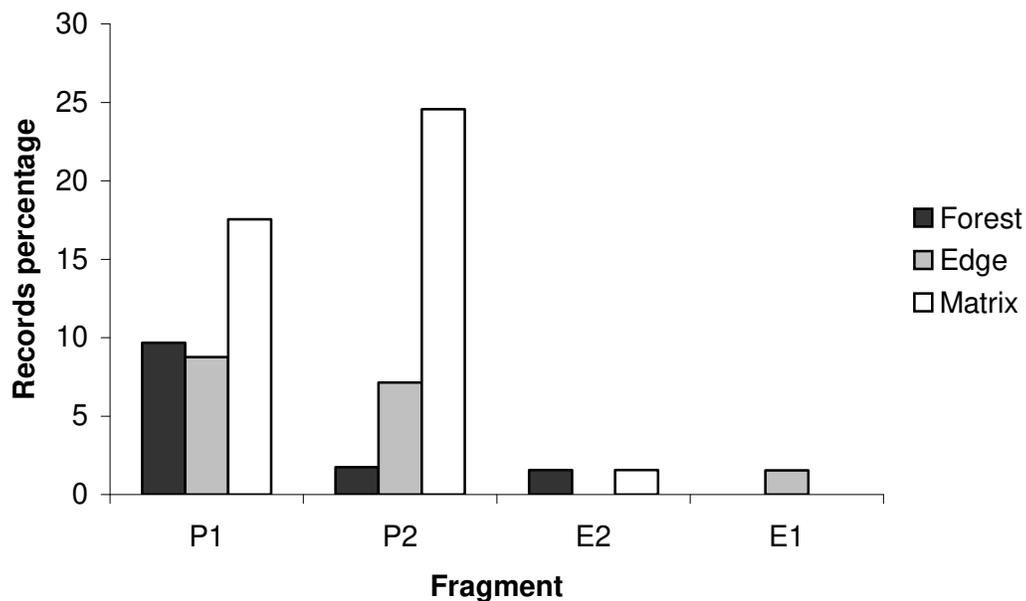


Figure 2. Percentage of domestic dogs records from the total of possible records in every habitat in each study area. The number of possible records is the number of inspection in which the station was not damaged by the weather (rain or very dry sand due to heat). Total of inspection per habitat in each area: P1 forest: 62, P1 edge: 57 P1 matrix: 57, P2 forest: 57, P2 edge: 58, P2 matrix: 57, E1 forest: 67, E1 edge: 65, E1 matrix: 63, E2 forest: 64, E2 edge: 63, E2 matrix: 64.

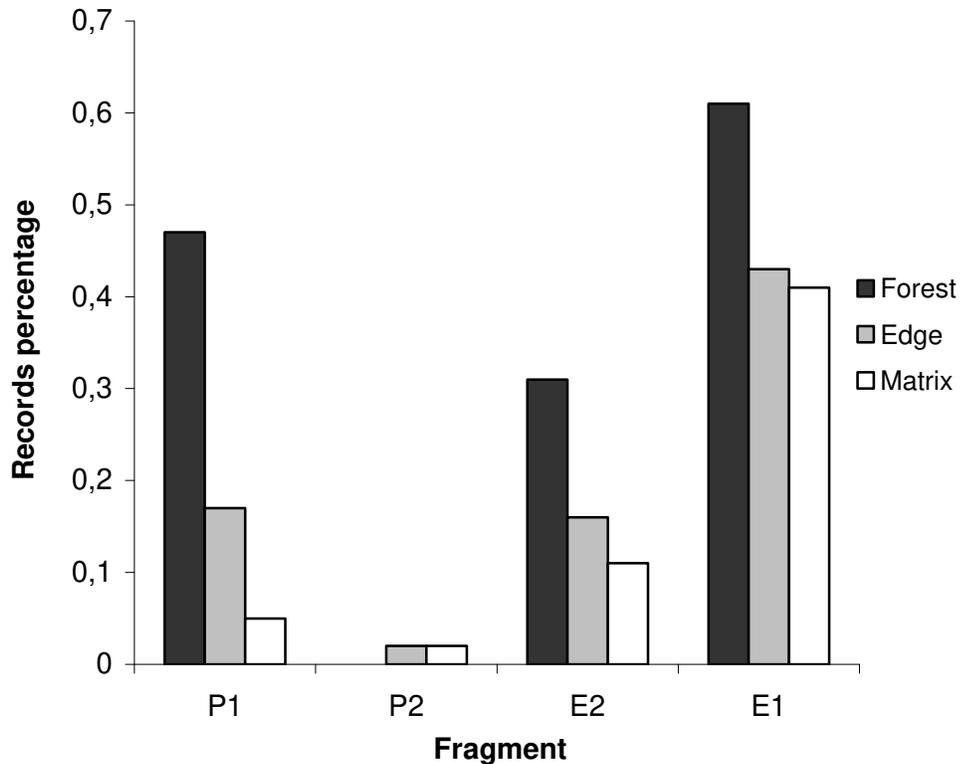


Figure 3. Percentage of wild animals records from the total of possible records in every habitat in each study area. The number of possible records is the number of inspection in which the station was not damaged by the weather (rain or very dry sand due to heat). Total of inspection per habitat in each area: P1 forest: 62, P1 edge: 57 P1 matrix: 57, P2 forest: 57, P2 edge: 58, P2 matrix: 57, E1 forest: 67, E1 edge: 65, E1 matrix: 63, E2 forest: 64, E2 edge: 63, E2 matrix: 64.

In the landscape matrix in the Pasture Area blocks there were a total of 24 records of dogs from 114 inspections of scent- stations, while inside the forest patches this proportion was 7/119. Thus we can estimate that the chance of recording a dog in the matrix is more than three times higher than in the forest (odds-ratio = 3.58). This is far from the expected by the null hypothesis, since only 170 of the 10,000 randomizations resulted in an odds-ratio equal or greater than that ($p = 0.017$). Also, the odds-ratio between forest and forest edge was 2.64, which is marginally significant ($p = 0.06$). On the other hand, the ratio between the two blocks in the pasture area was close to one (odds = 1.07, $p = 0.46$). The comparison among blocks and among habitats could not be done for the *Eucalyptus* area, where we got only three records (Figure1).

As one would expect, wild animals showed the opposite trend of dogs and were recorded more frequently inside forest patches than in the edge and landscape matrix (forest x matrix: odds = 2.12, $p < 0.0001$, forest x edge: odds = 1.72, $p = 0.005$, edge x matrix: odds = 1.24, $p = 0.16$, Figure 2). Also, blocks in the same area differed in the number of records of wild animals (P1 x P2: odds = 19.6, $p < 0.0001$, E1 x E2: odds = 2.6, $p < 0.0001$, Figure 2).

Not all scent stations were visited by dogs and dogs did not always visit the stations that were nearer from a house, suggesting that the distance did not restrict the dogs of using certain areas. Only in blocks P1 and E2 the nearest dog records from a house were those in the nearest scent stations (70 m and 377 m respectively). In blocks P2 and E1, the scent stations that were nearest to a house had no dog records (353 and 499 meters, respectively). The nearest dog records from a house, in these blocks, were 845 m and 599 m away from a house, respectively. Dog records inside the patches varied in its distance from the edge. In block P1 the further distance from the edge was 142 m, in block P2, 20 m and in block E2, 94 m.

Discussion

Even the minimum density of unrestricted domestic dogs in the studied areas, which was 5.7 ind/km², was higher than the maximum estimated density for the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), a generalist canid of the Neotropics (Bisbal & Ojasti 1980, Brady 1979, Facure 1996, Facure & Monteiro-Filho 1996, Motta-Junior *et al.* 1994). The few estimates available for *C. thous* range from 0.003 ind/km² found by Yanoski & Mercolli (1990) in Argentina to 4 ind/km² found by Eisenberg *et al.* (1979) in Venezuela. In the Chilean National Chinchilla Reserve the density was 2.15 ind/km² (Duran 1987), in a patch of Brazilian Atlantic Forest near an urban area it was 3.48 ind/km² (Gaspar 2005), in a dry forest in Bolivia, Maffei & Taber (2003) found a density of 0.7 to 1 ind/km² and in the Itapuã State Park, an Atlantic Forest remain in the south of Brazil, Faria-Corrêa (2004) found a density of 0.78 ind/km². Dog density in this study was also very high even when compared with the gray wolf (*Canis lupus*), a closer

clade (Vilà *et al.* 1999). In forested areas in Canada, wolf density was estimated between 0.7 and 2.2 ind/100km² (Lariviere *et al.* 2000) and 2.2 to 2.8 ind/100km² for the timber wolf (*Canis lycaon*) (Patterson *et al.* 2004). Estimates of dingos (*Canis familiaris dingo*) density in Western Australia also found a smaller number, 22.2 ind/100km² (Thomson *et al.* 1992).

However, some estimates for domestic dogs in rural areas were higher than the one found in this study. Butler & Bingham (2000) and Kitala *et al.* (2001) found an average density of 20.9 dogs/km² (ranging from 8.3 to 53.3) and 13.5 dogs/km² (ranging from 5.8 to 110.1), respectively. Yet, the mean number of dogs per house in these studies (average 1.5 in Butler's and Bingham's study and average 1.4 for Kitala's and colleagues' study) were similar to what we found in our study (1.35 to 2). In those studies the densities of households were in average three times higher. Owning dogs is the rule in the study areas, as almost all of the permanently inhabited houses had at least one dog. From the three houses with no dog in the *Eucalyptus* Area in the second census one of them used to have dogs, but they had died recently and have not yet being replaced by the time of the census. Since only two stray dogs were found, we can assume that the dog population in the study areas is composed mainly by owned dogs. Then, the owners' attitudes towards their dogs is a very important factor that influences their behavior, especially regarding the area they use, as many dogs are free to walk at any time. The occurrence of *C. familiaris* in Brasilia's National Park (BNP), for example, was not influenced by characteristics from the park itself, like vegetation type, but by the adjacent areas. The park is surrounded by rural areas which are undergoing an increasing urbanization process and it is near urban areas, and the dogs that occur inside the park inhabit those areas, being either owned or stray (Lacerda 2002). As the number of stray dogs seems to be much smaller than for owned ones, the dog density is directly linked to the density of houses and not linked to the area and the availability of food resources, as expected for wild animals. A number of studies suggest that dog densities in many areas (rural and urban) are directed linked to the human densities (Brooks 1990, Butler & Bingham 2000, De Balosh *et al.* 1993, Kitala *et al.* 2001, Reithinger *et al.* 2003). Almeida & Franco (2000) found a strong relation between human and dog populations in Alto Juruá extractive reserve in the Amazon, as the dogs are used for hunting and so owned by the residents. Kitala *et al.* (2001),

studying the ecology and demography of dogs in a district in Kenya, pointed out that dogs densities are dependent on human densities, as all dogs observed in the study were owned and the research was carried out by interviewing the residents. Fiorello *et al.* (2006) also found that all dogs in their study areas (communities in a reserve's buffer zone in the Isoso of Bolivia) were owned and also that essentially all households had dogs. That is consistent with our results, since more than 90% of the households in our study areas had dogs. Yet, other studies found a lower percentage of households owning dogs in rural areas and small villages in the country side or adjacent to reserves, varying from 48% (Gavgani *et al.* 2002) to 81 % (Navin *et al.* 1985), being in most cases around 60 % (Reithinger *et al.* 2003, Wang *et al.* 2005, Kitata *et al.* 2001). The effect of the high human density can be greater if there is a high rate of unsuccessful dog ownership (pet abandonment), which is one of the major contributors to dog overpopulation in Taiwan (Weng *et al.* 2006). Yet, that is not the case for the areas studied, as according to the residents, they have the habit of adopting stray dogs, so controlling their population.

The high density of dogs can pose a threat to wildlife through hunting. Despite the small and fragmented forest cover in our study areas, potential preys are unequivocally available, as shown by the landmarks left by wild species in the scent stations (since the attractive in the scent stations were specific for carnivores, the tracks left by wild species are a sub-estimate for wild animals that use those patches). Hunting episodes do occur, as informed by resident people, who probably had witnessed only a small fraction of these events. In the Cerrado, hunting by domestic dogs is an important risk factor for the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and other terrestrial mammals in this biome (Monteiro-Filho 1995), since dogs can form packs and predate large animals (Rodrigues 2002). Gheler-Costa *et al.* (2004) suggest that dogs could be a major cause in the decline of small mammal's density in a periurban area. It was also estimated that in Brasilia National Park (BNP), for the last 20 years, the most common mortality cause of wild animals has been dog attacks (Horowitz 1992). However, according to Butler & du Toit (2002) the constant supply of food can decrease the domestic dog impact on local wildlife. In the study area, all dogs owned (which represent almost the entire population) are constantly fed by their owners, which could decrease their impact on wildlife. But Lacerda (2002) suggests that dogs in the BNP are more likely to be

involved in predator-prey instinctive games than in hunting subsistence, since they rely on local abundant resources, provided directly or indirectly by the human population, as do the dogs in this study.

The greater frequency of dogs in the matrix and edge habitats suggests that the impact of dogs can be considered as an edge effect, since the data from the scent stations suggest that dogs are not more frequent on the matrix and forest edge due to the shorter distance from their house. Nesbitt (1975) suggested that dogs prefer open areas. In Australia, a survey about dingo's (*Canis familiaris dingo*) diet showed that, in a fragmented landscape, forest edge dwelling were the most frequent preys in dingo's diet, suggesting that these animals are more frequent in this habitat (Vernes & Dannis 2001). Revilla *et al.* (2001), studying edge effects in Eurasian badger (*Meles meles*) abundance and in other animals abundance that could influence that, in the Doñana National Park, in Spain, observed that the edge had a positive effect in *C. familiaris*, as more tracks were found in this habitat, as well as did Lacerda (2002) in Brasilia's National Park. Dogs were included in Revilla's and colleagues' study because they may kill badgers (Neal & Cheeseman 1996) and also for being considered a good indicator of human interference (Aaris-Sorensen 1997, Jenkinson & Wheeler 1998).

Dog records were much more frequent in the Pasture Area. Landscape effects can be a plausible explanation for this difference, notably matrix permeability, since the owners' management practices did not differ between the two areas. If dogs prefer in fact open habitats instead of forested ones, and since there aren't houses inside the *Eucalyptus* plantations, the studied forest patches may be buffered by the matrix of *Eucalyptus* that surround them almost completely (figure 1). In the *Eucalyptus* area, in fact, the only scent station in the forest where a dog has been recorded was closer to the border with a pasture than to the *Eucalyptus* plantation (90 m against 290 m). Moreover, studied forest patches in the Pasture Area are alongside main dirt roads and thus can be accessed much more easily than the patches in the *Eucalyptus* Area, where the dogs may be eluded by the complex network of small and convoluted trails that cut the plantations.

Domestic dogs are part of the processes of occupation and use of the landscape by humans. They doubtless became the most abundant carnivore in rural areas and in Brazil the traditional management

regime is to keep them unrestricted, and thus free to walk through the matrix and enter the forest patches. Kitala *et al.* (2001) surveyed management practices and found that many dogs spend considerable time roaming freely, since 69 % of the dogs were never restricted and only 19 % of the households restricted their dogs movements at all times. Ortega-Pacheco (2007) also found a high proportion of unrestricted dogs in a rural area in Mexico (77%). In severely fragmented landscapes, as is the rule in the Atlantic Forest ecoregion (Morellato & Haddad 2000, Viana & Tabanez 1997) forest patches are scarce, small and close to houses, and thus highly vulnerable to the entrance of domestic animals coming from the surrounding matrix. The use of forest patches not only by dogs, but also by cattle, horses, goats, pigs, and cats, is doubtless an important ecological process in fragmented landscapes, though still poorly appreciated in the Neotropics.

On the other hand, at least in this case studied, the fact that most dogs have an owner and that they prefer non forested habitats may attenuate the enormous impacts that we would expect for a generalist carnivore in such high abundance if it relied only on forest resources. Still, domestic dogs may hunt for recreation (Lacerda 2002), a behavior that can have great impact on wild vertebrates (Crooks & Soulé 1999). Hence, to evaluate this impact directly is an essential goal that still needs to be achieved in the Neotropics. But even before this, it is clear that two simple management practices are of prime importance to avoid the impact of domestic dogs in forest fragments, namely, to convince owners to keep their dogs restricted and well feed.

References

- Aaris-Sorensen J. 1987. Part and present distribution in badgers *Meles meles* in a Copenhagen area. *Biological Conservation* 41: 159-165.
- Almeida M. & Franco M.P. 2000. A justiça local: caça e estradas de seringa na Reserva Extrativista do Alto Juruá. Comunicação apresentada na XXII Reunião Brasileira de Antropologia, Brasília.
- Becker M. & Dalponte J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. Brasília: Editora UNB, 180p.
- Bisbal F.J. & Ojasti J.D. 1980. Nicho trófico del zorro *Cerdocyon thous* (Mammalia, Carnivora). *Acta*

Biologica Venezolana, 10: 469-496.

