

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Marcel José Franco Penteado

**“AS ONÇAS E AS ABUNDÂNCIAS DE PREDADORES
INTERMEDIÁRIOS EM FRAGMENTOS DE MATA
ATLÂNTICA DO ESTADO DE SÃO PAULO”**

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)

*Marcel José
Franco Penteado*

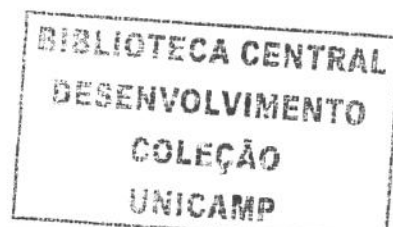
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese (ou Dissertação) apresentada
ao Instituto de Biologia para
obtenção do Título de Mestre
Ciências Biológicas, na área de
Ecologia.

Eleonore Zulnara Freire Setz

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Eleonore Zulnara Freire Setz

Campinas, 2006



UNIDADE	BC
Nº CHAMADA	11unicamp
	P387o
V	EX
TOMBO BC/	69749
PROC.	16.123.06
C	☐
D	☒
PREÇO	11.00
DATA	30-8-06

Bib. ID 386389

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

P387o

Penteado, Marcel José Franco

As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de mata atlântica do Estado de São Paulo / Marcel José Franco Penteado. -- Campinas, SP: [s.n.], 2006.

Orientadora: Eleonore Zulnara Freire Setz.

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Puma. 2. Liberação de mesopredadores. 3. Carnívoro. I. Setz, Eleonore Zulnara Freire. II. Arruda, Paulo. III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título.

(rcdt/ib)

Título em inglês: Great felids and the abundance of mesopredators in fragments of atlantic forest in São Paulo State.

Palavras-chave em inglês: Puma; Mesopredator release; Carnívoros.

Área de concentração: Ecologia.

Titulação: Mestre em Ecologia.

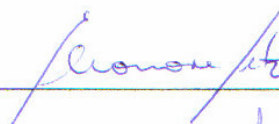
Banca examinadora: Eleonore Zulnara Freire Setz, Peter Gransden Crawshaw Junior, Wesley Rodrigues Silva.

Data da defesa: 23/06/2006.

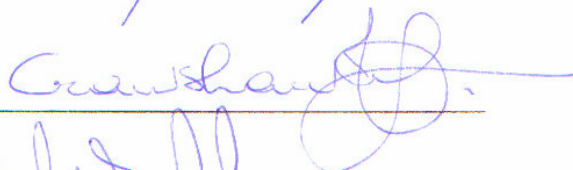
Campinas, 23 de junho de 2006

Banca Examinadora

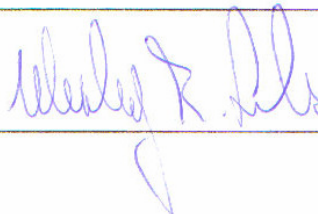
Profa Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz (Orientadora)



Prof. Dr. Peter Gransden Crawshaw Junior



Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva



Prof. Dr. Keith Spalding Brown Junior

Prof. Dr. José Eduardo Mantovani

Índice

Resumo.....	5
Abstracts.....	6
Agradecimentos.....	7
Introdução Geral: Grandes Felinos e as Abundâncias de Mesopredadores em Fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo.....	8
Referências Bibliográficas.....	16
Capítulo 1: Avaliação do Uso Conjunto de Duas Iscas Odoríferas em Armadilhas de Odor para Espécies de Carnívoros Neotropicais.....	20
Introdução.....	21
Materiais e Métodos.....	24
Resultados.....	28
Discussão.....	45
Conclusões.....	49
Referências Bibliográficas.....	51
Capítulo 2: Mamíferos Carnívoros das Famílias Felidae, Canidae, Mustelidae e Procyonidae em Nove Fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo.....	54
Introdução.....	55
Materiais e Métodos.....	57
Resultados.....	60
Discussão.....	65
Conclusões.....	70
Referências Bibliográficas.....	71
Capítulo 3: Pumas, Fragmentação e Liberação de Mesopredadores.....	77
Introdução.....	78
Materiais e Métodos.....	82
Resultados.....	87
Discussão.....	98
Conclusões.....	103
Referências Bibliográficas.....	105

Resumo

Predadores de topo são particularmente vulneráveis a extinções locais em ambientes fragmentados, onde seu desaparecimento pode levar a altas densidades de pequenos mamíferos predadores, ou mesopredadores, e ao empobrecimento dos níveis tróficos mais baixos. Esta é a base da hipótese de "liberação de mesopredadores". Estudos realizados no Hemisfério Norte apóiam esta hipótese. Até agora, não existem registros de estudos avaliando se na região neotropical a onça-pintada (*Panthera onca*) ou o puma (*Puma concolor*) influenciam as abundâncias de mesopredadores. Nós estimamos as abundâncias de mamíferos usando armadilhas de odor ao longo de trilhas em nove locais no sudeste do estado de São Paulo, Brasil: Serra do Japi (n=40), Grota Funda (n=14), Reserva Ecológica do Vuna (n=30), Parques Estaduais da Cantareira (n=30) e do Jaraguá (n=20), Mata do Topo (n=7), Mata do Bico (n=5), Mata do Pasto (n=7) e Mata do Riacho (n=5). A abundância de mamíferos foi expressa como o logaritmo da taxa de visitação por armadilha de odor por noite em cada período amostral. Nós realizamos amostragens em cada uma das quatro estações do ano (n=2208 armadilhas-noite). Registramos treze espécies de carnívoros. A onça-pintada-pintada (*Panthera onca*) foi registrada somente na Serra do Japi. A jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e o jaguarundi (*Herpailurus yaguarundi*) apresentaram correlações positivas entre suas abundâncias relativas e a do puma (r Pearson $> 0,95$; $p < 0,003$). A abundância relativa do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) foi positivamente correlacionada com a abundância do puma (r Pearson = $0,98$; $p < 0,05$). Na ausência do puma no Parque Estadual do Jaraguá, a abundância relativa da jaguatirica foi negativamente correlacionada com a abundância do gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*, r Pearson = $-0,98$; $p < 0,05$). Correlações positivas e negativas entre predador de topo e mesopredadores também foram observadas após a reintrodução do lobo cinzento (*Canis lupus*) em Yellowstone, EUA, e para o lince ibérico (*Lynx pardinus*) na Espanha.

Abstracts

Top predators may be particularly vulnerable to local extinction in fragmented landscapes, where their disappearance can lead to higher densities of small mammalian predators, or mesopredators, and the impoverishment of lower trophic levels. This is the basis of the hypothesis of "mesopredator release". Northern Hemisphere studies support this hypothesis. Up to now, there have been no studies evaluating if in the Neotropics jaguars (*Panthera onca*) or cougars (*Puma concolor*) influence mesopredator abundances. We estimated mammal abundances using track-detection stations baited with a scent lure along trails at nine sites in southeast São Paulo State, Brazil: Serra do Japi (n=40), Grota Funda (n=14), Reserva Ecológica do Vuna (n=30), Parques Estaduais da Cantareira (n=30) e do Jaraguá (n=20), Mata do Topo (n=7), Mata do Bico (n=5), Mata do Pasto (n=7), and Mata do Riacho (n=5). Mammal abundance was expressed as the logarithm of visitation rate per station per night in each sampling session. We conducted sample sessions in each of the four seasons of the year (n = 2208 station-nights). We recorded thirteen carnivore species. Jaguar (*Panthera onca*) was recorded only in Serra do Japi. Both ocelot (*Leopardus pardalis*) and jaguarundi (*Herpailurus yaguarundi*) relative abundances were positively correlated with puma (*Puma concolor*) relative abundances (Pearson $r > 0.95$; $p < 0.003$). Crab eating fox (*Cerdocyon thous*) relative abundance were positively correlated with puma abundances (Pearson $r = 0.98$, $p < 0.05$). In the absence of puma in the Parque Estadual do Jaraguá, ocelot relative abundance was also negatively correlated to that of little spotted cat (*Leopardus tigrinus* – Pearson $r = -0.98$, $p < 0.05$). A mixture of positive and negative mesopredator correlations was also observed for the reintroduced gray wolf (*Canis lupus*) in Yellowstone, USA, and for the iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Spain.

Agradecimentos

A todos que de alguma forma auxiliaram na elaboração, execução e avaliação deste projeto: Eleonore Zulnara Freire Setz (UNICAMP), Keith Spalding Brown Jr. (UNICAMP), Peter G. Crawshaw Jr. (Ibama), Wesley R. Silva (UNICAMP), Paulo Inácio de K. L. de Prado (UNICAMP), Kátia Mazzei (Instituto Florestal), Ronaldo G. Morato (Cenap/Ibama – Pró-carnívoros), Woodruff W. Benson (UNICAMP), José Eduardo Mantovani (INPE), Wladimir e monitores do Parque Estadual do Jaraguá (Instituto Florestal), Antônio Cassaro (Guarda Parque – Parque Estadual da Cantareira), equipe de monitores de educação ambiental da Serra do Japi (Ronaldo e Elifas), proprietários da Fazenda Vale Encantado e Fazenda Malabar, Giselda Person, Luciana Y. Uehara, Marcela C. Nascimento, Milene, Lívia, Daniela, Adriano, Débora e demais auxiliares de campo do curso de biologia (noturno) – UNICAMP, Secretaria de Meio Ambiente de Atibaia, Secretaria de Meio Ambiente de Jundiaí.

Financiamento do Projeto:

FMB – Funcamp (bolsa), Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão – Faepex - Unicamp (auxílio com parte dos custos de transporte – solicitação nº 491/05, convênio nº 519.292).

Introdução Geral:
Grandes Felinos e as Abundâncias de Mesopredadores em Fragmentos de Mata
Atlântica do Estado de São Paulo

Marcel J. Franco Penteado

Programa de Pós Graduação em Ecologia – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Eleonore Z. F. Setz

Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Introdução Geral

Nas últimas décadas houve uma crescente preocupação com a preservação de grandes carnívoros terrestres, que são em sua maior parte predadores de topo de cadeia trófica. Esta preocupação decorre da maior sensibilidade destas espécies aos efeitos da fragmentação de habitats (Wilcove et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002). No entanto, atualmente outro motivo para justificar ações de preservação e manejo de populações de predadores de topo decorre da hipótese de liberação de mesopredadores (“mesopredator release”) (Soulé, 1986; Terborgh, 1992; Goodrich & Buskirk, 1995; Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al. 1999; Crooks & Soulé, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Ripple et al., 2001; Caro & Stoner, 2002; Gompper, 2002; Maina & Jackson, 2002; Smith et al., 2003; Soulé et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004).

Este fenômeno é observado em situações onde ocorre a eliminação de um predador de topo (Paine, 1966; Soulé, 1986; Smith et al., 2003), que controlariam a população de mesopredadores, seja por competição ou predação, mantendo estes em números relativamente baixos. Ao se eliminar os predadores de topo de uma área, as populações de mesopredadores perderiam um importante fator de controle populacional e passariam por um período de crescimento populacional. O aumento nas populações de mesopredadores acarretaria uma maior pressão de predação nas espécies de presas

destes, que teriam suas populações reduzidas (Paine, 1966; Soulé, 1986; Terborgh, 1988; Soulé & Terborgh, 1999).

A liberação de mesopredadores foi primeiramente descrita por R.T. Paine, em 1966. Estudando teias alimentares da região entre marés na costa de Washington, dominada por predadores como a estrela do mar *Pisaster*, e no norte do Golfo da Califórnia, dominado pela *Heliaster*. Ambas teias tróficas incluem herbívoros em seus níveis tróficos mais baixos.

Paine removeu as estrelas do mar de áreas experimentais na costa de Washington, e demonstrou o papel crucial dos predadores de topo na manutenção da diversidade das comunidades. Nas áreas manipuladas experimentalmente, onde as estrelas do mar foram removidas, os mexilhões (*Mytilus*) sofreram grande aumento populacional. Este aumento populacional eliminou algumas espécies anteriormente existentes nestas áreas, reduzindo a diversidade e complexidade da teia alimentar local. A remoção experimental de uma espécie de ouriço do mar (*Strongylocentrotus*), um herbívoro, permitiu que um pequeno número de algas competitivamente superiores dominasse o sistema, eliminando outras espécies.

Paine (1966) demonstrou que algumas espécies de predadores e herbívoros podem influenciar relações competitivas entre espécies nos níveis tróficos mais baixos e, desta forma, “controlar” a composição e riqueza da comunidade. As espécies de predadores que desempenham o mesmo papel que a estrela do mar *Pisaster* são chamadas de “predadores-chave”, porque sua remoção do ambiente desencadeia cascatas tróficas que mudam a composição das comunidades (Paine, 1966).

A liberação de mesopredadores é um tipo de liberação ecológica que ocorre quando uma das espécies competidoras ou de predador-chave é eliminada do ambiente. Carnívoros podem competir de cinco formas diferentes (Caro & Stoner, 2002):

1. Por evitação se dois indivíduos se encontram em contato visual ou olfativo;
2. Evitação ativa pode resultar em mudanças de uso de habitat;
3. Competição por exploração ocorre quando predadores exploram a mesma fonte de alimento;
4. Competição pode envolver roubo de comida;
5. Indivíduos de uma espécie de carnívoro podem matar indivíduos de outra espécie.

De acordo com a hipótese, todas as formas de competição citadas podem estar envolvidas.

Até estudos mais recentes, acreditava-se que estas cascatas tróficas estavam restritas a ecossistemas aquáticos ou ambientes com baixa riqueza de espécies, onde o desaparecimento de uma espécie teria um impacto proporcionalmente maior do que o desaparecimento de uma espécie em ambientes com alta riqueza de espécies (Strong, 1992), como, por exemplo, em florestas tropicais.

Ao final da década de 1980, Terborgh (1988) e Fonseca & Robinson (1990) sugeriram que a liberação de mesopredadores também ocorreria em florestas neotropicais, mas esta dedução foi baseada em observações fortuitas e não em dados originados de uma metodologia específica para avaliar esta hipótese (Terborgh, 1988, 1992, 2000; Fonseca & Robinson, 1990).

A partir da década de 1990, várias pesquisas foram realizadas para estudar o efeito que os predadores de topo exercem em mesopredadores, examinando se a hipótese de liberação de mesopredadores também ocorre em ambientes terrestres. A maior parte dos estudos foi realizada no hemisfério norte, que apresenta menor riqueza de espécies que as regiões tropicais do hemisfério sul (Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al., 1999; Crooks & Soulé, 1999; Saether, 1999; Gompper, 2002; Laundré

et al., 2001; Ripple et al, 2001; Smith et al., 2003; Wilmers et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004; Fortin et al., 2005).

Estes trabalhos envolvem o papel de várias espécies como predadores de topo, entre elas o coiote (*Canis latrans*), o lince ibérico (*Lynx pardinus*), o lobo (*Canis lupus*) e até mesmo animais domésticos como o gato (*Felis catus*) e o cão (*Canis familiaris*), e demonstram a complexidade desta questão.

Palomares et al. (1995) observaram que a presença do lince ibérico (*Lynx pardinus*) em áreas destinadas à caça de coelhos beneficia a população destes, por limitar o número de mesopredadores, no caso deste estudo algumas espécies de mustelídeos, como o mangusto, por exemplo. Palomares e seus colaboradores verificaram que estes mustelídeos evitavam utilizar as áreas onde existem lincos residentes. Em áreas onde não ocorrem lincos, as populações de mustelídeos eram mais numerosas e os coelhos menos abundantes.

Litvaitis & Villafuerte (1996) contestaram os resultados deste estudo, alegando que a fragmentação dos habitats seria o principal fator responsável pelo maior sucesso dos mustelídeos nos fragmentos não explorados pelo lince. Entretanto, Palomares e seus colaboradores (1996) destacam que seus resultados indicaram que os lincos evitam áreas com alto nível de perturbações humanas, enquanto os mustelídeos estavam evitando as áreas menos perturbadas, onde existem lincos. Os mustelídeos não teriam nenhuma vantagem ou benefício na obtenção de alimento vivendo em áreas mais perturbadas e, finalmente, lincos predam mustelídeos. Estes fatos sugerem que a presença de lincos afeta negativamente os mustelídeos, beneficiando indiretamente os coelhos (Palomares et al, 1996). O efeito dos lincos sobre os mustelídeos, controlando a população destes nas áreas onde ocorrem em simpatria, está em conformidade com a hipótese de liberação de mesopredadores.

Outro teste interessante da hipótese de liberação de mesopredadores foi realizado por Rogers e Caro (1998), que avaliaram o sucesso reprodutivo de aves que nidificam no solo, na presença e na ausência de um predador de topo (coiote, *Canis latrans*). Os autores realizaram testes dos possíveis pressupostos que podem ser feitos a partir da hipótese de liberação de mesopredadores, confirmando as duas previsões testadas.

O primeiro pressuposto diz que o sucesso de aves que nidificam no solo deve ser maior em áreas com presença de predadores de topo, porque estes devem reduzir as abundâncias de mesopredadores e seus efeitos negativos (predação dos ninhos). O segundo pressuposto diz que a predação de ninhos no solo e a abundância de mesopredadores devem ser positivamente relacionadas, devido a uma maior taxa de predação quando estes predadores são comuns. Um terceiro pressuposto, que já havia sido confirmado anteriormente a este trabalho, é que a abundância dos predadores de topo e dos mesopredadores deve ser inversamente relacionada.

Os autores observaram maior sucesso na reprodução de aves que nidificam no solo, em áreas onde a presença de coiotes foi confirmada. Também observaram maior abundância de mesopredadores onde não havia coiotes, além de maior índice de predação de ovos nestas áreas. Desta forma, foram confirmados os dois pressupostos testados, indicando um caso de liberação de mesopredadores.

Crooks e Soulé (1999) realizaram um trabalho semelhante, envolvendo predação de ninhos de aves que nidificam no solo e o papel do coiote no controle das abundâncias dos mesopredadores em vários fragmentos da Califórnia e chegaram aos mesmos resultados que Rogers e Caro (1998). Um importante avanço no trabalho de Crooks e Soulé foi a inclusão da análise de variáveis biogeográficas e efeitos de fragmentação, como por exemplo tempo de isolamento e tamanho dos fragmentos. Esta análise de correlações permitiu excluir os casos em que as diferenças nas abundâncias e riqueza das espécies de mesopredadores eram devido aos efeitos da fragmentação do habitat, e não claramente devido aos efeitos da liberação de mesopredadores.

No entanto, o foco não deve ficar restrito à hipótese da liberação de mesopredadores, já que esta situação pode ser um efeito secundário da fragmentação dos habitats (Soulé, 1986; Goodrich & Buskirk, 1995).

Courchamp e colaboradores (1999) verificaram que a presença do gato doméstico pode ser tanto benéfica quanto prejudicial para aves que nidificam no solo. Os autores estudaram ilhas onde o gato (*Felis catus*) era o único predador presente, e verificaram que este exercia um efeito negativo no sucesso da reprodução das aves, isto é, no número de aves que chegavam à idade adulta. Em outras ilhas, onde espécies de roedores sinantrópicos foram introduzidas acidentalmente, o gato passou a exercer um efeito positivo no sucesso da reprodução das aves. Isto ocorreu devido ao fato de roedores também predarem ovos e filhotes de aves que nidificam no solo, em uma taxa muito mais alta que a predação realizada pelo gato. Nestas ilhas, a pressão de predação do gato sobre os ratos, predados em maior proporção do que os ninhos, beneficiava as aves. Este caso exemplifica como algumas espécies podem “mudar” seu status de predador intermediário para predador de topo devido a um aumento na complexidade ou número de espécies no ambiente.

Outro caso em que houve uma mudança de status de um predador foi na América do Norte, onde o coiote (*Canis latrans*) expandiu sua distribuição para áreas anteriormente dominadas principalmente pelo lobo (*Canis lupus*) (Gompper, 2002). Nestas áreas, principalmente nas Montanhas Rochosas do Canadá e Estados Unidos, outras espécies de predadores de topo (lobo, puma, lince, urso) foram extintas ou sofreram grande redução nas suas populações. A grande expansão na distribuição e o aumento populacional do coiote podem ser considerados efeitos da liberação de mesopredadores. No entanto, em algumas áreas o coiote passou a ocupar os nichos deixados por estas espécies que foram eliminadas ou suprimidas, passando a atuar como predador de topo e regulando a população de mesopredadores como o “raccoon” (*Procyon lotor*), o “bobcat” (*Lynx rufus*) e o gambá (*Didelphis virginiana*), entre outros (Crooks & Soulé, 1999).

Na África, em uma região com alto grau de fragmentação, Maina e Jackson (2002), verificaram que em áreas onde o leopardo (*Panthera pardus*) foi extinto, o cachorro doméstico (*Canis familiaris*) passou a explorar as bordas dos fragmentos estudados e acabaram por beneficiar as espécies de aves que nidificam no chão. Nestas áreas, foram registradas menores taxas de ninhos predados do que no interior dos fragmentos, que são mais explorados pelos mesopredadores. Neste caso, o cão limitou o uso das áreas de borda pelos mesopredadores, exercendo um controle das populações destes nestas áreas.

Outro caso muito interessante foi documentado no Parque Nacional de Yellowstone, no período compreendido entre a eliminação do lobo (*Canis lupus*) e sua reintrodução. Após a extinção local do lobo, vários herbívoros de grande porte e algumas espécies de mesopredadores passaram por um período de crescimento populacional, enquanto outras espécies de mesopredadores apresentaram declínio populacional (Smith et al., 2003). Um fator interessante neste caso é que mesmo sendo registrada a ocorrência do urso-pardo, puma e coiote, todos considerados predadores de topo, os efeitos da liberação de mesopredadores foram registrados após a eliminação do lobo. Após a reintrodução de duas alcateias de lobos em Yellowstone, as variações populacionais que ocorreram inicialmente foram registradas inversamente, com redução populacional de grandes herbívoros e de alguns mesopredadores (Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Wilms et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004; Fortin et al., 2005). Este caso ilustra muito bem a hipótese de liberação de mesopredadores, mas também aponta que nem todas as espécies de predadores de topo exercem o mesmo efeito sobre os mesopredadores.

Estes exemplos demonstram que a espécie que tem o “status” de predador de topo, desempenhando um papel-chave em um ambiente mais complexo não é única, podendo ou não outras espécies ocuparem este nicho quando um predador de topo é eliminado.

Possivelmente existem limitações quanto ao número de espécies que possuem características que potencializam uma atuação como predadores de topo, evitando os

efeitos da liberação de mesopredadores (Smith et al., 2003). Isto poderia sugerir que em ambientes com maior número de espécies e de nichos, os efeitos da liberação de mesopredadores não seriam tão facilmente detectados sem o estudo de toda a comunidade de predadores de topo e mesopredadores. Nesses casos, a determinação da espécie de predador de topo que evita a ocorrência da liberação de mesopredadores não é tão fácil ou óbvia, se outras espécies puderem ocupar o mesmo nicho, como o coiote e o lobo na América do Norte (Gompper, 2002).

Segundo Terborgh (1988, 1992 & 2000), os predadores-chave em florestas neotropicais seriam a onça-pintada (*Panthera onca*) e o puma (*Puma concolor*). No entanto, é possível que a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) também possa desempenhar este papel ecológico, evitando a ocorrência dos efeitos da liberação de mesopredadores em remanescentes onde a onça-pintada e o puma tenham sido extintos. Esta possibilidade decorre dos trabalhos que demonstram que mesopredadores podem mudar seu papel ecológico na comunidade (Courchamp et al., 1999; Maina & Jackson, 2002).

