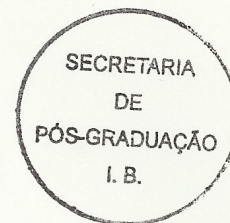


UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS



Marcel José Franco Penteado

“Área de Vida, Padrões de Deslocamento e Seleção de Habitat por Pumas (*Puma concolor*) e Jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), em Paisagem Fragmentada 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 apresentada ao Instituto de Biologia para obtenção do Título de Doutor em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz

Co-orientador: Dr. José Eduardo Mantovani

Campinas, 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
ROBERTA CRISTINA DAL'EVEDOVE TARTAROTTI – CRB8/7430
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

P387a Penteado, Marcel José Franco, 1977-
Áreas de vida, padrões de deslocamento e seleção
de habitat por pumas (*Puma concolor*) e jaguatiricas
(*Leopardus pardalis*), em paisagem fragmentada do
Estado de São Paulo / Marcel José Franco Penteado. –
Campinas, SP: [s.n.], 2012.

Orientador: Eleonore Zulnara Freire Setz.
Coorientador: José Eduardo Mantovani.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de
Campinas, Instituto de Biologia.

1. Puma. 2. Jaguatirica. 3. Área de vida. 4.
Seleção de habitat. I. Freire-Setz, Eleonore Zulnara,
1953-. II. Mantovani, José Eduardo. III. Universidade
Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em Inglês: Home range, movement patterns and habitat selection by cougars
(*Puma concolor*) and ocelots (*Leopardus pardalis*) in a fragmented landscape in the
São Paulo State

Palavras-chave em Inglês:

Cougar

Ocelot

Home range

Habitat selection

Área de concentração: Ecologia

Titulação: Doutor em Ecologia

Banca examinadora:

Eleonore Zulnara Freire Setz [Orientador]

Katia Mazzei

Cristiana Saddy Martins

Samuel Fernando Adami

João Vasconcellos Neto

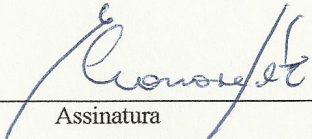
Data da defesa: 30-01-2012

Programa de Pós Graduação: Ecologia

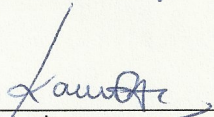
Campinas, 30 de Janeiro de 2012

BANCA EXAMINADORA

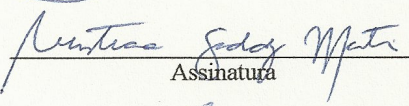
Profa. Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz (Orientadora)


Assinatura

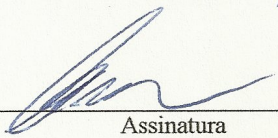
Profa. Dra. Kátia Mazzei


Assinatura

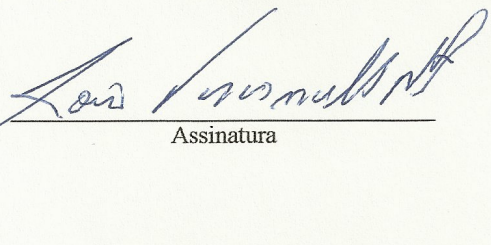
Profa. Dra. Cristiana Sadddy Martins


Assinatura

Prof. Dr. Samuel Fernando Adami


Assinatura

Prof. Dr. João Vasconcellos Neto


Assinatura

Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Assinatura

Prof. Dr. Luiz Octavio Marcondes Machado

Assinatura

Prof. Dr. Eduardo Moraes Arraut

Assinatura

Sumário**Agradecimentos** v**Resumo** 1**Abstracts** 2**Introdução Geral** 3

Capítulo 1: Área de vida, padrões de deslocamento e seleção de habitat por um puma (*Puma concolor*), em paisagem fragmentada do Estado de São Paulo.

Resumo 13

Introdução 14

Objetivos 16

Materiais e Métodos 17

Resultados 27

Discussão 62

Considerações Finais 75

Literatura Citada 77

Capítulo 2: Uso do habitat por jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) em um remanescente de Mata Atlântica no município de Atibaia, Estado de São Paulo

Resumo 86

Introdução 87

Objetivos 89

Materiais e Métodos 89

Resultados 100

Discussão 120

Considerações Finais 125

Literatura Citada 127

Agradecimentos

A todos que de alguma forma auxiliaram na elaboração, execução e avaliação deste projeto: Eleonore Zulnara Freire Setz (UNICAMP), José Eduardo Mantovani (INPE), Peter G. Crawshaw Jr. (Ibama), Kátia Mazzei (Instituto Florestal), Cristiana Saddy Martins (IPÊ), Samuel Adami (IAC), João Vasconcellos Neto (Unicamp), Wesley R. Silva (Unicamp), Luiz Octavio Marcondes Machado (Unicamp), Eduardo Arraut (INPE), Maria Célia Duarte Pio, Ronaldo G. Morato (Cenap/ICMBio – Pró-carnívoros), Agostinho e Tereza Rizzo (proprietários da Fazenda Vale Encantado), “Zico” e Rogério (Fazenda Vale Encantado), Sérgio Zocchio, Maria Luiza Rizzo, Luciana Y. Uehara, Leonardo D. Ferrão, Márcia Rodrigues (MMA), Daniel Abicair e Marcel Mori (Simbiose), Rodrigo Jorge e Rogério Cunha (Cenap/ICMBio), Joares May, Fernando Von Zuben e Luana Pinheiro (Tetra Pak), Pedro Goldenstein, Carlos Eduardo Holzer, Enzo Dalara, Francisco de Assis Honda (Fundação Florestal), Mércia Diniz, Fernanda Cardoso, Ivan Carlos Ferreira, Marcelo Teles (Parque Ecológico de Paulínia), Gilberto Pallas, Paulo Anselmo Felipe (Bosque dso Jequitibás), Elson Lima, Ignácio Luque Marques, Cenap/ICMBio, Neotropical Grasslands Conservation, Tetra Pak e a todos que direta ou indiretamente auxiliaram na realização desta tese.

Financiamento do Projeto:

CAPES (Bolsa de Doutorado), Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão – Faepex - Unicamp (auxílio com parte dos custos de transporte – solicitação nº 961/08), Neotropical Grasslands Conservation, Tetra Pak.