- Brady C.A. 1979. Observations on the behaviour and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). Pp 161-171 in Vertebrate ecology of the northern Neotropics (J.F. Eisenberg, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Brooks R. 1990. Survey of the dog population of Zimbabwe and its level of rabies vaccination. Veterinary Record 127 (24): 592-596.
- Butler J. R. A. & du Toit J. T. 2002. Diet of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. Animal Conservation 5: 29-37.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B, Crawshaw Jr. P.G. & Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. Journal of Zoology 273: 14-20.
- Canty A. & Ripley B. 2005. boot: Bootstrap R (S-Plus). Functions (Canty). R package version 1.2-23.
- Clout M. 1995. Introduced species: the greatest threat to biodiversity? Species 24: 34-36.
- Crooks K. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. Conservation Biology 16(2): 488-502.
- Crooks K.R. & Soulé M.E. 1999. Mesopredator release and avifauna extinctions in a fragmented system. Nature 400 (6744): 563-566.
- Daniels T. J. & Bekoff M. 1989. Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. Journal of Mammalogy 70 (4): 754-762.
- Duran J.C, Cattán P.E. & Yanez J.L. 1987. Food-habits of foxes (*Canis* sp.) in the Chilean National Chinchilla Reserve. Journal of mammalogy 68 (1): 179-181.
- Eisenberg J.F., O'Connell M.A. & August P.V. 1979. Density, productivity and distribution of mammals in two Venezuelan habitats. Pp 187-207. In: Eisenberg J.F. (ed) *Vertebrate ecology in the northern neotropics*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Facure K. G. 1996. Ecologia alimentar do cachorro-do-mato *Cerdocyon Thous* (Carnívora, Canidae), no Parque Florestal de Itapetininga, município de Atibaia, sudeste do Brasil. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*. IB, UNICAMP, 52p.
- Facure K.G. & Monteiro-Filho E.L.A. 1996. Feed habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southeastern Brazil. Mammalia, 60: 147-149.
- Faria-Corrêa M. 2004. Ecologia de graxains (Carnivora: Canidae; *Cerdocyon thous* e *Pseudalopex gymnocercus*) em um remanescente de Mata Atlântica na região metropolitana de Porto Alegre – Parque Estadual de Itapoã, Rio Grande do Sul, Brasil. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*. Instituto

- de Biociência, UFRGS, 92 p.
- Fiorello C.V., Noss A.J. & Deem S.L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology*, 20 (3): 762-771.
- Galetti M. & Sazima I. 2006. Impact of feral dogs in a urban Atlantic Forest fragment in southeast Brazil. *Natureza e Conservação* 4 (1): 146-151.
- Gaspar D. A. 2005. Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do Município de Campinas, SP. *Tese de Doutorado em Ecologia*. IB, UNICAMP, 140p.
- Gavvani A.S.M., Mohite H., Edrissian G.H., Mohebal M. & Davies C.R. 2002. Domestic dog ownership in Iran is a risk factor for human infection with *Leishmania infantum*. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 67 (5): 511-515.
- Gheler-Costa C., Verdade L.M., Almeida A.F. 2004. Mamíferos não-voadores do campus “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 19, n.2, p.203-214, 2002. (suplemento).
- Governo do Brasil, 1965. LEI Nº 4.771, DE 15 DE SETEMBRO DE 1965. Institui o novo Código Florestal. <http://www.planalto.gov.br/CCIVIL/Leis/L4771.htm>.
- Horowitz C. 1992. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília: avaliação da Metodologia de Planejamento adotada, Execução e Resultados Alcançados no decênio 79/89. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília.
- Jenkinson S. & Wheeler C.P. 1998. The influence of public access and sett visibility on badgers (*Meles meles*) sett disturbance and persistence. *Journal of Zoology* 246: 478-482.
- Kitala P., McDermott J., Kyule M., Gathuma J., Perry, B. & Wandeler A. 2001. Dog ecology and demography information to support the planning of rabies control in Machakos District, Kenya. *Acta Tropica*, 78: 217-230.
- Lacerda A.C.R. 2002. Análise de Ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: Influência da Matriz, Monitoramento e Controle. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Lariviere S., Jolicoeur H., Crete M. 2000. Status and conservation of the gray wolf (*Canis lupus*) in wildlife reserves of Quebec. *Biological Conservation* 94 (2): 143-151.
- Maffei L. & Taber A.B. 2003. Distribución, historia natural y conservación de mamíferos neotropicales. *Journal of Neotropical Mammalogy* 10 (1): 154-160.
- Manly B. F. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in ecology. Chapman and Hall, London.
- Marinho-Filho J.S., Rodrigues F.H.G. & Guimarães M.M. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de

- Águas Emendadas. 34-63. In: Marinho-Filho, J.S., F.H.G. Rodrigues & M.M. Guimarães (eds) *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas*. SEMATEC/IEMA, Brasília, DF.
- Monteiro-Filho E.L.A. 1995. Os Mamíferos da Santa Genebra Pp 86-92. In: Morellato, L.P>C. & H.F. Leitão-Filho (org). *Ecologia de Preservação de uma Floresta Tropical Urbana Reserva de Santa Genebra*. Campinas, SP: Editora Unicamp.
- Morellato L.P.C. & Haddad C.F.B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32 (4B): 786-792.w
- Motta-Junior J.C., Lombardi J.A. & Talamoni S.A. 1994. Notes on crab-eating fox (*Dusicyon thous*) seed dispersal and food habits in southeastern Brazil. *Mammalia*, 58: 156-159.
- Navin T.R., Sierra M., Custodio R., Steurer F., Porter C.H. & Ruebush T.K. 1985. Epidemiologic study of visceral leishmaniasis in Honduras, 1975-1983. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 34 (6): 1069-1075.
- Neal E.G. & Cheeseman C. 1996. *Bargers*. T. & A.D. Poyser, London.
- Nesbitt W. H. 1975. Ecology of a feral dog pack on a wild refuge. Pp. 391-395, *in The wild canids*. Van Nostrand Reinhold, New York, 508 pp.
- Ortega-Pacheco A., Rodriguez-Buenfil J.C., Bolio-Gonzales M.E., Sauri-Arceo C.H., Jiménez-Coello M. & Forsberg C.L. 2007. A survey of dog populations in urban and rural areas of Yucatan, Mexico. *Anthrozoos* 20 (3): 261-274.
- Pardini R., Ditt E.H., Cullen L., Bassi C., Rudran R. . 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Laury Cullen Jr.; Rudy Rudran.; Claudio Valladares Padua. (Org.). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e no Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba, 2003, v. , p. 181-201.
- Patterson B.R., Quinn N.W.S., Becker E.F., Meier D.B. 2004. Estimating wolf densities in forested areas using network sampling of tracks in snow. *Wildlife Society Bulletin* 32 (3): 938-947.
- Reithinger R., Espinoza J.C., Llanos-Cuentas A. & Davies C.R. 2003. Domestic dog ownership: a risk factor for human infection with *Leishmania (Viannia)* species. *Transactions of the Royal Society of Medicine and Hygiene*. 97: 141-145.
- Revilla E., Palomero F., Delibes M. 2001. Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserve conservation : Eurasian badgers in Doñana National Park. *Conservation Biology* 15: 148-158.
- R Development Core Team (2006). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

- Rodrigues F.H.G. 2002. Ecologia do lobo guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. *Tese de Doutorado em Ecologia*, IB, UNICAMP, Campinas, SP.
- Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 121-125.
- Thomson P.C., Rose K. & Kok N.E. 1992. The behavioral ecology of dingos in north-western Australia. 5. Population-dynamics and variation in the social system. *Wildlife Research* 19 (5): 565-584.
- Viana V.M. & Tabanez A.A.J. 1997. The Brazilian Atlantic Moist Forest. In: Laurance W.F. & Bierregaard R.O. (eds). *Tropical Forest Remnants: ecology, management, e conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Vernes K. & Dennis A. 2001. Mammalian diet and broad hunting strategy of the dingo (*Canis familiaris dingo*) in the wet tropical rain forests of northeastern Australia. *Biotropica*, 33 (2): 339-345.
- Vilá C., Maldonado J.E. & Wayne R.K. 1999. Phylogenetic relationships, evolution, and genetic diversity of the domestic dog. *The Journal of Heredity* 90 (1): 71-77.
- Wandeler A. I., Matter H.C., Kappeler A. & Budde A. 1993. The ecology of canine rabies: a selective review. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 12: 51-71.
- Wang Y., He T., Wen X., Li T., Waili T.T., Zhang W., Zhou H., Zheng H., Wen H., Davaadorj N., Gambolt L., Mukhar T., Rogan M.T. & Craig P.S. 2005. Human cystic echinococcosis in two Mongolian communities in Hobukesar (China) and Bulgan (Mongolia). *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*. 99: 692-698.
- Weng H., Kass P.H., Hart L.A. & Chomel B.B. 2006. Risk factors of unsuccessful dog ownership: an epidemiologic study in Taiwan. *Preventive Veterinary Medicine* 77: 82-95.
- Yanoski A.A. & Mercolli C. 1990. Uso del bañado por mamíferos nocturnos, con especial referencia a *Cerdocyon thous* LINNEUS, 1777 y *Procyon cancrivorus* CUVIER, 1778. *Spheniscos* 8: 11-20.

CAPÍTULO 2

Ocorrência de cães domésticos (*Canis familiaris*) em uma floresta urbana e sua relação com a ocupação humana do entorno

Resumo

Várias unidades de conservação no estado de São Paulo enfrentam problemas relacionados à ocorrência de cães domésticos, o que pode ser agravado em áreas urbanas, pela grande densidade populacional humana e de cães. Porém, pouco se sabe sobre a relação da população humana com a população de cães e se uma grande densidade de cães no entorno dessas unidades pode estar ligada a uma maior ocorrência destes dentro delas. Sendo assim, este estudo tem como objetivos estimar o tamanho da população de cães em três áreas, com características sócio-econômicas diferentes, no entorno do Parque Estadual da Cantareira, descrever o regime de manejo dado aos cães pela população humana dessas áreas e verificar a frequência de ocorrência de cães em três áreas dentro do parque, que fazem limite com as áreas do entorno estudadas. Assim, foram feitas entrevistas com residentes das áreas de modo a obter informações sobre o número de cães e regime de manejo dado a eles, censos de cães soltos nas ruas, para estimar o tamanho de sua população, pelo método de marcação e recaptura fotográfica, e montadas parcelas de areia dentro do parque, a distâncias crescentes da borda, para verificar a ocorrência de cães nas três áreas e se ela diferia da borda para o interior. As três áreas se caracterizaram por uma alta proporção de casas com cães (61,9% - 78,1%). Grande parte desses cães (27,7%) são mantidos soltos na área de baixa renda, porém nas áreas de média e alta renda essa proporção é pequena (7,2% e 11,6%, respectivamente). Na área de baixa renda há uma população maior de cães sem dono, 193,4 cães em 1,5 km². Na área de renda média a população é de 91,3/1,5 km², enquanto que na de renda alta é 17,6/1,5 km². Há uma relação positiva entre ter cães e renda do domicílio e uma relação negativa entre renda e o hábito de soltar os cães. Há uma relação negativa entre renda e alimentar cães sem dono para residentes com até

o ensino médio completo. Não houve diferença na frequência de ocorrência de cães nas três áreas estudadas dentro do parque. E em todas as três áreas cães são mais frequentes na borda da unidade. A população de cães na área de baixa renda é maior devido ao hábito de soltar os cães e à presença de cães sem dono. Já na área de renda média, este hábito é menos difundido, assim há uma população menor de cães soltos, mas que também parece ser acrescida de cães sem dono. Já na área de alta renda é improvável que haja cães sem dono e a pequena população de cães soltos reflete o hábito incomum dos donos de soltá-los. A maior frequência de cães na borda do parque sugere que esses animais são oriundos da matriz. A mesma frequência de ocorrência de cães no parque, nas diferentes áreas, sugere que a proporção de cães com chance de utilizarem a mata difere de uma área para outra, o que pode ser devido ao manejo ou ao comportamento individual do animal. A grande heterogeneidade cultural e sócio-econômica da região metropolitana de São Paulo é provavelmente a responsável pela diversidade das relações da população humana com a população de cães nas áreas estudadas, que combina aspectos observados em diversas regiões do mundo, em áreas rurais e urbanas de países desenvolvidos e subdesenvolvidos.

Introdução

O cachorro doméstico (*Canis familiaris*) foi introduzido e facilmente se adaptou onde quer que o homem tenha se fixado. Todos os continentes e a maioria das ilhas foram colonizados por esse canídeo (Wandeler *et al.*, 1993), o que o tornou o carnívoro mais abundante no mundo atualmente (Daniels & Bekoff, 1989a). Seu grande aumento populacional em diversas áreas, especialmente urbanas, que mantém grandes populações de cães soltos, suscitou já há algumas décadas estudos sobre sua ecologia (Beck 1975, Daniels 1983a, Daniels 1983b, Font 1987, Oppenheimer & Oppenheimer 1975). Esses estudos focavam na história natural de cães domésticos e muitas vezes traçavam aspectos comparativos da ecologia desses canídeos com canídeos silvestres (Daniels 1983a, Daniels 1983b). Alguns estudos também focavam em ambientes rurais (Daniels & Bekoff 1989a, Daniels e Bekoff 1989b) e em grupos asselvajados (Nesbitt 1975). Beck (1975) e Oppenheimer & Oppenheimer (1975) também alertavam sobre problemas de saúde

pública que essas grandes populações de cães poderiam provocar.

Desde então, diversos estudos sobre demografia, história natural e a relação entre a população de cães e a população humana foram feitos em diversas regiões do mundo, motivados por problemas de saúde pública, com ênfase ao controle de zoonoses, principalmente raiva, (Alie *et al.* 2007, Butler & Bingham 2000, Kitala *et al.* 2001, Ortega-Pacheco *et al.* 2007, Weng *et al.* 2006,) e outros problemas epidemiológicos, como a transmissão de leishmaniose (Costa *et al.* 1999, Gavgani *et al.* 2002, Heyworth 2006, Leslie *et al.* 1994, Navin *et al.* 1985, Reithinger *et al.* 2003, Wang 2005), ou com o objetivo de fornecer dados básicos para esse tipo de estudo (Robertson *et al.* 1990, Teclaw *et al.* 1992, Patronek *et al.* 1997).

Cães domésticos têm sido, portanto, motivo de preocupação dado seus impactos na saúde humana. Além desses possíveis impactos negativos em ambientes antropizados, cães domésticos podem exercer impactos negativos sobre ambientes naturais. Em várias situações cães têm atuado como uma espécie exótica invasora, perturbando e modificando ecossistemas nativos de diferentes maneiras (Clout 1995), através de impactos diretos e indiretos sobre a fauna nativa (Sime 1999). Assim, estudos sobre a população de cães domésticos enfocando, por exemplo, o tamanho da população (Daniels & Bekoff 1989a), área de vida (Meek 1999) e uso espacial e temporal de recursos (Daniels & Bekoff 1989b) podem ser importantes também para identificar possíveis impactos de cães sobre a fauna silvestre e definir estratégias para a conservação da fauna nativa em diversas regiões.

Como cães domésticos são importantes vetores de raiva e outras doenças para carnívoros silvestres, os estudos sobre impactos desses animais sobre a fauna nativa concentram-se na transmissão dessas doenças (Butler *et al.* 2004, Cleaveland *et al.* 2000, Courtenay *et al.* 2001, Fiorello *et al.* 2004, Fiorello *et al.* 2006, Laurenson *et al.* 1998, Mainka *et al.* 1994, Suzán & Ceballos 2005, Whiteman *et al.* 2007). Ainda são poucos os estudos sobre interações diretas de cães domésticos com a fauna nativa e seu uso de áreas naturais. Kruuk & Shell (1981) mostraram que cães são predadores eficientes da fauna local em Galápagos, predando iguanas, e Butler & du Toit (2002) mostraram que esses animais competem com

sucesso com a fauna nativa, competindo com abutres por carcaças em área rural e periferia de reservas de vida selvagem no Zimbábue.

No Brasil, há alguns trabalhos que abordaram possíveis impactos de cães domésticos sobre a fauna silvestre, avaliando pressão de predação (Campos *et al.* 2007, Galetti & Sazima 2006), ocorrência em área de conservação (Galetti & Sazima 2006, Lacerda 2002, Whiteman *et al.* 2007) e transmissão de doenças (Whiteman *et al.* 2007). Há outros trabalhos que apontam impactos negativos de cães sobre a fauna silvestre, a partir de observações esporádicas em biomas como o Cerrado (Horowitz 1992, Marinho-Filho *et al.* 1998, Rodrigues 2002) e a Mata Atlântica (Gaspar 2005, Monteiro-Filho 1995). Porém, apenas quando há enfoque em doenças a relação entre a população de cães e a população humana foi investigada. Os demais trabalhos apenas especulam sobre essa relação, apesar de sugerirem uma forte ligação entre a ocorrência de cães em áreas de importância para a conservação e a população humana do entorno (Galetti & Sazima 2006, Gaspar 2005, Horowitz 1992, Lacerda 2002).

Lacerda (2002), estudando a ocorrência de cães domésticos no Parque Nacional de Brasília, propôs que ocorrência desses animais não é influenciada por características internas do parque, como tipo de vegetação nativa no interior, e sim por características do entorno, aonde o número de cães vem crescendo (FUNATURA/Ibama 1998). Tal crescimento deve-se a características da matriz onde o parque está inserido, que é rural, mas em crescente processo de urbanização. Outros autores apontam também que a densidade populacional de cães é diretamente relacionada à densidade de pessoas em diversas áreas (Butler & Bingham 2000, Kitala *et al.* 2001). Nas áreas de estudo desses autores, rurais e periurbanas, quase a totalidade dos cães tinham dono e grande parte era mantida solta, mostrando que o regime de manejo tem influência direta no número de cães que podem transitar livremente e então, inclusive, entrar em áreas naturais e protegidas.

Lacerda (2002) também sugere que os cães são um efeito de borda na unidade de conservação estudada, uma vez que a presença de *C. familiaris* foi significativamente associada à distância da borda. Este efeito de borda também foi demonstrado em experimentos com carcaças de animais, em uma área rural no Zimbábue, que faz limite com a Sengwa Wildlife Research Area. Os cães localizaram e

consumiram as carcaças experimentais colocadas na área rural e na borda da reserva, mas não as colocadas dentro da reserva (Butler & du Toit 2002).

Galetti & Sazima (2006) apontam que várias unidades de conservação no estado de São Paulo enfrentam problemas relacionados à ocorrência de cães domésticos. Em unidades de conservação próximas a áreas urbanas, o quadro deve se agravar, devido à grande densidade da população humana. Porém pouco se sabe sobre a relação da população humana com a população de cães e se uma grande densidade de cães no entorno dessas unidades pode estar ligada a uma maior ocorrência de cães dentro delas. Sendo assim, este estudo tem como objetivos descrever o regime de manejo dados aos cães pela população humana no entorno do Parque Estadual da Cantareira, estimar o tamanho da população de cães e investigar de que forma ela é influenciada pela população humana, verificar se pode haver uma relação entre o tamanho da população de cães e a frequência de ocorrência desses animais dentro do parque e se essa ocorrência difere da borda para o interior.

Para isto, realizei uma caracterização da população de cães com dono e cães que vivem soltos no entorno de uma das maiores reservas florestais urbanas do mundo, em três áreas com marcadas diferenças sócio-econômicas. As perguntas específicas deste estudo são:

- (1) Há diferença no tamanho da população de cães nas três áreas?
- (2) Há diferença no regime de manejo dos cães dado pela população nas três áreas em relação ao hábito de soltar os cães, vaciná-los e alimentar cães de rua?
- (3) Há correlação entre variáveis sócio-econômicas (área da propriedade, número de banheiros da residência e escolaridade do residente) e ter cães?
- (4) Há correlações entre variáveis sócio-econômicas (área da propriedade, número de banheiros da residência e escolaridade do residente) e o manejo dado aos cães (solta-los e alimentar cães de rua)?
- (5) Há diferença na ocorrência dos cães dentro do parque nas três áreas?
- (6) Os cães ocorrem com mais frequência na borda do parque que em seu interior?

Métodos

1. Área de estudo

A área de estudo foi o Parque Estadual da Cantareira (PEC) e áreas urbanas limítrofes ao parque, localizadas na Serra da Cantareira, região metropolitana de São Paulo (23° 22' S, 46° 26' W). O parque está inserido nos limites dos municípios de Guarulhos, Mairiporã, Caieiras e São Paulo (figura 1), e abrange uma área total de 7.916 hectares de Mata Atlântica, sendo considerado uma das maiores florestas urbanas do mundo. Foi criado em 1963 pelo Decreto Estadual nº 41.626, em uma área com longo histórico de ocupação e colonização, onde ocorreu derrubada de cobertura vegetal nativa, principalmente para a plantação de café (Tabarelli 1994), e a introdução de muitas espécies exóticas. Atualmente, o parque é administrado pela Fundação Florestal do Estado de São Paulo.

O PEC tem a forma de uma elipse alongada que acompanha a Serra da Cantareira, com 90,5 quilômetros de perímetro e diversos tipos de uso do solo em seu entorno, como sítios, chácaras de recreio, condomínios e loteamentos de alto padrão, pedreiras, áreas densamente urbanizadas e terrenos com mata nativa. O entorno da parte sul do parque é a área mais urbanizada e corresponde aos municípios de São Paulo e Guarulhos, enquanto que o entorno da parte norte do parque é caracterizado por condomínios (municípios de Caieiras e Mairiporã) e propriedades rurais (município de Mairiporã) (figura 1).