O presente trabalho pretende avaliar as correlações entre as abundâncias do puma (*P. concolor*), onça-pintada (*P. onca*) e jaguatirica (*L. pardalis*) e dos demais mesopredadores que ocorrem em nove remanescentes de Mata Atlântica, na região sudeste do Estado de São Paulo.

Referências Bibliográficas

Caro, T.M., Stoner, C.J. 2002. The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation* 110: 67-75.

Courchamp, F., Langlais, M., Sigihara, G. 1999. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effects. *Journal of Animal Ecology*, 68: 282-292.

Crooks, K.R. 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 avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.

Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265-294.

Fortin, D., Beyer, H.L., Boyce, M.S., Smith, D.W., Duchesne, T., Mao, J.S. 2005. Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology*, 86 (5): 1320-1330.

Goodrich, J.M., Buskirk, W. 1995. Control of abundant native vertebrates for conservation of endangered species. *Conservation Biology*, 9 (6): 1357-1364.

Gompper, M.E. 2002. Top carnivores in the suburbs? Ecological and conservation issues raised by colonization of North-eastern North America by coyotes. *BioScience*, 52 (2): 185-190.

Kamler, J.F., Gipson, P.S. 2004. Survival and cause-specific mortality among furbearers in a protected area. *The American Midland Naturalist*, 151 (1): 27-34.

- Laundré, J.W., Hernández, L., Altendorf, K.B. 2001.** Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, U.S.A.. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 1401-1409.
- Litvaitis, J.A., Villafuerte, R. 1996.** Intraguild predation, mesopredator release, and prey stability. *Conservation Biology*, 10 (2): 676-677.
- Maina, G.G., Jackson, W.M. 2002.** Effects of fragmentation on artificial nest predation in a tropical forest in Kenya. *Biological Conservation*, 111: 161-169.
- Paine, R.T. 1966.** Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100 (910): 65-75.
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M. 1995.** Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongoose, and rabbits. *Conservation Biology*, 9 (2): 293-305.
- Palomares, F., Ferreras, P., Delibes, M., Gaona, P. 1996.** Mesopredator release and prey abundance: reply to Litvaitis and Villafuerte. *Conservation Biology*, 10 (2): 678-679.
- Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Delibes, M. 1996.** Spatial relationship between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology*, 33: 5-13.
- Ripple, W.J., Larsen, E.J., Renkin, R.A., Smith, D.W. 2001.** Trophic cascades among wolves, elk and aspen on Yellowstone National Park's northern range. *Biological Conservation*, 102: 227-234.
- Rogers, C.M., Caro, M.J. 1998.** Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia*, 116: 227-233.

- Saether, B.E. 1999.** Top dogs maintain diversity. *Nature*, 400: 510-511.
- Smith, D.W., Peterson, R.O., Houston, D.B. 2003.** Yellowstone after wolves. *BioScience*, 53 (4): 330-340.
- Soulé, M.E. 1986.** *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Soulé, M.E., Terborgh, J. 1999.** Conserving Nature at regional and continental scales – a scientific program for North America. *BioScience*, 49 (10): 809-817.
- Soulé, M.E., Estes, J.A., Berger, J., Del Rios, C.M. 2003.** Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology*, 17 (5): 1238-1250.
- Strong, D.R. 1992.** Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor-control in species ecosystems. *Ecology*, 73: 747-754.
- Terborgh, J. 1988.** The big things that run the world – a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology*, 2 (4): 402-403.
- Terborgh, J. 1992.** Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, 24 (2b): 283-292.
- Terborgh, J. 2000.** The fate of tropical forests: a matter of stewardship. *Conservation Biology*, 14 (5): 1358-1361.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Philips, A., Losos, E. 1998.** Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48: 607-615.

Wilmer, C.C., Crabtree, R.L., Smith, D.W., Murphy, K.M., Getz, W.M. 2003.

Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology*, 72: 909-916.

Capítulo 1:

Avaliação do uso conjunto de duas iscas odoríferas em armadilhas de odor para espécies de carnívoros neotropicais

Marcel J. Franco Penteado

Programa de Pós Graduação em Ecologia – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Eleonore Z. F. Setz

Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Resumo

Métodos eficientes e confiáveis para avaliação de riqueza e abundância de espécies são essenciais para determinação de prioridades de conservação. O uso de armadilhas fotográficas é um método extremamente confiável, mas o custo operacional é elevado e existe o risco de perda do equipamento. Nos casos em que o uso de armadilhas fotográficas em número adequado não é possível, a metodologia de levantamentos através da identificação de rastros no solo ou em armadilhas de areia, torna-se muito útil. Os dados obtidos utilizando este método podem ser influenciados pela experiência do pesquisador, distanciamento entre as armadilhas de areia e iscas utilizadas. As iscas odoríferas "Canine Call ®" e "Pro's Choice ®" mostraram-se eficientes para atrair 12 espécies de carnívoros neotropicais, uma espécie de marsupial e cachorros domésticos. Já no primeiro dia de leitura de rastros, é possível chegar a registrar até 90% do total. Em estudos populacionais ou em fragmentos menores que 100 ha, a repetição de mais de um período amostral ao longo do ano é recomendável. Embora relativamente barato, este método é prejudicado nos períodos chuvosos, dificultando a identificação de rastros de algumas espécies, como o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus*).

Palavras-chave: armadilhas odoríferas, carnívoros neotropicais, iscas odoríferas, Canine Call ®, Pro's Choice ®.

Introdução

Métodos eficientes e confiáveis para avaliações rápidas de riqueza e abundância de espécies são essenciais para determinação de prioridades de conservação (Silveira et al., 2003). O rastreamento de animais através de pegadas é um dos métodos mais antigos de identificação de mamíferos (Bider, 1968), e continua a ser utilizado com grande frequência (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Smallwood & Fitzhugh, 1993; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Grigione et al., 1999; Crooks, 2002; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004).

Atualmente foram desenvolvidas técnicas que permitem a diferenciação de indivíduos de algumas espécies de felinos, principalmente o puma (*Puma concolor*), com base na análise e comparação de algumas medidas e ângulos entre os dedos e as almofadas plantares (Smallwood & Fitzhugh, 1993; Grigione et al., 1999). A identificação de indivíduos é muito importante para a obtenção de dados demográficos confiáveis, quando apenas esta metodologia é utilizada (Grigione et al., 1999).

Metodologias adotadas após o advento de armadilhas fotográficas ("camera traps") têm fornecido dados demográficos mais confiáveis com relação a espécies de mamíferos silvestres, devido à maior segurança na individualização dos animais (Silveira et al., 2003). Este método é ainda mais eficiente quando os animais podem ser diferenciados através de padrões de marcação de pelagem, como listas ou pintas (Carbone et al., 2001).

Em alguns casos o uso de armadilhas fotográficas pode não ser viável devido ao risco de roubo do equipamento, tamanho da área a ser inventariada, ou disponibilidades de recursos para a aquisição e operação dos equipamentos (Silveira et al., 2003). Nestes casos, a utilização de armadilhas de areia é muito prático e eficaz, requerendo menores investimentos com a compra de equipamentos. No entanto, esse método depende de condições favoráveis no campo e, principalmente, de pessoal treinado para identificar os rastros com precisão (Burnham et al., 1980; Bassi, 2003).

Em armadilhas (ou parcelas) de areia podem ser utilizadas iscas não específicas ou iscas odoríferas específicas, que podem aumentar os índices de visitação em cada armadilha (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002; Bassi, 2003; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004).

Este método pode gerar dados com alta correlação espacial, principalmente quando as armadilhas são dispostas em linha (Bassi, 2003). Uma estratégia prática para evitar que um mesmo indivíduo deixe rastro em várias armadilhas de odor, é ajustar o espaçamento entre cada armadilha, de acordo com características de movimentação das espécies de interesse e raio de ação das iscas, sendo possível encontrar na literatura intervalos que variam de 10 a 320 metros (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002; Bassi, 2003; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004).

O uso de iscas odoríferas para aferir alterações populacionais em espécies animais com base em rastros foi originalmente adotada nos Estados Unidos, como forma de monitoramento de animais como o lobo (*Canis lupus*), o coiote (*Canis latrans*) e o lince (*Lynx lynx*), caçados para obtenção de pele e para redução de ataques a cervídeos e ao gado (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998). As substâncias utilizadas como iscas odoríferas variam muito quanto à sua natureza e composição, indo desde pedaços de alimento até atrativos específicos para determinadas espécies (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002; Bassi, 2003; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004).

Alguns trabalhos têm utilizado atrativos mais específicos, (não baseados em alimentos), que são muito eficientes para espécies de carnívoros da América do Norte (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002). Porém, estes trabalhos foram realizados em regiões de vegetação rasteira e clima seco, na Califórnia.

Além da variação nas substâncias utilizadas como iscas odoríferas, a granulação da areia utilizada nas armadilhas odoríferas também varia nos trabalhos já citados. Alguns utilizam areia de granulação fina (Scoss et al., 2004) enquanto outros utilizam areia de granulação média (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002), ou não citam a granulação da areia utilizada (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998).

Algumas avaliações de métodos de detecção de mamíferos no Brasil têm sido realizados (Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004), mas estes trabalhos não enfocam o método de armadilhas de areia com iscas odoríferas especificamente, nem o uso de atrativos padronizados e comerciais, como os utilizados nos EUA (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Apesar da eficiência comprovada das iscas Canine Call ® Pro's Choice ® para várias espécies de carnívoros da América do Norte (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002), não existem referências dizendo quais espécies de carnívoros neotropicais seriam atraídas, quantos dias de amostragem seriam necessários para se determinar o maior número de espécies possíveis em função da área amostrada e se variáveis climáticas como chuvas, por exemplo, podem influenciar os dados obtidos.

Para tentar esclarecer estas variáveis, foram avaliados em conjunto dois tipos de iscas odoríferas padronizadas (Canine Call ® e Pro's Choice ®) entre os anos de 2003 e 2005, em nove fragmentos de Mata Atlântica na região sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. Como não foi avaliada a independência entre cada armadilha de areia, não analisamos o uso de estimadores de riqueza, que pressupõe a independência entre as amostras.

Materiais e Métodos

1. Áreas de Estudo

O trabalho foi desenvolvido em nove fragmentos de Mata Atlântica, nos municípios de São Paulo, Jundiaí, Atibaia, Itatiba e Morungaba (tabela 1.1). Todos os fragmentos se localizam em áreas próximas de habitações humanas e enfrentam pressões de atividades antrópicas. Também apresentam relevo semelhante. A cobertura vegetal e estágio sucessional não foram avaliados. Todos os remanescentes se localizam na região sudeste do Estado de São Paulo (figura 1.1). O número de armadilhas do odor por área variou de cinco a 40 (tabela 1.1), dependendo principalmente da disponibilidade e extensão de trilhas (tabela 1.1). O número máximo de armadilhas de areia em uma mesma trilha foi 18 e o mínimo foi cinco (tabela 1.1).

Tabela 1.1: Armadilhas de areia utilizadas nas diferentes áreas neste estudo.

Área de Estudo	Área total (ha)	Localidade	Número trilhas amostradas	N mín/Max de armadilhas por trilha	Km total de trilhas amostradas	N total de armadilhas/noite
Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi	15000	Jundiaí	4	5 – 18	12	40
Parque Estadual da Cantareira	8000	São Paulo	3	8 – 11	7,5	30
Parque Estadual do Jaraguá	500	São Paulo	2	9 – 11	5	20
Reserva Ecológica do Vuna	330	Atibaia	4	5 – 10	7,5	30
Parque Municipal da Grota Funda	245	Atibaia	2	5 – 9	3,5	14
Mata do Topo	50	Morungaba	1	7	1,75	7
Mata do Bico	20	Itatiba	1	5	1,25	5
Mata do Pasto	20	Itatiba	1	7	1,75	7
Mata do Riacho	12	Itatiba	1	5	1,25	5

As matas denominadas “Mata do Topo (MR)”, “Mata do Bico (MB)”, “Mata do Pasto (MP)” e “Mata do Riacho (MR)” estão situadas no interior da Fazenda Malabar.

No decorrer do texto que segue, as áreas de estudo serão denominadas Japi (Reserva Ecológica Municipal da Serra do Japi), Cantareira (Parque Estadual da Cantareira), Jaraguá (Parque Estadual do Jaraguá), Vuna (Reserva Ecológica do Vuna) e

Grota (Parque Municipal da Grota Funda). As matas da Fazenda Malabar manterão denominação citada anteriormente.



Figura 1.1: Localização dos remanescentes estudados no Estado de São Paulo.

2. Métodos de Estudo de Carnívoros

A ocorrência das espécies de carnívoros foi detectada a partir de armadilhas de areia com iscas odoríferas (158 armadilhas por dia amostral), comumente utilizadas em levantamentos e avaliações de densidade e abundância de mamíferos carnívoros (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004).

Seguimos a metodologia amostral utilizada por Crooks & Soulé (1999) e Crooks (2002), com armadilhas de areia de granulação média (com aproximadamente 1m² de

área) dispostas ao longo de trilhas em cada fragmento. O distanciamento médio entre cada armadilha foi de 250 metros, medidos com trena manual, odômetro de veículo ou ciclocomputador (Cat Eye Tomo XC ®). Uma variação de cinco metros fora do ponto exato de medição foi tolerada, quando o relevo não permitia a instalação da armadilha de areia devido à declividade, e também para privilegiar a montagem em local sombreado, para manter a areia úmida por maior tempo. Esta condição torna as pegadas mais nítidas e de identificação mais precisa.

No centro de cada armadilha, foram pingadas seis gotas de cada isca odorífera – “Canine Call ®” e “Pro’s Choice ®” (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002) – a cada dois dias. As iscas selecionadas trazem informações quanto à atração de coiotes (*Canis latrans*), raposas (*Vulpes sp.*), bobcats (*Lynx rufus*) e guaxinim (*Procyon lotor*), e já foram utilizadas com sucesso na América do Norte (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Como os artigos de Crooks & Soulé (1999) e Crooks (2002) não apresentam uma descrição detalhada da metodologia, e o orçamento disponível para a execução deste estudo era limitado, algumas adaptações foram feitas. A areia utilizada (cerca de 7 kg por armadilha) foi disposta sobre sacos plásticos (espessura do plástico: 2mm) para evitar a necessidade de reposição freqüente. No final de cada período amostral o saco plástico era fechado e reservado em local adjacente à trilha.

Os rastros foram identificados por meio de guias de campo para identificação de mamíferos (Becker & Dalponte, 1991). Em cada fragmento as armadilhas de odor permaneceram iscadas por quatro noites sucessivas. Foram realizadas quatro repetições deste período durante um ano em cada área, entre os meses de março e novembro, período com menor incidência de chuvas. Somente foram computados os rastros que permitiam a identificação da espécie com segurança. Rastros pouco nítidos, afetados por chuva ou parcialmente sobrepostos não foram considerados.

É importante salientar que não houve uma repetição exata da metodologia utilizada por Crooks (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002), mas serviu de base para este trabalho. Foram mantidos o espaçamento entre as armadilhas de areia, as mesmas iscas

odoríferas e os quatro períodos amostrais ao longo do ano. As adaptações da metodologia foram o número de dias que as armadilhas permaneceram iscadas por período amostral (quatro ao invés de cinco), devido ao número de dias seguidos que as áreas permanecem fechadas à visitação, e a frequência de reaplicação e número de gotas de cada isca utilizada (reaplicamos seis gotas de cada isca a cada dois dias, enquanto Crooks reaplicava três gotas diariamente, segundo informação fornecida pelo autor por e-mail).

3. Forma de Análise dos Dados

Foram comparadas as espécies cuja ocorrência foi registrada nas armadilhas odoríferas em cada fragmento com uma lista de espécies esperadas para cada remanescente, baseada no tamanho médio de área de vida destas e também em registros anteriores (Marinho-Filho, 1990; Giaretta, 2002) quando disponíveis. Quando a ocorrência da espécie era esperada e foram obtidos registros, as iscas atraem esta espécie. Quando a ocorrência não foi detectada, mas a espécie era esperada, foram consideradas duas possibilidades: as iscas podem não atrair esta espécie ou ela não ocorre no local ou no ambiente, se sua presença já foi detectada por meio destas iscas em outro remanescente. Os pontos de montagem também podem ter influenciado os resultados, caso tenham ficado muito distantes de rotas de deslocamento de alguma espécie.

Ainda existe a possibilidade de espécies não esperadas serem detectadas. Quando isto ocorre, alguma variável além do tamanho do fragmento, como o grau de conectividade, a estrutura do mosaico ou interações ecológicas, podem estar influenciando a ocorrência da espécie num fragmento onde sua ocorrência não seria esperada.

Resultados

Eficiência da iscas odoríferas na detecção de espécies de carnívoros neotropicais

As iscas odoríferas "Canine Call ®" e "Pro's Choice ®" atraíram 12 espécies de carnívoros neotropicais, um marsupial e o cachorro doméstico (*Canis familiaris*) (tabela 1.2).

Tabela 1.2: Espécies de carnívoros detectadas nos fragmentos com o uso das iscas odoríferas "Canine Call ®" e "Pro's Choice ®".

Espécies	Fragmento(s) onde foi detectada a ocorrência
<i>Panthera onca</i>	Japi
<i>Puma concolor</i>	Japi, Cantareira, Vuna, Grota, Matas do Topo, Bico, Pasto e Riacho
<i>Leopardus pardalis</i>	Todas as áreas utilizadas
<i>Herpailurus yaguarundi</i>	Todas as áreas utilizadas
<i>Leopardus wiedii</i>	Japi, Cantareira, Vuna
<i>Leopardus tigrinus</i>	Todas as áreas utilizadas
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Mata do Topo
<i>Canis familiaris</i>	Cantareira, Jaraguá e Grota
<i>Cerdocyon thous</i>	Todas as áreas utilizadas
<i>Procyon cancrivorus</i>	Todas as áreas utilizadas
<i>Nasua nasua</i>	Japi, Cantareira, Vuna, Matas do Pasto e Riacho
<i>Eira barbara</i>	Japi, Cantareira, Vuna e Grota
<i>Galictis</i> sp.	Japi, Cantareira, Jaraguá, Vuna, Matas do Topo e Bico
<i>Didelphis</i> sp.	Japi, Cantareira, Jaraguá, Grota, Matas do Topo, Pasto e Riacho

A única espécie esperada, mas nunca detectada foi o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), embora existam relatos de avistamentos de indivíduos desta espécie na Cantareira. Um rastro pouco nítido foi constatado no Japi, mas não registrado devido à incerteza na identificação. No entanto, este fato não é suficiente para afirmar que as iscas odoríferas não atraem esta espécie.

Embora não esperado na região dos fragmentos por ser uma espécie característica de cerrado (Chiarello, 2000), foram detectados rastros de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) nas armadilhas situadas próximas da borda da Mata do Topo, na Fazenda Malabar (tabela 1.2 e 1.3).

Apesar de em alguns remanescentes não ser esperada a ocorrência de nenhum mamífero carnívoro devido ao reduzido tamanho dos fragmentos (como nas quatro áreas de mata da Fazenda Malabar), a metodologia utilizada permitiu o registro de algumas espécies (tabela 1.3).

Em apenas dois casos espécies esperadas (devido à relação entre tamanho do fragmento e área de vida) não foram detectadas (*P. onca* poderia ocorrer na Cantareira e *Didelphis* sp. no Vuna; tabela 1.3). No entanto, estas espécies responderam positivamente às iscas odoríferas em outros fragmentos (Japi – onça-pintada e vários fragmentos – *Didelphis* sp. - tabela 1.2). Mesmo em fragmentos que não possuem área suficiente para abrigar algumas espécies de carnívoros que ocorrem em Mata Atlântica, utilizando como critério a área de vida descrita, foram registrados rastros de alguns animais (tabelas 1.3), como em Ribeirão Preto, no Estado de São Paulo (Chiarello, 2000).

Tabela 1.3: Espécies esperadas e detectadas nos fragmentos estudados (E = esperado – área do fragmento maior que a área de vida da espécie (Eisenberg, 1989; Emmons, 1997), O = observado). SJ = Japi; PEC = Cantareira; PEJ = Jaraguá; REV = Vuna; GF = Grota; MT = Mata do Topo; MB = Mata do Bico; MP = Mata do Pasto; MR = Mata do Riacho.

Espécies	SJ	PEC	PEJ	REV	GF	MT	MB	MP	MR
<i>P. onca</i>	O / E	E							
<i>P. concolor</i>	O / E	O / E		O	O	O	O	O	O
<i>L. pardalis</i>	O / E	O / E	O	O	O	O	O	O	O
<i>H. yaguarundi</i>	O / E	O / E	O	O	O	O	O	O	O
<i>L. wiedii</i>	O / E	O / E		O					
<i>L. tigrinus</i>	O / E	O / E	O / E	O / E	O / E	O / E	O	O	O
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-	-	O	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	O / -	O / -	-	O / -	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	O / E	O / E	O / E	O / E	O / E	O	O	O	O
<i>P. camcrivorus</i>	O / -	O / -	-	O / -	O / -	O / -	O / -	O / -	O / -
<i>N. nasua</i>	O / E	O / E	O / E	O / E					
<i>E. barbara</i>	O / E	O / E		O	O				
<i>Galictis</i> sp.	O / E	O / E	O / E	O / E			O	O	O
<i>Didelphis</i> sp.	O / E	O / E	O / E	E	O / E	O / E			O

Características dos registros nas armadilhas de odor

Nas condições climáticas encontradas na maior parte dos dias em que as armadilhas odoríferas permaneceram operacionais (clima relativamente seco e temperaturas amenas), as iscas odoríferas se mostraram eficientes, apresentando boas porcentagens (30 a 94,3%) de armadilhas com rastros (positivas) para cada fragmento (tabela 1.4).

Os dois fragmentos com maior área mostraram os maiores índices de armadilhas positivas (tabela 1.4).

Tabela 1.4: Porcentagens de armadilhas positivas para cada fragmento, em ordem decrescente de área, em cada período amostral.

Fragmentos	1º. período amostral	2º. período amostral	3º. Período amostral	4º. período amostral	Média
Japi	52,2 %	78,3 %	88,7 %	90,0 %	73,9 %
Cantareira	65,6 %	84,8 %	91,1 %	94,3 %	84,0 %
Jaraguá	75,0 %	72,5 %	55,0 %	55,0 %	64,4 %
Vuna	56,6 %	81,7 %	71,9 %	66,1 %	69,1 %
Grota	50,0 %	65,4 %	55,9 %	78,6 %	62,5 %
Mata do Topo	64,0 %	43,0 %	86,0 %	93,0 %	71,5 %
Mata do Bico	30,0 %	40,0 %	70,0 %	60,0 %	50,0 %
Mata do Pasto	36,0 %	42,0 %	80,0 %	80,0 %	59,5 %
Mata do Riacho	50,0 %	50,0 %	90,0 %	80,0 %	67,5 %

No primeiro dia de registros de ocorrências nos dois fragmentos maiores (15.000 e 8.000 ha), foi possível detectar entre 75% e 91% do total de espécies registradas no período. Algumas espécies não foram detectadas em todos os dias amostrais e também houve variações entre os períodos amostrais (tabelas 1.5 e 1.6).