Autorizações:

SISBIO: nº 15340-2 (capturas)

COTEC: nº 260108 – 006.568/2011 (realização de trabalhos de pesquisa em UC estadual)

A realização deste projeto só foi possível devido à parceria firmada entre o Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos – Depto de Zoologia – IB – Unicamp (Dra. Eleonore Z. F. Setz e Marcel J. F. Penteado), o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros – Cenap (Dr. Ronaldo G. Morato), e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (Dr. José Eduardo Mantovani) no ano de 2004.

Resumo

O puma (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) são dois dos felídeos com maior distribuição geográfica no continente americano, ocorrendo em biomas que vão desde regiões muito secas até florestas tropicais. Assim como todos os predadores de porte médio e grande, necessitam de grandes áreas para sobreviver e 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.

Além da perda de habitat, estas espécies sofrem com a falta de informações sobre sua ecologia, incluindo área de vida, uso de habitat e padrões de deslocamento e dispersão, essenciais para elaborar planos de manejo e estratégias de conservação eficientes. O presente trabalho analisou algumas destas informações em duas áreas com níveis significativos de impactos antrópicos (municípios de Paulínia, Cosmópolis, Americana e Atibaia), através do monitoramento de um puma por radiotelemetria GPS e três jaguatiricas por radiotelemetria VHF.

Descrevemos a área de vida do puma com 11.400ha. Identificamos seleção para ambientes com cobertura vegetal arbórea e uso de matas ciliares como rotas de deslocamento. Também verificamos que seu nível de atividade decresce conforme a noite avança. Foi possível determinar locais preferenciais de predação através da análise de *clusters*, com indicações de que o puma monitorado identificou os melhores locais para predação de animais de maior porte. Também estimamos a área de vida para três jaguatiricas, variando entre 153 e 680ha, dentro do intervalo descrito para áreas de floresta tropical, mas muito inferior à descrita para outras áreas do continente americano, como o Pantanal e Iguazú. Também verificamos preferência por ambientes com cobertura vegetal densa.

Considerando os resultados obtidos, estratégias eficientes para a preservação destas espécies dependem da manutenção de áreas de mata nativa, interligadas por corredores de deslocamento, que permitam o trânsito destes animais entre eles e o contato e fluxo gênico entre populações distintas.

Abstracts

The cougar (*Puma concolor*) and the ocelot (*Leopardus pardalis*) are broadly distributed in the Americas, and occurs in biomes ranging from dry areas to tropical forests. As all medium to large sized predators, they need large landscapes to survive, and 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.

Besides the loss of habitat, these species suffer from a lack of information about its ecology, including home range, habitat use and patterns of movement and dispersion, essential to develop effective management action plans and conservation strategies. The present study examined some of this information in two areas with significant levels of human impacts (municipalities in Paulínia, Cosmópolis, Americana and Atibaia), by monitoring a cougar by GPS radio telemetry and three ocelots by VHF radio telemetry.

We describe the cougar's home range with 11.400ha (100% MCP). We found string selection for habitats with dense forest cover, and use of riparian areas as travel routes. We also found that their activity level decreases as the night progresses. We determinate preferencial predation sites by cluster analysis, with indications that the tracked cougar identified the best places to predation of larger animals. We also estimate the home range for three ocelots, ranging between 153 and 680ha (100% MCP) within the range reported for tropical forest, but much lower than that reported for other areas of the Americas, including brazilian Pantanal and Iguaçu. We also observed a preference for environments with dense vegetation.

Considering these results, efficient strategies for the preservation of these species depend on maintaining areas of native forest, connected by movement corridors, allowing the transit of these animals between them and the contact and gene flow between different populations.

Introdução Geral

A fragmentação de habitat é um dos principais problemas que afetam regiões cobertas por vegetação nativa e a persistência de espécies silvestres (Whitmore, 1997), deixando remanescentes de mata imersos em uma matriz de áreas urbanas e agrícolas (Chiarello, 2000). Este processo leva a três conseqüências principais: (i) perda da área original do bioma, (ii) redução das manchas de vegetação nativa e (iii) aumento do isolamento entre remanescentes naturais (Andrén, 1994). Estes fatores contribuem conjuntamente para o declínio da diversidade biológica não só num determinado remanescente natural, mas nos biomas como um todo (Fonseca & Robinson, 1990; Andrén, 1994; Laurance & Cochrane, 2001; Fahrig, 2003; Tews *et al.* 2004).

Em regiões com maiores níveis de urbanização, exploração econômica e atividades agropecuárias, encontramos manchas de habitat favorável, que são os remanescentes de vegetação nativa, separadas, ou isoladas entre si por habitat que pode ser hostil às espécies animais, com níveis diversos de alterações e atividades antrópicas (Andrén, 1994). O tipo de habitat adjacente aos remanescentes, ou seja, a matriz na qual está inserido, afeta diferentemente a ocorrência das 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 estruturas direcionadoras para realização de deslocamentos (Beier, 1995; Maehr & Cox, 1995; Dickson & Beier, 2002; Tews *et al.*, 2004; Dickson *et al.*, 2005; Beier, 2010).

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 especialistas de grande porte e o sucesso reprodutivo global, alterar padrões de dispersão e taxas de predação, além de afetar aspectos comportamentais relacionados ao sucesso no forrageamento (Fahrig, 2003).

Classicamente, o tamanho do fragmento é considerado como um dos mais importantes limitantes para a ocorrência de espécies (Fonseca & Robinson, 1990; Chiarello, 2000). Outro importante fator que pode afetar a diversidade de espécies num remanescente de mata é a presença de algumas espécies altamente interativas, em geral predadores de topo (Terborgh, 1988; Fonseca & Robinson, 1990; Terborgh, 1992; Crooks & Soulé, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Crooks, 2002; Soulé *et al.*, 2003), que são apontados como fator estruturador mesmo em fragmentos pequenos (Crooks & Soulé, 1999).

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, decorrente da maior sensibilidade destas espécies aos efeitos da fragmentação de habitats (Wilcove *et al.*, 1998; Crooks & Soulé, 1999; Crooks, 2002). Outro motivo utilizado para justificar ações de preservação e manejo de populações de predadores de topo decorre da hipótese de liberação de mesopredadores ("mesopredator release"), que considera os predadores de topo como importante fator de estruturação e de manutenção da diversidade em comunidades naturais (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).