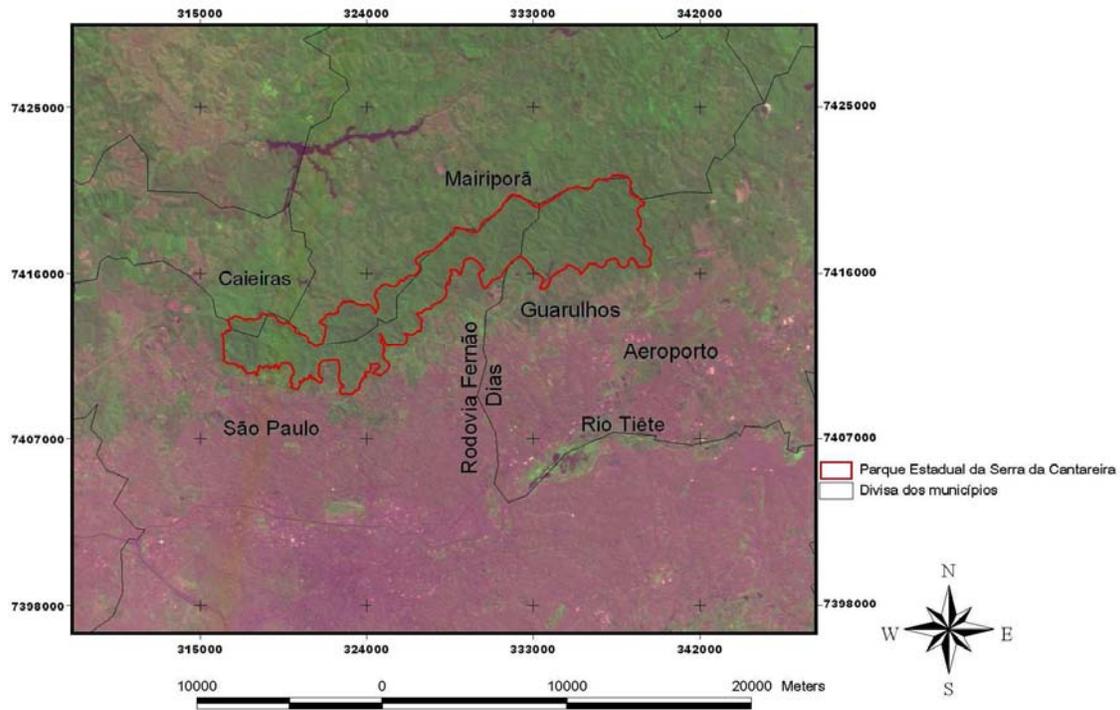


Figura 1. Limites do Parque Estadual da Cantareira e a divisa dos municípios. Composição em falsa cor da imagem do satélite sinobrasileiro CBERS 2 (órbita ponto 154/126 de 16/09/2005). Cobertura vegetal está em verde e área urbanizada e solos expostos, em rosa.

Segundo o Censo Populacional de 2001, os distritos da Região Metropolitana ao sul do parque têm uma densidade populacional de até 12 mil indivíduos por km². No entorno da parte norte do parque, na maior parte dos distritos, a densidade é apenas de no máximo 200 indivíduos por km² (Centro de Estudos da Metrópole) (figura 2).

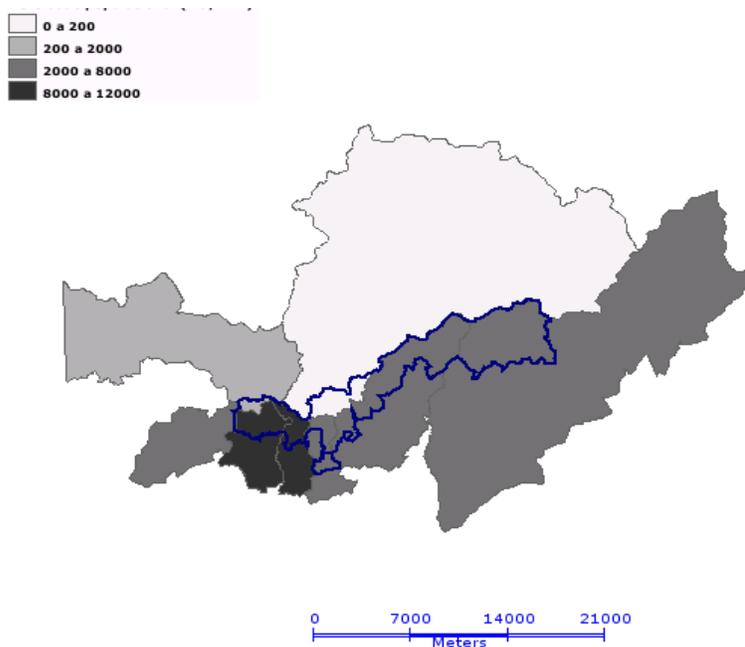


Figura 2. Contorno do Parque Estadual da Cantareira e densidade populacional dos distritos da Região Metropolitana de São Paulo (habitantes/km²). Cartograma preparado com dados do Centro de Estudos da Metrópole, www.centrodametropole.org.br.

Foram escolhidas três áreas dentro do parque para o estudo e três áreas urbanas abrangendo 3 km² que fazem limite com cada uma das três áreas do parque (que serão chamadas de áreas do entorno). Essas áreas do entorno são faixas de 3 km de extensão ao longo do limite do parque e 1 km de largura em direção aos bairros (dentro da zona urbanizada). As áreas dentro do parque compreendem três dos quatro núcleos de visitação e suas proximidades: núcleos Pedra Grande, Águas Claras e Engordador, com aproximadamente 2 km² cada uma (figura 3).

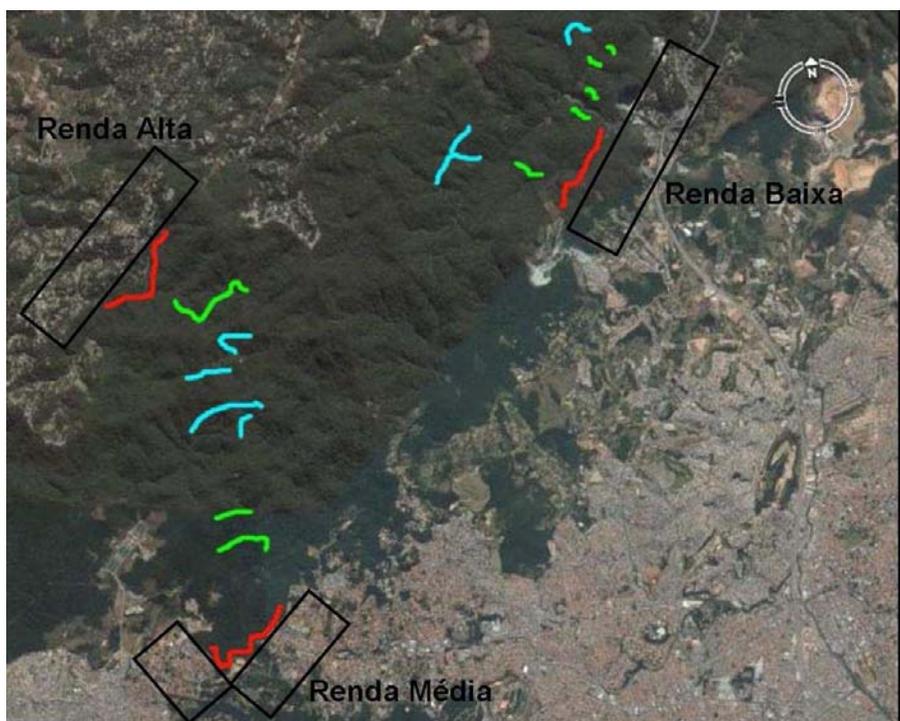


Figura 3. Imagem das três áreas estudadas no entorno e no interior do Parque Estadual da Cantareira. Os retângulos em preto representam as áreas de 3 km² que foram estudadas no entorno do parque (renda baixa, renda média e renda alta). Em coloridos então representadas a localização aproximada das trilhas onde foram distribuídas as parcelas de areia no interior do parque. Vermelho: parcelas da faixa 1, verde: parcelas da faixa 2 e azul: parcelas da faixa 3.

Essas três áreas dentro do parque foram escolhidas, pois os entornos correspondentes têm características sócio-econômicas e demográficas muito distintas, que são representativas dos diferentes tipos de ocupação existentes no entorno do parque como um todo. Cada área escolhida representa ocupação por moradores de uma condição sócio-econômica predominante, assim, as três áreas serão denominadas de: área de baixa renda (BR), área de média renda (MR) e área de alta renda (AR) (figura 3). As áreas dentro do parque, correspondentes a cada uma dessas áreas de entorno, também serão citadas por esses nomes. As condições socioeconômicas foram verificadas através do Censo Populacional de 2000 do IBGE, que traz informações acerca dos domicílios por setor censitário. Assim, cada área estudada do entorno é formada por alguns setores censitários. A quantidade de setores por área variou, uma vez que a área estudada foi constante (3 km²), porém a área dos setores varia, de acordo com a densidade populacional, para representar um número equivalente de habitantes. Com isso, foi possível obter a informação de quantas residências existiam em cada área do entorno estudada. A área de baixa renda se

caracteriza por uma crescente ocupação com pouca infra-estrutura (e.g., muitos lugares não possuem rede de esgoto), e em muitos casos há ocupações irregulares. A atividade comercial é moderada, constituída principalmente por pequenas vendas de produtos alimentícios. Ainda há áreas não construídas que retêm a cobertura vegetal nativa. É ocupada, principalmente, por uma população com média de renda do responsável, em 2000, entre 500 e 1000 reais mensais para 100% das residências (IBGE 200). A área de média renda se caracteriza por ser altamente urbanizada e povoada, com poucos terrenos ainda não construídos, e bastante atividade comercial (restaurantes, padarias e outros serviços). É ocupada, principalmente, por moradores cuja renda média do responsável, em 2000, era maior que 1000 reais para 79% das residências e maior que 1500 reais para 46% das residências (IBGE 2000). A área de alta renda é ocupada em seu total por um loteamento de alto padrão, com ainda grande parte de seus terrenos não construídos. Não há atividade comercial. Por não ser um condomínio é permitida a entrada e saída de quaisquer veículos pelas guaritas, porém há monitoramento. A renda média do responsável é superior a 2500 reais para todas as residências (IBGE 2000). A estimativa de densidade de residências para cada área, de acordo com os dados do Censo Populacional do IBGE de 2000 e tomando o tamanho da área de estudo do entorno (3 km²), é de 345 residências/km² em RB, 1055 residências/km² em RM e 100 residências/km² em RA.

2. Entrevistas com residentes

As entrevistas com os residentes das áreas tiveram como objetivo estimar o tamanho da população de cães com dono em cada área e conhecer o regime de manejo dado a esses cães por seus donos.

2.1. Sorteio das casas

Cada uma das áreas estudadas do entorno compreende alguns setores censitários do IBGE, como já descrito, do qual obtive a renda média do setor e número de residências (IBGE 2002). A amostragem das casas para as entrevistas foi feita então por setor que, por sua vez, foram agrupados em estratos de

renda do responsável pelo domicílio. Com esse procedimento, casas em todas as classes de renda e todos os setores foram igualmente representadas, o que era necessário para testar correlações entre renda e condições do manejo dado aos cães.

Assim, foram agrupados os setores em cada área estudada em quatro classes de renda média: entre 500 a 1000 reais, 1001 a 1800 reais, 1801 a 2500 reais e mais de 2500 reais. O número de casas sorteadas em cada classe foi estabelecido de acordo com o número de residências dos setores, de modo que 3,5% das casas de cada classe fossem amostradas. Depois de estabelecido o número de casas amostradas por classe de setor, esse número foi dividido pelo número de setores da classe, de modo que todos os setores fossem amostrados. Quando esse número não era inteiro foram sorteados os setores que teriam mais uma casa sorteada.

Em cada setor as casas a serem entrevistadas foram sorteadas por meio de geração de números aleatórios no programa PopTools, um macro gratuito da planilha Excel para Windows (Hood 2007). As cartas dos setores censitários do IBGE possuem o esquema das ruas e quadras. Sobre cada carta foi colocada uma transparência quadriculada, com 1665 pontos (vértices das quadrículas), dos quais foi feito o sorteio. A quadra mais próxima ao ponto sorteado no mapa foi a selecionada para o sorteio da casa. Como no mapa fornecido pelo IBGE não há o limite dos terrenos das residências, a casa, dentro da quadra, foi sorteada no local, também por meio de números aleatórios. O número sorteado representava a ordem das casas na quadra: número um representava a primeira casa, número dois a segunda e assim por diante.

No total, foram entrevistados 151 domicílios, sendo 110 no entorno na área de média renda, 36 na área de baixa renda e 15 na área de alta renda, o que corresponde a 3,5% das residências de cada área, de acordo com o Censo Demográfico de 2000 do IBGE.

2.2. Tamanho da população de cães com dono

Para estimar o tamanho da população de cães com dono em cada área estudada do entorno, os entrevistados residentes de casas sorteadas dentro da área foram perguntados sobre o número de cães que possuíam no momento e sobre se seus vizinhos de terreno possuíam ou não cães e quantos.

2.3. Regime de manejo dos cães

Além do número de cães que o residente possuía, também lhes foram feitas perguntas sobre o manejo de seu(s) cão(ões), algumas características deles e sobre características da propriedade e escolaridade do residente responsável. As perguntas sobre regime de manejo e características do cão visavam saber como o residente tinha adquirido o animal, se era castrado, se já tinha tido ninhada, o destino da ninhada, se era vacinado, a idade e sexo, se o residente o considerava como cão de raça, se o residente o mantinha sempre dentro da propriedade ou não, se o mantinha solto, por qual razão, e frequência com a qual o alimentava. Se o residente não tinha cães foi-lhe perguntado o motivo e se os teve anteriormente. Também foi perguntado com que frequência os residentes observavam cães soltos nas ruas e se eles tinham o costume de alimentá-los. As características da propriedade (área do terreno e número de banheiros) foram usadas como indicativo da condição sócio-econômica do residente. O número de banheiros se correlaciona bem com as condições sócio-econômicas da moradia (IBGE 2000) e em áreas urbanas o tamanho do terreno é um forte indicador de renda familiar (Kurkdjian 1986). Porém, essa variável também pode ter um efeito independente de renda, uma vez que também indica o espaço disponível para ter um cão, o que foi levado em conta nas análises (ver abaixo).

3. Tamanho da população de cães soltos nas ruas

Para estimar o tamanho da população de cães soltos nas ruas (que podem ou não ter dono) foi utilizado o método de marcação e recaptura por fotografia (Beck 1975 e Daniels & Bekoff 1989a). Durante 6 ou 7 dias consecutivos, em cada área do entorno, foram percorridos, a pé, 15 km, das 6h às 10h da manhã, o que abrangeu uma área de 1,5 km². As vias percorridas foram sorteadas com uma transparência quadriculada e posterior geração de números aleatórios, da mesma forma que as quadras das casas para as entrevistas. Assim, foram sorteadas vias até completar 15 km, quando ligadas uma à outra por meio de outras vias que não necessariamente haviam sido sorteadas. Todos os animais soltos nas ruas

foram fotografados para identificação do indivíduo, feita a partir de características da pelagem (cor, comprimento, manchas, textura), do tamanho, presença de coleira, ferimentos e cicatrizes e, algumas vezes, sexo do indivíduo. Assim, foi possível obter o número de cães recapturados (reavistados) em cada dia de censo (figura 5). Os censos foram feitos entre os dias 12 e 18 de maio, na área de baixa renda, 11 e 16 de junho, na área de alta renda e 2 e 7 de julho de 2007 na área de média renda.



Figura 5. Exemplo de “recaptação” visual de cão, no censo realizado na área de média renda. O animal foi fotografado no primeiro e segundo dia do censo (foto da esquerda e direita, respectivamente). Devido à fácil identificação por sua pelagem, tamanho, sexo e coleira, não foi necessário fotografá-lo nos 5 dias posteriores de censo em que foi reavistado.

4. Ocorrência de cães no parque

Para verificar a ocorrência de cães no parque foram colocadas parcelas de areia nas três áreas do PEC escolhidas, que faziam limite com as áreas escolhidas no entorno (renda baixa, renda média e renda alta) (figura 3). Em cada área as parcelas foram distribuídas em três faixas de distância da borda tomando como referência o limite do parque com a área do entorno estudada (figura 3). Em cada uma das faixas foram instaladas 12 parcelas. Nas áreas de média e alta renda, onde a distância da borda até o meio do parque (sentido norte-sul) é de 2,5 km, as faixas compreendiam 5-150m de distância da borda (faixa 1), 600-800m (faixa 2) e 1800-2200m (faixa 3). Na área de baixa renda a distância entre a borda do entorno

estudado e interior do parque é menor, apenas 2,2 km, foi necessário criar faixas mais próximas entre si, sendo a faixa 1 de 5-150m da borda, a faixa 2 de 500-700m e a faixa 3 de 1000-1200m. As parcelas dentro de cada faixa foram instaladas a 150m de distância umas das outras em trilhas já abertas pela administração do parque (trilhas para visitação, fiscalização e monitoramento de fauna).

As parcelas tinham uma área de 70 cm X 70 cm e aproximadamente 2 cm de espessura preenchidas com areia fina lavada e peneirada. Como isca, foram usadas duas essências para carnívoros com alta atratividade para canídeos, uma de curta distância e a outra de longa distância (Russ Carman's Pro-Choice and Canine Call, Sterling Fur & Tool, Sterling, Ohio). Cada parcela recebeu três gotas de cada solução a cada dois dias (Crooks 2002). Em cada área, todas as parcelas foram montadas em um dia e inspecionadas nos mesmos dias, durante seis dias consecutivos. Cada vez que as parcelas foram inspecionadas, a areia foi limpa, descompactada e umedecida com água (Pardini 2003). A identificação das pegadas foi feita com o auxílio do guia de Becker & Dalponte (1991). A presença de pegadas em cada parcela, em um dia de inspeção, foi contada como um registro, independente do número de pegadas e indivíduos identificados.

5. Análise dos resultados

5.1. Tamanho da população de cães com dono e regime de manejo

Para estimar o número de casas com cães, número de casas que soltam cães, média de cães soltos por casa e número de cães mantidos soltos nas áreas foi utilizado o método de amostragem em rede (*network sampling*, Thompson 2002) que aproveita melhor o esforço de amostragem por entrevistas, incorporando dados sobre outras pessoas que fazem parte da rede de relacionamentos dos entrevistados. Com isto, aumenta-se a quantidade de informação obtida, o que melhora a precisão das estimativas.

Neste método de amostragem, uma amostra aleatória simples de residências é selecionada, mas são incluídos também os dados que os entrevistados fornecem sobre pessoas com quem se relacionam por algum critério, no caso o de vizinhança. Para isso, em cada residência o entrevistado foi perguntado também sobre seus vizinhos de terreno, se têm ou não cães, quantos e se os soltam ou não. O conjunto de

unidades observadas com um dado padrão de ligação, como a vizinhança, forma uma rede. Chama-se então de “multiplicidade” da unidade observada o número de unidades selecionadas a qual essa unidade é ligada. Sendo assim, para estimar o total da população usa-se a fórmula:

$$\tau = M/n * \sum y_i/m_i$$

sendo M o total de unidades selecionadas possíveis (neste caso número total de residências na área), n o número de unidades selecionadas na amostra, y_i o valor da variável de interesse da i^a unidade observada e m_i a “multiplicidade” da i^a unidade observada. Esta fórmula pode ser simplificada de modo que:

$$\tau = M/n * \sum w_j,$$

sendo:

$$w_j = \sum y_i/m_i,$$

assim calcula-se a variância como:

$$\text{var}(\tau) = [M (M-n)/n] * s_w^2$$

sendo

$$s_w^2 = 1/n-1 \sum (w_j - w_m)^2$$

sendo w_m a média das variáveis w.