Nos fragmentos médios (entre 245 e 500 ha), foi possível detectar no primeiro dia de registros de ocorrências entre 62,5% e 100% do total de espécies registradas no período. No entanto, houve variação entre as espécies detectadas em cada um dos períodos (tabelas 1.7 a 1.9), sendo necessário mais de um período amostral para o registro total de espécies no local. No Vuna e no Jaraguá, o registro completo de todas as espécies só foi gerado no segundo período (tabelas 1.8 e 1.7). Na Grota, apenas no terceiro período foi gerada a lista com o maior número de espécies detectadas na área (tabela 1.9).

Nos fragmentos pequenos (entre 12 e 40 ha), no primeiro dia de registros de ocorrências foi possível detectar entre 0 e 100% do total de espécies registradas no período amostral. As tabelas com todas as espécies detectadas nestes fragmentos só foram geradas entre o segundo e o terceiro períodos (tabelas 1.10 a 1.13).

As espécies detectadas em cada período amostral de quatro noites operacionais para todas as áreas estão apresentadas nas tabelas 1.5 a 1.13. Independentemente do tamanho do fragmento em questão, tanto o número quanto a lista de espécies detectadas em cada estação amostral não foram completamente homogêneos durante o ano (tabelas 1.5 a 1.13). Esta variação no número e na lista de espécies registradas em cada período amostral é mais evidente nos fragmentos menores, entre 12ha e 50ha (tabelas 1.10 a 1.13), onde a detecção destes carnívoros não era esperada (tabela 1.3). A inconstância nestes registros pode ser atribuída à estrutura do mosaico ou outros fatores ecológicos, que possibilitam que espécies com maior capacidade de locomoção ou tolerância à perturbações antrópicas, desloquem-se entre fragmentos maiores, utilizando estas áreas como “pontes” de travessia. No Japi, Cantareira, Jaraguá, Vuna e Grota a amostragem iniciou-se no outono. Na MT, MB, MP e MR, começou no inverno.

Tabela 1.5: Espécies de carnívoros registrados em cada período no Japi. n = 40 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>		X	X	X	X	
<i>P. concolor</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. pardalis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>H. yaguarundi</i>		X	X	X	X	
<i>L. wiedii</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. tigrinus</i>		X	X	X	X	
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>						
<i>C. thous</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>	X	X	X	X	X	X
<i>E. barbara</i>		X	X	X	X	
<i>Galictis</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Didelphis</i> sp.		X			X	
Total registrado	58%	100%	92%	100%	100%	58%

Tabela 1.6: Espécies de carnívoros registrados em cada período na Cantareira. n = 30 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. pardalis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. thous</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>	X	X			X	
<i>E. barbara</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Galictis</i> sp.	X		X	X	X	
<i>Didelphis</i> sp.	X	X		X	X	
Total registrado	100%	92%	83%	92%	100%	75%

Tabela 1.7: Espécies de carnívoros registrados em cada período no Jaraguá. n = 20 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>						
<i>L. pardalis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>						
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. thous</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>		X			X	
<i>E. barbara</i>						
<i>Galictis</i> sp.	X	X			X	
<i>Didelphis</i> sp.	X	X			X	
Total registrado	89%	100%	67%	67%	100%	66,7%

Tabela 1.8: Espécies de carnívoros registrados em cada período no Vuna. n = 30 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. pardalis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>		X	X	X	X	
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>						
<i>C. thous</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>	X	X	X		X	
<i>E. barbara</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Galictis</i> sp.		X	X	X	X	
<i>Didelphis</i> sp.						
Total registrado	80%	100%	100%	90%	100%	70%

Tabela 1.9: Espécies de carnívoros registrados em cada período na Grota. n = 14 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. pardalis</i>			X	X	X	
<i>H. yaguarundi</i>			X	X	X	
<i>L. wiedii</i>						
<i>L. tigrinus</i>		X	X	X	X	
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. thous</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>						
<i>E. barbara</i>	X		X	X	X	
<i>Galictis</i> sp.						
<i>Didelphis</i> sp.		X		X	X	
Total registrado	55%	67%	89%	100%	100%	44,4%

Tabela 1.10: Espécies de carnívoros registrados em cada período na Mata do Topo (MT).
n = 7 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>				X	X	
<i>L. pardalis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>						
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>				X	X	
<i>C. familiaris</i>						
<i>C. thous</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>						
<i>E. barbara</i>						
<i>Galictis</i> sp.			X		X	
<i>Didelphis</i> sp.	X				X	
Total registrado	67%	55%	89%	78%	100%	55,5%

Tabela 1.11: Espécies de carnívoros registrados em cada período na Mata do Bico (MB).
n = 5 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>			X		X	
<i>L. pardalis</i>		X	X		X	
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>						
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>						
<i>C. thous</i>		X	X		X	
<i>P. cancrivorus</i>		X	X	X	X	
<i>N. nasua</i>						
<i>E. barbara</i>						
<i>Galictis</i> sp.				X	X	
<i>Didelphis</i> sp.						
Total registrado	28%	71%	86%	57%	100%	28,6%

Tabela 1.12: Espécies de carnívoros registrados em cada período na Mata do Riacho (MR). n = 5 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>	X	X	X		X	
<i>L. pardalis</i>	X		X	X	X	
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>						
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>						
<i>C. thous</i>		X	X	X	X	
<i>P. cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>						
<i>E. barbara</i>						
<i>Galictis</i> sp.	X				X	
<i>Didelphis</i> sp.	X				X	
Total registrado	87%	63%	75%	63%	100%	37,5%

Tabela 1.13: Espécies de carnívoros registrados em cada período na Mata do Pasto (MP). n = 7 armadilhas/noite.

Espécies	1º. período	2º. Período	3º. período	4º. período	Total	Sempre registradas
<i>P. onca</i>						
<i>P. concolor</i>		X		X	X	
<i>L. pardalis</i>		X	X	X	X	
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>						
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>						
<i>C. familiaris</i>						
<i>C. thous</i>		X	X	X	X	
<i>P. cancrivorus</i>		X			X	
<i>N. nasua</i>						
<i>E. barbara</i>						
<i>Galictis</i> sp.	X				X	
<i>Didelphis</i> sp.						
Total registrado	43%	86%	57%	71%	100%	28,6%

Interferência de condições climáticas

Embora não tenha sido quantificada queda significativa na detecção de registros de pequenos carnívoros após dias de chuva leve e de curta duração, chuvas mais intensas, como as que ocorrem entre novembro e final de março na região onde os fragmentos estudados estão localizados, interferem na identificação dos rastros, chegando a inutilizar as armadilhas de pegadas (odor). O padrão de marcação das gotas de chuva e respingos que caem de folhas de árvores e arbustos têm o tamanho aproximado dos dedos do gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*) e do gato-maracajá (*L. wiedii*). Animais que deixam marcas de unhas ou garras na areia ainda podem ser identificados. Entretanto, detectamos rastros de algumas espécies de maior porte após dias de chuva, sem reaplicação das iscas, o que pode indicar uma ação residual que permite atrair alguns indivíduos mesmo após a ação das chuvas. A frequência de registros nestas condições não foi comparada com a frequência em dias secos.

Além disso, quando muito úmida, a areia apresenta compactação, o que dificulta que o peso de um animal de pequeno porte produza marcações na areia. Os únicos rastros nítidos após chuvas intensas ou prolongadas que detectamos foram de puma (*P. concolor*) e onça-pintada (*P. onca*), mas estes dados não devem ser utilizados para análises populacionais, devido à falta de registros das demais espécies. Esta é uma característica relacionada ao uso de armadilhas de areia, que independe do uso ou não de iscas de qualquer natureza.

Ao contrário do que relatam alguns pesquisadores que utilizam esta metodologia, mas com areia de granulação fina (comunicações orais, Setz, Gaspar), não verificamos maiores dificuldades de identificação de rastros devido a areia mais seca. Aparentemente, a areia levemente úmida é a que fornece rastros de melhor qualidade, mas esta variável também não foi quantificada.

Período de acúmulo de espécies até o ponto máximo.

Um ponto importante para o uso desta metodologia é a determinação de quantos períodos amostrais são necessários até obter o número máximo de espécies detectadas, ou seja, o ponto a partir do qual novas espécies não são mais adicionadas à lista. Neste aspecto, os resultados foram influenciados pelo tamanho do fragmento e número de armadilhas (Tabela 1.14).

Tabela 1.14: Número de espécies listadas ao longo dos períodos amostrais.

Fragmentos	1º. período amostral	2º. período amostral	3º. período amostral	4º. Período amostral
Japi	6	12	12	12
Cantareira	12	12	12	12
Jaraguá	8	9	9	9
Vuna	8	10	10	10
Grota	5	7	9	9
Mata do Topo	6	6	9	9
Mata do Bico	2	5	6	7
Mata do Pasto	3	6	6	7
Mata do Riacho	7	8	8	8

Observando as tabelas 1.5 a 1.13 é possível verificar que, apesar do acréscimo no número total de espécies listadas ao longo dos períodos amostrais, em todos os fragmentos verificamos ausência de pelo menos uma espécie detectada em períodos amostrais anteriores. Isto denota a importância da realização de vários períodos amostrais (réplicas) ao longo de um ano para a detecção do maior número de carnívoros que residem, exploram ou deslocam-se por remanescentes de mata.

Também é possível verificar que ao contrário dos demais fragmentos (figuras 1.1 a 1.6, 1.8 e 1.9), na "Mata do Bico", localizados na Fazenda Malabar, o número de espécies detectadas não atingiu um patamar (figura 1.7), o que pode indicar que a realização de

quatro períodos amostrais ao longo do ano é insuficiente para a detecção de todas as espécies de carnívoros que exploram de alguma forma remanescentes menores.

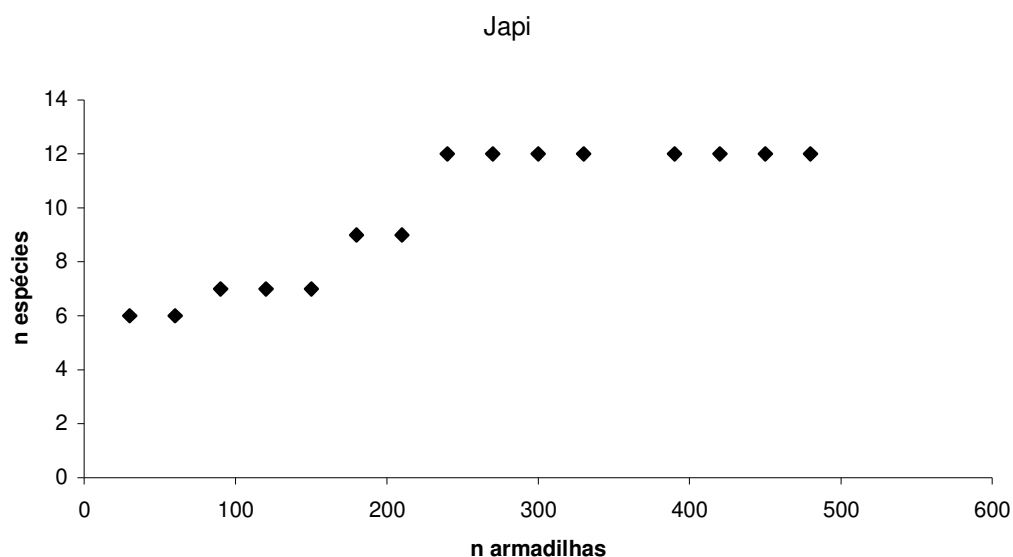


Figura 1.1: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas no Japi.

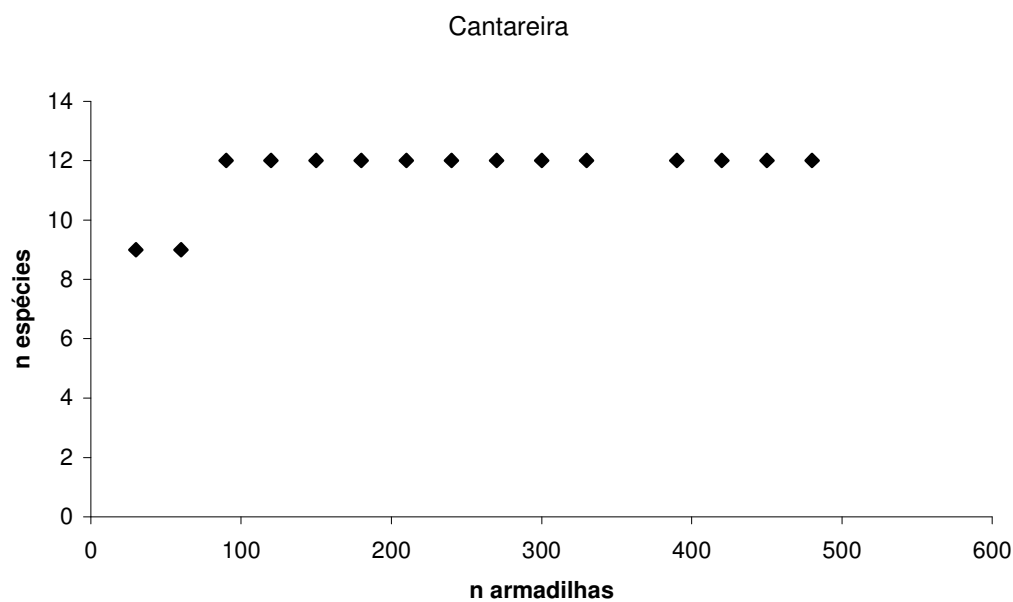


Figura 1.2: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas na Cantareira.

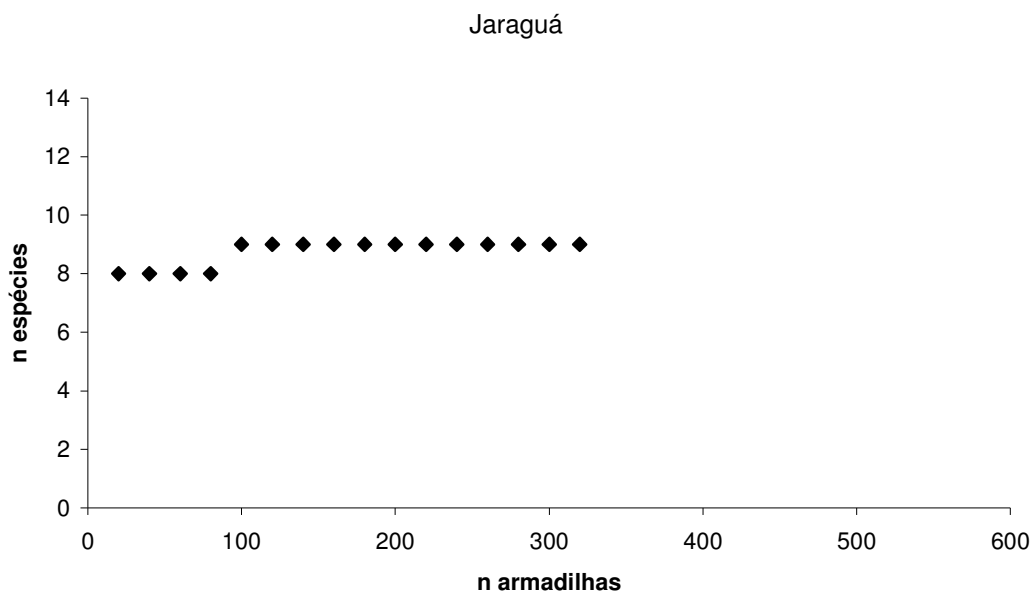


Figura 1.3: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas no Jaraguá.

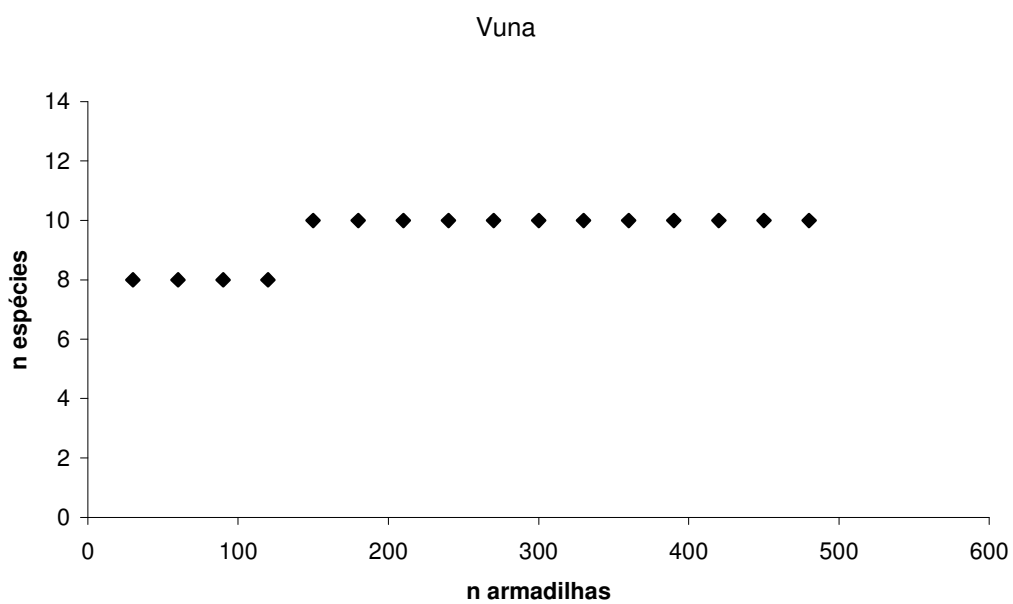


Figura 1.4: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas no Vuna.

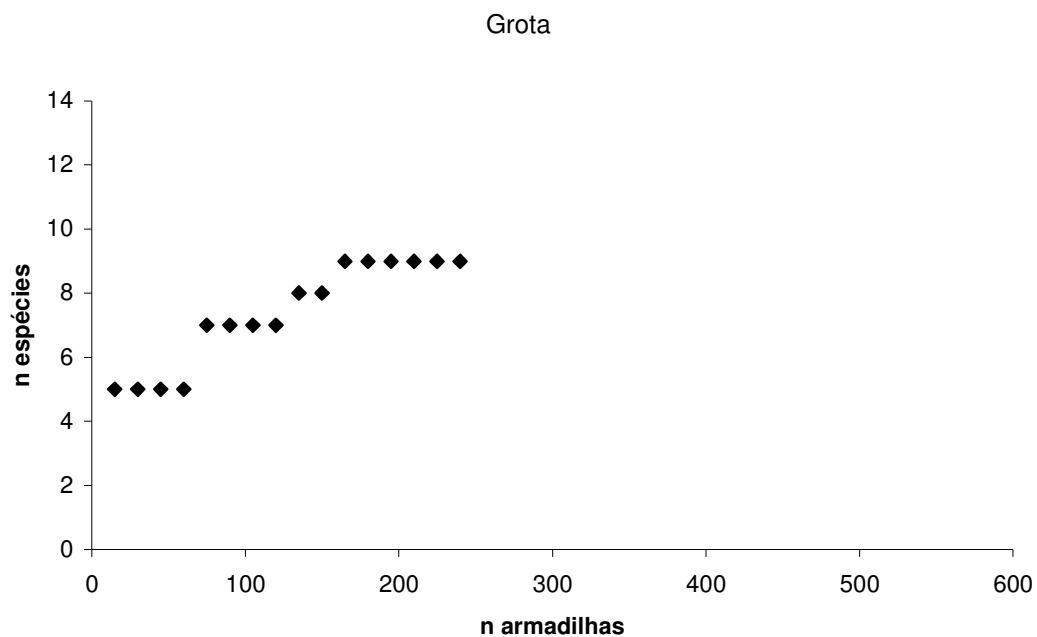


Figura 1.5: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas na Grotá.

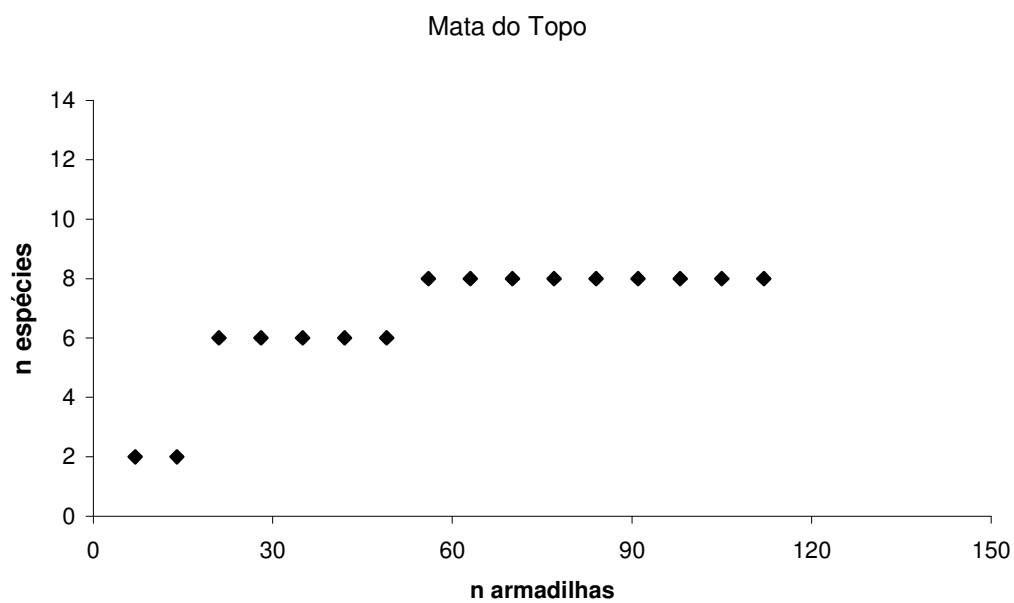


Figura 1.6: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas na Mata do Topo.

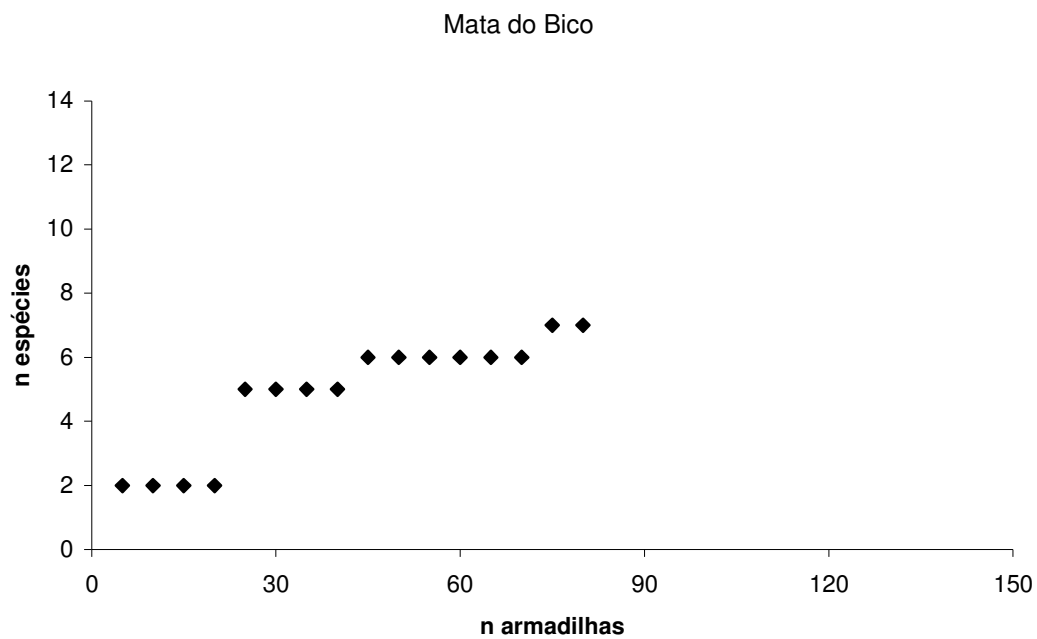


Figura 1.7: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas na Mata do Bico.