A liberação de mesopredadores é observada em situações onde ocorre a eliminação de um predador de topo (Paine, 1966; Soulé, 1986; Smith *et al.*, 2003), que controla a população de mesopredadores, seja por competição ou predação, e de herbívoros de porte médio e grande, através da predação, mantendo estes em números relativamente baixos. Ao se eliminar os predadores de topo de uma área, as populações de mesopredadores e herbívoros de maior porte 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, e o aumento das populações de grades e médios herbívoros levaria a uma maior exploração de algumas espécies vegetais. Deste modo, ocorreria uma redução da biodiversidade local (Paine,

1966; Soulé, 1986; 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; Wilmers *et al.*, 2003; Kamler & Gipson, 2004; Fortin *et al.*, 2005).

Segundo Terborgh (1988, 1992 & 2000), os predadores-chave em florestas neotropicais seriam a onça-pintada (*Panthera onca*) e o puma (*Puma concolor*). No entanto, evidências recentes indicam que a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) também desempenha este papel ecológico, evitando a ocorrência dos efeitos da liberação de mesopredadores (Oliveira, *et al.*, 2010).

No Estado de São Paulo, principalmente nas regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas, encontramos poucas áreas ainda cobertas com vegetação nativa. Originalmente, florestas nativas cobriam 82% do Estado de São Paulo, mas atualmente esta área é de apenas 8%. Estes remanescentes são em sua maioria de pequeno porte, e estão inseridos numa matriz de áreas agrícolas e de silvicultura (Kronka *et al.*, 1993). Neste sentido, as Matas Ciliares, Reservas Legais, Áreas de Preservação Permanente e reservas particulares são de extrema importância para permitir o trânsito de espécies entre os maiores fragmentos de mata ainda existentes, que são em geral os Parques Estaduais (Penteado, 2006).

Já foi verificado em estudos realizados na América do Norte que grandes predadores utilizam áreas com maior cobertura vegetal para realizar seus deslocamentos, incluindo as áreas com matas ciliares ao longo dos cursos d'água (Beier, 1995; Maehr & Cox, 1995; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; Beier, 2010). Neste sentido a preservação e recuperação das matas ciliares é de extrema importância para a manutenção destas espécies.

A mais importante bacia hidrográfica do Estado, e que permitiria grande parte dos deslocamentos das espécies animais entre os grandes remanescentes de mata através de sua rede de matas ciliares é a Bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacia do PCJ). Esta bacia abrange um dos territórios econômicos e urbanos mais importantes do Brasil. Ocupa uma área de 15.303 km² (0,18% do território nacional), concentra cerca de 2,7% da população e cerca de 5% do Produto Interno Bruto e se distribui entre os Estados de São Paulo e Minas Gerais (figura 1). No Estado de São Paulo estendem-se por 14.137

cobertura, está dividida em 7.283 fragmentos – 5.262 apresentam superfície até 10ha e 1.065, até 20ha. Os municípios paulistas que apresentam maior cobertura de remanescentes florestais são Bom Jesus dos Perdões, com 4.443ha, correspondendo a 40,9% de sua superfície; Nazaré Paulista, com 11.982ha (36,7%); Jarinu, com 6.217ha (29,9%); Jundiaí, com 12.768ha (29,6%); Campo Limpo Paulista, com 2.347ha (29,3%) e Águas de São Pedro, com 101ha (27,6%). Na condição oposta, encontram-se os municípios de Hortolândia, com uma área de 125ha, ou 2,0% do seu território; Sumaré, com 389ha (2,5%); Santa Gertrudes, com 375ha (3,8%) e Cordeirópolis, com 592ha (4,3%) (Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí – 2010 a 2020, 2011).

Apesar da baixa presença relativa de vegetação natural remanescente, as áreas legalmente protegidas representam mais de 20% do território do trecho paulista das Bacias PCJ. A região apresenta diversas Áreas de Proteção Ambiental – APAs, dentre as quais a APA de Jundiaí, a APA de Cabreúva, a APA do Sistema Cantareira e a APA Represa Bairro da Usina, em Atibaia. A APA de Jundiaí abriga o complexo da Serra do Japi; onde estão alguns dos principais remanescentes naturais da Mata Atlântica das Bacias PCJ (Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí – 2010 a 2020, 2011), e um dos poucos locais com registros de onças-pintadas (*Panthera onca*) na região (Penteado, 2006).