Os intervalos de confiança foram então calculados por:

$$IC = (\sqrt{\text{var}/n}) * t_\alpha$$

sendo t_α o valor obtido na tabela de distribuição t para um intervalo de confiança de $(100 - \alpha)\%$.

Para a média de cães por casa e número total estimado nas áreas esse método não pôde ser usado, pois a maior parte dos entrevistados não soube informar quantos cães cada vizinho tinha. Assim, esses valores foram calculados baseados somente naqueles obtidos para as residências entrevistadas. Neste caso, os intervalos de confiança da média de cães por casa e total de cães foram estimados pelo método de bootstrap por percentis (Manly 1997).

As relações entre condições sócio-econômicas, ter cães e soltá-los foram investigadas com regressões logísticas. Neste caso, a unidade amostral foi cada domicílio, as variáveis dependentes eram binárias (ter / não ter, soltar/ não soltar) e as variáveis sócio-econômicas eram a área da propriedade e o

número de banheiros na casa, usadas como indicador de renda familiar. Também foi testado se o tamanho da propriedade se correlacionava a ter ou não cães levando em conta o efeito do espaço disponível para tê-los, além do efeito da renda. Para tanto foram comparados os modelos que tinham apenas o número de banheiro como variável preditora e que tinham o número de banheiro e a área do terreno. Os efeitos da escolaridade do residente e do cão ser de raça sobre a possibilidade do residente soltar o cão, também foram testados. Essas regressões foram feitas juntando os dados das três áreas amostradas.

As regressões logísticas são aplicações de modelos lineares generalizados (GLM), uma generalização de modelos lineares tradicionais, como regressões lineares e análises de variância, mas que se aplicam a dados que não se adequam a essas análises usuais (Dobson 1990).

Para testar o efeito de cada variável preditora, foi utilizado um teste de qui-quadrado para a diferença de “*deviance*” entre os modelos com e sem cada variável. A *deviance* é uma medida de adequação de ajuste de um GLM, definida como duas vezes a diferença da log-verossimilhança negativa entre os modelos comparados. Este valor pode ser aproximado a uma distribuição de qui-quadrado, o que permite testar a significância do efeito de cada variável preditora, comparando o modelo que a inclui com um modelo sem ela (Crawley 2002).

5.2. Tamanho da população de cães nas ruas

O tamanho das populações de cães foi estimado usando o programa MARK (White & Burnham 1999), para análise de dados em marcação e recaptura de indivíduos. Para a escolha do método a ser usado para tal estimativa é necessário testar primeiro se a população analisada é aberta ou fechada, ou seja, se a população é aberta a mortes, nascimentos, entradas e saídas de indivíduos ou não. Tal teste foi feito usando o programa CloseTest (Stanley & Burnham 1999). Em princípio este programa testa a hipótese nula do modelo de população fechada contra o modelo Jolly-Seber de população aberta (Jolly 1965, Seber 1965) como hipótese alternativa. Essas duas hipóteses alternativas são comparadas com o teste de qui-quadrado, podendo ser decomposto em outros componentes que podem ser interpretados para determinar a

natureza da violação da hipótese nula. Esses componentes são testes de modelos derivados do modelo Jolly-Seber, que indicam onde houve violação da hipótese nula. Assim, o CloseTest testa quatro modelos:

Mt – modelo de população fechada, um caso especial (restrito) do modelo Jolly-Seber de população aberta, no qual a restrição imposta é o isolamento demográfico e geográfico da população (Jolly 1965, Seber 1965, Lebreton *et al.* 1992);

NR (no recruitment)— modelo onde não há recrutamento, porém permite mortes;

NM (no mortality) – modelo onde não há mortes, porém permite recrutamento de indivíduos;

Jolly-Seber – modelo de população aberta, que permite recrutamento e perda de indivíduos.

Como as populações se mostraram abertas (ver resultados), foi usado no programa MARK o modelo Jolly-Seber (JS) para estimar o tamanho das populações de cães. Este modelo possui as seguintes premissas:

- Os indivíduos retêm sua marcação até o final do experimento;
- Os indivíduos são corretamente identificados (indivíduos não são confundidos entre si);
- A amostragem é instantânea, relativa ao intervalo entre as ocasiões i e $i+1$;
- A área de estudo é constante;
- Taxas de sobrevivência são as mesmas para todos os indivíduos (marcados e não marcados) entre cada par de ocasiões amostrais (sobrevivência homogênea);
- Probabilidade de captura é a mesma para todos os indivíduos (marcados e não marcados) em cada ocasião amostral (captura homogênea). Esta é a premissa mais crucial para modelos JS.

A formulação original do modelo Jolly-Seber estima os parâmetros p_i (probabilidade de captura dos animais marcados e não marcados, vivos na ocasião i) e ϕ_i (probabilidade de sobrevivência dos

animais marcados e não marcados entre a ocasião i e $i+1$). A formulação usada foi uma variação dessa formulação, denominada POPAN (Schwarz & Arnason 1996), que postula a existência de uma “super-população” que consiste de todos os indivíduos que podem nascer na população e parâmetros b_i , que representam a probabilidade de um indivíduo dessa super-população hipotética de entrar na população estudada entre as ocasiões amostrais i e $i+1$. Assim, os modelos testados possuem parâmetros p , ϕ e b cujos valores podem variar ou serem constantes de uma ocasião amostral para outra.

A escolha do melhor modelo consiste de dois passos principais. O primeiro foi verificar o quão bem o modelo geral (com maior número de parâmetros, ou seja, cujos valores de p , ϕ e b variam de uma ocasião amostral para outra) se adequa aos dados. Para isso foram feitos testes de adequação de ajuste (goodness-of-fit – GOF) no programa RELEASE (Burnham *et al.* 1987), que pode ser rodado dentro do programa MARK, e no programa U-CARE (Choquet *et al.* 2005), um aplicativo separado. Este teste também fornece uma medida de quanta variação extra existe, para que seja possível ajustar essa variação (sobredispersão) ao modelo geral. A medida da magnitude dessa sobredispersão é chamada de fator de inflação da variância, ou \hat{c} , que será usada no programa MARK (ver adiante). Este valor é calculado como:

$$\hat{c} = X^2/df$$

supondo que se meça o ajuste do modelo aos dados com um teste X^2 , se o modelo se adequa aos dados, o valor esperado do teste será igual ao número de graus de liberdade. Foi usado o valor de \hat{c} calculado pelo programa U-CARE, por ter sido um valor maior que o calculado pelo programa RELEASE, sendo assim uma estimativa mais conservadora do ajuste do modelo.

Depois de confirmado o ajuste do modelo geral aos dados, vem o segundo passo, que é testar se modelos mais simples se adequam melhor aos dados. Para escolher este modelo foi usado o Critério de Informação de Akaike, AIC, corrigido para amostras pequenas e falta de ajuste (Anderson & Burnham 1999, Anderson *et al.* 1994):

$$QAICc = [-2 \ln(L)/\hat{c}] + 2K + [2K(K+1)/(n-K-1)]$$

sendo L a verossimilhança do modelo, \hat{c} o fator de inflação da variância, K o número de parâmetros e n o tamanho da amostra. Em geral, o aumento do número de parâmetros aumenta o ajuste do modelo aos dados, mas a variância aumenta, ou seja, o modelo perde precisão na estimativa dos parâmetros individuais. Quanto menor a verossimilhança, melhor é o ajuste, e quanto maior o número de parâmetros, menor é a precisão. Assim, seleção de modelos por AIC consiste em selecionar o modelo com menor AIC, neste caso menor QAICc. Efetivamente isso fornece um compromisso entre ajuste e complexidade.

Para a população na área de alta renda não foi possível fazer estimativas usando o programa MARK, pois poucos indivíduos foram marcados, não havendo dados suficientes para a estimativa dos parâmetros. Tampouco foi possível testar se a população é aberta ou fechada usando o programa CloseTest. Assim, para se obter uma estimativa, mesmo que mais grosseira, do tamanho da população nesta área foi usado o método mais simples disponível para múltiplas recapturas, que é o de Schnabel, que presume populações fechadas, (Krebs 1998). O cálculo do número médio de cães se dá pela fórmula:

$$N = [\sum_t (C_t M_t)] / \sum_t R_t$$

sendo C_t o número total de indivíduos capturados na ocasião amostral, t , R_t o número de indivíduos já marcados previamente quando capturados na ocasião amostral, t e M_t o número total de indivíduos marcados na população antes da ocasião amostral t . A variância, erro padrão e intervalos de confiança são calculados por:

$$\text{Variância } (1/N) = \sum R_t / (\sum C_t M_t)^2$$

$$\text{Erro padrão de } 1/N = \sqrt{\text{variância } (1/N)}$$

$$\text{Intervalos de confiança} = 1/N \pm t_\alpha \text{ E.P.}$$

sendo E.P. o erro padrão de $1/N$ e t_α o valor obtido na tabela de distribuição t para um intervalo de confiança de $(100 - \alpha)\%$.

5.3. Ocorrência de cães no parque

Cada parcela de areia foi considerada uma unidade amostral, sendo a variável resposta a proporção de inspeções da parcela que tiveram registro de pegadas. Essa proporção foi relacionada à posição da parcela em relação à borda e ao núcleo do parque no qual estava a parcela, por meio de regressões binomiais (Crawley 2002). As regressões binomiais são outra aplicação dos GLM para variáveis dependentes de proporção e a significância de cada variável preditora foi testada com a aproximação ao qui-quadrado da *deviance*, como detalhado anteriormente.

Resultados

1. Tamanho da população do entorno

1.1. Entrevistas com os donos

Mais da metade das residências amostradas tiveram pelo menos um cão (68,1% na área média renda, 61,9% na de baixa renda e 78,1% na de alta renda). A média de idade dos cães nas três áreas foi parecida: seis anos em MR, 5,2 em BR e 6,3 anos em AR. Porém, na área de baixa renda 42% dos cães tinham um ano ou menos, enquanto que na área de média renda essa porcentagem foi de 15% e na área de alta renda de apenas 4%.

O número máximo de cães por casa, encontrado com as entrevistas, foi de seis cães na área MR e 4 na de BR e AR, e o número modal de cães nas residências foi de um. Das casas com cães na área MR, 61,6% tinham apenas um, 24,7% dois e 13,7% mais de dois. Na área AR, 38,4% das residências entrevistadas tinham um cão, mesmo percentual encontrado de casas com dois cães. Casas com três cães corresponderam a 15,3% dos entrevistados. Na área BR 56,5% das residências possuíam apenas um, 26,1% dois e 13,1% três.

A média de cães por casa foi maior na área de alta renda que de média renda (tabela 3), mas o intervalo de confiança para a média de cães por casa na área de baixa renda mostra que o universo de cães

por casa não difere significativamente das outras áreas (tabela 3). Porém, extrapolando o número de cães com dono para o total de residências dessas áreas, a área de média renda apresenta um total maior de cães, devido ao maior número de domicílios nessa área (tabela 3). Das residências entrevistadas e que possuem cães, os cães são mantidos soltos em pelo menos parte do dia em 7,2% das residências na área de média renda, 27,7% na de baixa renda e 11,6% na de alta renda. A média de cães mantidos soltos por casa é maior na área de baixa renda (tabela 4). Extrapolando para o total de residências das áreas, mesmo essa área tendo um número de residências menor, o número total de cães com dono, mantidos soltos, é maior (tabela 4).

Tabela 3. Média de cães por casa e total estimado de cães com dono no entorno das áreas estudadas do parque (intervalos de confiança de 95% por bootstrap entre parênteses).

	Baixa Renda	Média Renda	Alta Renda
Número total de residências	846	3164	345
Número de residências entrevistadas	36	110	15
Média cães/casa	1,02 (0,72 a 1,36)	1,05 (0,86 a 1,25)	1,66 (1,33 a 2,2)
Média cães/casa com cão	1,61 (1,3, 1,91)	1,59 (1,38, 1,81)	1,93 (1,46, 2,46)
Número de cães com dono*	862,9 (609,1 a 1150,5)	3322,2 (2721 a 3955)	572,7 (458,8 a 759)

*número extrapolado para o total de residências das áreas estudadas.

Tabela 4. Média de cães mantidos soltos por casa e números estimados de casas com cães, de casas que soltam cães e de cães mantidos soltos para o total de casas do entorno das áreas estudadas do parque, através do método de “network sampling” (intervalo de confiança entre parênteses).

	Baixa Renda	Média Renda	Alta Renda
Número de casas com cão	524,2 (± 16,18)	2155,5 (± 28,4)	269,6 (± 10,8)
Número de casas que soltam cão	234,8 (± 15,4)	228,3 (± 18,9)	40,2 (± 11,1)
Média de cães soltos/casa	0,42 (± 0,038)	0,07 (± 0,007)	0,21 (± 0,064)
Número de cães soltos com dono	356,3 (± 31,9)	228,3 (± 21,2)	72,2 (± 22,1)

Os números das extrapolações para o total de casas na área de baixa renda podem, no entanto, estar subestimados. Isto porque o número de residências é baseado no Censo Populacional de 2000 do IBGE, e sendo uma região que apresenta uma rápida e irregular ocupação, em sete anos o número de residências nessa área parece ter crescido muito mais que o número de residências na área de média renda.

1.2. Censo de cães nas ruas

Na área de baixa renda foram marcados 168 cães diferentes, na área de média renda 80 e na área de alta renda, 17. A maior população foi encontrada na área de baixa renda, com uma estimativa de 193,4 cães em 1,5 km² (IC 95% = 167,1 e 219,7). Na área de média renda a população foi estimada em 91,3 cães em 1,5 km² (IC 95% = 77,3 e 105,4), enquanto que na área de alta renda a população estimada de cães é muito menor, 17,6 cães em 1,5 km² (IC 95% = 11 e 44,7). Assim, a população de BR é pelo menos 60% maior que de MR. Apesar de não poder ser feita uma comparação direta das densidades encontradas nas áreas MR e BR com a densidade encontrada em AR, uma vez que as estimativas foram obtidas com métodos diferentes, a diferença no número de animais marcados já indica uma grande diferença em relação a essa última área. De acordo com os dados das entrevistas, a área de baixa renda tem um número de cães soltos maior que as outras duas áreas, sendo que na área de alta renda esse número foi o mais baixo encontrado, o que se assemelha ao padrão encontrado pela estimativa dos censos.

As populações de cães nas áreas de média e baixa rendas se caracterizam como populações abertas ($X^2 = 16,08$ g.l.= 8, $p = 0,04$ para MR e $X^2 = 67,6$ g.l. = 10, $p < 0,001$ para BR). Como o período de amostragem foi pequeno, apenas uma semana, é improvável que isso seja devido a mortes e nascimentos, sendo mais provável que esses animais não fiquem restritos à área estudada, podendo imigrar e emigrar. Na área de baixa renda parece ser mais acentuada essa característica, pois os modelos que indicam adição e perda na população se adequaram melhor aos dados (tabela 5), já na área de média renda houve apenas um ganho marginalmente significativo na adequação do modelo JS (que permite perdas e adições à população) se comparado aos modelos sem adições (NR) e sem perdas (NM) (tabela 6). Além disso, na área de baixa renda há um indicativo de adição e de perda na população em 3 dos 5 intervalos entre as ocasiões amostrais (tabela 7), enquanto que na área de média renda há indicativo de adição e perda de indivíduos apenas em um dos 4 intervalos (tabela 8), indicando que a população na área de baixa renda varia mais, com imigração e emigração mais frequentes.

Tabela 5. Componentes do teste estatístico para populações fechadas de Stanley & Burnham para a área de baixa renda. Valores pequenos de p (menores que 0,1) sugerem adições ou perdas. Sendo Mt – modelo de população fechada, NR – modelo onde não há recrutamento, NM– modelo onde não há mortes, JS – modelo Jolly-Seber de população aberta, que permite tanto recrutamento quanto perda de indivíduos.

	Componente	qui-quadrado	g.l.	p
Adições	NR vs JS	37,4	5	< 0,001
	Mt vs NM	23,4	5	< 0,001
Perdas	Mt vs NR	30,2	5	< 0,001
	NM vs JS	44,2	5	< 0,001

Tabela 6. Componentes do teste estatístico para populações fechadas de Stanley & Burnham para a área de média renda. Valores pequenos de p (menores que 0,1) sugerem adições ou perdas. Sendo Mt – modelo de população fechada, NR – modelo onde não há recrutamento, NM– modelo onde não há mortes, JS – modelo Jolly-Seber de população aberta, que permite tanto recrutamento quanto perda de indivíduos.

	Componente	qui-quadrado	g.l.	p
Adições	NR vs JS	8,9	4	0,06
	Mt vs NM	7,3	4	0,12
Perdas	Mt vs NR	7,2	4	0,13
	NM vs JS	8,7	4	0,07

Tabela 7. Subcomponentes dos testes de NR – sem recrutamento vs JS – com recrutamento e mortes (adições na população) e NM – sem mortes vs JS – com recrutamento e mortes (perdas na população) para a área de baixa renda. Valores baixos de p (menores que 0,1) na j^a ocasião indicam adições na população entre as ocasiões j e $j+1$ e perdas na população entre as ocasiões $j-1$ e j .

	Ocasião	qui-quadrado	g.l.	p
Adições	2	1,5	1	0,21
	3	5,4	1	0,02
	4	17,2	1	< 0,001
	5	10,5	1	0,001
	6	2,8	1	0,09
	Perdas	2	0,2	1
3		2,0	1	0,15
4		20,2	1	< 0,001
5		12,5	1	< 0,001
6		9,2	1	0,002

Tabela 8. Subcomponentes dos testes de NR - sem recrutamento vs JS – com recrutamento e mortes (adições na população) e NM – sem mortes vs JS – com recrutamento e mortes (perdas na população) para a área de média renda. Valores baixos de p (menores que 0,1) na j^a ocasião indicam adições na população entre as ocasiões j e $j+1$ e perdas na população entre as ocasiões $j-1$ e j .

	Ocasião	qui-quadrado	g.l.	p
Adições	2	3,1	1	0,08
	3	0,1	1	0,71
	4	5,3	1	0,02
	5	0,4	1	0,52
Perdas	2	4,7	1	0,03
	3	1,2	1	0,27
	4	2,4	1	0,12
	5	0,4	1	0,52

O modelo que melhor se adequou aos dados de ambas as populações foi o modelo no qual as taxas de sobrevivência (ϕ) e captura (p) foram constantes entre as ocasiões de amostra (neste caso, entre os dias em cada semana de censo) e apenas as taxas de entrada de indivíduos (b) variou. Assim, a proporção do total de indivíduos que entraram na população foi diferente entre os dias de observação.

2. Regime de manejo dos cães

Houve uma relação positiva entre a chance de ter um cão e número de banheiros e área da propriedade (figuras 6 e 7). Os aumentos da renda (indicado pelo número de banheiros) e da área aumentam a probabilidade de haver um cão na residência, indicando que essas duas variáveis podem ser importantes preditoras da presença de cães.