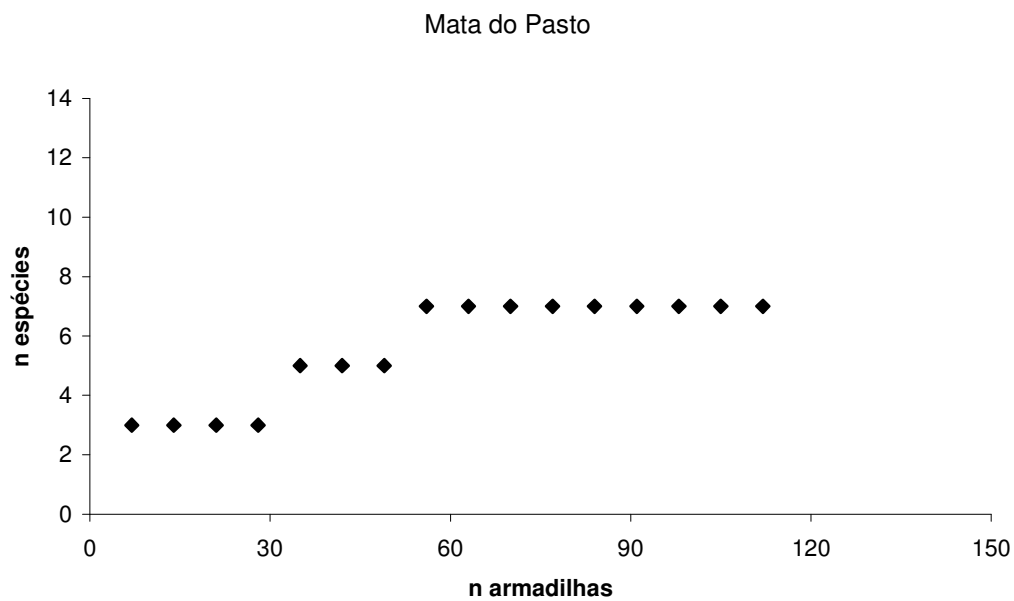


Figura 1.8: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas na Mata do Pasto.

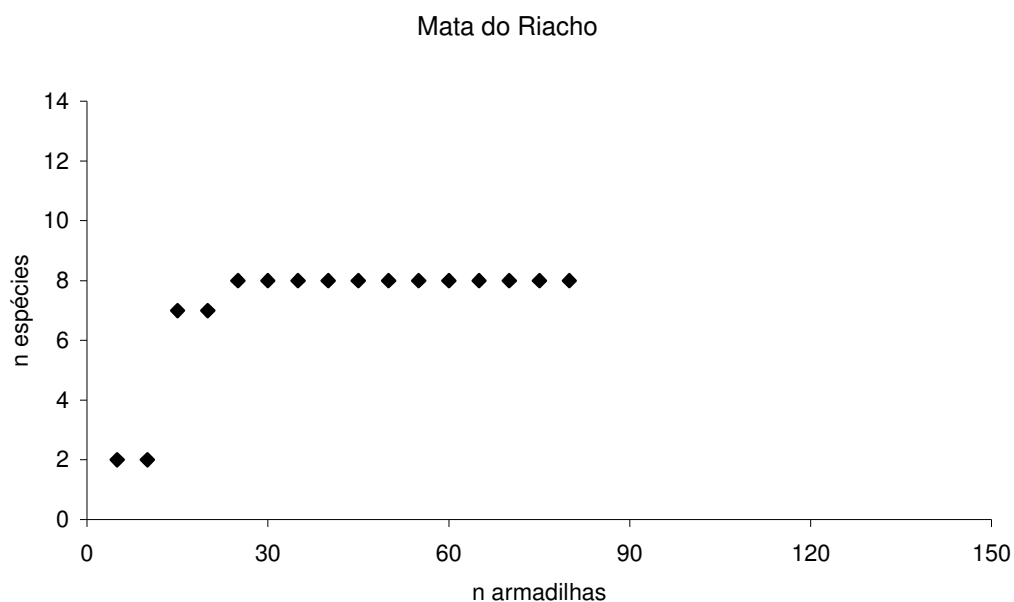


Figura 1.9: Acúmulo de espécies registradas x número de armadilhas na Mata do Riacho.

Custo da metodologia

O custo total da implementação das armadilhas de odor foi relativamente baixo (tabela 1.15) quando comparado com o custo da implementação da mesma amostragem com armadilhas fotográficas. É importante salientar que todo o processo de instalação das armadilhas foi realizado pelos autores do estudo, com apoio de auxiliares de campo voluntários, não resultando em custo adicional. Também não foi necessária a reposição significativa de areia em nenhuma armadilha no período deste estudo, principalmente devido ao fechamento dos sacos plásticos com a areia durante os intervalos nos quais as armadilhas estavam inativas e também à baixa incidência de chuvas durante as amostragens.

Tabela 1.15: Custo do uso de armadilhas de pegadas com atrativos odoríferos no estudo.

Materiais utilizados	Quantidade	Custo R\$	Custo US\$
Areia média	56 sacos de 20 kg	R\$ 112,00	
Sacos Plásticos	158 unidades	Material cedido	
Canine Call ®	2 frascos de 4 oz.		US\$ 42.00
Pro's Choice ®	2 frascos de 4 oz.		US\$ 42.00
Total		R\$ 112,00	US\$ 84.00

Apesar de não estarem computados custos de deslocamento (combustível e pedágio) e alimentação, que podem variar conforme a logística de trabalhos de campo, disponibilidade de tempo do pesquisador ou da equipe de pesquisa, distância a ser percorrida, tipo de veículo utilizado, dentre outros fatores, apenas o custo de uma armadilha fotográfica de boa performance (referência: modelo CamTracker ®) equivale a R\$ 968,00 (US\$ 440.00) , que ultrapassa o custo de montagem das armadilhas de areia e aquisição das iscas odoríferas registrados neste estudo.

Discussão

Segundo os dados apresentados, o uso desta metodologia permite a detecção de espécies não esperadas ou não facilmente visualizadas, como mamíferos carnívoros, em um remanescente de mata (tabelas 1.2 e 1.3). Este fato tem grande importância para trabalhos de levantamento de fauna, monitoramentos demográficos, detecção de tendências populacionais e para Estudos de Impacto Ambiental (EIA). As iscas foram muito eficientes também em áreas com pequenos fragmentos, mas que ainda apresentam conexão entre remanescentes maiores, com certo grau de permeabilidade da matriz, que pode favorecer o uso do mosaico por espécies com maior capacidade de locomoção, como parece ter sido verificado nos dados dos fragmentos da Fazenda Malabar (tabelas 1.2, 1.3, 1.10 a 1.12).

A não-detecção da onça-pintada (*P. onca*) na Cantareira pode ser atribuída à caça ilegal desta espécie realizada nesta região, atividade ainda hoje combatida, além da ausência de suas presas habituais (como as duas espécies de porcos-do-mato, *Tayassu pecari* e *T. tajacu*, por exemplo), também caçadas até a extinção neste local (comunicação pessoal, guardas e funcionários do Parque Estadual da Cantareira). A lontra (*Lutra longicaudis*) também não foi detectada, mas este animal tem hábitos aquáticos, o que pode ter influenciado a falta de registros desta espécie, considerando os locais onde as armadilhas foram instaladas (nenhum curso d'água de porte médio encontrava-se próximo às trilhas utilizadas). Também existe a possibilidade de que a lontra não seja atraída pelas iscas utilizadas.

As iscas odoríferas "Canine Call ®" e "Pro's Choice ®", apesar de originalmente desenvolvidas para algumas espécies de carnívoros do Hemisfério Norte, como o coiote (*C. latrans*), o bobcat (*L. rufus*), o guaxinim (*P. lotor*) e a raposa (*Vulpes* sp.), mostraram-se muito eficientes para atrair 12 espécies de carnívoros neotropicais, além de um marsupial e do cachorro doméstico (*C. familiaris*). Mesmo em episódios de chuva durante o período amostral as iscas não perderam sua eficiência, permitindo registros de rastros

no dia seguinte, mesmo sem reaplicação. Um intervalo de dois dias entre as reaplicações e a quantidade de seis gotas de cada isca por armadilhas mostraram-se adequados. Além da alta porcentagem proporcionada de armadilhas com rastros, estas iscas apresentam uniformidade em sua composição, resultando em um alto grau de atração para as espécies de interesse primário, alto rendimento, baixo custo e fácil manipulação, características desejáveis em iscas utilizadas em armadilhas de pegadas (Roughton, 1982).

O custo operacional desta metodologia, conforme utilizada neste estudo, se manteve baixo, sendo indicado em estudos populacionais em que o custo é um fator limitante. Apenas para comparação, o preço de uma câmera-trap de boa performance (modelo CamTracker ®, cotação da Forestry Suppliers) situa-se em torno de US\$440.00 por unidade, além do custo operacional (baterias, filmes fotográficos e serviços de revelação) e de taxas de importação. O modelo nacional mais adequado atualmente (TrapaCâmera) também ultrapassa o custo do uso das armadilhas de pegadas (R\$ 490,00 – cotação do início de 2006). No entanto, a confiabilidade dos dados gerados a partir da identificação de rastros depende da experiência da equipe envolvida e de condições climáticas favoráveis, enquanto os registros fotográficos são mais precisos e confiáveis (Burnham et al., 1980; Bassi, 2003).

Segundo Diefenbach et al. (1994), visitas múltiplas em armadilhas de pegadas com iscas odoríferas não afetam significativamente as possíveis correlações entre índices de abundância relativa, que foi nosso parâmetro de interesse (metodologia de Crooks & Soulé, 1999 e Crooks, 2002). Por este motivo, não analisamos a independência entre as armadilhas. Quando as variáveis de interesse são outras, como índices de riqueza ou diversidade, deve-se tomar especial atenção no que diz respeito à independência entre as armadilhas, sendo recomendáveis diferentes abordagens metodológicas ou estatísticas (Bassi, 2003). Espaçamentos muito curtos podem não ser adequados para estudos populacionais de espécies com grande capacidade de locomoção, como o puma (*P. concolor*) e o cachorro-do-mato (*C. thous*). O espaçamento usualmente utilizado para

espécies de maior porte e capacidade de locomoção varia entre 250 e 320m, em estudos realizados na América do Norte (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Embora possivelmente seja potencializada a independência entre as armadilhas de pegadas, intervalos maiores podem não ser logisticamente viáveis, pois reduzem o número de pontos amostrais, aumentam o tempo e distância percorrida no campo e podem ser inviáveis para fragmentos pequenos (entre 10 a 100 ha), por reduzir drasticamente a quantidade de pontos amostrais e possivelmente o número de registros de espécies.

Para estudos de levantamento de espécies, o espaçamento de 250 metros foi aparentemente eficiente, proporcionando uma porcentagem alta de registros quando associadas com as duas iscas odoríferas utilizadas (tabela 1.4). Também foi verificado que o número de espécies detectadas rapidamente atingiu um patamar na maior parte dos fragmentos (figuras 1.1 a 1.9), o que contribui para sugerir que esta metodologia amostral é muito eficiente para levantamentos rápidos de fauna.

Em fragmentos acima de 330 ha, o período de quatro dias (de cada período amostral) foi suficiente para detectar a maior parte dos carnívoros que ocorrem nos fragmentos. A realização de quatro períodos amostrais (16 noites com armadilhas iscadas) durante um ano é altamente recomendável, visto que a lista de espécies detectadas variou entre os períodos amostrais (tabelas 1.5 a 1.13 e 1.14). Em alguns casos, apenas a combinação das listas geradas em todos os quatro períodos amostrais permitiu a descrição do maior número possível de espécies para o remanescente (tabelas 1.10 a 1.13 e 1.14). Este fato pode ocorrer devido à diferenças ao uso sazonal de trilhas pelas diferentes espécies, áreas amostradas, estrutura do mosaico ou outras variáveis ecológicas, principalmente quando se consideram fragmentos menores que 330 ha.

Nos fragmentos pequenos (menores de 40 ha) houve uma variação muito grande no número de espécies detectadas, sendo que as espécies de maior porte apresentaram registros ocasionais. Estes animais provavelmente utilizam estes remanescentes como refúgios ou corredores entre fragmentos maiores (Fonseca & Robinson, 1990), tornando estas áreas muito importantes para a conservação destas espécies. Em remanescentes com estas características, períodos maiores do que quatro dias de amostragem são necessários (tabelas 1.10 a 1.13 e 1.14). Um maior número de períodos amostrais durante um ano também são necessários para fornecer listas mais completas e tendências populacionais para as espécies que utilizam estes fragmentos (Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, 1994).

Não obstante, as quatro estações amostrais geraram listas de ocorrência de espécies muito além do esperado (tabelas 1.1, 1.10 a 1.13), quando comparadas a área dos remanescentes e as áreas de vida das espécies detectadas (Eisenberg, 1989). Ainda é importante salientar que em um destes fragmentos o número de espécies detectadas não atingiu um patamar, indicando uma possível tendência ao aumento do número de espécies detectadas (figura 1.7), caso a amostragem se estendesse por um período superior a um ano.

Conclusões

A metodologia de armadilhas de pegadas com iscas odoríferas, conforme descrita no presente trabalho, mostrou-se eficiente para a detecção de espécies de carnívoros neotropicais em remanescentes de mata com área entre 12 ha e 15.000 ha. Embora as iscas odoríferas sejam destinadas inicialmente a carnívoros de regiões temperadas do Hemisfério Norte, atraíram 12 espécies de carnívoros neotropicais, uma espécie de marsupial e o cachorro doméstico, além de apresentarem as características desejáveis para uso em armadilhas de pegadas, citadas anteriormente (Roughton, 1982).

O período amostral de quatro noites se mostrou adequado para levantamentos de espécies em fragmentos dentro do intervalo de tamanho considerado. Para aumentar a precisão e o grau de confiabilidade da lista de espécies registradas, e para verificar mudanças na abundância e tendências sazonais nas populações, é recomendável a repetição do período amostral (Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, 1994). Nossos dados indicam a necessidade de realizar pelo menos quatro períodos amostrais durante o ano em fragmentos com mais de 245 ha. Em remanescentes com área abaixo de 40 ha, a adição de mais períodos amostrais e a extensão dos trabalhos por mais de um ano é altamente recomendável para a realização de um levantamento mais preciso e completo. Quando isto não é possível, o número de noites amostrais deve ser aumentado, para tentar registrar um maior número de espécies. Em fragmentos maiores, períodos menores se mostraram eficientes para que a curva de acúmulo de espécies atingisse um patamar, que indica que a maior parte das espécies que ocorrem na área foram registradas.

Não avaliamos o nível de independência entre os registros de rastros, mas em estudos populacionais envolvendo animais com maior capacidade de locomoção, ou índices de riqueza e diversidade, é recomendável o uso de um espaçamento maior entre as armadilhas odoríferas, desde que o tamanho dos fragmentos estudados comporte este

aumento, ou métodos estatísticos para conferir independência às amostras. No entanto, Diefenbach e colaboradores (1994) afirmam que rastros do mesmo indivíduo em armadilhas subseqüentes não interferem nas correlações entre Índices de Abundância Relativa.

A metodologia utilizada, com o uso das iscas odoríferas "Canine Call ®" e "Pro's Choice ®" e espaçamento de 250m entre armadilhas de pegadas, mostrou-se adequada e eficiente para trabalhos de levantamento de espécies, estudos populacionais e de comunidades (Crooks & Soulé, 1999), com a vantagem de apresentar baixo custo operacional e baixa probabilidade de perda de material, ocorrendo apenas perda de areia em períodos de chuvas fortes e tempestades. No entanto, a confiabilidade e precisão dos dados gerados dependerão de condições adequadas no campo (dados obtidos em períodos de chuva não são confiáveis) e, principalmente, da experiência e do treinamento do pessoal envolvido no registro e identificação dos rastros verificados (Burnham et al., 1980; Bassi, 2003).

Referências Bibliográficas

- Bassi, C. 2003.** O efeito da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos nas matas do planalto ocidental, São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, USP.
- Becker, M., Dalponte, J.C. 1991.** Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. Editora da Universidade de Brasília.
- Bider, J.R. 1968.** Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by sand transect technique. *Ecological Monographs*, 38: 269-308.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.K. 1980.** Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*, 72.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Sidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R., Wan Shahrudin, W.N. 2001.** The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4: 75-79.
- Chiarello, A.G. 2000.** Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (2): 237-247.
- Conner, M.C., Labisky, R.L., Progulsk Jr. 1983.** Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. *Wildlife Society Bulletin*, 11 (2): 146-152.
- Crooks, K.R. 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 avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.
- Diefenbach, D.R., Conroy, M.J., Warren, R.J., James, W.E., Baker, L.A., Hon, T. 1994.** A test of the scent-station survey technique for bobcats. *Journal of Wildlife Management*, 58 (1): 10-17.
- Eisenberg, J.F. 1989.** Mammals of the Neotropics. Vol I. University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons, L.H., Feer, F. 1997.** Neotropical rainforest mammals: a field guide. 2nd edition. University of Chicago Press, Chicago.
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G. 1990.** Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265-294.
- Giaretta, K.G.F. 2002.** Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, UNICAMP.
- Google Earth, 2006.** www.googleearth.com
- Grigione, M.M., Burman, P., Bleich, V.C., Pierce, B.M. 1999.** Identifying mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biological Conservation*, 88: 25-32.
- Linhart, S.B., Knowlton, F.F. 1975.** Determining the relative abundance of coyotes by scent-station lines. *Wildlife Society Bulletin*, 3: 119-124.

- Marinho-Filho, J. 1990.** Os mamíferos da Serra do Japi. In: Morellato, L.P.C. 1990. História Natural da Serra do Japi – Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil. Editora da UNICAMP.
- Roughton, R.D. 1982.** A synthetic alternative to fermented egg as a canid attractant. *Journal of Wildlife Management*, 46 (1): 230-234.
- Sargeant, G.A., Johnson, D.H., Berg, W.E. 1998.** Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management*, 62 (4): 1235-1245.
- Scoss, L.M, de Marco Jr, P., Silva, E., Martins, S.V. 2004.** Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *R. Árvore*, Viçosa-MG, 28 (1): 121-127.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Diniz-Filho, J.A.F. 2003.** Camera-traps, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114: 351-355.
- Smallwood, K.S., Fitzhugh, E.L. 1993.** A rigorous technique for identifying mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation*, 65: 51-59.
- Travaini, A., Laffitte, R., Delibes, M. 1996.** Determining the relative abundance of European red foxes by scent station methodology. *Wildlife Society Bulletin*, 24 (3): 500-504.

Capítulo 2:
Mamíferos carnívoros das famílias Felidae, Canidae, Mustelidae e Procyonidae
em nove fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo

Marcel J. Franco Penteado

Programa de Pós Graduação em Ecologia – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Eleonore Z. F. Setz

Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Resumo

A fragmentação de habitats é um dos principais problemas que afetam florestas tropicais atualmente, e seus efeitos podem incidir sobre diferentes espécies de maneira distinta. As previsões de espécies que devem ser encontradas em matas de regiões fragmentadas não devem se basear apenas em áreas de vida descritas na literatura. Vários fatores podem influenciar a existência de uma espécie em um remanescente de mata, dentre os quais estão a estrutura da matriz na qual o fragmento se insere e a presença de espécies altamente interativas, como os predadores de topo. Neste trabalho, realizado em nove fragmentos, detectamos entre sete e 12 espécies de carnívoros, mesmo em remanescentes onde eram esperadas entre nenhuma e cinco espécies. Este fato demonstra que previsões de espécies que ocorrem em remanescentes de mata baseadas apenas em área de vida podem falhar. Possíveis explicações para este fato estão em como a estrutura da paisagem nas vizinhanças do fragmento possibilita deslocamentos de animais entre fragmentos maiores, e na existência de predadores-chave, que podem ser responsáveis por manter altos níveis de diversidade, evitando a liberação de mesopredadores. Devido a estes fatores, o potencial biológico de pequenos fragmentos de mata é grande, e especial atenção deve ser dispensada para sua manutenção e preservação. Maiores esclarecimentos sobre como estas espécies utilizam remanescentes em áreas fragmentadas podem permitir a elaboração de planos de manejo e conservação mais eficientes.

Palavras-chave: fragmentação, carnívoros, mesopredadores, liberação de mesopredadores, corredores de deslocamento.

Introdução

A fragmentação é um dos principais problemas que afetam florestas tropicais (Whitmore, 1997), deixando remanescentes de mata imersos em uma matriz de áreas urbanas e agrícolas (Chiarello, 2000). Este processo tem três componentes principais: (i) perda da área original, (ii) redução das manchas de vegetação e (iii) aumento do isolamento entre remanescentes (Andrén, 1994). Estes fatores contribuem para o declínio da diversidade biológica no remanescente (Fonseca & Robinson, 1990; Andrén, 1994; Laurance & Cochrane, 2001; Fahrig, 2003; Tews et al. 2004).

Os efeitos da fragmentação na riqueza e diversidade de espécies têm sido analisados no contexto da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967; Brown, 1971; Diamond & May, 1981; Harris, 1984). Esta teoria assume que manchas de habitat favorável estão separadas, ou isoladas entre si por habitat hostil (Andrén, 1994). O tipo de habitat adjacente aos remanescentes, ou seja, a matriz na qual está inserido, afeta a ocorrência de algumas espécies, sendo que aquelas mais generalistas quanto ao uso de habitat tendem a se adaptar melhor em ambientes fragmentados (Andrén, 1994). Para estas espécies, o conjunto "remanescentes + matriz" pode ser considerado um ambiente heterogêneo não dividido (Addicott et al. 1987), e a densidade populacional destes animais seria influenciada pela composição do habitat (Andrén, 1994).

Além do tamanho do fragmento e da matriz adjacente (Andrén, 1994; Laurance & Cochrane, 2001; Fahrig, 2003), alguns aspectos estruturais, como fisionomia vegetacional, relevo e hidrografia são cruciais para a ocorrência de determinadas espécies, por fornecerem recursos, abrigo e outros fatores essenciais para a sobrevivência destes animais, sendo variáveis de acordo com a espécie em questão (Tews et al., 2004).

A perda de habitat e o isolamento também contribuem para a redução da riqueza e diversidade de espécies por reduzir o tamanho das teias tróficas, alterar as interações entre as espécies, reduzir o número de espécies especialistas de grande porte e o sucesso reprodutivo de todas as espécies, alterar padrões de dispersão e taxas de predação, além

de afetar aspectos comportamentais relacionados ao sucesso no forrageamento (Fahrig, 2003).