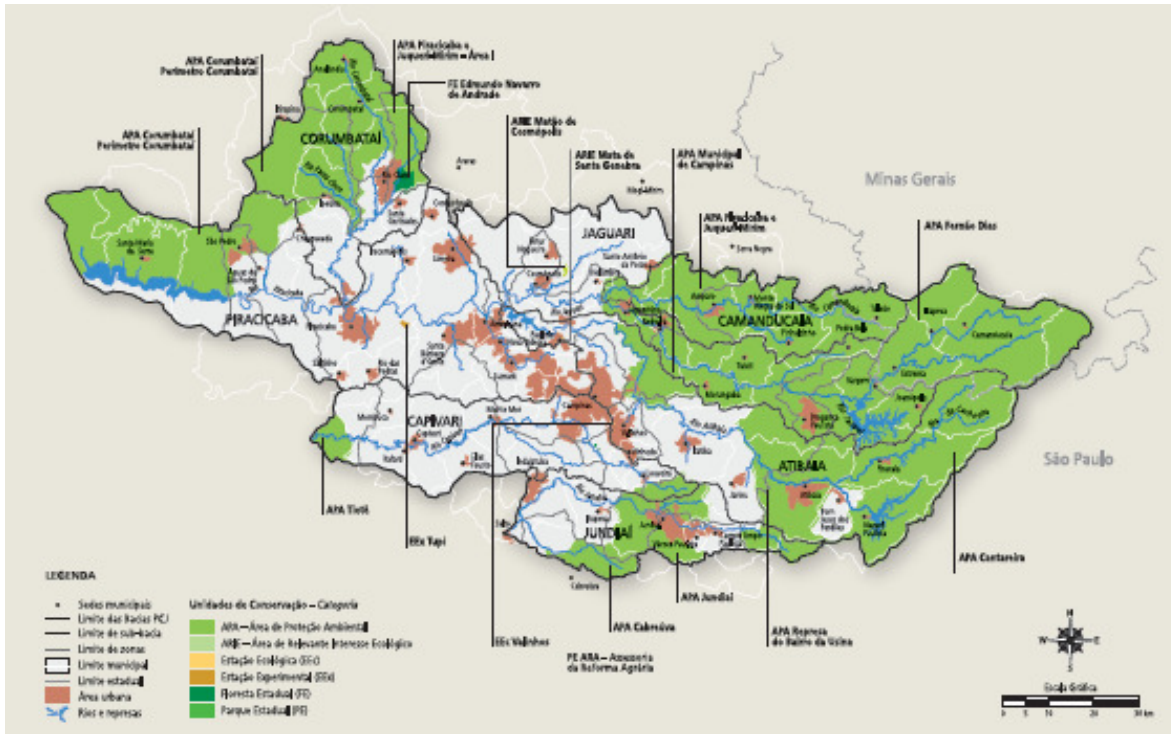


Figura 2: Unidades de Conservação ao longo da Bacia do PCJ (Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – 2010 a 2020, 2011).

Considerando o pequeno número e tamanho dos remanescentes naturais da região e o papel potencial das matas ciliares como corredores ecológicos ou “facilitadores” dos deslocamentos dos animais, é imprescindível o entendimento de como estes se deslocam na paisagem fragmentada, como utilizam o habitat e quais atividades econômicas e agrícolas são menos impactantes para os animais silvestres que ainda persistem nesta região. Estas informações permitiriam a adoção de medidas mais eficazes de manejo e determinação de áreas como corredores ecológicos, baseadas em informações científicas.

Entretanto existem poucos estudos em fragmentos florestais tropicais que estão isolados a uma década ou mais (Turner & Corlett, 1996; Chiarello, 2000; Pardini *et al.*, 2005; Penteado 2006; Castilho 2010), ou sobre uso de habitat por predadores de grande porte (Cullen Jr. *et al.*, 2005), 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).

Neste sentido desenvolvemos o trabalho aqui apresentado, que objetiva trazer contribuições ao entendimento de como o puma (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) utilizam o habitat em regiões com diferentes níveis de perturbações antrópicas e modelos de exploração econômica. No primeiro capítulo analisamos os padrões de atividade, seleção de habitat e tamanho da área utilizada por uma puma adulto macho numa região com extensa exploração agrícola, compreendida entre três municípios da região metropolitana de Campinas. No segundo capítulo analisamos o uso de habitat, área de vida e seleção de habitat por três jaguatiricas, numa fazenda que explora principalmente o ecoturismo no município de Atibaia.

Literatura Citada

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.

Beier, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management*, 59 (2): 228-237.

Beier, P. 2010. A focal species for conservation planning. In: Hornocker, M., Negri, S. 2010. *Cougar: Ecology & Conservation*, p. 177-189. The University of Chicago Press.

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

Castilho, C. P. de. 2010. Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de mata semidecidual da APA municipal de Campinas, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.

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.

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.
- Cullen Jr., L., Abreu, K.C., Sana, D., Nava, A.F.D. 2005.** As onças-pintadas como detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação*, 3 (1): 43-58.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

- 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.
- Laurance, W.F., Cochrane, M.A. 2001.** Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 15 (6): 1488-1489.
- Maehr, D.S., Cox, J.A. 1995.** Landscapes features and panthers in Florida. *Conservation Biology*, 9: 1008-1019.
- 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.
- Oliveira, T.G. de, Tortato, M.A., Silveira, L., Kasper, D.B., Mazim, F.D., Lucherini, M.; Jacomo, A.T.; Soares, J.B.G.; Marques, R.V.; Sunquist, M. 2010.** Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropic. In: Macdonald, D.W., Loveridge, A.J. (Eds.). *Biology and conservation of wild felids*. New York: Oxford University Press. pp. 559-580.
- 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.
- 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.
- Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – 2010 a 2020 – Relatório Síntese.** São Paulo. Cobrape: Neoband Soluções Gráficas. 2011
- Penteado, M.J.F. 2006.** As Onças e as Abundâncias de Predadores Intermediários em Fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.
- 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.
- 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.
- 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.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, 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.
- 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.

**Área de Vida, Padrões de Deslocamento e Seleção de Habitat por um Puma
(*Puma concolor*), em Paisagem Fragmentada do Estado de São Paulo.**

Marcel José Franco Penteado

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – IB – UNICAMP

Dr. José Eduardo Mantovani

CRN - INPE

Profa. Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz

Depto. de Biologia Animal – IB - Unicamp

RESUMO

A existência de populações de mamíferos predadores de topo de cadeia alimentar é um dos principais fatores responsáveis por manter os ecossistemas equilibrados e com níveis altos de diversidade. No entanto, estes animais são, via de regra, muito sensíveis aos efeitos de fragmentação e necessitam de planos de manejo que minimizem os impactos da perda de habitat. Para tanto, são necessários conhecimentos básicos da ecologia das espécies, incluindo área de vida, uso de habitat e padrões de deslocamento e dispersão. O puma (*Puma concolor*) é um predador de topo que tem ampla distribuição, mas sofre impactos da fragmentação e perda de habitat, e da falta de informações necessárias para um manejo adequado da espécie no Brasil. Neste estudo analisamos algumas destas informações através do monitoramento de um puma macho aparelhado com rádio-collar GPS na região compreendida entre os municípios de Paulínia, Cosmópolis e Americana, no Estado de São Paulo ao longo de cinco meses. Obtivemos uma estimativa de área de vida de 11.400ha e verificamos a preferência por habitats florestais, embora a área onde o animal foi acompanhado seja composta majoritariamente por canaviais. Os locais preferenciais para predação são em geral próximos de corpos d'água. Ao longo do período diário de monitoramento (entre 22h e 8h), o animal apresentou diminuição de atividade quanto mais o horário se aproximava do amanhecer. As distâncias percorridas diariamente variaram entre 10m e 10km, e mensalmente a variação foi entre 50km e 101km, com maiores deslocamentos em meses mais secos. A maior parte dos deslocamentos registrados foi a baixa velocidade (0 a 23,69km/h). Também identificamos

nove rotas preferencias de deslocamento, que seguem em sua maioria os cursos d'água da região.