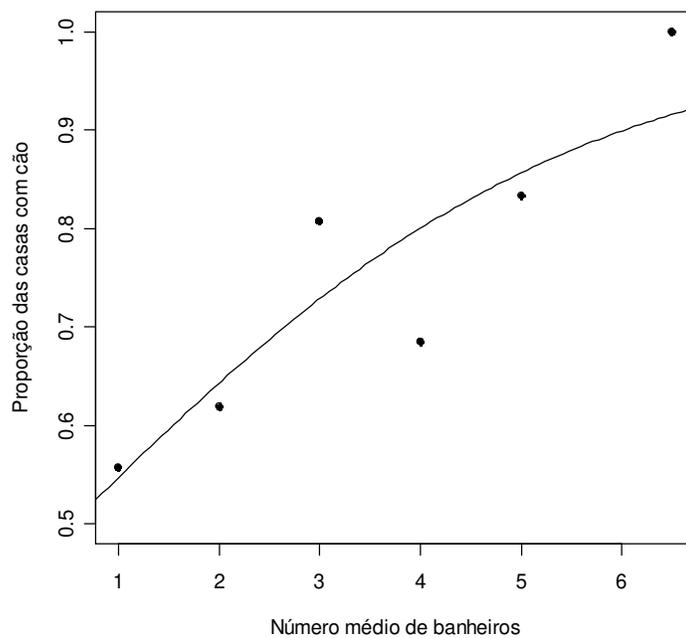


Figura 6. Proporção de casas com cão (1 ou mais) em relação ao número de banheiros da casa (N= 161).

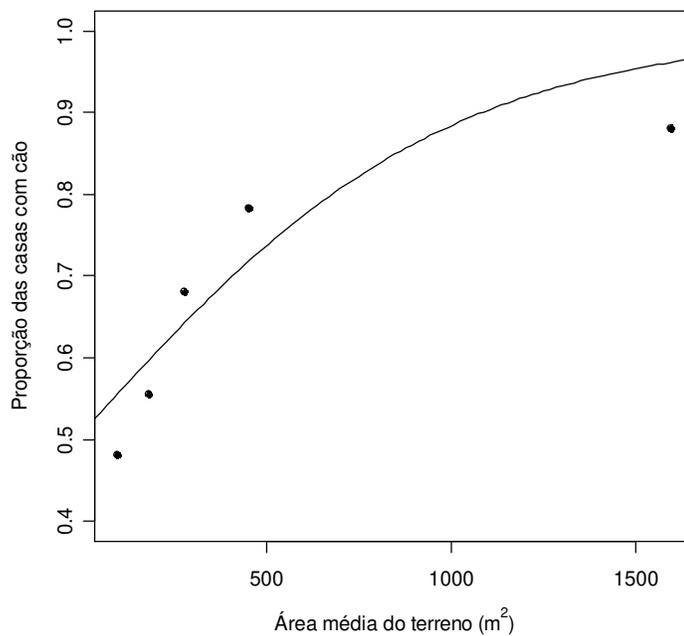


Figura 7. Proporção de casas com cão (1 ou mais) em relação à área do terreno (m²). As casas foram agregadas em cinco classes de área, e os valores na abscissa são o ponto médio de cada classe (N=127).

De acordo com os coeficientes para o modelo logístico no qual o número de banheiros afeta a chance de ter cães, o acréscimo de cada banheiro aumenta em 50% a chance de ter um cão (odds-ratio = 1,5; IC = 1,16 - 1,96). Para o modelo no qual a área da propriedade afeta a chance de ter cães, um aumento de 100m² aumenta em 20% a chance de ter um cão (odds-ratio = 1,2; IC= 1,06 – 1,4).

Tanto o modelo no qual número de banheiros afeta a chance de ter cães, quando o modelo no qual a área da propriedade afeta essa chance se mostraram estatisticamente melhores que o modelo sem essas variáveis preditoras (deviance= 11,07; g.l.=1, p=0,001, N=161 e deviance= 10,47; g.l.=1, p=0,001, N=127, respectivamente). A área, porém, pode ser um efeito indireto da renda (número de banheiros), uma vez que essa característica também está fortemente ligada à renda, como discutido na seção sobre entrevistas com os moradores, em materiais e métodos. Dando-se preferência ao número de banheiros como indicativo mais forte de renda, objetivou-se testar se o tamanho da área de terreno, independentemente da renda do domicílio, também afeta a chance de ter cães. Sob esta premissa a área parece não ter um efeito independente de renda, pois o poder de explicação do modelo apenas com a variável preditora de número de banheiros não melhora significativamente se é acrescentada a área, (diferença das deviances= 2,34, g.l.= 1, p>0,1, N=127). Apesar disso, 12% dos entrevistados que não possuíam cães apontaram a falta de espaço na propriedade como causa. Os demais disseram que não gostam (44%), que já tiveram, mas não querem mais por dar muito trabalho (28%), que seus cães morreram, porém desejam ter outros (8%), que não têm tempo para cuidar do animal (4%) e ainda não tiveram, mas desejam ter um (4%).

Houve uma relação negativa entre soltar os cães e número de banheiros e entre soltar cães e a área da propriedade. Sendo assim, quando maior a renda e área da propriedade, menor a chance de soltar o cão (figuras 8 e 9).

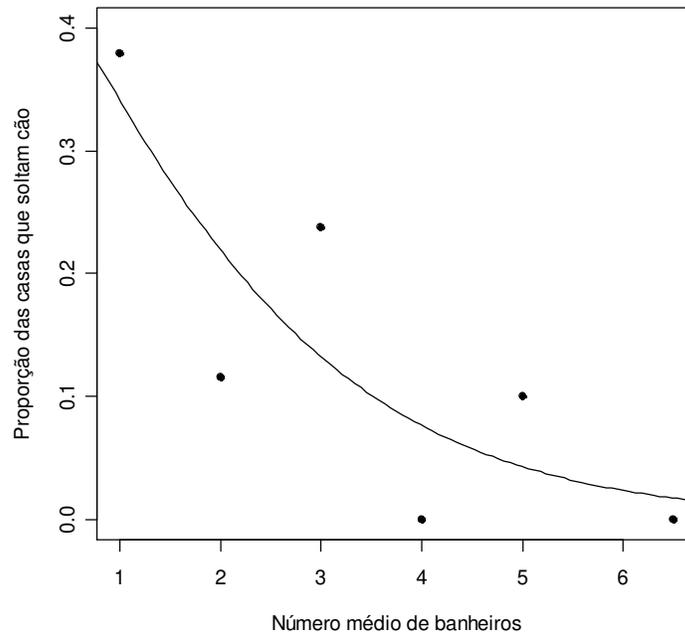


Figura 8. Proporção de casas que soltam o cão em relação ao número de banheiros da casa (N=109).

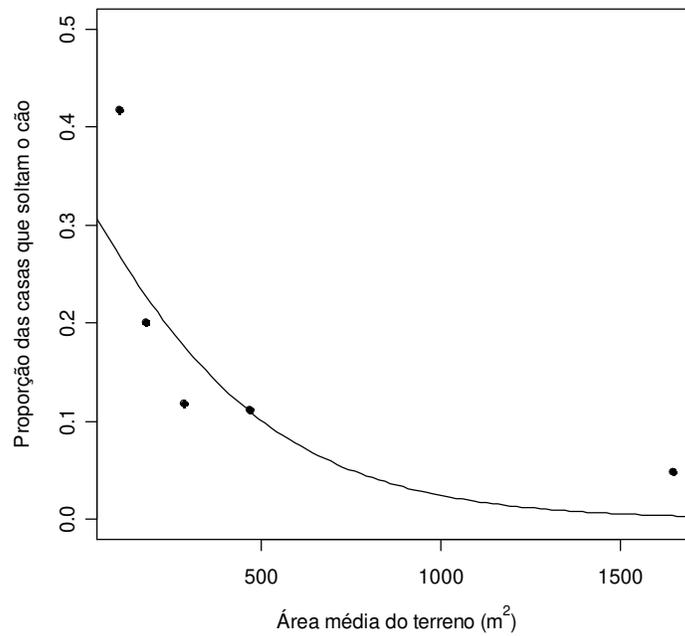


Figura 9. Proporção das casas que soltam o cão em relação ao tamanho da propriedade (N=85).

De acordo com as estimativas calculadas pela regressão logística para o modelo no qual o número de banheiros afeta a chance de soltar o cão, o acréscimo de cada banheiro diminui em 46% a chance de soltá-lo (odds-ratio= 0,54; IC= 0,33 – 0,8). Para o modelo no qual a área da propriedade afeta a chance de soltar o cão, o acréscimo de 100 m² à área diminui em 25% a chance de soltá-lo (odds-ratio= 0,75; IC= 0,5 – 0,96). Tanto o modelo no qual o número de banheiros é uma variável preditora, como o modelo no qual a área da propriedade o é, se mostraram estatisticamente melhores que o modelo no qual nenhuma dessas variáveis afeta a chance de soltar o cão (deviance= 10,42; g.l.=1, p=0,001, N=109 e deviance= 6,33; g.l.=1, p=0,012, N=85, respectivamente). Porém, também neste caso a área parece não ter um efeito independente da renda, pois o acréscimo da área ao modelo que leva em conta apenas o número de banheiros não aumentou o poder de explicação do modelo (diferença das deviances= 0,27, g.l.= 1, p> 0,5, N=85).

A escolaridade não tem relação com o hábito de soltar o cão (deviance= 0,73, g.l.= 1, p= 0,392, N=109). Porém, quando o cão é de raça (condição declarada pelo dono), a probabilidade de ele ser mantido solto é 88% menor (odds-ratio =0,12; IC= 0,03 – 0,4), diferença essa significativa (deviance= 15,41, g.l.= 1, p< 0,001, N=109). No entanto, o número de banheiros da casa aumenta a chance de que o cão seja de raça, também segundo uma regressão logística (deviance= 12,16, g.l.= 1, p< 0,001, N=109). Assim, a raça poderia ser apenas um efeito indireto da renda da propriedade, que como mostrado anteriormente, tem uma relação negativa com condição de soltar o cão. No entanto, o modelo que tem como variáveis predictoras tanto número de banheiros quanto ser ou não de raça prevê melhor a chance do dono soltar o cão que o modelo apenas com o número de banheiros (diferença das deviance= 10,25, g.l.= 1, p<0,05, N=109), indicando que a raça tem um efeito independente da renda neste hábito dos donos.

Segundo os residentes, os motivos para seus cães ficarem soltos são: para que eles possam passear (66,7% dos entrevistados), porque não conseguem evitar que fujam (22,2%) e porque já eram cães de rua, sendo difícil acostamá-los dentro da propriedade (11,1%).

A proporção de cães de raça (com pedigree) em relação ao total de cães variou de uma área para outra. Na área de baixa renda, 45% dos cães são de raça, enquanto que na área de média renda essa

porcentagem foi 53% e na área de alta renda 84%. Do total de cães de raça, 48% deles foram comprados (de canis ou lojas de animais) e o restante os donos ganharam de parentes, amigos ou vizinhos. Dos cães sem raça, 48% foram recolhidos da rua por seus donos atuais, o restante foi ganho de parentes, amigos ou vizinhos.

Na área de média renda o número de fêmeas foi semelhante ao número de machos (57 contra 59, respectivamente). Porém, nas outras duas áreas o número de fêmeas foi menor que o de machos, com 14 fêmeas e 24 machos na área de baixa renda e 7 fêmeas e 18 machos na área de alta renda. Em todas as áreas, as fêmeas são mais frequentemente castradas, sendo que na área de alta renda esse hábito é mais comum. Nessa área 71,4% das fêmeas são castradas, contra 22,2% dos machos. Já na área de média renda 25% das fêmeas e 6,1% dos machos são castrados. Na área de baixa renda nenhum macho e apenas uma fêmea eram castrados. O número de banheiros e a área da residência não tiveram relação com o hábito de castrar o cão (deviance= 2,81, g.l.=1, p= 0,09, N= 154; deviance= 0,08, g.l.= 1, p= 0,78, N= 117). A escolaridade teve relação com esse hábito (deviance= 6,02, g.l.=1, p= 0,01, N= 154), sendo que a cada ano de estudo a chance de castrar o cão aumentou em 18% (odds-ratio= 1,18; I.C.= 1,01 – 1,37). As fêmeas que já tiveram ninhada representaram 31,2% das fêmeas na área de média renda, 30,7% na área de baixa renda e 40% (duas fêmeas) na área de alta renda. Os filhotes de todas as ninhadas foram doados, com exceção de uma ninhada (2 cães) na área de média renda que permaneceu na residência e a ninhada das duas fêmeas da área de alta renda, cujos filhotes foram vendidos ou doados.

Das 93 residências com cão, em apenas três delas a vacinação dos cães não estava em dia. Porém, 91% dos moradores entrevistados na área de média renda e 97% na área de baixa renda afirmaram haver muitos cães sem dono na área, os quais, em sua maioria, não parecia receber assistência veterinária (apenas um morador entrevistado afirmou vacinar um cão de rua contra raiva). As campanhas de vacinação da prefeitura só atendem cães que são levados aos postos montados nas campanhas. Dos residentes entrevistados na área de média renda, 20% dizem alimentar regularmente esses animais, na área de alta renda apenas 13,3%, enquanto que na área de baixa renda a porcentagem é de 39% dos residentes.

Há uma relação negativa entre renda e alimentar cães de rua para residentes com até o ensino médio completo e uma relação positiva para residentes com pelo menos ensino superior incompleto (figura 10).

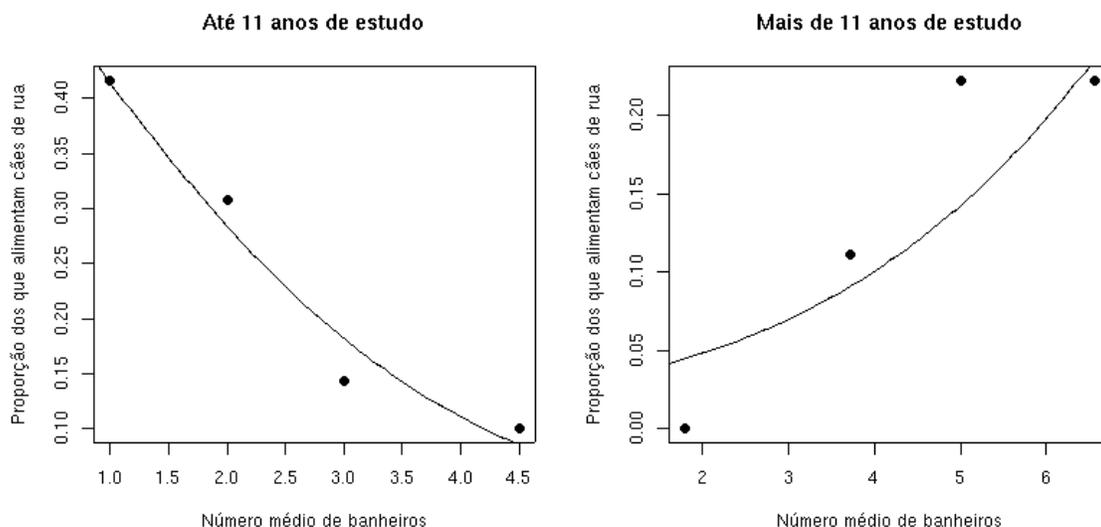


Figura 10. Proporção de residentes entrevistados, com até 11 anos de estudo (até ensino médio completo) e com mais de 11 anos de estudo (desde superior incompleto), que alimentam cães de rua e em relação ao número médio de banheiros na residência (N=109).

Regressões logísticas comparando os modelos tendo como variável explanatória apenas o número de banheiros, apenas a escolaridade e a interação entre escolaridade e número de banheiros mostraram que há de fato uma interação entre renda e escolaridade que explica melhor o hábito de alimentar cães de rua (diferença das deviances = 8,8, g.l.= 1, $p= 0,003$, N=109). Para residentes com até o ensino médio completo, o acréscimo de cada banheiro à casa diminui em cerca de 40% a chance de alimentar cães de rua (odds-ratio= 0,56, IC= 0,33 – 0,86). Para residentes com ensino superior essa relação pode não existir, como mostram o intervalo de confiança das odds-ratios, que inclui o valor um (odds-ratio= 1,48; I.C.= 0,46 – 4,71).

3. Ocorrência de cães no parque

Num total de 1317 inspeções de parcelas nas três áreas estudadas, 85 tiveram registros de cães domésticos e 390 de animais silvestres, sendo *Didelphis* sp. a espécie mais freqüente, com 364 registros (tabela 1).

Tabela 1. Espécies registradas nas parcelas de areia e número de registros.

Espécie	Nº de parcelas com registros	Nº de registros
<i>Didelphis</i> sp.	86	264
<i>Canis familiaris</i> *	55	85
<i>Nasua nasua</i>	17	21
<i>Felis catus</i> *	5	15
<i>Procyon cancrivorus</i>	3	3
<i>Cerdocyon thous</i>	1	1
<i>Leopardus pardalis</i>	1	1
Pequeno felino não identificado**	1	1

* espécie exótica

** espécie não identificada, pode incluir gato doméstico (*Felis catus*)

Cada parcela foi inspecionada de 11 a 12 vezes, sendo que o percentual mínimo de inspeções com registros de cães em uma parcela foi de zero e o máximo foi de 45,5% (cinco registros em onze inspeções). Este percentual máximo foi encontrado em uma parcela da faixa 1, onde o percentual mínimo também foi de zero por cento, para 19 parcelas. Na faixa 2 a variação foi de zero a 16,7% das inspeções com registros, sendo que 55,5% das parcelas não tiveram nenhum registro de cão. Na faixa 3 a variação foi de zero a 9,1%, com 69,4% das parcelas sem nenhum registro de cão doméstico. Dos registros de cães em todas as parcelas das três faixas, houve 31 registros na área de baixa renda, 28 na área de alta renda e 26 na área de média renda. Assim, na área de média renda, 5,7% do total de inspeções resultaram em registros de cães domésticos, na área de alta renda esse percentual foi de 6,3%, enquanto que na área de baixa renda foi de 7,7%. O registro de cães foi mais freqüente nas parcelas da faixa 1 em todas as três áreas (figura 11) Combinando todas as áreas, a probabilidade estimada de ocorrência de um registro de

ção em uma parcela da faixa 1 foi de 14,5%, enquanto que essa probabilidade foi de 4,5% nas parcelas da faixa 2 e 2,6% nas da faixa 3.