Devido a estes fatores, os remanescentes de mata inseridos em regiões com maior nível de ocupação humana podem ser pequenos demais para suprir as necessidades de algumas espécies animais (Chiarello, 1999) e a matriz na qual está inserido pode não ser favorável aos padrões de deslocamento destes indivíduos por não permitir a busca de recursos em fragmentos mais favoráveis (Chiarello, 2000).

Classicamente, o tamanho do fragmento é considerado como um dos mais importantes limitantes para a ocorrência de espécies (Fonseca & Robinson, 1990; Chiarello, 2000). A presença de algumas espécies altamente interativas, em geral predadores de topo, também pode afetar a diversidade e riqueza de um fragmento natural (Terborgh, 1988; Fonseca & Robinson, 1990; Terborgh, 1992; Crooks & Soulé, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Crooks, 2002; Soulé et al., 2003), sendo apontada como um fator estruturador mesmo em fragmentos pequenos (Crooks & Soulé, 1999).

Originalmente, florestas nativas cobriam 82% do Estado de São Paulo, mas atualmente esta área é de apenas 8%, e estes remanescentes estão, em sua maioria, inseridos numa matriz de áreas agrícolas e de silvicultura (Kronka et al., 1993). Existem poucos estudos em fragmentos florestais tropicais que estão isolados a uma década ou mais (Turner & Corlett, 1996; Chiarello, 2000), mas estes remanescentes podem fornecer dados que auxiliam a elaboração de planos de manejo (Chiarello, 2000), além de facilitar a recomposição de florestas através do crescimento de vegetação secundária (Turner & Corlett, 1996).

O presente estudo utilizou armadilhas de areia com iscas odoríferas para fazer o levantamento de espécies de carnívoros que ocorrem em nove fragmentos de Mata Atlântica, com áreas que variam entre 12ha e 15.000ha, e que estão inseridos em matrizes de áreas agrícolas e próximos de centros urbanos, e verificar o grau de similaridade entre todos fragmentos, independente do tamanho do remanescente.

Materiais e Métodos

1. Áreas de Estudo

O trabalho foi desenvolvido em nove fragmentos de Mata Atlântica, nos municípios de São Paulo, Jundiaí, Atibaia, Itatiba e Morungaba (tabela 2.1). Todos os fragmentos se localizam em áreas próximas de habitações humanas e enfrentam pressões de atividades antrópicas. O número de armadilhas por área variou de cinco a 40 (tabela 2.1), sempre em decorrência da disponibilidade e extensão de trilhas (tabela 2.1). O número máximo de armadilhas de areia em uma mesma trilha foi 18 e o mínimo foi cinco (tabela 2.1).

Tabela 2.1: Dados das áreas utilizadas neste estudo.

Área de Estudo	Área total (ha)	Localidade	Número trilhas amostradas	N mín/Max de armadilhas por trilha	Km total de trilhas amostradas	N total de armadilhas/noite
Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi	15000	Jundiaí	4	5 – 18	12	40
Parque Estadual da Cantareira	8000	São Paulo	3	8 – 11	7,5	30
Parque Estadual do Jaraguá	500	São Paulo	2	9 – 11	5	20
Reserva Ecológica do Vuna	330	Atibaia	4	5 – 10	7,5	30
Parque Municipal da Grotta Funda	245	Atibaia	2	5 – 9	3,5	14
Mata do Topo	50	Morungaba	1	7	1,75	7
Mata do Bico	20	Itatiba	1	5	1,25	5
Mata do Pasto	20	Itatiba	1	7	1,75	7
Mata do Riacho	12	Itatiba	1	5	1,25	5

Estas áreas serão citadas no texto como Japi (Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi), Cantareira (Parque Estadual da Cantareira), Jaraguá (Parque Estadual do Jaraguá), Vuna (Reserva Ecológica do Vuna), Grotta (Parque Municipal da Grotta Funda), MT (Mata do Topo), MB (Mata do Bico), MP (Mata do Pasto) e MR (Mata do Riacho).

2. Métodos de Estudo de Carnívoros

A ocorrência das espécies de carnívoros foi detectada a partir de armadilhas de areia com iscas odoríferas, comumente utilizadas em levantamentos e avaliações de densidade e abundância de mamíferos carnívoros (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach, et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004).

Seguimos a metodologia amostral utilizada por Crooks & Soulé (1999) e Crooks (2002), com armadilhas de areia de granulação média (de aproximadamente 1m²) dispostas ao longo de trilhas em cada fragmento. O distanciamento entre cada armadilha foi cerca de 250 metros, aferidos com trena manual, odômetro de veículo ou ciclocomputador (Cat Eye Tomo XC ®). No centro de cada armadilha pingamos 6 gotas das iscas odoríferas "Canine Call ®" e "Pro's Choice ®" (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002). Estas iscas foram previamente avaliadas para se determinar de quais espécies seriam atraídas e as mesmas se mostraram adequadas (ver Capítulo 1). Estas iscas também já foram utilizadas com sucesso na América do Norte (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Os rastros de carnívoros foram identificados por meio de guia de campo para identificação de rastros de mamíferos (Becker & Dalponte, 1991). Em cada fragmento as armadilhas permaneceram iscadas por quatro noites, tendo sido realizadas quatro repetições deste período durante um ano em cada área, entre os meses de março e novembro, que é o período com menor incidência de chuvas.

3. Forma de Análise dos Dados

Listas de ocorrência de espécies de carnívoros nos fragmentos utilizados são baseadas em sua maioria em relatos de avistamentos por parte de pessoas que freqüentam estas áreas (guardas-parque, monitores de educação ambiental, estagiários, funcionários em geral, freqüentadores de trilhas – trekking e mountain bike – proprietários

das áreas, etc.), e não provenientes de trabalhos realizados utilizando uma metodologia adequada e padronizada.

A partir do levantamento realizado, foram geradas listas de ocorrências de espécies de carnívoros para os fragmentos utilizados. A similaridade entre os fragmentos foi analisada através dos índices de Jaccard e Sorensen (Krebs, 2000), calculado pelo "Programs for Ecological Methodology", 2nd ed.

Resultados

Espécies de carnívoros detectados

Um total de 12 espécies de carnívoros, uma espécie de marsupial e o cachorro doméstico (*Canis familiaris*) foram detectados nos nove fragmentos de mata amostrados (tabela 2.1). O número de espécies de carnívoros detectados foi maior do que o esperado para muitos fragmentos (tabelas 2.2 e 2.3). Quando considerados particularmente os fragmentos menores do que 500ha, seria esperado encontrar entre cinco (área de 500ha) e nenhuma espécie (áreas entre 12 e 50 ha), mas foram registradas listas que variaram entre sete e nove espécies.

Tabela 2.2: Espécies registradas nos fragmentos estudados. SJ = Serra do Japi; PEC = Cantareira; REV = Vuna; GF = Grota Funda; MT = Mata do Topo; MB = Mata do Bico; MP = Mata do Pasto; MR = Mata do Riacho.

Espécies	SJ	PEC	PEJ	REV	GF	MT	MB	MP	MR
<i>P. onca</i>	X								
<i>P. concolor</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>L. pardalis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>H. yaguarundi</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>L. wiedii</i>	X	X		X					
<i>L. tigrinus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>C. brachyurus</i>						X			
<i>C. familiaris</i>		X	X		X				
<i>C. thous</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. camcrivorus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>N. nasua</i>	X	X	X	X					
<i>E. barbara</i>	X	X		X	X				
<i>Galictis</i> sp.	X	X	X	X			X	X	X
<i>Didelphis</i> sp.	X	X	X		X	X			X

Dentre as espécies registradas através dos rastros, foram avistados indivíduos de puma (*P. concolor*) na Cantareira em duas ocasiões (por volta de 10:00 e 15:00) e no Japi em uma ocasião (entre 17:00 e 18:00), quati (*N. nasua*) em duas ocasiões (um indivíduo solitário – 12:00 – e um bando – 14:00) e jaguatirica (*L. pardalis* – uma ocasião – 16:00)

no Japi, guaxinim (*P. cancrivorus* – por volta de 14:00) e irara (*E. barbara* – por volta de 16:00) no Vuna (uma ocasião cada espécie), cachorro-do-mato (*C. thous* – por volta de 12:00) na Grota (uma ocasião) e dois indivíduos de *Galictis* sp. em uma estrada entre as matas da Fazenda Malabar, por volta das 8:00. Além dos avistamentos foram encontradas duas carcaças de *Didelphis* sp. no Vuna, em locais próximos mas com um intervalo temporal de 8 meses. Também foram encontrados uma carcaça de primata, provavelmente um bugio e vestígios de predação de aves em uma área fechada à visitação na Cantareira.

Tabela 2.3: Espécies de carnívoros esperadas nos nove remanescentes de Mata Atlântica estudados, com base nas áreas de vida (Eisenberg, 1989; Emmons & Feer, 1997). SJ = Serra do Japi; PEC = Cantareira; REV = Vuna; GF = Grota Funda; MT = Mata do Topo; MB = Mata do Bico; MP = Mata do Pasto; MR = Mata do Riacho.

Espécies	Área de Vida (km ²)	SJ	PEC	PEJ	REV	GF	MT	MB	MP	MR
<i>P. onca</i>	25 – 86	X	X							
<i>P. concolor</i>	32 – 155	X	X							
<i>L. pardalis</i>	15 – 50	X	X							
<i>H. yaguarundi</i>	7 – 100	X	X							
<i>L. wiedii</i>	14 – 31	X	X							
<i>L. tigrinus</i>	5 – 10	X	X	X						
<i>C. brachyurus</i>	n.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	n.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0,6 – 0,9	X	X	X	X	X				
<i>P. cancrivorus</i>	n.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>N. nasua</i>	3 – 5	X	X	X	X					
<i>E. barbara</i>	9 – 24	X	X							
<i>Galictis</i> sp.	4	X	X	X						
<i>Didelphis</i> sp.	0,5 – 1,6	X	X	X	X	X	X			

Em várias ocasiões também foram encontrados rastros fora das armadilhas (figuras 2.1, 2.2 e 2.3). Estes rastros não foram computados para os cálculos de Índices de Abundância Relativa. Também foi comum o registro de rastros de mais de uma espécie na mesma armadilha ou em pontos com lama (figura 2.3).

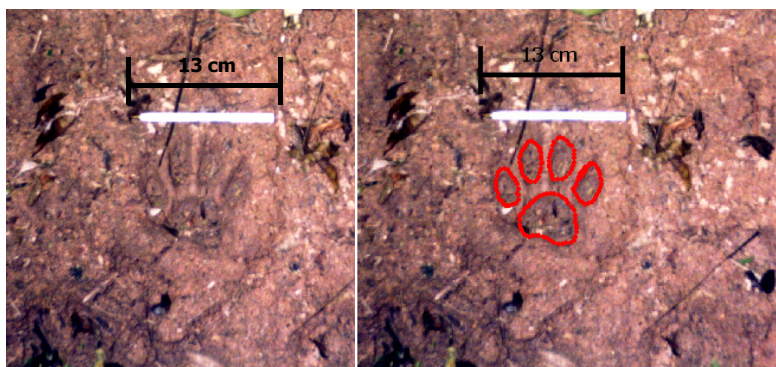


Figura 2.1: Rastro de puma (*P. concolor*) registrado na lama (Fazenda Malabar - Itatiba).



Figura 2.2: Rastro de jaguatirica (*L. pardalis*) registrado na lama (Fazenda Malabar – Itatiba).



Figura 2.3: Rastros múltiplos registrados na Fazenda Malabar. Esquerda: rastros na trilha; círculo vermelho – jaguatirica (*L. pardalis*); círculo azul – cachorro-do-mato (*C. thous*); círculo branco – gato-do-mato (*L. tigrinus*). Direita: rastros múltiplos em armadilha de odor.

Espécies não esperadas foram registradas em mais de uma ocasião. O puma e o lobo-guará foram registrados em alguns períodos amostrais nos remanescentes da Fazenda Malabar, mas não foram registros regulares. Este fato indica que estes animais não são residentes, mas transientes, nestes fragmentos.

Similaridade entre os remanescentes

Os fragmentos com maiores índices de similaridade foram MB e MP (Sorensen = 1,000), MR, MB e MP (Sorensen = 0,933), Japi e Cantareira (Sorensen = 0,917), Cantareira e Vuna (Sorensen = 0,909) e Japi e Vuna (Sorensen = 0,900). Os menores índices de similaridade foram entre Jaraguá e Vuna, MT, MB, MP, e Vuna e MT (Sorensen

< 0,700) (tabela 2.4). Os índices de Jaccard também tiveram o mesmo comportamento (tabela 2.4)

Esperávamos encontrar maior grau de similaridade entre os fragmentos dispostos ao longo de um grande mosaico de matas, com alto nível de vegetação conectiva, entre as serras da Cantareira e da Mantiqueira (figura 3.1). Os três remanescentes em questão seriam a Cantareira, o Vuna e a Grota. No entanto, os índices de similaridade de Sorensen entre a Cantareira e a Grota e o Vuna e a Grota ficaram abaixo de 0,800 (tabela 2.4).

O tamanho dos remanescentes aparentemente não influenciou os índices de similaridade, não sendo comum que fragmentos de tamanho semelhante apresentassem maiores índices de similaridade (tabela 2.4).

Tabela 2.4: Índice de similaridade de Sorensen e Jaccard. Fragmentos em ordem decrescente de tamanho

Sorensen									
	Japi	Cantareira	Jarguá	Vuna	Grota	MT	MB	MP	MR
Japi		0,917	0,737	0,900	0,762	0,700	0,737	0,737	0,800
Cantareira	0,846		0,800	0,909	0,857	0,700	0,737	0,737	0,800
Jarguá	0,583	0,667		0,667	0,706	0,625	0,667	0,667	0,750
Vuna	0,818	0,833	0,500		0,737	0,667	0,824	0,824	0,778
Grota	0,615	0,750	0,545	0,583		0,824	0,750	0,750	0,824
MT	0,538	0,538	0,455	0,500	0,700		0,800	0,800	0,875
MB	0,583	0,583	0,500	0,700	0,600	0,667		1,000	0,933
MP	0,583	0,583	0,500	0,700	0,600	0,667	1,000		0,933
MR	0,667	0,667	0,600	0,636	0,700	0,788	0,875	0,875	
Jaccard									

Discussão

O fato de que o número de espécies de carnívoros detectados foi maior do que o esperado com base na área dos fragmentos (tabelas 2.2 e 2.3) sugere que alguns fatores devem estar influenciando a ocorrência de carnívoros nestes remanescentes.

Dentre estes fatores podem estar o mosaico de fragmentos da região, que podem estar reduzindo os efeitos da fragmentação para as espécies registradas (Fahrig, 2003; Tews et al., 2004; Pardini et al., 2005). Uma possível explicação para a ocorrência de sete a oito espécies nas matas da Fazenda Malabar é que elas utilizem vários fragmentos na região. O puma (*P. concolor*), lobo-guará (*C. brachyurus*) e jaguatirica (*L. pardalis*), encontrados nestes remanescentes necessitam de recursos que vão além dos disponíveis em matas neste intervalo de tamanho (Taber et al., 1997; Wang, 2002; Bueno & Motta, 2004), embora o puma e o lobo-guará já tenham sido registrados em ambientes similares (Aragona & Setz, 2001, Röhe, 2002; Santos et al., 2003).

Resultados de outros trabalhos confirmam a presença de pumas em fragmentos menores que 1.500ha, mas nestes casos a sobrevivência destes indivíduos só é possível se também utilizarem outros remanescentes (Chiarello, 2000; Röhe, 2002). Em uma estrada próxima à Fazenda Malabar foi encontrado um puma atropelado (figura 2.4), com algumas cicatrizes sugestivas de lutas com outros pumas (figura 2.5), o que pode ainda sugerir que além desta espécie ser capaz de sobreviver em áreas com vários pequenos fragmentos de mata, podem estar estabelecendo território em regiões fragmentadas.

O lobo-guará também foi anteriormente registrado utilizando áreas agrícolas (Chiarello, 2000; Santos et al., 2003), sendo que indivíduos desta espécie podem estar utilizando os fragmentos de mata como refúgios (Motta-Junior et al., 1996). A abertura de áreas anteriormente cobertas por Mata Atlântica, em associação com a redução dos locais cobertos por cerrado, ocasionou a exploração destas pelos lobos-guará (Santos et al., 2003), e pode estar ocorrendo o mesmo fenômeno na região onde está situada a Fazenda Malabar.

A flexibilidade da dieta do puma e do lobo-guará (Motta-Junior et al., 1996; Röhe, 2002) também pode estar possibilitando sua sobrevivência nestes ambientes muito alterados e aparentemente desfavoráveis (Chiarello, 2000).



Figura 2.4: puma atropelado em estrada próxima à Fazenda Malabar (Itatiba-Morungaba). Foto de Giselda Person.



Figura 2.5: cicatrizes em puma atropelado em estrada próxima à Fazenda Malabar (Itatiba-Morungaba). Foto de Giselda Person.

Com base neste levantamento, é possível sugerir que a onça-pintada (*P. onca*) e o gato-maracajá (*L. wiedii*) não apresentam uma adaptabilidade muito grande à ambientes

alterados, visto que só detectamos rastros de onça-pintada no Japi, maior fragmento deste estudo, e nenhum indício de sua presença foi encontrado em nenhum dos demais fragmentos (tabela 2.1). Esta espécie aparentemente tem uma menor flexibilidade de dieta e exigência de grandes áreas com níveis mais baixos de perturbações (Garla et al., 2001; comunicações pessoais, Crawshaw, Boulhosa), o que explicaria sua detecção apenas no Japi.

O gato-maracajá foi registrado no Japi, na Cantareira e no Vuna (tabela 2.1), que são remanescentes mais protegidos de impactos antrópicos diretos ou com maiores áreas. Em relação à esta espécie, pouco se conhece de seus hábitos, mas a partir de observações fortuitas sugere-se que tenham hábitos com tendências arborícolas, dependendo de um dossel mais intacto (comunicação pessoal, Crawshaw). Trabalhos investigando a biologia desta espécie estão sendo realizados pelo grupo de pesquisa do professor doutor Tadeu Oliveira, mas os dados ainda não estão disponíveis.

Tanto o puma (*P. concolor*) como a jaguatirica (*L. pardalis*), apesar da necessidade de áreas de vida maiores (tabela 2.2), aparentemente apresentam maior adaptabilidade a ambientes com graus moderados de perturbações antrópicas.

As únicas espécies registradas em todos os fragmentos foram o jaguarundi (*H. yaguarundi*), o gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*) e o cachorro-do-mato (*C. thous* – veja tabela 2.1). É possível que estas espécies, devido ao seu menor porte e grande variabilidade na dieta (Konecny, 1989; Wang, E., 2002) apresentem maior adaptabilidade à ambientes alterados e fragmentados. Também é possível que possuam capacidade de deslocamento relativamente grande, o que possibilita que transitem entre vários remanescentes, como provavelmente ocorre com o puma.

Quanto às demais espécies não esperadas, uma explicação para seus registros está na hipótese de liberação de mesopredadores (Terborgh, 1988; Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Crooks & Soulé, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Gompper, 2002; Smith et al., 2003; Soulé et al., 2003). Segundo a hipótese, a presença de predadores de topo em fragmentos naturais estaria positivamente relacionada com a diversidade e

riqueza de espécies, tanto de mesopredadores quanto de herbívoros e da vegetação. Alguns trabalhos têm sugerido que predadores de topo, como a onça-pintada (*P. onca*) e o puma (*P. concolor*), podem influenciar a diversidade de espécies e interações entre mesopredadores, suas presas e herbívoros em florestas neotropicais (Terborgh, 1988, 1992 & 2000; Fonseca & Robinson, 1990).

Embora nem todas as espécies de mesopredadores pareçam ser afetadas da mesma forma pelos predadores de topo (Smith et al., 2003), este parece ser um fator importante para manter a diversidade de espécies em ambientes fragmentados (ver Capítulo 3).

O fato de as espécies encontradas nos fragmentos menores serem descritas como generalistas quanto ao habitat, com grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de cobertura vegetal (Chiarello, 2000) também pode influenciar na sua capacidade de sobrevivência nestes ambientes fragmentados. No entanto, este fator deve ser considerado sempre em associação com a estrutura do mosaico de matas, áreas agrícolas e com outras atividades antrópicas da região. Mesmo espécies com alto grau de adaptabilidade a habitats alterados podem não ser capazes de sobreviver, caso a distância entre os remanescentes explorados seja relativamente grande ou se existirem barreiras físicas entre estes fragmentos (Fahrig, 2003; Tews et al., 2004; Pardini et al., 2005). Deste modo, um fator muito importante para a manutenção das espécies que exploram os pequenos fragmentos é a manutenção e recomposição da vegetação conectiva entre estes e outros remanescentes de mata.

Os altos índices de similaridade (tabela 2.4) entre os pequenos fragmentos da Fazenda Malabar podem ser em razão da proximidade entre eles (0,2 a 1,0 km), característica que pode ter proporcionado a detecção de um mesmo grupo de indivíduos que explorariam todos os remanescentes. Este fato pode ser sugerido pelo registro de rastros (figura 2.3) e também pelo avistamento de furões em estradas entre as matas da Fazenda Malabar.

Os demais fragmentos com altos índices de similaridade foram os dois grandes fragmentos (Japi e Cantareira – tabela 2.4), onde quase todas as espécies previstas foram registradas (tabelas 2.2 e 2.3), não implicando necessariamente em uma semelhança estrutural. O alto índice de similaridade entre a Cantareira e o Vuna (tabelas 2.4) pode ser em função da grande quantidade de vegetação conectiva entre estes fragmentos (figura 3.1), o que propiciaria a existência de um importante corredor de deslocamento entre eles.

Conclusões

Previsões de espécies que devem ser encontradas em remanescentes de mata, com base apenas em sua área de vida descrita na literatura podem falhar. Em sua maior parte, estas descrições são feitas em ambientes pouco perturbados e com áreas contínuas de mata (Eisenberg, 1989; Emmons & Feer, 1997), que apresentam características diferentes de áreas fragmentadas.

Em áreas fragmentadas, outros fatores podem influenciar a ocorrência de espécies em áreas onde a existência de muitas delas não é esperada. Estes fatores podem estar relacionados com a estrutura da matriz na qual o remanescente se insere (Fahrig, 2003; Tews et al., 2004; Pardini et al., 2005) e na presença de espécies com importante papel ecológico na comunidade, como predadores de topo (Terborgh, 1988; Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Crooks & Soulé, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Gompper, 2002; Smith et al., 2003; Soulé et al., 2003).

Apesar da pequena área de alguns dos fragmentos estudados, eles apresentam um grande potencial biológico, principalmente devido à presença de espécies raras e ameaçadas de extinção. A preservação destes pequenos e médios remanescentes, aliada à recomposição gradual da vegetação conectiva entre estes e os fragmentos maiores é essencial para garantir a sobrevivência das espécies que os exploram e, até mesmo, para uma eventual recolonização por espécies extintas localmente, devido em grande parte ao papel que podem desempenhar como corredores ecológicos. O isolamento destes fragmentos acarretaria a extinção local das espécies que os exploram.

Estudos adicionais em áreas fragmentadas com matrizes semelhantes podem auxiliar a compreender como as espécies utilizam estes remanescentes e qual o grau de alterações ambientais que suportam. O monitoramento de espécies como o puma e o lobo-guará pode fornecer resultados importantes para a elaboração de estratégias de manejo e conservação, principalmente devido às suas grandes áreas de vida e baixas densidades, o que os torna particularmente vulneráveis aos efeitos da fragmentação (Wilcove et al., 1998; Chiarello, 2000; Crooks, 2002).