Palavras-Chave: puma, uso de habitat, seleção de habitat.

INTRODUÇÃO

A presença de mamíferos predadores de topo em fragmentos naturais é um dos principais fatores responsáveis por manter o ecossistema equilibrado e com níveis altos de diversidade, tanto animal quanto vegetal (Terborgh, 1988; Palomares *et al.*, 1995; Rogers & Caro, 1998; Crooks & Soulé, 1999; Soulé & Terborgh, 1999; Gompper, 2000; Ripple *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2003; Soulé *et al.*, 2003; Wilmers *et al.*, 2003; Kamler & Gipson, 2004). Estes mesmos predadores são geralmente sensíveis aos efeitos da fragmentação, podendo sofrer reduções populacionais ou extinções locais (Beier, 1995; Wilcove *et al.*, 1998; Cramer & Portier, 2001; Crooks, 2002; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005). Ao se aproximar demais de áreas habitadas ou destinadas à agropecuária geram conflitos com a população humana, principalmente devido a predação de rebanhos (Cavalcanti, 2003; Palmeira *et al.*, 2008; Laundré e Hernández, 2010; Swenar e Logan, 2010).

Para reduzir os efeitos da fragmentação sobre estes animais e os conflitos gerados com as populações humanas, são recomendadas algumas medidas, como: manter corredores de vegetação conectiva ("corredores ecológicos"), evitar a construção de rodovias atravessando vegetação conectiva entre grandes fragmentos, e manter o menor nível possível de perturbações antrópicas nas imediações dos fragmentos, com práticas agrícolas menos impactantes e zoneamento urbano/rural adequado (Andrén, 1994; Beier, 1995; Fahrig, 1997; Cramer & Portier, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005).

A determinação de áreas para corredores ecológicos, em geral é baseada nas necessidades de espécies "guarda-chuva", que em geral requerem maiores áreas ou maior disponibilidade de recursos, de modo que planos de manejo com foco nestas acabam por proteger indiretamente várias outras espécies, mas dependem do conhecimento sobre seu uso do espaço (Cramer & Portier, 2001; Palomares *et al.*, 2001; Dickson *et al.*, 2005). As informações mais importantes relativas ao uso do espaço são referentes à área de vida, padrões de deslocamento, dispersão de jovens adultos e utilização preferencial de habitats

(Beier, 1995; Cramer & Portier, 2001; Palomares et al, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; McCarthy *et al.*, 2005). Estas variáveis provavelmente dependem da disponibilidade de recursos, de barreiras naturais no ambiente, do conhecimento prévio por parte do animal da área explorada e da fragmentação e perda de habitat causada por atividades humanas (Beier, 1995; Cramer & Portier, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; McCarthy *et al.*, 2005).

Para obter estas informações, é imprescindível o uso de técnicas adequadas de monitoramento, das quais a radiotelemetria oferece a opção mais confiável para obtenção de dados precisos sobre deslocamento, área de vida, padrões de utilização de habitat, organização social e atividade para espécies de felídeos que habitam locais de relevo acidentado, vegetação densa, e também em regiões com alto nível de fragmentação (Lindzey *et al.*, 1994; Beier, 1995; Pierce *et al.*, 2000; Cramer & Portier, 2001; Palomares *et al.*, 2001; Dickson & Beier, 2002; Jacob & Rudran, 2003; Dickson *et al.*, 2005; McCarthy *et al.*, 2005).

A recepção de sinais emitidos por rádio-colares pode ser realizada ao nível do solo, por meio de sobrevoos ou através de receptores em satélites. Rádio-colares equipados com receptores GPS (*Global Positioning System*), podem transmitir os dados diretamente para satélites ou para receptores específicos (Lindzey *et al.*, 1994; Beier, 1995; Pierce *et al.*, 2000; Cramer & Portier, 2001; Palomares *et al.*, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; McCarthy *et al.*, 2005). Dentre estas opções, os dados obtidos através de telemetria GPS ou por sobrevôo fornecem informações sobre deslocamentos e áreas de vida muito maiores, mais precisas, detalhadas e realistas do que quando os dados são obtidos por telemetria convencional (Ballard *et al.*, 1998; McCarthy *et al.*, 2005).

Estimativas de territórios sazonais para lobos (*Canis lupus lupus*) obtidas com o uso de telemetria por satélite foram aproximadamente 2 a 3,5 vezes maiores do que as determinadas através de telemetria convencional (VHF) ao nível do solo (Ballard *et al.*, 1998). Também para leopardos-das-neves (*Uncia uncia*), as estimativas foram maiores com o uso de telemetria GPS (McCarthy *et al.*, 2005). Esta diferença é atribuída à maior frequência com que os dados de localização são registrados, e também à possibilidade de obtenção de dados em locais nos quais a telemetria convencional é impraticável, devido

ao relevo ou impossibilidade de se aproximar do animal e realizar a triangulação para a sua localização (Ballard *et al.*, 1998; McCarthy *et al.*, 2005).

O puma é o felídeo com maior distribuição geográfica no mundo, ocorrendo desde o Canadá até a Patagônia, na Argentina e Chile (Currier, 1983; Eisenberg, 1989; Hornocker & Negri, 2010). Apesar desta ampla distribuição, é um dos animais que mais sofrem com os efeitos da fragmentação. Contribuem para este problema sua grande área de vida e os padrões de dispersão de jovens adultos (Lindstedt *et al.*, 1986; Eisenberg, 1989; Lindzey *et al.*, 1994; Beier, 1995; Beier *et al.*, 1995; Pierce *et al.*, 2000; Cramer & Portier, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005). Devido a estes fatores, também pode ser utilizado como espécie “guarda-chuva” em planos de manejo e preservação (Eisenberg, 1989; Lindzey *et al.*, 1994; Beier, 1995; Cramer & Portier, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; McCarthy *et al.*, 2005).

No panorama atual de fragmentação e crescente especulação imobiliária, como a que pode ser constatada nas regiões metropolitanas e arredores dos grandes centros urbanos do Estado de São Paulo, o conhecimento dos padrões de deslocamento e uso de habitat pelo puma passa a ser de extrema importância para evitar futuros conflitos com as populações humanas locais, o agravamento dos já existentes e a perda de diversidade biológica destas regiões (Penteado, 2006).