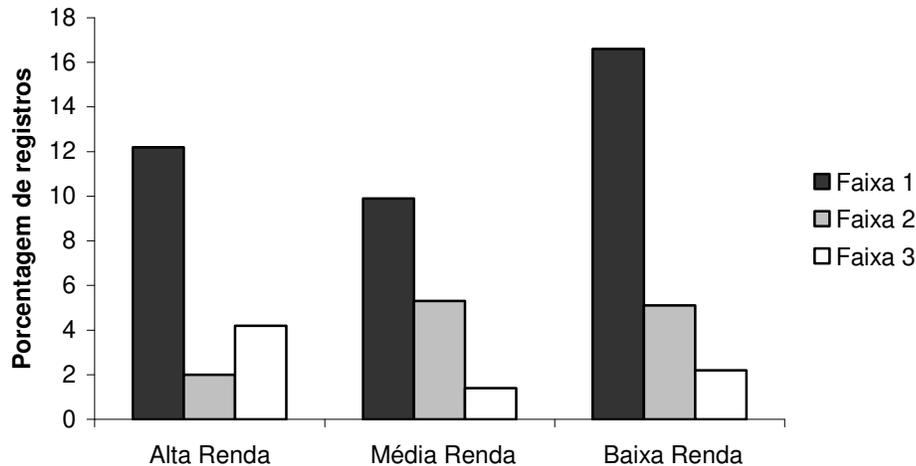


Figura 11. Percentual dos registros de cães domésticos em relação ao total dos registros possíveis em cada faixa (1 – borda, 2 – meio, 3 – interior), em cada área de estudo. O número de registros possíveis é o número de inspeções em que a parcela não estava danificada pela chuva. Total de inspeções por faixa em cada área: AR1: 147, AR2: 152, AR3: 144, MR1: 162, MR2: 150, MR3: 144, BR1: 126, BR2: 138, BR3: 138.

Foram testados então modelos de regressão binomial cuja variável resposta foi a proporção das inspeções de cada parcela que resultaram em registros e cujas variáveis explanatórias foram a faixa e a área (núcleos) onde a parcela se encontrava. O modelo em que a única variável explanatória é a faixa onde a parcela se encontra explicou satisfatoriamente essa variação (deviance = 39,091, g.l.= 2, $p=0,004$). A adição da outra variável explanatória (área onde a parcela se encontra) ao modelo não aumentou o poder de explicação do mesmo (diferença das deviances = 2,11, g.l. = 2, $p= 0,35$), mostrando que o fator determinante da variação na frequência de registros de cães é a distância da parcela à borda do parque, e que a chance de entrada de cães é igual nos três núcleos do Parque.

Para a regressão binomial, a faixa que foi tomada como referência para se estimar a probabilidade de ocorrência de um registro de cão em dada parcela foi a do interior do parque (faixa 3). Assim, de acordo com o modelo escolhido, a probabilidade de se obter um registro de cão em uma parcela

da faixa 2 foi 70% maior que na faixa 3. Essa probabilidade foi 5,5 vezes maior na faixa 1 do que na faixa 3. Essa diferença nas proporções é dada pela odds-ratio de cada faixa em relação a faixa 3, que é calculada na regressão binomial pelo exponencial do coeficiente para cada faixa (tabela 2). Porém, o intervalo de confiança da odds-ratio para a faixa 2 mostra que a probabilidade de ocorrência de registros de cães não é significativamente maior que na faixa 3, uma vez que pode incluir valores menores que um. Já na faixa 1, os intervalos de confiança indicam que há pelo menos 2,9 mais chance de se registrar um cão em relação à faixa 3 (tabela 2).

Tabela 2. Coeficientes estimados para a regressão binomial da proporção de inspeções que tiveram registro de cães em função da distância da borda. As odds-ratio são a chance de um registro em uma faixa, em relação ao interior do Parque (faixa 3).

	Coeficiente	odds-ratio	IC 95%
Faixa 3 (Interior)	-3,6		
Faixa 2 (Meio)	0,5	1,7	0,8 - 3,7
Faixa 1 (Borda)	1,7	5,5	2,9 - 11,1

Discussão

1. Cães com dono e seu manejo pela população humana

De maneira geral, ter um cão é extremamente comum nessas áreas que fazem limite com o parque, pois, mais de 60% das casas tem pelo menos um cão. Essa porcentagem é maior, por exemplo, que a encontrada em áreas urbanas da Austrália (Robertson *et al.* 1990), Dominica (Alie *et al.* 2007), Estados Unidos (Teclaw *et al.* 1992), Taiwan (Weng *et al.* 2006), Canadá (Leslie *et al.* 1994) e Suécia (Egenvall *et al.* 1999). Nessas áreas, casas com cães não representam mais que 50% do total de casas, e em geral correspondem a menos de 40% dos domicílios. Porém, em uma área urbana do México, Ortega-Pacheco e

outros (2007) encontraram uma porcentagem de 73% de casas que possuem pelo menos um cão. Essa grande proporção de casas com cães se assemelha à situação encontrada em zonas rurais em diversas regiões do mundo, onde tipicamente mais de 60% das casas possuem cães (Butler & Bingham 2000 no Zimbábue, Fiorello *et al.* 2006 na Bolívia, Kitala *et al.* 2001 no Quênia, Leslie *et al.* 1994 no Canadá, Ortega-Pacheco *et al.* 2007 no México e Reithinger *et al.* 2003 no Peru, capítulo 1 desta tese).

No entanto, uma vez que áreas urbanas são mais densamente povoadas, o reflexo de tamanha proporção de casas com cães é uma maior população desses animais em áreas urbanas que rurais. Assim, mesmo em regiões urbanas onde a proporção de casas com cães e a média de cães por casa é menor que em áreas rurais, a população de cães continua sendo maior (Alie *et al.* 2007, Egenvall *et al.* 1999 e Brooks 1990). Isso ocorre com maior intensidade quando as proporções de casas com cães e a média de cães por casa em áreas urbanas e rurais são parecidas, como encontrado neste estudo em relação aos estudos de Butler & Bingham (2000), Kitala *et al.* (2001), Ortega-Pacheco *et al.* (2007) e Reithinger *et al.* (2003), em áreas rurais.

Apesar da semelhança na proporção de casas com cães nas três áreas estudadas, há diferenças marcantes na população de cães, o que se deve a diferenças nas relações da população humana com os cães, que por sua vez se relacionam a variáveis sócio-econômicas. A chance de ter um cão aumenta com a renda, o que condiz com os resultados encontrados por Teclaw *et al.* (1992) nos Estados Unidos e Egenvall *et al.* (1999) na Suécia. Porém, Ortega-Pacheco *et al.* (2007), em área urbana no México e Robertson *et al.* (1990), em área urbana na Austrália, acharam uma maior proporção de casas com cães em residências de classe média. Leslie *et al.* (1994) não encontrou relação entre a condição sócio-econômica e a chance de ter um cão, assim como Alie *et al.* (2007), quando os cães eram adquiridos de graça. A relação positiva entre renda e a chance de ter um cão explica porque a média de cães por casa encontrada na área de alta renda foi maior que nas outras áreas. Porém, áreas caracterizadas por moradias de alto padrão (alta renda) têm uma densidade menor de residências, devido à maior área do terreno, que áreas com uma renda menor (Souza 2004). Logo, o número total de cães com dono na área de alta renda é bem menor que nas áreas de média e baixa rendas. A população de cães com dono na área de alta renda é

composta principalmente por cães de raça, o que está diretamente ligado à renda, uma vez que a criação desses animais requer maior investimento financeiro, tanto para adquirir (metade dos cães de raça foram comprados), quanto para manter. Já na área de baixa renda, mais da metade da população de cães é formada por cães sem raça, e tais cães nunca foram comprados, sendo que metade deles foram acolhidos das ruas. Como mostrado pelas relações negativas entre renda e raça e a possibilidade de soltar cães, essas características podem explicar este importante hábito dos donos, que interfere diretamente na possibilidade do cão usar áreas públicas, sendo possível, então, inclusive utilizar áreas dentro da unidade de conservação.

O hábito de soltar os cães é muito mais freqüente na área de baixa renda que nas demais áreas. De um modo geral esse hábito é mais freqüente em áreas rurais que urbanas, sendo adotado em mais de 70% dos domicílios em áreas rurais (Butler & Bingham 2000, Fiorello *et al.* 2006, Kitale *et al.* 2001, capítulo 1 desta tese). Ortega-Pacheco *et al.* (2007), no México, relatam que 7,2% dos cães em área urbana são mantidos soltos, enquanto que na área rural a porcentagem é de 77%. Essa porcentagem na área urbana condiz com as porcentagens encontradas nas áreas de alta e média renda, porém é bem menor que a encontrada na área de baixa renda. A área de alta renda estudada faz parte de um loteamento de alto padrão com administração própria e pelas normas da administração é proibido aos moradores deixar seus animais soltos nas ruas, e isso pode forçar o hábito de não deixar seus cães soltos. Porém, isso não é o caso na área de média renda. Outra explicação pode vir da porcentagem de cães de raça presentes nas áreas. Esses cães têm menor chance de serem deixados soltos, provavelmente por que os donos têm um investimento maior com eles, e são menos freqüentes na área de renda baixa. Nassar *et al.* (1984) afirma que cães adquiridos em lojas de animais e canis de raça têm menor chance de serem encontrados em abrigos para animais, por terem sido recolhidos nas ruas. É também mais provável que além de investir na compra de um cão, residentes de renda alta invistam mais em assistência veterinária, uma vez que esse tipo de serviço é raro em populações de baixa renda (McCrindle *et al.* 1997). Além disso, populações de baixa renda podem ter uma maior tolerância à densidades altas de cães soltos. Butler & Bingham (2000), estudando comunidades rurais de baixa renda no Zimbábue, que mantêm a maior parte de seus cães soltos,

concluíram que a densidade populacional não afetava a média de cães por casa, mostrando assim que a população não se torna intolerante a cães quando estes se tornam muito numerosos.

Nas áreas de baixa e alta renda a população de cães é formada em sua maioria por machos. Butler & Bingham (2000) em área rural do Zimbábue, Kitala *et al.* (2001) em área rural e periurbana do Quênia, Ortega-Pacheco *et al.* (2007) em área rural do México e Daniels (1983) em área urbana dos Estados Unidos, também encontraram uma razão de machos e fêmeas que favorecia os machos e atribuíram essa razão ao fato de que os donos preferiam machos por eles servirem para proteger a residência. Ortega-Pacheco *et al.* (2007) encontraram que na área rural, onde existem mais machos que fêmeas, a razão apontada para se ter um cão é em 52,3% dos casos para proteção da residência. Já na área urbana, onde a razão encontrada de machos e fêmeas foi de aproximadamente 1:1, a razão mais frequentemente apontada para se ter um cão foi como companhia (49,4%). Outros estudos, em áreas urbanas, também acharam uma razão próxima de 1:1, como encontrada na área de média renda (Evengall *et al.* 1999, Nassar *et al.* 1984, Patronek *et al.* 1997, Robertson *et al.* 1990). As fêmeas são mais frequentemente castradas nas áreas de alta e média renda, enquanto que na área de baixa renda esse manejo parece ser quase inexistente, uma vez que apenas um indivíduo tinha sido castrado. A maior frequência de fêmeas castradas está de acordo com outros estudos em áreas urbanas (Evengall *et al.* 1999, Nassar *et al.* 1984, Patronek *et al.* 1997, Robertson *et al.* 1990, Teclaw *et al.* 1992). Assim como na área de baixa renda, Ortega-Pacheco *et al.* 2007 encontraram uma taxa muito baixa de animais castrados (1,2% dos machos e 1,9% das fêmeas em área urbana e 0,5% dos machos e 1,3% das fêmeas em área rural), o que indica falta de recursos financeiros para castrar o animal ou pouca preocupação em controlar reprodução da população, o que também foi observado por Kitala *et al.* (2001) e Butler & Bingham (2000). Teclaw *et al.* (1992) encontraram que donos que castravam seus animais tinham maior escolaridade e renda. Porém Patronek *et al.* (1997) não encontraram uma associação entre baixa renda e ter um animal não castrado. Neste estudo esses autores relataram que em apenas 7,9% dos casos de cães não castrados os donos reportaram a falta de recursos financeiros como motivo, o que está de acordo com os dados encontrados por Manning & Rowan (1992). Nos estudos de Kitala *et al.* (2001) e Butler & Bingham (2001) 85% e 50% das fêmeas, respectivamente,

havam se reproduzido, enquanto que no estudo de Ortega-Pacheco *et al.* (2007) essa porcentagem foi de 37,5% na área urbana e 57,3% na área rural. Os dados encontrados neste estudo se assemelham mais aos encontrados por Ortega-Pacheco *et al.* (2007) em área urbana em um país da América Latina, porém em outras áreas urbanas estudadas foram encontradas porcentagens menores de fêmeas que se reproduziram, 11,3% e 14% (Patronek *et al.* 1997, Leslie *et al.* 1994, respectivamente).

2. Cães soltos nas ruas e sua relação com a população humana

A característica das populações de cães na rua como sendo abertas, nas áreas de média e baixa renda, pode ser reflexo do trânsito dos animais entre diferentes áreas e também de animais que foram soltos por seus donos durante o período de observação. Os donos podem não ter o hábito de soltá-los todos os dias, ou mesmo podem soltá-los em horários diferentes.

A densidade de cães soltos nas ruas também variou entre as áreas e pode ser tanto um reflexo do número de cães mantidos soltos por seus donos, quanto da presença de cães sem dono ou ambos os fatores. As densidades encontradas foram menores que as encontradas por Daniels & Bekoff (1989a) em área urbana do México (534 cães/km²), por Beck (1975) e Daniels (1983a) em áreas urbanas dos Estados Unidos (232 e 154 cães/km², respectivamente) e por Font (1987) em áreas urbanas de Valência, na Espanha (127 – 1304 cães/km²). A densidade de cães na área de baixa renda fica entre as estimativas mais baixas dos trabalhos citados acima e a estimativa de Brooks (1990) para áreas urbanas no Zimbábue (68 cães/km²) e de Kitale *et al.* (2001) para uma área peri-urbana (110 cães/km²), enquanto que a estimativa para a área de média renda se assemelha também à estimativa de Brooks. O tamanho da população da área de alta renda se assemelha a de áreas rurais, que giram em torno de 5,8 – 20,8 cães/km² (Brooks 1990, Butler & Bingham 2000, Kitale *et al.* 2001, capítulo 1). Assim, a maior a densidade de cães soltos nas áreas urbanas de menor renda que observamos na Cantareira parece ser um padrão comum. Essa relação foi verificada por Font (1987), que também encontrou uma maior densidade em áreas de renda mais baixa. Bulter & Bingham (2000) e Kitale *et al.* (2001), encontraram uma estreita relação entre a densidade

humana e de cães. Porém, nos locais que estudaram, todos os cães tinham donos, o que deixa a relação entre densidade de pessoas e densidade de cães mais direta, o que não parece ocorrer em todas as áreas do presente estudo.

Pelos intervalos de confiança das estimativas de cães soltos, pelo censo nas ruas, e pelo número de cães soltos por casa, não podemos descartar que grande parte, senão toda, a população de cães soltos nas áreas de alta e média renda, tenha donos. Já na área de baixa renda pode haver ainda um número considerável de cães sem dono, pois a estimativa de cães soltos pelo censo nas ruas é maior que o limite superior do intervalo de confiança da estimativa pelas entrevistas com residentes. O baixo número de cães soltos na área de alta renda seria então um reflexo do hábito raro de soltar os cães, de uma população menor de cães com dono, dada a densidade baixa de casas, e também da falta de condição para que se estabeleça uma população de cães sem dono na área, que depende primordialmente de alimentos providos por humanos. Butler & Bingham (2000) sugerem que o fator limitante da população de cães soltos é a disponibilidade de alimento, água e abrigo providos direta ou indiretamente por humanos. Oppenheimer & Oppenheimer (1975) afirmam que cães nunca foram avistados longe de habitações humanas e estabelecimentos comerciais do ramo alimentício, uma vez que grande parte de sua alimentação provém do lixo (Kitala *et al.* 2001, Butler & Bingham 2000, Alie *et al.* 2007). Tais condições parecem presentes nas áreas de renda média e baixa, pois há acúmulo de lixo nas calçadas, que provém de casas e estabelecimentos comerciais. Isso é agravado na área de baixa renda uma vez que a coleta pública de lixo nessa área é deficiente e em muitos locais inexistente. Além disso, nessas áreas há a possibilidade de abrigo em construções e estabelecimentos comerciais onde não há pessoas em parte do dia e da noite. Assim, essas duas áreas têm potencial também de manter uma população de cães sem dono, aumentando o tamanho da população de cães soltos. Já na área de alta renda, não há essa disponibilidade de abrigo, pois há apenas residências, e não há acúmulo de lixo na rua. De fato, mais de 90% dos moradores tanto da área de baixa renda, quanto da de média renda afirmam haver muitos cães abandonados e que há locais onde as pessoas costumam abandonar os cães. Na área de alta renda, apesar de não ser um condomínio fechado, o

acesso para quem quer abandonar um cão se torna mais difícil, pois há fiscalização nas guaritas de entrada.

Além disso, na área de baixa renda é muito comum os moradores alimentarem cães de rua, como também foi relatado para uma área urbana também de baixa renda na Dominica (Alie *et al.* 2007). Assim, o alimento fornecido, intencionalmente ou não, para esses animais é suficiente para manter animais sem dono na área. Também segundo Alie *et al.* (2007), o fato de muitas casas não terem cercas que mantém os cães na propriedade facilita o acesso de cães sem dono à procura de comida no quintal das casas. Assim, além da ausência de cerca permitir que os cães da residência fiquem soltos, ela permite que outros cães, com ou sem dono, tenham acesso a recursos alimentares disponíveis na propriedade. Como na área de baixa renda estudada várias residências não possuem cercas que são capazes de restringir a saída e entrada de animais, isso também pode ocorrer. Os cães sem dono poderiam então ser denominados de “cães comunitários” (“neighborhoods dogs”), segundo a classificação da WHO (1992), por não terem restrições para se deslocar, serem semi-dependentes das pessoas para suas necessidades e terem livre acesso ao resto da população de cães, como encontrado por Butler & Bingham (2000) e Kitala *et al.* (2001).

Sendo assim, a população de cães na área de baixa renda é composta por cães com dono, grande parte mantidos soltos, e também por cães abandonados. Esses cães são mantidos provavelmente pela grande disponibilidade de comida e abrigo existentes nessa área. A população também se caracteriza por uma alta rotatividade, uma vez que quase a metade da população tem um ano ou menos de idade (Butler & Bingham 2000, Fiorello *et al.* 2006, Kitala *et al.* 2001, Ortega-Pacheco *et al.* 2007). Há pouco controle sobre a reprodução desses animais, uma vez que castrar um animal é extremamente incomum. Essa alta rotatividade pode ser reforçada pela provável alta mortalidade de cães abandonados, uma vez que cães que recebem pouco alimento diretamente por humanos e pouca atenção veterinária apresentam uma alta taxa de mortalidade (Butler & Bingham 2000), e pela sua constante reposição, por abandono, nessa área. Já na área de média renda uma proporção muito maior de cães são mantidos presos por seus donos. Porém, a alta densidade populacional e a grande proporção de casas que possuem cães fazem com que, mesmo sendo o hábito de soltar pouco comum, haja uma grande quantidade de cães soltos nas ruas. A esse

número, ainda podem ser acrescentados cães abandonados, uma vez que segundo os moradores é comum o abandono de cães na área e esses cães têm alimento e abrigo disponíveis. Na área de alta renda, por sua vez, há uma população pequena de cães soltos. Apesar da grande proporção de casas com cães, o hábito raro de soltá-los combinado à baixa densidade populacional impede uma população grande de cães soltos. Além disso, essa é a área estudada onde há menos condições para que cães abandonados se mantenham, pela dificuldade de abandono dentro do loteamento e pela falta de alimento e abrigo disponível para esses cães, caso estivessem na área.