Referências Bibliográficas

- Addicott, J.F., Aho, J.M., Antolin, M.F., Padilla, D.P., Richardson, J.S., Soluk, D.A. 1987.** Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49: 340-346.
- Andrén, H. 1994.** Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Aragona, M., Setz, E.Z.F. 2001.** Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil.
- Becker, M., Dalponte, J.C. 1991.** Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. Editora da Universidade de Brasília.
- Brown, J.H. 1971.** Mammals on mountain tops: nonequilibrium insular biogeography. *American Naturalist*, 105: 467-478.
- Bueno, A.D., Motta, J.C. 2004.** Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and crab-eating-fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77 (1): 5-14.
- Chiarello, A.G. 1999.** Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.
- Chiarello, A.G. 2000.** Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (2): 237-247.
- Conner, M.C., Labisky, R.L., Progulski Jr. 1983.** Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. *Wildlife Society Bulletin*, 11 (2): 146-152.

- Crooks, K.R. 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 avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.
- Diamond, J.M., May, R.M. 1981.** Island biogeography and the design of nature reserves. In: May, R.M., *Theoretical ecology: principles and applications*. Blackwell.
- Diefenbach, D.R., Conroy, M.J., Warren, R.J., James, W.E., Baker, L.A., Hon, T. 1994.** A test of the scent-station survey technique for bobcats. *Journal of Wildlife Management*, 58 (1): 10-17.
- Eisenberg, J.F. 1989.** *Mammals of the Neotropics Vol I*. University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons, L.H., Feer, F. 1997.** *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. 2nd edition. University of Chicago Press, Chicago.
- Fahrig, L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*. 34: 487-515.
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G. 1990.** Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265-294.
- Garla, R.C., Setz, E.Z.F., Gobbi, N. 2001.** Jaguar (*P. onca*) food habits in Atlantic rain forest of Southeastern Brazil. *Biotropica*, 33 (4): 691-696.
- Gompper, M.E. 2002.** Top carnivores in the suburbs? Ecological and conservation issues raised by colonization of North-eastern North America by coyotes. *BioScience*, 52 (2): 185-190.

- Harris, L.D. 1984.** The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press.
- Konecny, M.J. 1989.** Movement patterns and food habitats of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Advances in Neotropical Mammalogy*, 1989: 243-264.
- Kronka, F.J.N., Matsukuma, C.K., Nalon, M.A., Del Cali, I.H., Rossi, M., Mattos, I.F.A., Shin-Ike, M.S., Pontinhas, A.A.S. 1993.** In: *Inventário Florestal do Estado de São Paulo*. Instituto Florestal, São Paulo.
- Krebs, C. 2000.** Programs for Ecological Methodology – Versão 5.2. University of British Columbia – Canada.
- Laurance, W.F., Cochrane, M.A. 2001.** Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 15 (6): 1488-1489.
- Linhart, S.B., Knowlton, F.F. 1975.** Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin*, 3: 119-124.
- MacCarthur, R.H., Wilson, E.O. 1967.** The theory of island biogeography. Princeton University Press.
- Motta-Junior, J.C., Talamoni, S.A., Lombardi, J.A., Simokamaki, K. 1996.** Diet of maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in central Brazil. *Journal of Zoology of London*, 240: 277-284.
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M. 1995.** Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongoose, and rabbits. *Conservation Biology*, 9 (2): 293-305.

- Pardini, R., de Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P. 2005.** The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124: 253-266.
- Rogers, C.M., Caro, M.J. 1998.** Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia*, 116: 227-233.
- Röhe, F. 2002.** Hábitos alimentares de suçuarana (*Puma concolor*) (Linnaeus 1771) em mosaico de floresta secundária e reflorestamento de *Eucalyptus saligna*, em Mata Atlântica, no município de Pilar do Sul – SP. Trabalho de Conclusão de Curso. Unesp – Rio Claro.
- Roughton, R.D. 1982.** A synthetic alternative to fermented egg as a canid attractant. *Journal of Wildlife Management*, 46 (1): 230-234.
- Santos, E. F., Setz, E.Z.F., Gobbi, N. 2003.** Diet of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and its role in seed dispersal on a cattle ranch in Brazil. *Journal of Zoology os London*, 260: 203-208.
- Sargeant, G.A., Johnson, D.H., Berg, W.E. 1998.** Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management*, 62 (4): 1235-1245.
- Scoss, L.M, de Marco Jr, P., Silva, E., Martins, S.V. 2004.** Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, 28 (1): 121-127.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Diniz-Filho, J.A.F. 2003.** Camera-trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114: 351-355.
- Smith, D.W., Peterson, R.O., Houston, D.B. 2003.** Yellowstone after wolves. *BioScience*, 53 (4): 330-340.

- Soulé, M.E., Terborgh, J. 1999.** Conserving Nature at regional and continental scales – a scientific program for North America. *BioScience*, 49 (10): 809-817.
- Soulé, M.E., Estes, J.A., Berger, J., Del Rios, C.M. 2003.** Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology*, 17 (5): 1238-1250.
- Taber, A.B., Novaro, A.J., Neris, N., Colman, F.H. 1997.** The food habits of sympatric Jaguar and Puma in Paraguayan Chaco. *Biotropica*, 29 (2): 204-213.
- Terborgh, J. 1988.** The big things that run the world – a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology*, 2 (4): 402-403.
- Terborgh, J. 1992.** Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, 24 (2b): 283-292.
- Terborgh, J. 2000.** The fate of tropical forests: a matter of stewardship. *Conservation Biology*, 14 (5): 1358-1361.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C. 2004.** Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- Travaini, A., Laffitte, R., Delibes, M. 1996.** Determining the relative abundance of European red foxes by scent station methodology. *Wildlife Society Bulletin*, 24 (3): 500-504.
- Turner, I.M. & Corlett, R.T. 1996.** The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 330-333.
- Wang, E. 2002.** Diet of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*Leopardus wiedii*), and oncillas (*Leopardus tigrinus*) in the Atlantic rainforest of southeastern Brazil. *Studies of Neotropical Fauna and Environment*, 37 (5): 207-212.

Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss, pp. 3-12. In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O., Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press.

Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Philips, A., Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience, 48: 607-615.

Capítulo 3:

Pumas, fragmentação e liberação de mesopredadores

Marcel J. Franco Penteado

Programa de Pós Graduação em Ecologia – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Eleonore Z. F. Setz

Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos – Depto. de Zoologia – Instituto de Biologia – UNICAMP

Resumo

Predadores de topo são muito sensíveis aos efeitos de fragmentação, embora desempenhem importante papel na manutenção da diversidade de fragmentos naturais. Quando eliminados de um remanescente, é desencadeada uma série de efeitos diretos e indiretos, que resultam na redução da diversidade e riqueza de espécies (hipótese de liberação de mesopredadores). Esta hipótese já havia sido comprovada na América do Norte e na Europa, enfocando o papel do coiote (*Canis latrans*), do lobo (*Canis lupus*) e do lince ibérico (*Lynx pardinus*) na manutenção da diversidade de remanescentes naturais. Neste estudo avaliamos o papel do puma (*P. concolor*) na manutenção da diversidade em nove fragmentos de Mata Atlântica, com área variando entre 20 ha e 15.000 ha. Constatamos que existe correlação entre a abundância do puma e de algumas espécies de mesopredadores, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o jaguarundi (*Herpailurus yaguarundi*) e o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*). Também verificamos que existe correlação entre índices de abundância relativa e tamanho da área (significativo para gato-maracajá – *L. wiedii*, guaxinim – *P. cancrivorus*, quati – *N. nasua*, e irara – *E. barbara*), e também entre distância ao fragmento-fonte mais próximo, sem nenhuma correlação significativa para os remanescentes estudados. Os maiores valores de *r* foram obtidos nas correlações entre as abundâncias relativas de pumas e de mesopredadores, e também os demais resultados sugerem que a presença de predadores de topo pode ser importante para manutenção da diversidade em fragmentos naturais.

Palavras-chave: puma, mesopredadores, fragmentação, liberação de mesopredadores.

Introdução

Predadores de topo são particularmente vulneráveis à extinção em habitats fragmentados (Wilcove et al., 1998; Crooks, 2002). Nestes ambientes, a redução populacional ou a extinção destes predadores pode desencadear uma série de efeitos diretos e indiretos em toda a comunidade, que culminam na simplificação do ecossistema (Paine, 1966; Terborgh, 1988; Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al., 1999; Crooks & Soulé, 1999; Saether, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Gompper, 2002; Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Soulé et al., 2003; Wilmers et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004; Fortin et al., 2005). Quando se consideram principalmente os efeitos nos pequenos carnívoros, pode-se referir à hipótese da liberação de mesopredadores (Soulé, 1986), que se caracteriza por um aumento da abundância de algumas espécies de pequenos carnívoros (Woodroffe & Ginsberg, 1998) e declínio de diversas espécies de presa e mesopredadores competitivamente inferiores (Paine, 1966; Terborgh, 1988; Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al., 1999; Crooks & Soulé, 1999; Saether, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Gompper, 2002; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Soulé et al., 2003; Wilmers et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004).

Embora a hipótese de liberação de mesopredadores tenha poucas avaliações em ambientes terrestres (Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al., 1999; Crooks & Soulé, 1999; Wilmers et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004) e permaneça controversa (Wright et al., 1994; Litvaitis & Villafuerte, 1996), ela tem se tornado uma das bases de programas de conservação dos grandes carnívoros (Soulé & Terborgh, 1999; Soulé et al., 2003).

Os efeitos dos predadores de topo na comunidade foram inicialmente descritos em ambientes de costões rochosos. Nestes locais, a remoção experimental do predador de topo desencadeou mudanças profundas na composição da comunidade: extinções de algumas espécies de presa e mesopredadores, aumento da abundância de outras espécies de mesopredadores e substituições de espécies (Paine, 1966).

A hipótese de liberação de mesopredadores foi apoiada, embora sem um tratamento experimental e metodologia específica, em florestas neotropicais (Terborgh, 1988; Fonseca & Robinson; 1990). Nestes ambientes, a onça-pintada (*Panthera onca*) e o puma (*Puma concolor*) seriam responsáveis por manter a diversidade de espécies (Terborgh, 1988; Fonseca & Robinson; 1990), enquanto em áreas onde esses felinos não existem, como na ilha de Barro Colorado, herbívoros de grande porte e mesopredadores provavelmente competitivamente superiores, causaram profundas modificações nas comunidades animal e vegetal (Terborgh 1988, 1992 & 2000).

Como a manipulação experimental de mamíferos é logisticamente problemática, poucos estudos avaliaram como a cadeia trófica gerada pelo declínio dos predadores de topo, combinado a outros efeitos da fragmentação, influenciam a diversidade de espécies em sistemas terrestres (Crooks & Soulé, 1999). Mesmo assim, alguns autores conseguiram demonstrar os efeitos da liberação de mesopredadores em ambientes terrestres, com enfoque em mamíferos predadores de topo (Palomares et al., 1995, 1996 a & b; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al., 1999; Crooks & Soulé, 1999; Wilmers et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004).

As primeiras evidências experimentais que apoiam a hipótese de liberação de mesopredadores em ambientes terrestres vieram de trabalhos com o lince ibérico (*Lynx pardinus*), na Espanha (Palomares et al., 1995). Nas áreas estudadas, a presença de lincos afetou positivamente a diversidade de mesopredadores e de presas de menor porte, como o coelho europeu (*Oryctolagus cuniculus*), a raposa-vermelha (*Vulpes vulpes*) e o texugo (*Meles* sp.), e negativamente as abundâncias de outras espécies de mesopredadores, como o mangusto (*Herpestes ichneumon*) e a geneta (*Genetta genetta* – Palomares et al., 1995, 1996 a & b).

Na América do Norte, mais especificamente na Califórnia, o coiote (*Canis latrans*) desempenha o papel de “controlador” da abundância de mesopredadores, por exemplo,

favorecendo as aves e alguns mamíferos herbívoros, e mantendo uma maior riqueza de espécies quando presente nos fragmentos (Crooks & Soulé, 1999; Saether, 1999). Neste caso, também foram avaliadas variáveis biogeográficas relacionadas com a fragmentação, e a presença do predador de topo foi apontado como o fator mais importante para a manutenção da riqueza de espécies, tanto de presas quanto de mesopredadores (Crooks & Soulé, 1999).

A hipótese de liberação de mesopredadores também obteve apoio a partir de registros que cobrem o período entre a extinção e a reintrodução de lobos (*Canis lupus*) no Parque de Yellowstone, nos Estados Unidos (Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Wilmers et al., 2003; Fortin et al., 2005). Após a extinção dos lobos neste parque, herbívoros de grande porte (cervídeos) tiveram um grande aumento populacional, alguns mesopredadores, como o coiote (*Canis latrans*), o texugo (*Meles sp.*), a marta (*Martes sp.*) e a doninha (*Mustela sp.*) aumentaram suas populações e outros diminuíram, como a raposa vermelha (*Vulpes vulpes*) e o glutão (*Gulo gulo* – Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003).

Após a reintrodução dos lobos ocorreu uma redução populacional de grandes herbívoros, as espécies de mesopredadores que apresentaram aumento populacional anteriormente mostraram redução em suas populações, enquanto outras espécies de mesopredadores apresentaram aumento populacional (Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Wilmers et al., 2003; Fortin et al., 2005). No entanto, nesta situação específica, existiam outras espécies de predadores de topo no parque, inclusive o coiote (*C. latrans*) citado em outro estudo (Crooks & Soulé, 1999), mas apenas a extinção do lobo provocou os efeitos esperados da liberação de mesopredadores, e sua reintrodução fez cessar estes efeitos (Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Wilmers et al., 2003; Fortin et al., 2005). Este fato pode sugerir que predadores de topo, em diferentes habitats, podem ter efeitos diferentes na comunidade natural.

Embora a hipótese esteja bem documentada no hemisfério norte (Palomares et al., 1995 & 1996; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al., 1999; Crooks & Soulé, 1999; Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Wilmers et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004; Fortin et al., 2005) e sugerida por observações em florestas neotropicais (Terborgh, 1988; Fonseca & Robinson, 1990; Terborgh, 1992 & 2000; Soulé & Terborgh, 1999), nenhum trabalho disponível na literatura científica investigou esta hipótese na América do Sul, embora existam evidências no continente africano (Maina & Jackson, 2002). Na América do Norte, os grandes canídeos são essencialmente carnívoros e apresentam um papel-chave no equilíbrio da diversidade de espécies (Crooks & Soulé, 1999; Saether, 1999; Soulé et al., 2003). Já nas florestas neotropicais, este papel seria desempenhado por grandes felinos, como a onça-pintada (*Panthera onca*) e o puma (*Puma concolor*) (Terborgh, 1988; Fonseca & Robinson, 1990; Terborgh, 1992 & 2000; Soulé & Terborgh, 1999).

O presente trabalho teve por objetivo investigar as relações entre as abundâncias de pumas/onças-pintadas e mesopredadores e algumas variáveis biogeográficas, como correlações entre tamanho do fragmento e abundância de espécies, tomando por base a metodologia de armadilhas de pegadas com atrativos odoríferos utilizada por Crooks & Soulé (1999).

Materiais e Métodos

1. Áreas de Estudo

Foram estudados nove fragmentos de Mata Atlântica, nos municípios de São Paulo, Jundiaí, Atibaia, Itatiba e Morungaba (figura 3.1 e 3.2, tabela 3.1). Todos os fragmentos se localizam em áreas próximas de habitações humanas e enfrentam pressões de atividades antrópicas.

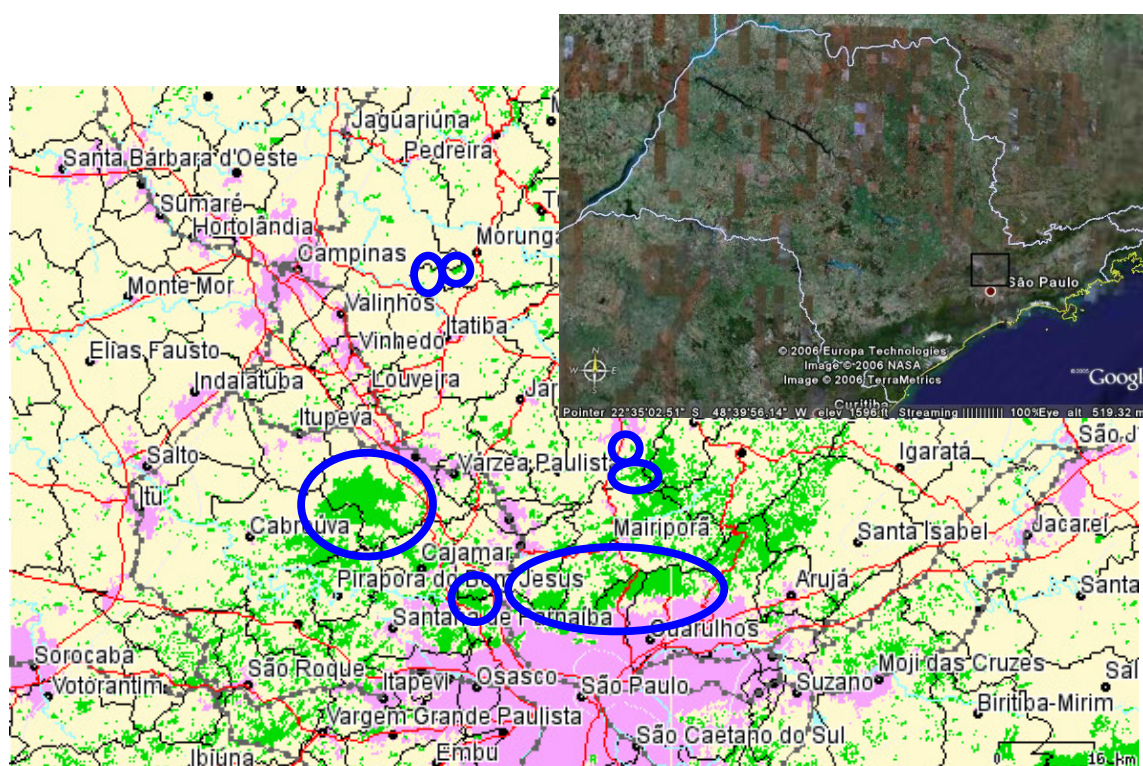


Figura 3.1: Localização dos fragmentos de Mata Atlântica utilizados (SOS Mata Atlântica, 2004).

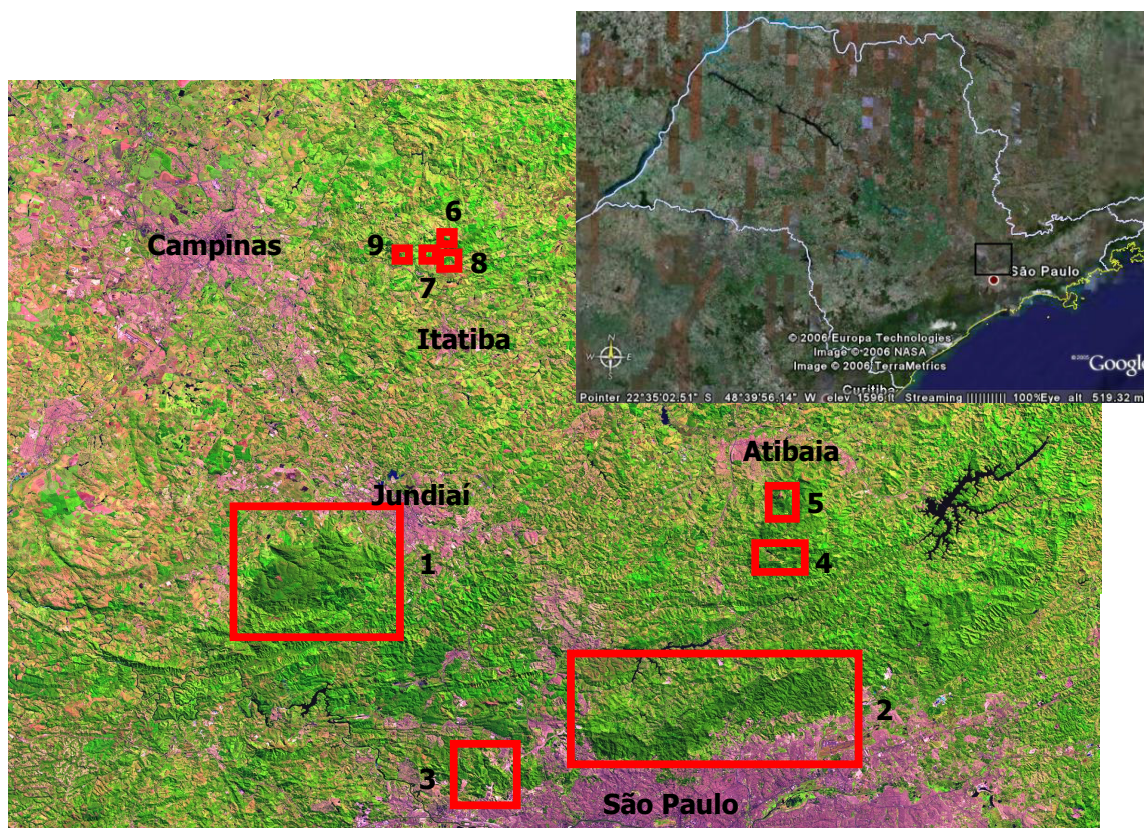


Figura 3.2: Imagem de satélite mostrando as áreas de estudo (Embrapa, 2003). 1: Japi; 2: Cantareira; 3: Jaraguá; 4: Vuna; 5: Grota; 6: Mata do Topo; 7: Mata do Bico; 8: Mata do Riacho; 9: Mata do Pasto.

Tabela 3.1: Dados dos remanescentes utilizados neste estudo.

Área de Estudo	Área total (ha)	Localidade	Número trilhas amostradas	N mín/Max de armadilhas por trilha	Km total de trilhas amostradas	N total de armadilhas/ período amostral
Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi	15000	Jundiaí	4	5 – 18	12	40
Parque Estadual da Cantareira	8000	São Paulo	3	8 – 11	7,5	30
Parque Estadual do Jaraguá	500	São Paulo	2	9 – 11	5	20
Reserva Ecológica do Vuna	330	Atibaia	4	5 – 10	7,5	30
Parque Municipal da Grota Funda	245	Atibaia	2	5 – 9	3,5	14
Mata do Topo	50	Morungaba	1	7	1,75	7
Mata do Bico	20	Itatiba	1	5	1,25	5
Mata do Pasto	20	Itatiba	1	7	1,75	7
Mata do Riacho	12	Itatiba	1	5	1,25	5

Estas áreas são citadas no texto como Japi (Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi), Cantareira (Parque Estadual da Cantareira), Jaraguá (Parque Estadual do Jaraguá), Vuna (Reserva Ecológica do Vuna), Grotta (Parque Municipal da Grotta Funda), MT (Mata do Topo), MB (Mata do Bico), MP (Mata do Pasto) e MR (Mata do Riacho).