No entanto, informações sobre a área de vida, uso de habitat e padrões de deslocamento do puma em Mata Atlântica e regiões com maiores índices de fragmentação não estão disponíveis na literatura científica, embora existam trabalhos com indivíduos marcados com rádio-colares, com outros objetivos, em outros ecossistemas fora do Estado de São Paulo (Mazzolli e Sana, comunicação pessoal). Neste trabalho investigamos o uso de área pelo puma (*P. concolor*) na região sudeste do Estado de São Paulo.

OBJETIVOS

Os objetivos do estudo foram determinar a área de vida, padrões de deslocamento e preferência por tipo de habitat, para um indivíduo de *Puma concolor capricornensis* em região de paisagem fragmentada.

MATERIAIS E MÉTODOS

1. Área de estudo

Concentramos o rastreamento do animal aparelhado com rádio-collar na região compreendida entre os municípios de Paulínia, Cosmópolis e Americana (UTM 265820L, 7490082S, 23K) (figuras 1 e 2), localizados ao norte do município de Campinas, Estado de São Paulo, onde soltamos o animal. Escolhemos a área de soltura pela proximidade com o local de captura do animal, a concordância do proprietário, à existência de remanescentes de vegetação nativa, rede hidrográfica e de matas ciliares. Esta região possui amplas áreas de exploração agrícola, mas níveis relativamente baixos de empreendimentos imobiliários, se prestando adequadamente ao estudo de como um animal desta espécie explora e utiliza uma região fragmentada.



Figura 1: Localização do município de Campinas no Estado de São Paulo (Mattos, 1996).

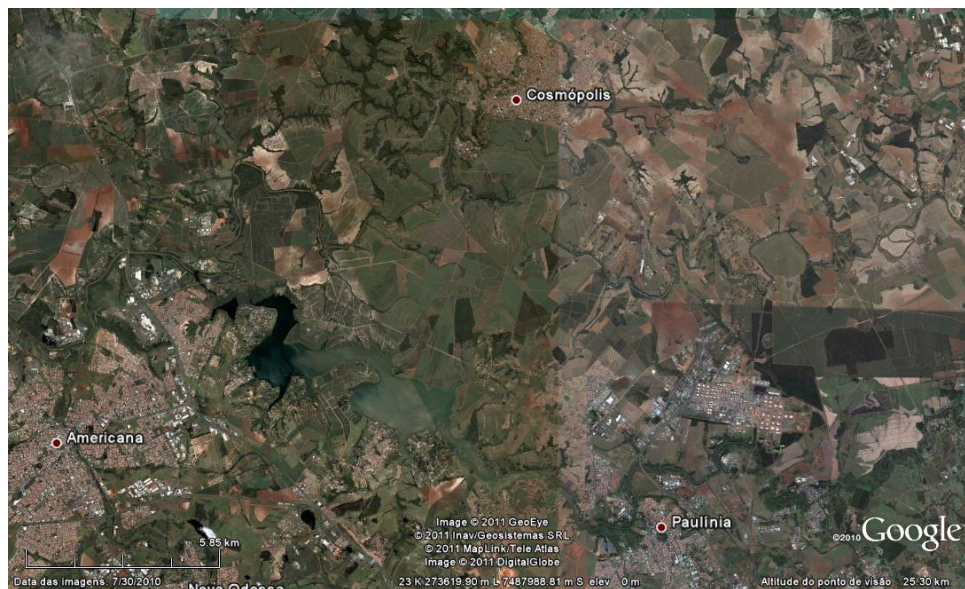


Figura 2: Área compreendida entre os municípios de Paulínia, Cosmópolis e Americana (Google Earth, 2011).

A área compreendida entre estes municípios apresenta relevo relativamente plano, com altitude média de 590m. Dois rios de porte médio cortam a região (Rio Atibaia e Rio Jaguari). O clima segundo classificação de Köppen é subtropical úmido (Cwa), com temperaturas anuais variando entre 10°C e 32°C. As estações do ano são bem marcadas, com a estação seca indo de abril a novembro (Cepagri – Unicamp, 2011, Embrapa, 2011).

Os tipos e a dinâmica do uso das terras da zona rural atualmente caracterizam-se por atividades agrícolas relacionadas ao plantio de cana-de-açúcar em maior escala e de outras culturas anuais e perenes (milho e laranja) em áreas menores (IBGE, 2009). Ainda é possível encontrar alguns talhões de eucalipto, embora sem característica de cultura de corte e manejo. Devido a grande área ocupada pelas plantações de cana-de-açúcar, poucas residências são encontradas na região.

2. Captura do Animal

Inicialmente propusemos a captura de pumas adultos com auxílio de armadilhas tipo gaiola e tipo laço, com iscas vivas e odoríferas. No entanto, o único animal aparelhado com rádio-colar GPS foi capturado no interior de um condomínio no distrito de Barão Geraldo, município de Campinas (Condomínio Rio das Pedras 286321L, 7477653S – figura 03) pela Polícia Militar Ambiental, após os moradores a terem acionado a para realizar a sua remoção.