3. Ocorrência de cães no parque

A maior frequência de cães na borda sugere que sua influência pode ser considerada como um efeito de borda. Esta hipótese também foi levantada por Lacerda (2002), para o Parque Nacional de Brasília, pois a probabilidade de ocorrência desses animais dentro do parque foi maior próximo ao seu limite e caía em direção ao interior, assim como encontrado no capítulo 1 dessa dissertação. Vernes & Dannis (2001), estudando a dieta do dingo (*Canis familiaris dingo*) em uma área com fragmentos de mata, encontrou que animais que habitam a borda da mata foram as presas mais frequentes desses animais, sugerindo que eles são também mais frequentes nesse habitat. Revilla *et al.* (2001), em um estudo sobre o efeito da borda na abundância de texugos (*Meles meles*) no Parque Nacional de Doñana, Espanha, observaram que a proximidade com a borda tinha um efeito positivo na ocorrência de *C. familiaris*, dado que mais registros foram encontrados nesse habitat.

Se o hábito de usar o a mata ocorresse com a mesma frequência nas três populações de cães soltos estudadas, seria esperada uma maior frequência de cães em áreas com mais cães no entorno. Como não houve diferença na ocorrência de cães nas três áreas do parque, o tamanho da população de cães soltos no entorno parece não influenciar essa ocorrência. Sendo assim, a proporção de cães com chance de utilizarem a mata parece diferir de uma área para outra, sugerindo que o comportamento do indivíduo é um fator decisivo. É provável também que além do fator comportamental, a forma de manejo dado pelo

dono (no caso de cães com dono) seja importante, pois pode permitir ou não o livre acesso do cão a áreas do parque. Isso é indicado também pelo grande número de registros de cães em determinadas parcelas, sugerindo que os cães usassem com mais frequência áreas determinadas e limitadas do parque. Porém, a borda do parque com o entorno de baixa renda estudado não faz limite diretamente com a área urbana. Há propriedades que mantêm parte da cobertura vegetal, sendo que em alguns locais do limite do parque há ainda uma faixa de 200 metros até as áreas ocupadas por residências. Assim, o limite do parque fica mais para o interior do fragmento, o que poderia reduzir a ocorrência de cães nessas áreas. Nas duas áreas restantes a borda do parque faz limite diretamente com a área urbanizada e mesmo assim a frequência de ocorrência de cães no parque não diferiu, apesar da grande diferença na população de cães no entorno.

Cães urbanos têm uma área de vida geralmente pequena, muito menor que a encontrada para cães que habitam a área rural (Daniels 1983a, Font 1987, Meek 1999), com uma área onde passam a maior parte do tempo com extensão de 1 – 3 casas em uma rua (Meek 1999). Assim, é provável que os cães que entram no parque habitem casas muito próximas ao parque ou sejam mantidos (recebem comida direta ou indiretamente pelas pessoas) em áreas que fazem divisa com o parque. Meek (1999) classificou os cães de acordo com sua área de vida em sedentários e “errantes” (que andam longas distâncias). Logo, em uma área urbana é possível que alguns cães andem distâncias mais longas até o parque. Porém, Fox *et al.* (1975) sugerem que a disponibilidade de comida é um fator determinante no tamanho da área de vida de cães urbanos. Quanto maior essa disponibilidade, menor será a área de vida. Dado que os cães em todas essas áreas parecem ter grande disponibilidade de comida, é provável que a maior parte deles, principalmente os cães com dono, não se desloque grandes distâncias. É comum que moradores da área andem com seus cães em áreas do parque mais distantes dos núcleos abertos para a visitação. Apesar de em nenhum lugar do parque ser permitida a entrada com animais, nas áreas fora dos núcleos de visitação não há fiscalização. Isso pode habituar cães que vivem no entorno a entrar na mata mesmo desacompanhados, quando são mantidos soltos por seus donos.

É possível também que existam duas populações distintas de cães, os oriundos da matriz, e que utilizam o parque, e os que se habituaram a viver na borda da unidade de conservação. Esses cães

poderiam então tanto utilizar a área urbana e a borda do fragmento para se alimentar. Alguns estudos encontraram que pequenos mamíferos respondem positivamente a áreas perturbadas na mata e assim são mais abundantes na borda de fragmentos (Goosem 2000, Lambert *et al.* 2006) e predadores frequentemente concentram seu esforço na procura de alimentos em bordas, se comparado com o interior da mata (Yahner 2005). Se de fato existem cães que habitam a borda do fragmento a mesma frequência de ocorrência nas três áreas sugeriria uma limitação no número de indivíduos que co-habitam a área, possivelmente por comportamento territorial. Comportamento territorial para cães errantes e asselvajados foi descrito por alguns autores (Daniels & Bekoff 1989a, Daniels & Bekoff 1989b, Font 1987).

A ocorrência desses animais dentro do parque, e em especial na borda, pode trazer riscos aos animais silvestres. Funcionários do parque já presenciaram em algumas ocasiões cães domésticos perseguindo animais nativos, inclusive de maior porte, como capivaras. Segundo Monteiro-Filho (1995), a caça por cães domésticos é um importante fator de risco para o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e outros mamíferos terrestres no Cerrado, dado que eles podem formar matilhas e preda grandes mamíferos (Rodrigues 2002). Horowitz (1992) também atribui à caça por cães domésticos a causa mais comum de mortalidade de animais silvestres no Parque Nacional de Brasília. Galetti & Sazima (2006), em uma unidade de conservação na Mata Atlântica, concluíram que a predação por cães é provavelmente a causa mais importante da extinção de várias espécies na reserva, e que espécies que habitam a borda são particularmente mais vulneráveis. No entanto, de acordo com Butler & du Toit (2002), uma constante disponibilidade de alimento pode diminuir o impacto do cão na fauna nativa. Porém, Lacerda (2002) sugere que é mais provável que os cães do Parque Nacional de Brasília estejam mais envolvidos em jogos de predador-presa que em caça de subsistência, uma vez que eles dependem de alimento provido pela população humana, como no caso do presente estudo. Mesmo a caça recreativa pode ter grande impacto na fauna nativa (Crooks & Soulé 1999).

O impacto de cães pela transmissão de doenças pode ser em grande parte diminuído se esses animais forem vacinados (Butler *et al.* 2004, Fiorello *et al.* 2006, Rhodes *et al.* 1998, Suzán & Ceballos 2005, Whiteman *et al.* 2007). Assim, o risco é maior em áreas onde há cães abandonados, uma vez que

quase todos os cães com dono estavam vacinados contra a raiva. Porém, outros patógenos também podem ser passados para animais silvestres (Bulter *et al.* 2004) para os quais dificilmente cães que não são levados ao veterinário estarão imunes. Na área de renda baixa é muito provável que essa contaminação ocorra.

Conclusões

A grande heterogeneidade cultural e sócio-econômica da região metropolitana de São Paulo reflete-se na diversidade das relações da população humana com a população de cães nas áreas estudadas. A população de cães no entorno do Parque Estadual da Cantareira e seu manejo pela população humana combina aspectos observados em diversas regiões do mundo, em áreas rurais e urbanas de países desenvolvidos e subdesenvolvidos. A heterogeneidade cultural e sócio-econômica é gritante na área periférica, onde o estudo foi realizado. Isso ocorre uma vez que a periferia das metrópoles é historicamente ocupada por favelas, devido à urbanização precária e baixo valor dos terrenos, mas mais recentemente vem sendo ocupada por grandes condomínios e loteamentos de alto padrão, devido à proximidade com a área rural e com trechos de mata nativa.

Assim, apesar de cães ocorrerem com a mesma frequência em todas as áreas no interior do parque, as medidas importantes a serem tomadas para evitar que esses animais utilizem a Unidade de Conservação diferem de uma área para outra. Na área de alta renda, a obrigação de manter seus cães dentro da propriedade pode ser mais facilmente imposta, uma vez que deixar o cão solto parece ser um hábito de poucos donos. Já na área de renda média, apesar de pequena porcentagem de donos que têm esse hábito, o número de cães soltos é grande, devido a alta densidade populacional humana. Na área de baixa renda, este hábito é mais difundido e também há cães abandonados que são alimentados pelos moradores, como também parece ocorrer na área de renda média. Neste caso campanhas de saúde pública são importantes para, além de vacinar os cães com dono, conscientizar os donos a manterem seus cães presos e evitarem criar condições para que cães sem dono se estabeleçam na área. A remoção de cães sem dono

também é uma ação crucial, uma vez que esses animais além de andarem livres, não são vacinados. Segundo Lafferty & Gerber (2002), a remoção é a ação mais comumente associada à redução da incidência de doenças, por exemplo. Porém, é necessário assegurar que novos animais não venham habitar a área, pois assim a remoção por si só pode não ser eficiente na redução do tamanho da população (WHO 2004), além de estimular o abandono de cães, uma vez que a população pode passar a ver esses locais como áreas de descarte de animais, como aparece ser o caso do Horto Florestal, ao lado do parque.

Apesar de serem pouco freqüentes a distâncias maiores da borda, os cães domésticos foram marcadamente muitos mais freqüentes que carnívoros silvestres na borda dessa unidade de conservação, podendo ser mais um impacto importante causado pela presença humana nessa área. Devido à grande densidade de cães nas áreas mais pobres e sua relação com a população humana, também em altas densidades, é essencial a junção de conscientização ambiental com programas de saúde pública, que teriam uma maior abrangência por atuar diretamente na saúde da própria população. Esses programas poderiam também estimular a castração de animais, como forma de controlar o tamanho da população. Além disso, para verificar se há cães vivendo dentro fragmento é necessário estudar a área de vida de indivíduos, capturando-os e utilizando rádio-colares. Posteriormente poder-se-ia estudar se a simples remoção desses animais seria eficiente, voltando a verificar a freqüência de ocorrência cães após a remoção. Estudos sobre como pode se desenvolver o comportamento de utilizar e habitar um fragmento de mata também são importantes para prevenir cães domésticos de usarem remanescentes de mata nativa. Este estudo também mostra que zonas tampão em Unidades de Conservação são importantíssimas também para evitar uma freqüente ocorrência desses animais na unidade.

Referências bibliográficas

- Alie K, Davis B. W., Fielding W.J. & Maldonado F.G. 2007. Attitudes towards dogs and other “pets” in Rosseau, Dominica. *Anthrozoos* 20 (2): 143-154.
- Anderson D.R. & Burnham K.P. 1999. Understanding information criteria for selecting among capture-

- recapture or ring recovery models. *Bird Study* 46 (suppl.): 14-21.
- Anderson D.R., Burnham K.P. & White G.C. 1994. AIC model selection in overdispersed capture-recapture data. *Ecology* 75 (6): 1780-1793.
- Beck A. M. 1975. The ecology of "feral" and free-roving dogs in Baltimore. Pp. 380-390, *in* The wild canids. Van Nostrand Reinhold, New York. 508 pp.
- Becker M. & Dalponte J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. Brasília: Editora UNB, 180p.
- Brooks R. 1990. Survey of the dog population of Zimbabwe and its level of rabies vaccination. *Veterinary Record* 127: 592-596.
- Burnham K.P., Anderson D.R., White G.C., Brownie C. & Pollock P.H. 1987. Designing and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. American Fisheries Society Monographs No 5, Bethesda, Maryland, USA, 437 pp.
- Butler J.R.A. & Birgham J. 2000. Demography and dog-human relationships of the dog population in Zimbabwean communal lands. *The Veterinary Record* 147: 442-446.
- Butler J. R. A. & du Toit J. T., 2002. Diet of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Conservation* 5: 29-37.
- Butler J. R. A., du Toit J. T. & Bingham J. 2004. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large carnivores. *Biological Conservation* 115: 369-378.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B, Crawshaw Jr. P.G. & Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Centro de Estudos da Metrópole. <<http://www.centrodametropole.org.br>>. Acesso em 31/01/1008.
- Choquet R., Reboulet A.M., Lebreton J.D., Jimenez O. & Pradel R. 2005. U-CARE 2.2 User's Manual. CEFE. Montpellier, France. (<http://ftp.cefe.cnrs.fr/biom/Soft-CR/>).
- Cleaveland S., Appel M.G.J., Chalmers W.S.K., Chillingworth C., Kaare M. & Dye C. 2000. Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology* 72: 217-227.
- Clout M. 1995. Introduced species: the greatest threat to biodiversity? *Species* 24: 34-36.
- Courtenay O., Quinnell R.J. & Chalmers W.S.K. 2001. Contact rates between wild and domestic canids: no evidence of parvovirus or canine distemper virus in crab-eating foxes. *Veterinary Microbiology* 81:

- Costa C.H.N., Pereira H.F., Pereira F.C.A., Tavares J.P. Araújo M.V. & Gonçalves M.J.O. 1999. Is the household dog a risk factor for American visceral leishmaniasis in Brazil? *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 93: 464.
- Crawley M.J. 2002. *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus*. Chichester, West Sussex. 761 p.
- Crooks K. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- Crooks K.R. & Soulé M.E. 1999. Mesopredator release and avifauna extinctions in a fragmented system. *Nature* 400 (6744): 563-566.
- Daniels T.J. 1983a. The social organization of free-ranging urban dogs. I. Non-estrous social behaviour. *Applied Animal Ethology* 10: 341-363.
- Daniels T.J. 1983b. The social organization of free-ranging urban dogs. II. Estrous groups and the mating system. *Applied Animal Ethology* 10: 365-373.
- Daniels T. J. & Bekoff M. 1989a. Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. *Journal of Mammalogy* 70 (4): 754-762.
- Daniels T.J. & Bekoff 1989b. Spatial and temporal resource use by feral and abandoned dogs. *Ethology* 81: 300-312.
- Dobson A. J. 1990. *An Introduction to Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London.
- Evengall A., Hedhammar A., Bonnett B.N. & Olson P. 1999. Survey of the Swedish dog population: age, gender, breed, location and enrolment in animal insurance. *Acta Veterinaria Scandinavica*. 40: 231-240.
- Fiorello C.V., Deem S.L., Gompper M.E. & Dubovi E.J. 2004. Seroprevalence of pathogens in domestic carnivores on the border of Madidi National Park, Bolivia. *Animal Conservation* 7: 45-54.
- Fiorello C.V., Noss, A.J. & Deem, S.L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology*, 20 (3): 762-771.
- Font E. 1987. Spacing and social organization: urban stray dogs revisited. *Applied Animal Behaviour Science* 17: 319-328.
- Fox M. W., Beck A. M., & Blackman E. 1975. Behaviour and ecology of a small group of urban dogs *Canis familiaris*. *Applied Animal Ethology* 1: 119 -137.
- FUNATURA/Ibama 1998. *Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília – Revisão*. Volume 1.
- Galetti M. & J.C. Fernandez 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in

- industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35: 294-301.
- Gaspar D. A. 2005. Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do Município de Campinas, SP. *Tese de Doutorado em Ecologia*. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Gavgani, A.S.M., Mohite, H., Edrissian, G.H., Mohebal, M. & Davies, C.R., 2002. Domestic dog ownership in Iran is a risk factor for human infection with *Leishmania infantum*. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 67 (5): 511-515.
- Goosem M. 2000. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. *Wildlife Research* 27: 151-163.
- Heyworth J.S., Cutt H. & Glonek G. 2006. Does dog or cat ownership lead to increase gastroenteritis in young children in south Australia? *Epidemiology and Infection* 134 (5): 926 – 934.
- Hood G.M. 2007. Poptools versão 2.7.5. Disponível na internet. URL <http://www.cse.csiro.au/poptools>.
- Horowitz C. 1992. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília: avaliação da Metodologia de Planejamento adotada, Execução e Resultados Alcançados no decênio 79/89. *Tese de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília.
- IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual do recenseador. Censo 2000. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 15/12/2007.
- Jolly G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration – stochastic model. *Biometrika* 52: 225-247.
- Kitala P., McDermott J., Kyule M., Gathuma J., Perry B. & Wandeler A. 2001. Dog ecology and demography information to support the planning of rabies control in Machakos District, Kenya. *Acta Tropica*, 78: 217-230.
- Krebs C.J. 1998. *Ecological Methodology*, 2nd edition. Benjamin/Cummings., Menlo Park. 620pp.
- Kruuk H. & Snell H. 1981. Prey selection by feral dogs from a population of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). *Journal of Applied Ecology* 18 (1): 197-204.
- Kurkdjian M.L.N.O. 1986. Um método para a identificação e análise de setores residenciais urbanos homogêneos, através de dados de sensoriamento remoto com vistas ao planejamento urbano. *Tese de Doutorado*. Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Lacerda A.C.R. 2002. Análise de Ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Lafferty K.D. & Gerber L.R. 2002. Good medicine for conservation biology: the intersection of epidemiology and conservation theory. *Conservation Biology* 16 (3): 593-604.
- Lambert T.D., Malcolm J.R. & Zimmerman B.L. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation

- to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87 (4): 766-776.
- Laurenson K., Sillero-Zubiri C., Thompson H., Shiferaw R., Thirgood S. & Malcom J. 1998. Disease as a threat to endangered species: Ethiopian wolves, domestic dogs and canine pathogens. *Animal Conservation* 1: 273-280.
- Lebreton J.D., Burnham K.P., Clobert J & Anderson D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals. A unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.
- Leslie B.E., Meek A.H., Kawah J.F. & McKeown D.B. 1994. An epidemiological investigation of pet ownership in Ontario. *Canadian Veterinary* 35: 218-222.
- Maika S.A., Xianmeng Q., Tingmei H. & Appel M. 1994. Serological survey of giant pandas (*Ailuropoda melanoleuca*), and domestic dogs and cats in the Wolong Reserve, China. *Journal of Wildlife Disease* 30 (1): 86-89.
- Manly B. F. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in ecology. Chapman and Hall, London.
- Manning A.M. & Rowan A.N. 1992. Companion animal demographics and sterilization status: results from a survey in four Massachusetts towns. *Anthrozoos* 5: 192-201.
- Marinho-Filho J.S., Rodrigues F.H.G. & Guimarães M.M. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Águas Emendadas. 34-63. In: Marinho-Filho, J.S., F.H.G. Rodrigues & M.M. Guimarães (eds) *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas*. SEMATEC/IEMA, Brasília, DF.
- McCrinkle C.M.E., Cornelius S.T. & Schoeman H.S. 1997. A survey of animal welfare needs in Soweto. *Journal of the South African Veterinary Association* 68 (4): 137-139.
- Meek P.D. 1999. The movement, roaming behaviour and home-range of free-roaming domestic dogs, *Canis lupus familiaris*, in coastal New South Wales. *Wildlife Research* 26: 847-855.
- Monteiro-Filho E.L.A. 1995. Os Mamíferos da Santa Genebra Pp 86-92. In. Morellato, L.P.C. & H.F. Leitão-Filho (org). *Ecologia de Preservação de uma Floresta Tropical Urbana Reserva de Santa Genebra*. Campinas, SP: Editora Unicamp.
- Nassar R., Mosier J.E. & Williams L.W. 1984. Study of the canine and feline populations in the greater Las Vegas area. *American Journal of Veterinary Research* 45: 282-287.
- Navin T.R., Sierra M., Custodio R., Steurer F., Porter C.H. & Ruebush T.K. 1985. Epidemiologic study of visceral leishmaniasis in Honduras, 1975-1983. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 34 (6): 1069-1075.
- Nesbitt W. H. 1975. Ecology of a feral dog pack on a wild refuge. Pp. 391-395, *in The wild canids*. Van Nostrand Reinhold, New York, 508 pp.
- Oppenheimer E.C. & Oppenheimer J.R. 1975. Certain behaviour features in the pariah dog (*Canis*

familiaris) in West Bengal. *Applied Animal Ethology* 2: 81-92.