2. Métodos de Estudo de Carnívoros

Foram avaliadas as abundâncias relativas de todas as espécies de carnívoros encontrados em cada fragmento de mata utilizado. A ocorrência das espécies de carnívoros foi detectada a partir de armadilhas de pegadas com iscas odoríferas, comumente utilizadas em levantamentos e avaliações de densidade e abundância de mamíferos carnívoros (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004).

Seguimos a metodologia utilizada por Crooks & Soulé (1999) e Crooks (2002), com armadilhas de areia de granulação média (de aproximadamente 1m²) dispostas ao longo de trilhas em cada fragmento. O distanciamento médio entre cada armadilha foi de 250 metros. No centro de cada armadilha pingamos gotas das iscas odoríferas "Canine Call ®" e "Pro's Choice ®" (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002). Embora existam vários tipos de iscas odoríferas disponíveis (Linhart & Knowlton, 1975; Roughton, 1982; Conner et al., 1983; Diefenbach et al., 1994; Travaini et al., 1996; Sargeant et al., 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002; Silveira et al., 2003; Scoss et al., 2004), selecionamos estas devido à eficácia para um número razoável de espécies de carnívoros de várias famílias, e também por já terem sido utilizadas com sucesso na América do Norte (Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Em relação ao trabalho de Crooks & Soulé (1999), o uso de transectos foi modificado. Os autores utilizaram apenas um transecto no maior eixo de cada fragmento. Neste trabalho, utilizamos vários transectos em um mesmo fragmento, sempre em trilhas já estabelecidas. A extensão de cada transecto variou de 0,5 km a 4,0 km. Esta alteração

foi necessária devido ao relevo acidentado e à impossibilidade logística de se abrir um único transecto ao longo do maior eixo de cada fragmento.

Os rastros de carnívoros foram identificados por meio de guia de campo para identificação de rastros de mamíferos (Becker & Dalponte, 1991). Os rastros não foram rigorosamente individualizados, de forma que dados sobre número exato de indivíduos de pumas (*P. concolor*) e onças-pintadas (*P. onca*) não foram considerados. Não foi feita nenhuma tentativa de individualizar as pegadas por meio de algumas medidas de rastros (Becker & Dalponte, 1991; Smallwood & Fitzhugh, 1993; Crawshaw, 1997; Emmons & Feer, 1997; Grigione et al., 1999), por não fazer parte dos objetivos do presente trabalho.

Em cada fragmento as armadilhas permaneceram iscadas por períodos amostrais de quatro noites, tendo sido realizadas quatro repetições durante um ano em cada local, entre os meses de março e novembro, que é o período com menor incidência de chuvas.

Para a avaliação e determinação das abundâncias de cada espécie em cada fragmento de mata utilizado, foi calculado um Índice de Abundância Relativa (IAR), dado pela fórmula:

$$IAR = \ln\{[v_j / (n_j s_j)] + 1\}$$

onde:

- v_j é o número de armadilhas com rastros de uma determinada espécie num fragmento;
- n_j é o número de noites em que as armadilhas permaneceram iscadas em cada fragmento;
- s_j é o número total de armadilhas de odor em cada fragmento.

(Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Com os IARs para todas as espécies de carnívoros de cada fragmento de mata avaliados, investigamos se existia alguma correlação entre o IAR dos pumas (*P. concolor*)

e das outras espécies de carnívoros. Como no Jaraguá não foi registrado nenhum rastro de puma (*P. concolor*), os IARs deste fragmento não foram utilizados nesta análise.

3. Variáveis Biogeográficas

Apenas foram consideradas a área total do fragmento utilizado e grau de isolamento em relação ao fragmento maior mais próximo (ISG_f), que é medido como a distância de um fragmento de interesse até o maior fragmento (fragmento fonte) mais próximo. É uma medida simples de distância, tomada entre os pontos mais próximos entre os dois fragmentos considerados (Metzger, 2003). O tempo de isolamento não pôde ser considerado por falta de registros confiáveis e também porque o único fragmento completamente isolado utilizado foi o Jaraguá.

4. Forma de Análise dos Dados

Para avaliar se existe alguma relação entre as abundâncias de predadores de topo e mesopredadores (total e para cada espécie), tamanho do fragmento e abundância de espécies, e distância do maior fragmento mais próximo e abundância de espécies, utilizamos os Coeficientes de Correlação de Pearson e Spearman, calculado pelo software BioEstat 2.0. (Ayres et al., 2000). Devido ao grande número de correlações que foram calculadas, utilizamos a correção de Bonferroni para ajustar o valor de p.

Resultados

A onça-pintada (*P. onca*) foi registrada apenas no Japi (tabela 3.2) e o lobo-guará (*C. brachyurus*), embora não seja uma espécie característica de áreas de mata, foi registrado em duas estações amostrais na região da borda da Mata do Topo (tabela 3.7). O único fragmento onde não foi registrada a ocorrência de pumas (*P. concolor*) em nenhuma estação amostral foi no Jaraguá (tabela 3.4), provavelmente pelo tamanho do fragmento (~500ha) não comportar a área de vida de um indivíduo desta espécie (Eisenberg, 1989) e também por se encontrar totalmente isolado de outros remanescentes de mata por auto-estradas (Rodovias dos Bandeirantes e Anhanguera, Rodo-Anel Mário Covas) e bairros da periferia da cidade de São Paulo.

Tabela 3.2: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros da Reserva Ecológica Municipal da Serra do Japi.

Espécies	outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	0.017	0.012	0.048
<i>P. concolor</i>	0.085	0.080	0.193	0.072
<i>L. pardalis</i>	0.125	0.110	0.223	0.140
<i>H. yaguarundi</i>	-	0.095	0.172	0.203
<i>L. wiedii</i>	0.065	0.080	0.107	0.072
<i>L. tigrinus</i>	-	0.262	0.262	0.300
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0.173	0.223	0.203	0.140
<i>P. cancrivorus</i>	0.043	0.154	0.291	0.262
<i>N. nasua</i>	0.075	0.095	0.025	0.048
<i>E. barbara</i>	-	0.095	0.095	0.072
<i>Galictis</i> sp.	0.054	0.017	0.072	0.178
<i>Didelphis</i> sp.	-	0.049	-	-

Tabela 3.3: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros do Parque Estadual da Cantareira.

Espécies	Outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	0.090	0.174	0.227	0.205
<i>L. pardalis</i>	0.061	0.144	0.212	0.191
<i>H. yaguarundi</i>	0.016	0.244	0.375	0.314
<i>L. wiedii</i>	0.016	0.050	0.170	0.147
<i>L. tigrinus</i>	0.185	0.483	0.269	0.351
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	0.061	0.098	0.070	0.017
<i>C. thous</i>	0.104	0.188	0.362	0.162
<i>P. cancrivorus</i>	0.211	0.358	0.283	0.247
<i>N. nasua</i>	0.031	0.083	-	-
<i>E. barbara</i>	0.031	0.083	0.182	0.100
<i>Galictis</i> sp.	0.046	-	0.036	0.051
<i>Didelphis</i> sp.	0.159	0.144	-	0.017

Tabela 3.4: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros do Parque Estadual do Jaraguá.

Espécies	outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	-	-	-	-
<i>L. pardalis</i>	0.143	0.095	0.161	0.182
<i>H. yaguarundi</i>	0.325	0.243	0.223	0.203
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	0.248	0.318	0.182	0.161
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	0.098	0.095	0.025	0.025
<i>C. thous</i>	0.121	0.161	0.203	0.095
<i>P. cancrivorus</i>	0.268	0.139	0.095	0.139
<i>N. nasua</i>	-	0.025	-	-
<i>E. barbara</i>	-	-	-	-
<i>Galictis</i> sp.	0.050	0.049	-	-
<i>Didelphis</i> sp.	0.050	0.049	-	-

Tabela 3.5: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros da Reserva Ecológica do Vuna.

Espécies	outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	0.049	0.033	0.036	0.067
<i>L. pardalis</i>	0.110	0.125	0.154	0.098
<i>H. yaguarundi</i>	0.033	0.168	0.138	0.098
<i>L. wiedii</i>	-	0.033	0.036	0.067
<i>L. tigrinus</i>	0.095	0.288	0.288	0.244
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0.182	0.154	0.105	0.098
<i>P. cancrivorus</i>	0.033	0.080	0.185	0.202
<i>N. nasua</i>	0.033	0.080	0.036	-
<i>E. barbara</i>	0.049	0.095	0.071	0.050
<i>Galictis</i> sp.	-	0.140	0.154	0.083
<i>Didelphis</i> sp.	-	-	-	-

Tabela 3.6: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros do Parque Municipal da Grota Funda.

Espécies	outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	0.038	0.074	0.137	0.074
<i>L. pardalis</i>	-	-	0.163	0.074
<i>H. yaguarundi</i>	-	-	0.085	0.143
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	-	0.297	0.187	0.176
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	0.297	0.074	0.057	0.074
<i>C. thous</i>	0.325	0.208	0.163	0.238
<i>P. cancrivorus</i>	0.038	0.074	0.057	0.109
<i>N. nasua</i>	-	-	-	-
<i>E. barbara</i>	0.109	-	0.057	0.038
<i>Galictis</i> sp.	-	-	-	-
<i>Didelphis</i> sp.	-	0.038	-	0.038

Tabela 3.7: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros da Mata do Topo (Fazenda Malabar).

Espécies	Outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	0.069	-	-	0.134
<i>L. pardalis</i>	0.194	0.069	0.134	0.134
<i>H. yaguarundi</i>	0.134	0.194	0.069	0.194
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	0.194	0.305	0.194	0.134
<i>C. brachyurus</i>	0.251	-	-	0.251
<i>C. familiaris</i>	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0.194	0.069	0.069	0.251
<i>P. cancrivorus</i>	0.069	0.133	0.069	0.069
<i>N. nasua</i>	-	-	-	-
<i>E. barbara</i>	-	-	-	-
<i>Galictis</i> sp.	-	-	-	0.096
<i>Didelphis</i> sp.	-	0.069	-	-

Tabela 3.8: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros da Mata do Bico (Fazenda Malabar).

Espécies	Outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	-	-	-	0.182
<i>L. pardalis</i>	-	-	0.095	0.182
<i>H. yaguarundi</i>	0.182	0.182	0.095	0.182
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	0.405	0.182	0.182	0.336
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	-	-	0.095	0.095
<i>P. cancrivorus</i>	0.095	-	0.182	0.095
<i>N. nasua</i>	-	-	-	-
<i>E. barbara</i>	-	-	-	-
<i>Galictis</i> sp.	0.095	-	-	-
<i>Didelphis</i> sp.	-	-	-	-

Tabela 3.9: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros da Mata do Riacho (Fazenda Malabar).

Espécies	Outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	-	0.095	0.095	0.182
<i>L. pardalis</i>	0.336	0.095	-	0.095
<i>H. yaguarundi</i>	0.336	0.095	0.262	0.262
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	0.182	0.182	0.262	0.182
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0.262	-	0.182	0.262
<i>P. cancrivorus</i>	0.095	0.095	0.182	0.182
<i>N. nasua</i>	-	-	-	-
<i>E. barbara</i>	-	-	-	-
<i>Galictis</i> sp.	-	0.095	-	-
<i>Didelphis</i> sp.	-	0.095	-	-

Tabela 3.10: Índice de abundância relativa (IAR) das espécies de carnívoros da Mata do Pasto (Fazenda Malabar).

Espécies	Outono	inverno	primavera	verão
<i>P. onca</i>	-	-	-	-
<i>P. concolor</i>	0.095	-	0.068	-
<i>L. pardalis</i>	0.182	-	0.068	0.182
<i>H. yaguarundi</i>	0.182	0.133	0.068	0.262
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	0.262	0.133	0.134	0.262
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0.405	-	0.134	0.405
<i>P. cancrivorus</i>	-	-	0.068	-
<i>N. nasua</i>	-	-	-	-
<i>E. barbara</i>	-	-	-	-
<i>Galictis</i> sp.	-	0.067	-	-
<i>Didelphis</i> sp.	-	-	-	-

Correlações entre área x número e índice de abundância relativa de espécies

Algumas espécies apresentaram correlação positiva entre tamanho do fragmento e abundância, mas para a maior parte das espécies esta correlação não foi significativa (tabela 3.11). O tamanho do remanescente foi positivamente correlacionado com os IARs médios do gato-maracajá, guaxinim, quati e irara (tabela 3.11).

Quando considerado o conjunto de espécies registradas em cada fragmento não foi encontrada correlação entre o índice de abundância relativa total e a área do remanescente ($r = 0,655$; $p > 0,05$ – figura 3.3).

Quanto ao número de espécies por fragmento (de sete a 12), o valor de r sugere que este variou em função da área do remanescente ($r = 0,936$; $p < 0,01$ – figura 3.4), como prevê a teoria de biogeografia de ilhas (Macarthur & Wilson, 1967).

Tabela 3.11: Correlação de Pearson entre índice de abundância relativa das espécies detectadas em função da área do fragmento. Em negrito resultados significativos.

Espécies	r (Pearson)	P
<i>P. onca</i>	0.599	0.088
<i>P. concolor</i>	0.537	0.136
<i>L. pardalis</i>	0.482	0.189
<i>H. yaguarundi</i>	-0.039	0.921
<i>L. wiedii</i>	0.910	0.001
<i>L. tigrinus</i>	0.299	0.435
<i>C. brachyurus</i>	-0.296	0.439
<i>C. familiaris</i>	0.334	0.380
<i>C. thous</i>	0.262	0.496
<i>P. cancrivorus</i>	0.774	0.014
<i>N. nasua</i>	0.824	0.006
<i>E. barbara</i>	0.832	0.005
<i>Galictis</i> sp.	0.497	0.174
<i>Didelphis</i> sp.	0.519	0.152

Figura 3.3: Correlação entre índice de abundância relativa de espécies (total) e área do remanescente.

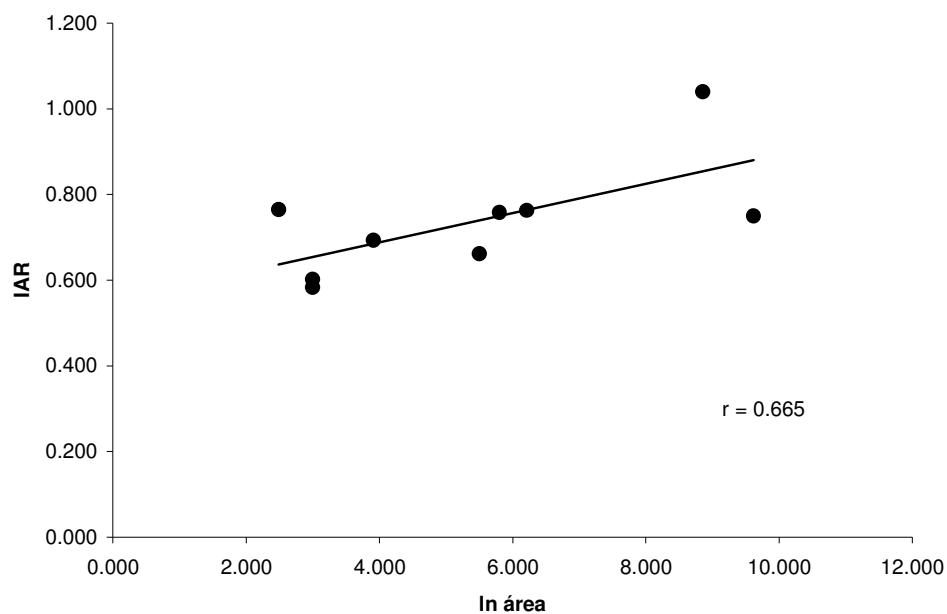
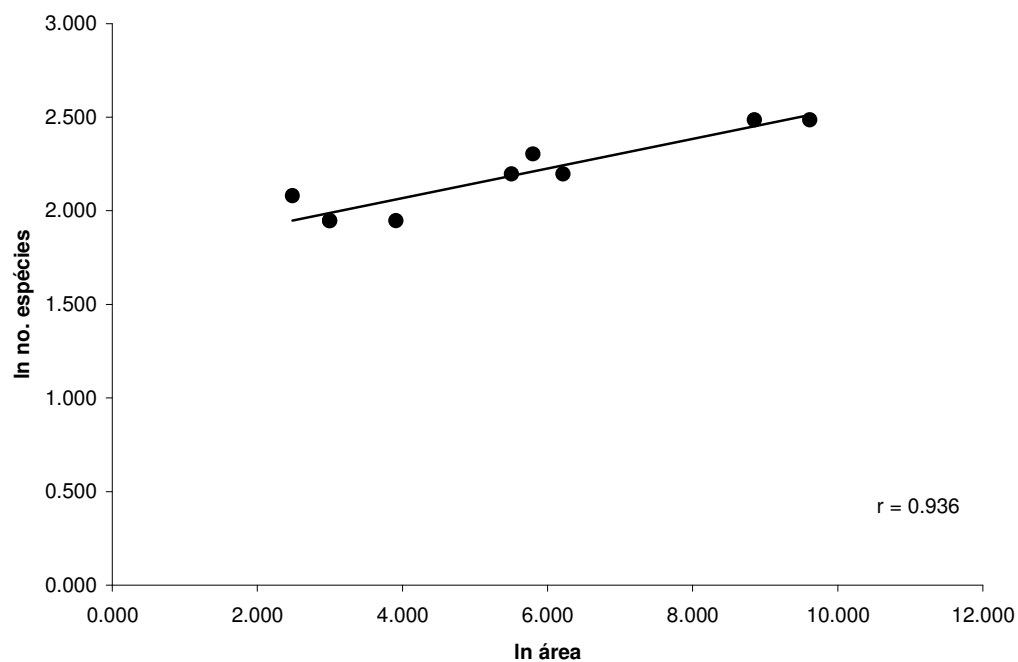


Figura 3.4: Correlação entre número de espécies e área do remanescente.



Correlações entre puma e os mesopredadores

Algumas espécies de mesopredadores respondem positivamente (aumento do IAR) ao acréscimo dos IARs de pumas, enquanto outras respondem negativamente (declínio do IAR) (tabela 3.12). As únicas correlações com p significativo foram verificadas entre o puma e a jaguatirica, o jaguarundi, e o cachorro-do-mato (tabela 3.12). O resultado foi o mesmo pelas correlações de Pearson e Spearman (Coeficiente de Spearman = 1 para as três espécies).

Tabela 3.12: Correlação de Pearson (r) entre os IARs de *P. concolor* e os IARs de cada uma das espécies de carnívoros registrados nos fragmentos. Análises para cada fragmento (em negrito: p significativo após ajuste de Bonferroni). SJ = Serra do Japi; PEC = Cantareira; REV = Vuna; GF = Grota Funda; MT = Mata d Topo; MB = Mata do Bico; MP = Mata do Pasto; MR = Mata do Riacho.

Espécies	SJ	PEC	REV	GF	MT	MB	MP	MR
<i>L. pardalis</i>	0.952	0,996	-0.801	0,906	0.446	0.859	0.331	-0.706
<i>H. yaguarundi</i>	0.314	0,999	-0.559	0,441	0.456	0.333	-0.368	-0.317
<i>L. wiedii</i>	0.928	0,912	0.459	-	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	0.191	0,419	-0.339	0,483	0.772	0.354	0.164	0.018
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-	0.911	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	-0,146	-	-0,741	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0.379	0,773	-0.312	-0,893	0.986	0.577	0.310	-0.025
<i>P. cancrivorus</i>	0.535	0,435	0.349	0,093	-0.526	0.018	0.376	0.707
<i>N. nasua</i>	-0.735	-0,369	-0.878	-	-	-	-	-
<i>E. barbara</i>	0.382	0,898	-0.809	-0,305	-	-	-	-
<i>Galictis</i> sp.	-0.156	-0,090	-0.527	-0.189	0.863	-0.333	-0.562	0.018
<i>Didelphis</i> sp.	-0.320	-0,856 ^c	-	-	-0.526	-	-	0.018

Quando contrastamos o IAR do puma (*P. concolor*) contra o IAR total de mesopredadores para cada fragmento foi registrada correlação significativa apenas na Cantareira (tabela 3.13), mas o resultado foi positivo, ao contrário do verificado entre o coioite (*C. latrans*) e mesopredadores por Crooks & Soulé (1999).

Tabela 3.13: Correlação de Pearson (r) entre o IAR do puma (*P. concolor*) e o IAR total de mesopredadores nos remanescentes de mata estudados. Os dados do Jaraguá não foram utilizados.

Fragmentos	r (Pearson)	P
Japi	0.433	0.567
Cantareira	0.916	0.084
Vuna	-0.143	0.857
Grota	-0.376	0.624
MT	0.808	0.192
MB	0.540	0.460
MR	-0.407	0.593
MP	0.151	0.849

Nos fragmentos onde os registros de puma (*P.concolor*) ocorreram em apenas alguns períodos amostrais (MT, MB, MR e MP – tabelas 3.7 a 3.10), foi observado um maior número de espécies nos período em que o puma foi registrado ($t = 1,7168$; $p > 0,10$, diferença significativa), embora nenhuma correlação tenha sido significativa quando o IAR total de mesopredadores foi contrastado com o IAR do puma (tabela 3.14), e apenas uma correlação significativa tenham sido detectadas entre o IAR do puma e das espécies de mesopredadores individualmente nestes mesmos fragmentos (tabela 3.11).

Correlações entre isolamento do fragmento e abundâncias de mesopredadores

Também investigamos se existe correlação entre o nível de isolamento (distância ao maior fragmento mais próximo) e os IARs médios de todas as espécies (tabela 3.14). A distância ao fragmento mais próximo não apresentou correlações significativas em relação ao IAR médio para nenhuma das espécies (tabela 3.14),

Tabela 3.14: Correlação de Pearson (r) entre a distância para o maior fragmento mais próximo e os IARs médios das espécies de carnívoros detectados.

Espécies	r (Pearson)	P
<i>P. onca</i>	0.392	0.297
<i>P. concolor</i>	0.357	0.345
<i>L. pardalis</i>	0.217	0.575
<i>H. yaguarundi</i>	0.369	0.328
<i>L. wiedii</i>	0.272	0.479
<i>L. tigrinus</i>	0.141	0.718
<i>C. brachyurus</i>	-0.018	0.964
<i>C. familiaris</i>	0.156	0.689
<i>C. thous</i>	0.237	0.540
<i>P. cancrivorus</i>	0.296	0.440
<i>N. nasua</i>	-0.016	0.968
<i>E. barbara</i>	-0.076	0.847
<i>Galictis</i> sp.	-0.430	0.248
<i>Didelphis</i> sp.	0.418	0.263

Correlações entre jaguatirica e mesopredadores

Como no Jaraguá não foi registrado nenhum rastro de puma (*P. concolor*), realizamos também a análise de correlação entre o IAR da jaguatirica (*L. pardalis*) e o IAR das demais espécies de mesopredadores (tabela 3.15).

No Jaraguá houve correlação negativa entre jaguatirica (*L. pardalis*) e gato-do-mato (*L. tigrinus*). Também ocorrem correlações negativas em outros remanescentes (MP com gato-do-mato e cachorro-do-mato, e na Cantareira com jaguarundi), mas estas correlações não foram registradas nos demais fragmentos (tabela 3.15). Os Coeficientes de Spearman para as correlações citadas acima foram iguais a um. Assim como ocorreu com o puma, nenhum padrão de correlações entre a jaguatirica e os demais mesopredadores foi determinado, já que os resultados significativos foram pontuais.