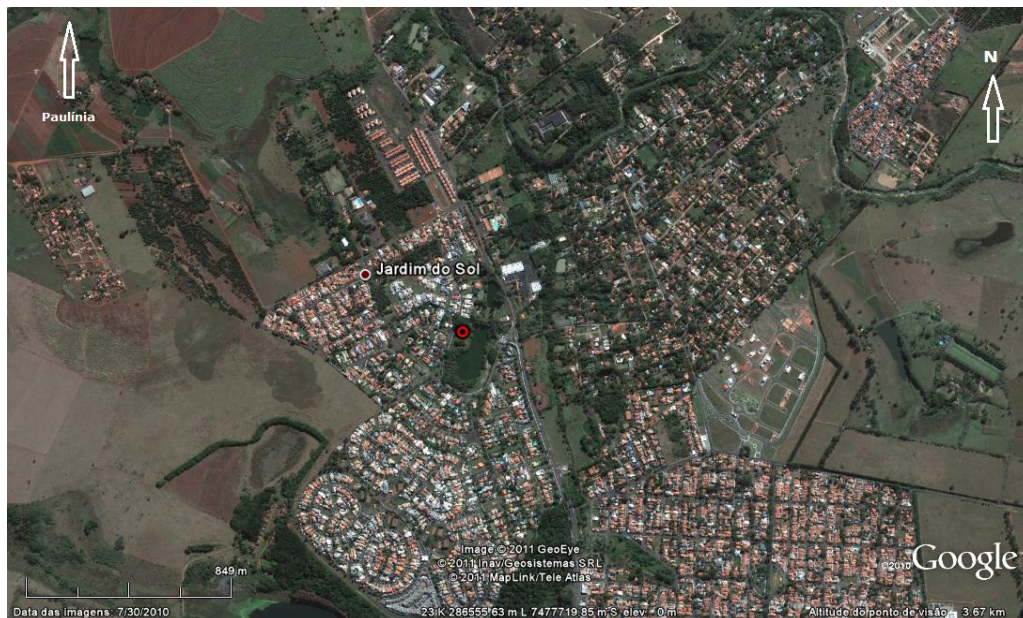


Figura 3: Local de captura do animal monitorado. Imagem Google Earth, 2011.

O animal foi capturado pela Polícia Militar Ambiental no dia 23 de junho de 2009, com o auxílio do veterinário do Parque Ecológico de Paulínia, Dr. Marcelo Teles, permanecendo nas dependências da instituição por três dias até a soltura.

Realizamos a contenção química do animal utilizando o fármaco anestésico Zoletil 50® (tiletamina-zolazepan), na proporção de 10 mg/Kg (Morato *et al.*, 2002), aplicado com auxílio de equipamentos de injeção remota. Após a sedação, o animal foi transportado até o Parque Ecológico de Paulínia, onde realizamos os procedimentos de microchipagem, documentação fotográfica, coleta de amostras biológicas e colocação do rádio-colar. As amostras de sangue foram destinadas ao Banco de Amostras Biológicas do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Predadores Naturais (CENAP/ICMBio). Estimamos a idade dele em cerca de 3 anos, e aferimos seu peso em 35kg.

Soltamos o animal no ponto selecionado (285021L, 7482947S – Figura 4), sendo a posição geográfica obtida com um receptor GPS. Posteriormente batizamos o indivíduo como “Rock”.

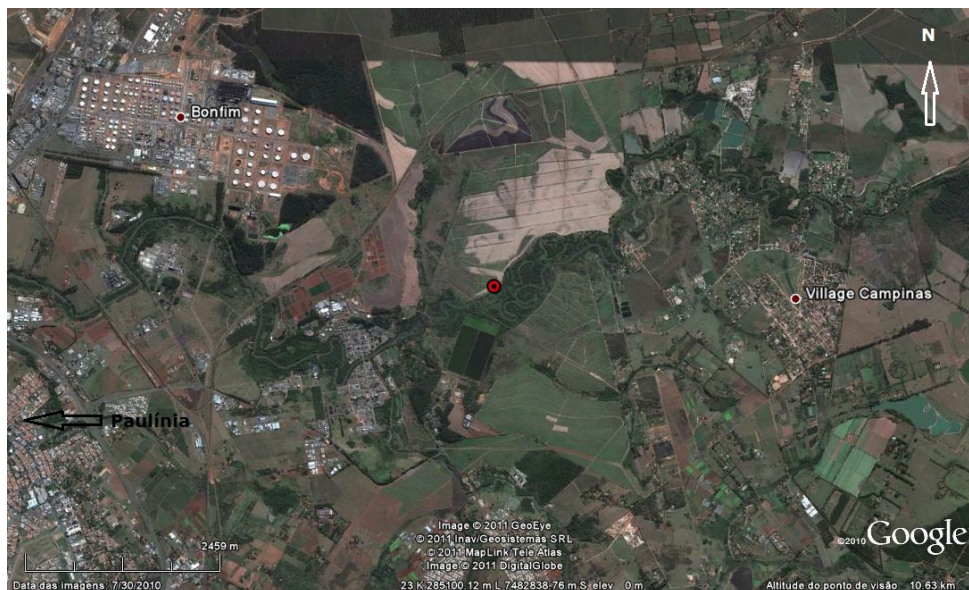


Figura 4: Local de soltura do animal aparelhado com rádio-colar. Imagem Google Earth.

3. Geoprocessamento

A análise de variáveis relacionadas ao uso de habitat depende dos trabalhos de mapeamento e geoprocessamento da área de estudo (Jacob & Rudran, 2003). Para tal finalidade, utilizamos o *software* Ilwis Academic 3.0 (ITC, Unit SER/GSD, 2001).

Utilizamos um mosaico de imagens de satélite extraídas do Google Earth como base para os trabalhos de geoprocessamento. Importamos as imagens em formato tif e georreferenciamos as mesmas com coordenadas UTM (parâmetros: UTM 23; Datum SAD 69). Posteriormente traçamos *layers* referentes à hidrografia, cobertura de vegetação nativa e modalidades de uso e ocupação do solo através da ferramenta de criação de mapas de segmento (*segment map*).

Também criamos mapas de pontos (*point maps*) referentes a cada mapa de segmentos, para a conversão dos mesmos em mapas de polígonos (*polygon map*). Convertemos estes mapas para formato raster para a utilização das ferramentas de cálculo de área.

Como tipos de cobertura vegetal e de uso de solo definimos as seguintes classes:

1. Mata Ciliar (MC): compreende fragmentos de mata ao longo de cursos e corpos d'água, sejam eles rios, riachos, córregos, lagos e represas (consideramos toda a vegetação ao longo dos corpos d'água e não apenas a faixa de vegetação exigida legalmente);
2. Fragmento de Mata (FM): compreende remanescentes de mata não diretamente conectados às matas ciliares, e que não acompanham cursos e corpos d'água;
3. Mata em Regeneração (MR): compreende fragmentos de mata com árvores de menor porte, que podem estar próximas de ou conectadas a Matas Ciliares;
4. Canavial (CN): compreende todas as áreas destinadas à plantação de cana-de-açúcar;
5. Plantação (PL): compreende áreas destinadas a outras culturas agrícolas, que não a cana-de-açúcar, caracterizadas na região por espécies arbustivas ou mantidas com até 2m de altura;
6. Eucaliptal (EU): compreende plantações de eucaliptos, seja em forma de talhões bem definidos ou difusos ao longo de estradas e propriedades rurais;
7. Pastagem (PS): compreende áreas de vegetação não nativa composta por gramíneas, destinada ao forrageamento pelo gado bovino;
8. Construções (CN): compreende áreas de construções na zona rural, tanto para habitação quanto para produção;
9. Loteamentos (LT): compreende áreas de loteamentos residenciais, inseridos na zona rural ou na periferia da zona urbana;