- Ortega-Pacheco A., Rodriguez-Buenfil J.C., Bolio-Gonzales M.E., Sauri-Arceo C.H., Jiménez-Coello M. & Forsberg C.L. 2007. A survey of dog populations in urban and rural areas of Yucatan, Mexico. *Anthrozoos* 20 (3): 261-274.
- Pardini R., Ditt E.H., Cullen L., Bassi C. & Rudran R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Laury Cullen Jr., Rudy Rudran & Claudio Valladares Padua. (Org.). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e no Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba. p. 181-201.
- Patronek G.J., Beck A.M. & Glickman L.T. 1997. Dynamics of a dog and cat population in a community. *Journal of the American Veterinary Medical Association*. 210: 637-642.
- Reithinger R., Espinoza J.C., Llanos-Cuentas A. & Davies C.R. 2003. Domestic dog ownership: a risk factor for human infection with *Leishmania (Viannia)* species. *Transactions of the Royal Society of Medicine and Hygiene*. 97: 141-145.
- Revilla E., Palomero F., Delibes M. 2001. Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserve conservation : Eurasian badgers in Doñana National Park. *Conservation Biology* 15: 148-158.
- Robertson I.D., Edwards J.R., Shaw S.E. & Clark W.T. 1990. A survey of pet ownership in Perth. *Australian Veterinary Practitioner* 20(4): 210-214.
- Rodrigues F.H.G. 2002. Ecologia do lobo guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. *Tese de Doutorado em Ecologia*, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Schwarz C.J. & Arnason A.N. 1996. A general methodology for analysis of open-model capture-recapture experiments. *Biometrics* 52: 860-873.
- Seber G.A.F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52: 249-259.
- Sime C. A. 1999. Domestic dogs in wildlife habitats. Effects of recreation on Rocky Mountain wildlife. Chapter 8, *in* Montana Chapter of Wildlife Society.
- Souza I.M. 2004. Análise do espaço intra-urbano para estimativa populacional intercensitária utilizando dados orbitais de alta resolução espacial. Dissertação de Mestrado em Planejamento Urbano e Regional. Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento em Planejamento Urbano e Regional. Universidade do Vale do Paraíba. São José dos Campos, SP.c
- Stanley T.R. & Burnham K.P. 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6: 197-209.
- Suzán G. & Ceballos G. 2005. The role of feral mammals on the wildlife infections disease prevalence in two nature reserves within Mexico City limits. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36 (3): 479-484.

- Tabarelli M. 1994. Clareiras naturais e dinâmica sucessional de um trecho de floresta na Serra da Cantareira, SP. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Teclaw R., Mendlein J., Garbe P. & Mariolis P. 1992. Characteristics of pet populations and households in the Purdue Comparative Oncology Program catchment area, 1988. *Journal of the American Veterinary Medical Association*. 201 (11): 1725-1729.
- Thompson S.K. 2002. *Sampling*. 2nd ed. Wiley, New York. 367 p.
- Vernes K. & Dennis A., 2001. Mammalian diet and broad hunting strategy of the dingo (*Canis familiaris dingo*) in the wet tropical rain forests of northeastern Australia. *Biotropica*, 33 (2): 339-345.
- Yahner R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2 (4): 333-339.
- Wandeler A. I., Matter H.C., Kappeler A. & Budde A. 1993. The ecology of canine rabies: a selective review. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 12: 51-71.
- Wang Y., He T., Wen X., Li T., Waili T.T., Zhang W., Zhou H., Zheng H., Wen H., Davaadorj N., Gambolt L., Mukhar T., Rogan M.T. & Craig P.S. 2005. Human cystic echinococcosis in two Mongolian communities in Hobukesar (China) and Bulgan (Mongolia). *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*. 99: 692-698.
- Weng H., Kass P.H., Hart L.A. & Chomel B.B. 2006. Risk factors of unsuccessful dog ownership: an epidemiologic study in Taiwan. *Preventive Veterinary Medicine* 77: 82-95.
- White G.C. & Burnham K.P. 1999. Program Mark: survival estimations from population of marked individuals. *Bird Study* 46 (suppl.): 120-138.
- Whiteman C.W., Matushima E.R., Confalonieri U.E.C., Palha M.D.C., Silva A.S.L. & Monteiro V.C. 2007. Human and domestic animal populations as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.
- World Health Organization 1992. Report of the WHO Expert Committee on Rabies. WHO Technical Report Series, N^o. 824, World Health Organization, Geneva.
- World Health Organization 2004. WHO expert consultation on rabies. WHO Technical Report Series N^o 931, World Health Organization, Geneva.

DISCUSSÃO GERAL

As populações de cães nas áreas rurais e urbanas estudadas se diferenciam em dois aspectos importantes para a conservação: densidade e presença de cães sem dono. Também há diferenças marcantes entre a população humana nessas áreas e sua relação com seus cães: a porcentagem de residências onde há um ou mais cães e de residências nas quais os cães são deixados soltos.

A densidade de cães nas três áreas urbanas estudadas foi maior que nas áreas rurais, podendo ser até mais de vinte vezes maior. Estes resultados estão de acordo com as estimativas de Brooks (1990) e Kitala *et al.* (2001), que encontraram uma densidade de cães muito maior em áreas urbanas e periurbanas que nas rurais. Esses autores atribuíram essas diferenças à diferença de densidade da população humana nessas áreas, o que também explica a grande diferença de densidade encontrada no presente estudo (capítulo 1), como discutido nos capítulos anteriores. Campos *et al.* (2007) também encontraram uma densidade maior de cães em área periurbana que em área rural. Daniels & Bekoff (1989), mesmo encontrando uma grande densidade de cães em áreas rurais na divisa dos Estados Unidos com o México (215 e 450 cães/km²), encontraram uma densidade ainda maior em áreas urbanas (534 e 936 cães/km²).

A presença de cães sem dono também parece ser uma característica de áreas urbanas. De fato em áreas rurais da África, Kitala *et al.* (2001) e Butler & Bingham (2000) relatam que todos os cães possuíam dono, assim como no caso de comunidades em uma área no interior da Bolívia (Fiorello *et al.* 2006) e do presente estudo. Beck (1975) já mencionava que cães sem donos eram comuns em uma área urbana nos Estados Unidos, embora não tenha estimado seu número, e Font (1987) estudou a organização social e espacial de cães errantes na cidade de Valência, na Espanha, onde, segundo suas estimativas de abundância, são muito comuns. Alie *et al.* (2007) afirma que cães sem dono, errantes, parecem ser cada vez mais numerosos na capital da Dominica, sendo motivo de preocupação para as autoridades locais e os próprios moradores. Porém, segundo Beck (1973, apud WHO 1987) e Wandeler (1985) a maior parte da população de cães sem dono provém de cães que anteriormente possuíam dono, que foram abandonados, fugiram ou se perderam. Também segundo Beck (1973 apud WHO 1987), esses cães são mais comuns em

áreas urbanas com baixa renda e grande densidade populacional humana, o que está de acordo com o relatado no capítulo 2. Ortega-Pacheco *et al.* (2007) afirmam que cães adquiridos de graça pela população em áreas da Península de Yucatan, México, constituem uma grande porcentagem de cães sem dono, que foram abandonados. Mesmo existindo o hábito de recolher cães nas ruas (metade dos cães sem raça foram recolhidos das ruas por seus donos nas áreas urbanas estudadas), parece que o abandono ou perda desses animais em áreas urbanas é maior, enquanto que nas áreas rurais o abandono pode ser menos pronunciado, devido a menor densidade de habitantes, e assim o hábito de recolher pode impedir que uma população de cães sem dono se estabeleça. O tamanho dos diferentes segmentos da população de cães (com e sem dono) depende em grande parte da proporção da população humana que tem cães e de sua densidade. E também pode depender da proporção da população humana que tolera cães ou que rejeita cães soltos em sua área (WHO 1987). Este último fator pode se evidenciar na proporção de residentes que dizem alimentar cães de rua. Assim, o fato de que na área urbana de baixa renda estudada (capítulo 2) a proporção de moradores que alimentam esses cães é muito maior que nas outras duas outras áreas o que indica que essa população é mais tolerante a esses cães errantes. Além disso, como discutido no segundo capítulo, é preciso que haja condições para que tal população se estabeleça em uma área, uma vez que esses animais dependem da abundância, distribuição e previsibilidade de recursos como abrigo, água e alimento (WHO 1987). Em uma área urbana, onde há mais lixo disponível provenientes de residências e comércio, o ambiente parece mais propício para a sobrevivência desses cães.

Ter um cão em casa é mais freqüente nas áreas rurais estudadas que nas urbanas. Mais de 90% das casas nas áreas rurais tinham pelo menos um cão, enquanto que nas áreas urbanas essa porcentagem variou entre 62% e 78%. Ortega-Pacheco *et al.* (2007) encontraram o oposto em áreas rurais e uma área urbana no México (64%-71% e 73%, respectivamente). Porém, essa diferença não foi tão pronunciada como no presente estudo, no qual mais de 90% das casas das áreas rurais tinham pelo menos um cão. Brooks (1990) também encontrou uma porcentagem maior de casas com cães em áreas rurais que urbanas no Zimbábue e Fiorello *et al.* (2006), em comunidades no interior da Bolívia, relatam que a única maneira de uma casa não ter cães é a perda recente do animal. Franti *et al.* (1980), por sua vez, encontram uma

porcentagem de casas com cães maior em áreas menos povoadas que em áreas densamente povoadas no norte da Califórnia.

Também é mais comum nas áreas rurais os moradores deixarem seus cães soltos, como verificado no presente estudo. Ortega-Pacheco *et al.* (2007) também encontraram uma situação parecida no México, onde 77% dos donos em áreas rurais deixavam seus cães soltos, enquanto que na área urbana essa porcentagem era de apenas 7%. Em áreas rurais em outros locais essa porcentagem é em geral maior que 70% (Butler & Bingham 2000, Fiorello *et al.* 2006, Kitata *et al.* 2001), mostrando como é comum nessas zonas o hábito de deixar os cães soltos. Este hábito pode tanto refletir restrições econômicas que não permitem a construção de barreiras para a contenção desses animais (como sugerem Kitata *et al.* 2001) ou ainda diferenças culturais entre as áreas, com casas em áreas rurais em geral sem cercas e muros (como observado por Ortega-Pacheco *et al.* 2007), talvez como reflexo da criminalidade menor em áreas rurais ou porque não há necessidade de se isolarem dos vizinhos. Apesar da grande diferença na frequência de donos que soltam seus cães entre as áreas rurais e urbanas, esse hábito parece ser tão importante na zona urbana quanto na rural. Isto porque na zona urbana há mais cães, assim, mesmo um pequeno percentual deles sendo soltos já contribui de maneira decisiva para o grande tamanho da população de cães nas ruas.

Alguns estudos sugerem que cães de áreas urbanas e de áreas rurais apresentam outras diferenças, especialmente quanto a sua área de vida e hábitos alimentares. Cães urbanos em geral têm uma área de vida menor que cães que habitam o ambiente rural (Daniels 1983, Font 1987, Meek 1999). O que se deve em grande parte pela distribuição de comida, muito abundante na área urbana (Font 1897). De fato a ocorrência de cães nos fragmentos das áreas rurais não parece ser limitada pela distância do fragmento à casa. Essa diferença na área de vida também pode ser devida a preferências alimentares individuais (Meek 1999). Meek (1999) observou que alguns cães que tinham dono se deslocavam até zonas ripárias, mais afastadas de suas casas, para predação marsupiais da família Macropodidae (família que inclui os cangurus e wallabies). Esses cães tinham uma área de vida muito maior que cães que não tinham esse hábito alimentar. Tais cães também possuíam outras características que os diferenciava de cães tidos como sedentários, que têm uma pequena área de vida, em geral ao redor da residência: possuíam comportamento

de predação similar a canídeos silvestres e formavam matilhas. Predação parece não ser uma fonte significativa de alimento para cães urbanos (WHO 1987). Cães urbanos nos Estados Unidos já foram observados perseguindo gatos, esquilos e veados, mas a captura parece muito rara (Fox *et al.* 1975). Cães rurais sem supervisão podem contar mais com seu sucesso de predação tanto de animais silvestres como domésticos, apesar da maioria dos registros de predação de animais de criação por cães domésticos não mencionarem que esses animais tenham de fato consumido suas presas (WHO 1987). De fato, os moradores das áreas rurais estudadas mencionam predação de animais silvestres por seus cães e consumo de carcaça de animais de criação, em especial de gado. Mas mesmo que esses cães estejam mais envolvidos em jogos instintivos de predador-presa do que na caça para alimentação, como sugere Lacerda (2002) e Crooks & Soulé (1999), eles podem ter um impacto negativo na fauna nativa.

Em ambos os ambientes (rural e urbano), aparentemente o efeito dos cães pode ser considerado como um efeito de borda nos fragmentos florestais. Esses cães realmente utilizam os fragmentos, porém ocorrem com uma frequência muito maior a distâncias curtas da borda, mesmo quando os fragmentos são pequenos, como os presentes na zona rural de São Luiz do Paraitinga. Além disso, as diferentes matrizes parecem ter uma permeabilidade diferente. Numa paisagem de pasto e urbana, os cães parecem chegar mais facilmente aos fragmentos e assim utilizá-los com maior frequência que em uma paisagem com plantação de eucaliptos. Além disso, na área urbana, muitas vezes cães sem dono encontram condições para sobreviverem em áreas que podem ser diretamente ligadas ao fragmento, como parece ocorrer no Horto Florestal, ligado diretamente ao Parque Estadual da Cantareira, onde permanecem diversos cães sem dono, que são alimentados por visitantes e funcionários.

Como sugerido no capítulo 2, a proporção de cães soltos, e, portanto, com chance de utilizarem a mata, difere em uma ordem de grandeza de uma área para outra no Parque Estadual da Cantareira, mas esta diferença não se reflete em maior frequência de cães na mata na área com mais cães no entorno. Com isso é possível inferir que existe um componente comportamental que influencia a chance de um cão entrar na mata. Este componente comportamental também foi sugerido por Meek (1999), que estudou a área de vida de cães com dono em uma área rural na península de Bherwerre na Austrália, que inclui o

território do Parque Nacional Booderre. Como mencionado anteriormente, ele observou que existiam cães que eram sedentários e cães que eram errantes, que tinham uma área de vida grande, esses últimos podendo ter uma área de vida até 470 vezes maior que os cães sedentários. Este autor não encontrou relação entre falta de comida fornecida pelo dono e o comportamento errante, porém associou-o ao hábito de caçar marsupiais da família Macropodidae, pois esse alimento está disponível em áreas restritas e mais afastadas da comunidade. No entanto afirma que ainda não é claro porque há essa diferença no comportamento. Hildy & Beck (1982) sugerem que alguns cães tenham um hábito sedentário por considerar seus donos membros da matilha.

O efeito direto que os cães domésticos exercem sobre a fauna local é algo que ainda precisa ser estudado no Brasil, uma vez que apesar desses animais não serem freqüentes mais para o interior dos fragmentos, eles ocorrem com uma freqüência maior que carnívoros nativos quanto mais próximos à borda. Porém, esses possíveis impactos podem ser diminuídos dificultando o acesso desses animais aos fragmentos. Assim, hábitos da população do entorno dessas áreas são decisivos para que isso aconteça. É importante então evitar criar condições que mantenham cães soltos em locais próximos a fragmentos. Isso inclui tanto manter os cães sempre presos na área da propriedade, quanto não alimentar cães sem dono ou deixar lixo disponível para que esses animais permaneçam na área. Como em áreas rurais o hábito de manter os cães presos parece ser mais difícil de ser adotado pelos moradores, o hábito de alimentá-los é de extrema importância para diminuir os efeitos negativos que esses animais podem exercer nesses fragmentos de mata. Além disso, é importante uma maior compreensão de como se desenvolve o comportamento de utilizar grandes áreas e entrar em áreas de mata nativa, pois se esse comportamento se deve à maneira como são criados e mantidos seria possível evitar o estímulo ao comportamento errante como forma de prevenir que esses cães utilizem fragmentos florestais.

Referências bibliográficas

- Alie K, Davis B. W., Fielding W.J. & Maldonado F.G. 2007. Attitudes towards dogs and other “pets” in Rosseau, Dominica. *Anthrozoos* 20 (2): 143-154.
- Beck A. M. 1973. The ecology of stray dogs: a study of freeranging urban animals. York Press, Baltimore. 98 pp.
- Beck A. M. 1975. The ecology of “feral” and free-roving dogs in Baltimore. Pp. 380-390, *in* The wild canids. Van Nostrand Reinhold, New York. 508 pp.
- Brooks R. 1990. Survey of the dog population of Zimbabwe and its level of rabies vaccination. *Veterinary Record* 127: 592-596.
- Butler J.R.A. & Birgham J. 2000. Demography and dog-human relationships of the dog population in Zimzabwean communal lands. *The Veterinary Record* 147: 442-446.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B, Crawshaw Jr. P.G. & Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Crooks K.R. & Soulé M.E. 1999. Mesopredator release and avifauna extinctions in a fragmented system. *Nature* 400 (6744): 563-566.
- Daniels T.J. 1983. The social organization of free-ranging urban dogs. I. Non-estrous social behaviour. *Applied Animal Ethology* 10: 341-363.
- Daniels T. J. & Bekoff M. 1989. Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. *Journal of Mammalogy* 70 (4): 754-762.
- Fiorello C.V., Noss, A.J. & Deem, S.L., 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology*, 20 (3): 762-771.
- Font E. 1987. Spacing and social organization: urban stray dogs revisited. *Applied Animal Behaviour Science* 17: 319-328.
- Fox M. W., Beck A. M. & Blackman E. 1975. Behaviour and ecology of a small group of urban dogs *Canis familiaris*. *Applied Animal Ethology* 1: 119 -137.
- Franti C.E., Kraus J.F., Borhani N.O., Johnson S.L. & Tucker S.D. 1980. Pet ownership in Rural Northern California (El Dourado County). *Journal of the American Veterinary Medical Association* 176 (2): 143-149.
- Hildy D. R., and Beck A. M. 1982. Ecological behaviour of free-ranging urban pet dogs. *Applied Animal Ethology* 8: 161-168.

- Kitala P., McDermott J., Kyule M., Gathuma J., Perry B. & Wandeler A. 2001. Dog ecology and demography information to support the planning of rabies control in Machakos District, Kenya. *Acta Tropica*, 78: 217-230.
- Lacerda A.C.R. 2002. Análise de ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Meek P.D. 1999. The movement, roaming behaviour and home-range of free-roaming domestic dogs, *Canis lupus familiaris*, in coastal New South Wales. *Wildlife Research* 26: 847-855.
- Ortega-Pacheco A., Rodriguez-Buenfil J.C., Bolio-Gonzales M.E., Sauri-Arceo C.H., Jiménez-Coello M. & Forsberg C.L. 2007. A survey of dog populations in urban and rural areas of Yucatan, Mexico. *Anthrozoos* 20 (3): 261-274.
- Wandeler A.I. 1985. Ecological and epidemiological data requirements for the planning of dog rabies control. In: Kwert E., Mérieux C., Koprowski H. & Bögel K. *Rabies in the tropics*. Springer-Verlag, Berlin.
- World Health Organization, 1987. Guidelines for dog rabies control. World Health Organization, Geneva.