Tabela 3.15: Correlação de Pearson (r) entre os IARs de *L. pardalis* e os IARs de cada uma das espécies de carnívoros registrados nos fragmentos. Análises para cada fragmento (em negrito: p significativo após ajuste de Bonferroni). SJ = Japi, PEC = Cantareira; PEJ = Jaraguá; REV = Vuna; GF = Grota; MT = Mata d Topo; MB = Mata do Bico; MP = Mata do Pasto; MR = Mata do Riacho.

Espécies	SJ	PEC	PEJ	REV	GF	MT	MB	MP	MR
<i>H. yaguarundi</i>	0.507	0.994	-0.040	0.539	0.672	-0.420	-0.196	0.715	0.484
<i>L. wiedii</i>	0.872	0.942	-	-0.163	-	-	-	-	-
<i>L. tigrinus</i>	0.289	0.358	-0.982	0.499	0.154	-0.655	0.065	0.953	-0.611
<i>C. brachyurus</i>	-	-	-	-	-	0.707	-	-	-
<i>C. familiaris</i>	-	-	-0.801	-	-0.562	-	-	-	-
<i>C. thous</i>	0.099	0.765	-0.318	-0.199	-0.703	0.562	0.913	0.999	0.378
<i>P. cancrivorus</i>	0.687	0.360	-0.118	0.176	0.126	-0.833	0.452	-0.297	-0.676
<i>N. nasua</i>	-0.906	-0.443	-0.903	0.434	-	-	-	-	-
<i>E. barbara</i>	0.374	0.900	0,000	0.531	0.002	-	-	-	-
<i>Galictis</i> sp.	0.154	-0.008	-0.809	0.680	-	0.016	-0.528	-0.802	-0.170
<i>Didelphis</i> sp.	-0.521	-0.896	-0.809	-	-0.332	-0.833	-	-	-0.170

O número de espécies detectadas no único fragmento (Jaraguá) onde o puma não foi registrado em nenhuma estação amostral (nove espécies – tabela 3.4) foi igual ao número de espécies detectadas nos outros dois remanescentes de tamanho semelhante (nove espécies – Tabelas 3.5 e 3.6), embora o quati só tenha sido registrado por mais de um período amostral no Vuna (tabela 3.5). Desta forma, a ausência do puma isoladamente não pode ser considerado o único fator que influencia a diversidade de espécies nestes fragmentos.

Correlações entre onça-pintada e mesopredadores

Os IARs da onça-pintada (*P. onca*) não foram utilizados nas análises de correlação pelo fato de terem sido registrados apenas um rastro em duas estações amostrais e dois rastros em uma estação amostral (foi realizada a análise de correlação de Pearson, mas não ocorreu nenhum resultado significativo para nenhuma espécie, possivelmente devido ao baixo índice de registros obtidos – tabela 3.2).

Discussão

O puma e a liberação de mesopredadores

Os resultados sugerem que a presença e as variações do IAR dos pumas podem influenciar algumas espécies de mesopredadores (tabela 3.12), como esperado de acordo com a hipótese de liberação de mesopredadores (Paine, 1966; Terborgh, 1988; Palomares et al., 1995; Rogers & Caro, 1998; Courchamp et al., 1999; Crooks & Soulé, 1999; Saether, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Gompper, 2002; Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Soulé et al., 2003; Wilmsers et al., 2003; Kamler & Gipson, 2004; Fortin et al., 2005). Também foi verificado que em fragmentos onde não ocorreram registros de pumas em todos os períodos amostrais, foram registradas mais espécies nos períodos em que este estava presente.

Como na Califórnia (Crooks & Soulé, 1999), não foi observado nenhum padrão de espécies afetadas positiva ou negativamente em todos os fragmentos, mas nossos resultados sugerem que a jaguatirica (*L. pardalis*), o jaguarundi (*H. yaguarundi*), o gato-maracajá (*L. wiedii*), o lobo-guará (*C. brachyurus*), o cachorro-do-mato (*C. thous*), o quati (*N. nasua*), a irara (*E. barbara*) e o furão (*Galictis* sp.), podem ter suas abundâncias afetadas pelo puma, embora apenas a jaguatirica, o jaguarundi e o cachorro-do-mato tenham apresentado valores de “p” estatisticamente significativos. Aparentemente, a espécie com maior propensão a apresentar correlação com os pumas é a jaguatirica, tendo registrado resultados significativos em dois dos oito remanescentes com presença deste, e também valores relativamente altos de “r” em outros cinco fragmentos (tabela 3.11).

Embora Rogers & Caro (1998) tenham descrito que as abundâncias dos predadores de topo e mesopredadores devem ser inversamente relacionadas e os resultados de Crooks & Soulé (1999) apontem este pressuposto, o acompanhamento da reintrodução de lobos no Parque Nacional de Yellowstone sugere que a abundância de uma espécie de predador de topo pode estar direta ou inversamente relacionada com as abundâncias das espécies de mesopredadores (Smith et al., 2003; Wilmsers et al., 2003), como detectado

entre os pumas e algumas espécies de mesopredadores em fragmentos de Mata Atlântica (tabela 3.11). No Jaraguá apenas um coeficiente de correlações com valor significativo entre a jaguatirica e as outras espécies de mesopredadores foi negativo (tabela 3.15), resultado mais condizente com os pressupostos da hipótese de liberação de mesopredadores (Rogers & Caro, 1998). Este resultado também pode ser devido à competição por recursos ou evitação dos outros carnívoros, pela ausência de um predador de topo (Rogers & Caro, 1998). Neste caso, a jaguatirica (*L. pardalis*) estaria sofrendo os efeitos da liberação de mesopredadores.

No entanto, é interessante verificar que todos os coeficientes de correlação entre a jaguatirica e os demais mesopredadores no Jaraguá tiveram valores negativos (-0,040 a -0,982), o que pode indicar que esta espécie está limitando ou reduzindo a exploração do habitat pelos demais mesopredadores. Nos demais fragmentos, onde o puma foi detectado, este padrão de correlações negativas não se repetiu, sugerindo que a jaguatirica não seria um predador-chave nestes fragmentos, ou que o puma reduz a intensidade de interações antagonistas entre a jaguatirica e os demais mesopredadores. Este possível papel do puma também está em conformidade com a hipótese de liberação de mesopredadores.

Na Califórnia (Crooks & Soulé, 1999) a presença do coiote reduzia os registros de gatos domésticos nos remanescentes. Nenhuma correlação significativa foi detectada entre o puma e o cachorro doméstico nos remanescentes estudados, embora nos dois fragmentos onde foram encontrados cães domésticos, o coeficiente de correlação entre estes e os pumas tenham sido negativos.

Predadores de topo e a liberação de mesopredadores

A determinação de qual predador de topo é o mais efetivo para evitar os efeitos da liberação de mesopredadores pode não ser tão intuitiva ou simples. Os resultados gerados a partir dos registros demográficos do período entre a extinção e a reintrodução de lobos no Parque Nacional de Yellowstone ilustram bem este fato (Laundré et al., 2001; Ripple et al., 2001; Smith et al., 2003; Wilmsers et al., 2003; Fortin et al., 2005). Embora outras

espécies de predadores de topo (puma, coiote, urso-pardo) ainda existissem no Parque após a extinção dos lobos, nenhuma delas evitou o surgimento dos efeitos da liberação de mesopredadores (Smith et al., 2003; Wilmer et al., 2003). Dentre estas espécies está o coiote (*C. latrans*), apontado por Crooks & Soulé (1999) como uma espécie efetiva para evitar os efeitos da liberação de mesopredadores na Califórnia. O próprio coiote poderia ser considerado um mesopredador que, devido a extinções locais de predadores de topo, como o lobo (*Canis lupus*) e o puma (*P. concolor*) passou a ter o papel ecológico de um predador de topo em alguns ambientes, evitando o surgimento dos efeitos da liberação de mesopredadores (Gompper, 2002). Entretanto, a expansão territorial dos coiotes na América do Norte sugere que esta mesma espécie sofreu um dos efeitos da liberação de mesopredadores (Gompper, 2002).

Outros estudos também enfatizam que um mesopredador ou uma espécie introduzida também pode vir a desempenhar um papel de predador chave na comunidade, mudando seu papel ecológico (Courchamp et al., 1999; Maina & Jackson, 2002).

Estes fatos, juntamente com os dados de correlação do Jaraguá (tabela 3.15) podem sugerir que em fragmentos de menor tamanho, onde não ocorrem herbívoros de porte médio a grande, como espécies de cervídeos e a capivara, por exemplo, que não são suas presas habituais (Konecny, 1989), a jaguatirica (*L. pardalis*) possivelmente venha a desempenhar o papel de predador-chave e evitar o surgimento dos efeitos da liberação de mesopredadores. Entretanto, Terborgh (1992) não apontou esta espécie como predador de topo responsável por evitar o surgimento dos efeitos da liberação de mesopredadores e manter a diversidade em florestas neotropicais. No presente estudo, a comparação dos dados de correlação do IAR da jaguatirica confrontado com os IARs dos demais mesopredadores nos fragmentos onde a ocorrência de pumas foi registrada (tabela 3.15) também não aponta para este papel ecológico imediato da jaguatirica. Mesmo que essa espécie possa ter o mesmo papel ecológico que o coiote desempenha na Califórnia (Crooks & Soulé, 1999), não tem a capacidade de controlar as populações de herbívoros como os cervídeos e a capivara, que podem reduzir a diversidade vegetal de um remanescente (Terborgh, 1992). Contudo, este fato deve ser investigado em estudos futuros.

Variáveis biogeográficas e as abundâncias de mesopredadores

A análise da variável de isolamento dos fragmentos não gerou resultados significativos para explicar a variação dos IARs médios dos predadores (tabela 3.12). Era esperado que esta variável influenciasse fortemente os resultados nos pequenos remanescentes de mata da Fazenda Malabar (MT, MB, MR, MP), que apresentam área insuficiente para abrigar qualquer uma das espécies de predadores estudados (tabela 2.3). A distância para o fragmento-fonte mais próximo também não explicou a detecção de algumas espécies não esperadas no Vuna e na Grotta (tabela 2.3), embora o Vuna apresente um panorama de quase continuidade (fragmentação não detectada na escala dos mapas disponíveis) com um grande mosaico que se estende desde a Cantareira até a Serra da Mantiqueira (figura 3.1).

Nossos resultados sugerem que a distância ao fragmento mais próximo não foi determinante, possivelmente pela pequena distância entre os remanescentes menores (0,2 a 1,0 km) e entre estes e os fragmentos-fonte (2,0 a 4,5 km), pelo pequeno número de fragmentos pequenos estudados (quatro), e também por estas distâncias não formarem um gradiente que possivelmente aumentaria a força das análises. O aumento do número de fragmentos avaliados poderia ter fornecido dados mais conclusivos quanto a este aspecto. Contudo, trabalhos recentes apontam que a existência de corredores de deslocamentos, formados por fragmentos próximos, é muito importante para manter a diversidade em remanescentes de mata (Pardini et al., 2005), e acredito que com uma amostragem maior de fragmentos com este panorama poderíamos ter encontrado resultados similares.

Os atributos estruturais da paisagem também podem reduzir os efeitos da fragmentação para determinadas espécies (Tews et al., 2004), ou seja, a vizinhança de um remanescente pode influenciar tanto a diversidade quanto a abundância das espécies que ocorrem no local (Fahrig, 2003; Pardini et al., 2005). Embora estes atributos não tenham sido analisados neste estudo, estes fatores também podem ter influenciado os resultados da correlação entre tamanho do fragmento e IAR das espécies (tabela 3.12), principalmente pelo fato de os menores fragmentos, que seriam os mais afetados pela

estrutura da matriz adjacente, estarem localizados na mesma fazenda, dispersos entre áreas de pastagem e cultura de soja e eucalipto.

A área do fragmento aparentemente não tem relação com a abundância total de carnívoros. Quando o número de espécies foi analisado, encontramos correlação significativa. Ao testar para cada espécie separadamente, o tamanho do fragmento foi importante para a ocorrência de quatro: gato-maracajá, guaxinim, quati e irara (tabela 3.12). Estas espécies também não apresentaram correlação com o IAR do puma, o que pode sugerir que o tamanho é o fator mais importante para sua ocorrência em remanescentes de mata. No trabalho de Crooks & Soulé (1999) este fator não foi o fator mais importante para explicar a variação dos IARs das espécies de mesopredadores. Embora o resultado esperado de acordo com a teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) tenha se confirmado, não seria razoável esperar a existência de várias espécies em fragmentos pequenos, como os da Fazenda Malabar, sem considerar a estrutura da matriz adjacente e outros fatores que possam influenciar a estrutura da comunidade, como a presença de predadores de topo (Terborgh, 1988; Fonseca & Robinson, 1990).

A estrutura da matriz também pode minimizar a importância do tamanho do fragmento: quanto maior a proporção de habitats com estrutura florestal ou adequada à sobrevivência das espécies em uma região fragmentada, menor será a influência do tamanho do fragmento na abundância das espécies (Fahrig, 2003; Tews et al., 2004; Pardini et al., 2005). Neste sentido, uma caracterização mais detalhada e análises mais aprofundadas da paisagem seriam recomendadas em trabalhos futuros.

Conclusões

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, é possível sugerir que as variações no IAR do puma (*P. concolor*) podem afetar as abundâncias de algumas espécies de mesopredadores em fragmentos de mata acima de 200 ha, sendo este fator preponderante para estas espécies, frente ao tamanho do remanescente e a distância ao fragmento-fonte mais próximo, como sugerido por Terborgh (1988 & 1992) e Fonseca & Robinson (1990). Nos fragmentos menores não foi possível determinar um fator principal que explicasse as variações de abundância de mesopredadores, embora correlações positivas, mas com "p" não significativo, entre o puma e outras quatro espécies tenham sido registradas em dois fragmentos (tabela 3.11). O aumento do número de remanescentes com estas características poderia ter fornecido dados mais conclusivos.

O número de espécies detectadas nos menores remanescentes foi significativamente maior nos períodos amostrais em que o puma estava presente, fato que colabora para sugerir que o puma pode afetar os mesopredadores. Outro fato que também colabora para afirmar que o puma desempenha um papel-chave em fragmentos de mata decorre das observações dos padrões de correlação entre a jaguatirica e os demais mesopredadores, em áreas onde a presença do puma foi registrada, e no Jaraguá, onde o puma não ocorre. No Jaraguá, existem correlações negativas entre a jaguatirica e os demais mesopredadores, mas quando o puma também ocorre no remanescente, estas correlações não se repetem. Desta forma, o puma estaria reduzindo a intensidade de interações antagonistas entre estas espécies, o que é condizente com a hipótese de liberação de mesopredadores.

Os menores fragmentos estudados estão inseridos em um mosaico, em sua maior parte constituído de remanescentes pequenos (10 a 60 ha) e médios (80 a 200 ha) de mata, dispersos entre áreas agrícolas, o que pode ter interferido na análise da influência da distância ao fragmento fonte mais próximo nas abundâncias das espécies de predadores. Nesta área, provavelmente a permeabilidade da matriz é maior, com maior proporção de habitats alterados com estrutura florestal ou com mais áreas utilizáveis pelas espécies (Fahrig, 2003; Tews et al., 2004; Pardini et al., 2005). Mesmo em uma destas

áreas foi detectada correlação positiva entre o IAR do puma e o IAR do cachorro-do-mato. Também nestes remanescentes, onde os registros de pumas não foram constantes, houve diferença significativa no número de espécies detectadas quando o puma estava presente no fragmento, quando comparado com o número de espécies nas ocasiões em que o puma não foi registrado, reforçando a importância da relação entre este e os mesopredadores.

Este importante papel ecológico desempenhado pelo puma, anteriormente sugerido por Terborgh (1988, 1992 & 2000) e detectado entre o puma e algumas espécies de mesopredadores neste estudo, associado à suas necessidades de grandes áreas para sobreviver (Eisenberg, 1989; Mazzolli, 2000) e à falta de conhecimento quanto ao uso de habitat, padrões de dispersão e área de vida desta espécie no Brasil, apontam para a necessidade de estudos enfocando estas variáveis. Estes dados são essenciais para a elaboração de planos de manejo (Cramer & Portier, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson et al., 2005; McCarthy et al., 2005) que permitirão preservar não só o puma, mas também outras espécies de carnívoros mesopredadores que apresentam algum tipo de correlação com esta espécie.

Referências Bibliográficas

Atlas de Fragmentos da Mata Atlântica – SOS Mata Atlântica, 2004.

www.sosmataatlantica.org.br

Ayres, M., Ayres Jr, M., Ayres, D.L., dos Santos, A.A.S. 2000. BioEstat, versão 2.0.

Becker, M., Dalponte, J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. Editora da Universidade de Brasília.

Conner, M.C., Labisky, R.L., Progulsk Jr. 1983. Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. *Wildlife Society Bulletin*, 11 (2): 146-152.

Courchamp, F., Langlais, M., Sigihara, G. 1999. Cats protecting birds: modeling the mesopredator release effects. *Journal of Animal Ecology*, 68: 282-292.

Cramer, P.C., Portier, K.N. 2001. Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling*, 140: 51-80.

Crawshaw Jr., P.G. 1997. Recomendações para um modelo de pesquisa em felídeos neotropicais. In Valladares-Pádua, C. & Bodmer, R.E. (eds.) *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil*. MCT-CNPq/Sociedade Civil Mamiará, 1997.

Crooks, K.R. 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 avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.

- Dickson, B.G., Beier, P. 2002.** Home-range and habitat selection by adult cougars in Southern California. *Journal of Wildlife Management*, 66 (4): 1235-1245.
- Dickson, B.G., Jenness, J.S., Beier, P. 2005.** Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in Southern California. *Journal of Wildlife Management*, 69 (1): 264-276.
- Diefenbach, D.R., Conroy, M.J., Warren, R.J., James, W.E., Baker, L.A., Hon, T. 1994.** A test of the scent-station survey technique for bobcats. *Journal of Wildlife Management*, 58 (1): 10-17.
- Eisenberg, J.F. 1989.** *Mammals of the Neotropics Vol I.* University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons, L.H., Feer, F. 1997.** *Neotropical rainforest mammals: a field guide.* 2nd edition. University of Chicago Press, Chicago.
- Fahrig, L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*. 34: 487-515.
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G. 1990.** Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265-294.
- Fortin, D., Beyer, H.L., Boyce, M.S., Smith, D.W., Duchesne, T., Mao, J.S. 2005.** Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology*, 86 (5): 1320-1330.
- Gompper, M.E. 2002.** Top carnivores in the suburbs? Ecological and conservation issues raised by colonization of North-eastern North America by coyotes. *BioScience*, 52 (2): 185-190.

Google Earth, 2006. www.googleearth.com.

Grigione, M.M., Burman, P., Bleich, V.C., Pierce, B.M. 1999. Identifying mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biological Conservation*, 88: 25-32.

Kamler, J.F., Gipson, P.S. 2004. Survival and cause-specific mortality among furbearers in a protected area. *The American Midland Naturalist*, 151 (1): 27-34.

Konecny, M.J. 1989. Movement patterns and food habitats of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Advances in Neotropical Mammalogy*, 1989: 243-264.

Laundré, J.W., Hernández, L., Altendorf, K.B. 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, U.S.A.. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 1401-1409.

Linhart, S.B., Knowlton, F.F. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin*, 3: 119-124.

Litvaitis, J.A., Villafuerte, R. 1996. Intraguild predation, mesopredator release, and prey stability. *Conservation Biology*, 10 (2): 676-677.

Macarthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press.

Maina, G.G., Jackson, W.M. 2002. Effects of fragmentation on artificial nest predation in a tropical forest in Kenya. *Biological Conservation*, 111: 161-169.

Mazzolli, M. 2000. A comparison of habitat use by the mountain lion (*Puma concolor*) and kodkod (*Oncifelis guigna*) in the southern Neotropics with implications for the assessment of their vulnerability status. Tese de Mestrado. University of Durham.

- McCarthy, T.M., Fuller, T.K., Munkhtsog, B. 2005.** Movements and activities of snow leopards in Southwestern Mongolia. *Biological Conservation*, 124: 527-537.
- Metzger, J.P. 2003.** Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Editora da Universidade Federal do Paraná.
- O Brasil visto do espaço – EMBRAPA, 2003.** www.embrapa.br
- Paine, R.T. 1966.** Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100 (910): 65-75.
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M. 1995.** Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongoose, and rabbits. *Conservation Biology*, 9 (2): 293-305.
- Palomares, F., Ferreras, P., Delibes, M., Gaona, P. 1996.** Mesopredator release and prey abundance: reply to Litvaitis and Villafuerte. *Conservation Biology*, 10 (2): 678-679.
- Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Delibes, M. 1996.** Spatial relationship between Iberian lynx and other carnivores in an área of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology*, 33: 5-13.
- Pardini, R., de Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P. 2005.** The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124: 253-266.
- Ripple, W.J., Larsen, E.J., Renkin, R.A., Smith, D.W. 2001.** Trophic cascades among wolves, elk and aspen on Yellowstone National Park's northern range. *Biological Conservation*, 102: 227-234.

- Rogers, C.M., Caro, M.J. 1998.** Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia*, 116: 227-233.
- Roughton, R.D. 1982.** A synthetic alternative to fermented egg as a canid attractant. *Journal of Wildlife Management*, 46 (1): 230-234.
- Saether, B.E. 1999.** Top dogs maintain diversity. *Nature*, 400: 510-511.
- Sargeant, G.A., Johnson, D.H., Berg, W.E. 1998.** Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management*, 62 (4): 1235-1245.
- Scoss, L.M, de Marco Jr, P., Silva, E., Martins, S.V. 2004.** Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *R. Árvore, Viçosa-MG*, 28 (1): 121-127.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Diniz-Filho, J.A.F. 2003.** Câmera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114: 351-355.
- Smallwood, K.S., Fitzhugh, E.L. 1993.** A rigorous technique for identifying mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation*, 65: 51-59.
- Smith, D.W., Peterson, R.O., Houston, D.B. 2003.** Yellowstone after wolves. *BioScience*, 53 (4): 330-340.
- Soulé, M.E. 1986.** *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Soulé, M.E., Terborgh, J. 1999.** Conserving Nature at regional and continental scales – a scientific program for North America. *BioScience*, 49 (10): 809-817.

- Soulé, M.E., Estes, J.A., Berger, J., Del Rios, C.M. 2003.** Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology*, 17 (5): 1238-1250.
- Terborgh, J. 1988.** The big things that run the world – a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology*, 2 (4): 402-403.
- Terborgh, J. 1992.** Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, 24 (2b): 283-292.
- Terborgh, J. 2000.** The fate of tropical forests: a matter of stewardship. *Conservation Biology*, 14 (5): 1358-1361.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C. 2004.** Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- Travaini, A., Laffitte, R., Delibes, M. 1996.** Determining the relative abundance of European red foxes by scent station methodology. *Wildlife Society Bulletin*, 24 (3): 500-504.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Philips, A., Losos, E. 1998.** Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48: 607-615.
- Wilmers, C.C., Crabtree, R.L., Smith, D.W., Murphy, K.M., Getz, W.M. 2003.** Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology*, 72: 909-916.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J.R. 1998.** Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280: 2126-2128.
- Wright, S.J., Gompper, M.E., DeLeon, B. 1994.** Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos*, 71: 279-294.