10. Zona Urbana (ZU): compreende áreas de densa ocupação residencial, já nos limites da zona urbana da cidade;
11. Mineração (MN): compreende áreas destinadas a mineração (extração de areia);
12. Pesqueiro (PE): compreende pesqueiros da região;
13. Área Aberta (AA): compreende áreas adjacentes a indústrias, de campo aberto e com cobertura vegetal composta basicamente por herbáceas;
14. Área Industrial (AI): compreende empreendimentos industriais não relacionados diretamente à áreas agrícolas.

Como componentes da hidrografia da região definimos:

1. Rio Jaguari (RJ): único rio de maior porte que cruza a área utilizada pelo animal monitorado;
2. Lagos (LG): lagos e açudes de porte variável, naturais e artificiais, circundados ou não por mata ciliar;
3. Represa (RP): represa de Americana, com grande volume de água, abastecida pelos rios Atibaia e Jaguari.

Não foram traçados os córregos e riachos não evidenciados nas imagens de satélite, embora a vegetação contígua tenha sido classificada como "Mata Ciliar".

Para a obtenção da área correspondente de cada classe, utilizamos a ferramenta de cálculo de áreas (área numbering) em um mapa em formato raster obtido através da ferramenta "glue maps". Estes dados foram utilizados na análise de preferência por tipo de habitat (ou seleção de habitat).

4. Análises de Uso de Área

Pesquisas envolvendo radiotelemetria tendem a ser de natureza descritiva, correlacionada ou manipulativa, principalmente para espécies que ainda carecem de informações básicas de sua história natural (Garton *et al.*, 2001; Silveira, 2004; Jacob & Rudran, 2003). Neste estudo, trabalhamos principalmente com variáveis descritivas e correlativas.

Utilizamos um rádio-colar equipado com receptor GPS e transmissor VHF em 150 MHz e *download* remoto de dados via satélite, modelo Telonics TGW-4580®. Para

recepção emergencial ao nível do solo e aéreo foram utilizados 1 receptor Telonics® TR-2, 1 receptor Followit® RX-93E, 2 antenas direcionais Yagi de dois elementos Telonics® RA-2AK e uma antena direcional Yagi de quatro elementos Followit® Y4-BL.

Programamos o rádio-colar para registrar uma localização a cada duas horas, entre as 22h e as 8h, permanecendo desligado entre as 8h01 e as 21h59. Desta forma privilegamos o período de maior atividade registrado para diversas espécies de felídeos de grande porte (Schaller, 1967; Schaller, 1972; Schaller & Crawshaw, 1980; Crawshaw & Quigley, 1991; Sunquist, 1981; Rabinowitz & Nottingham, 1986; Bailey, 1993). O colar manteve-se ativo no animal entre 26 de junho e 02 de dezembro de 2009.

Embora o equipamento faça o envio dos dados para os satélites do sistema CEBERS, a quebra da antena que desempenha esta função nos obrigou a fazer o *download* dos dados através de ligação por cabo entre o computador e o rádio-colar. Decodificamos as localizações registradas pelo rádio-colar com o programa TDC (Telonics Data Converter ®) e os inserimos inicialmente os pontos inicialmente no Google Earth para a realização de uma análise exploratória e, posteriormente nos *softwares* Ilwis Academic 3.0 e Home Ranger 1.5 (1999) para a análise das variáveis relacionadas ao uso de habitat (Jacob & Rudran, 2003).

4.1. Determinação do erro médio do GPS

Estudos envolvendo radiotelemetria demandam o cálculo do erro médio das localizações obtidas (Jacob & Rudran, 2003). Para determinação deste, o rádio-colar permaneceu ligado por 3 períodos não consecutivos de 10 dias, em ponto fixo com clara visão do céu. Utilizamos um ponto fixo para termos a localização real exata do colar no período de testes. As localizações obtidas pelo rádio-colar foram inseridas no Google Earth e comparadas com a posição real do equipamento. Aferimos a distância entre o ponto onde instalamos o equipamento e o ponto registrado pelo GPS do rádio-colar utilizando a ferramenta de medição de distância em linha reta do Google Earth.

A partir destes dados geramos uma tabela com os desvios em relação à localização real do rádio-colar e calculamos o erro médio nas localizações obtidas através do equipamento.

4.2. Deslocamentos e Padrões de Atividade

Consideramos os deslocamentos a cada intervalo de duas horas, os deslocamentos diários e os mensais. As distâncias foram obtidas com a ferramenta de medição de distância em linha reta do Google Earth. Estas distâncias podem ser menores que as efetivamente percorridas pelo animal já que as medidas são feitas em linha reta. Com base nestes dados elencamos as distâncias mínima, média e máxima percorrida a cada duas horas, por dia e por mês, bem como os horários em que cada classe de distância percorrida foi mais frequente.

Para tanto, dividimos as distâncias percorridas nas seguintes classes:

- 0 – 15m (inatividade – erro médio do GPS do colar);
- 16 – 100m;
- 101 – 500m;
- e a cada 500m, até atingir o intervalo máximo registrado no período.

Analisamos quais os meses de maior atividade (maiores distâncias percorridas) e correlacionamos com variáveis ambientais, como a transição da estação seca para a estação chuvosa no mês de novembro. Utilizamos o ISMA (Índice de Seca Meteorológica Acumulativa), obtido através do site www.infoseca.sp.gov.br, como referência para identificar os meses e períodos com maior incidência de chuvas durante o período do estudo.

As velocidades médias de deslocamento foram calculadas através da fórmula utilizada na Física Clássica:

$$V=D/T$$

onde:

V = velocidade média (em km/h)

D = distância percorrida (em km)

T = tempo de deslocamento (em horas)

Como os dados registrados pelo rádio-colar estão no formato SI (Sistema Internacional), velocidade em m/s, distância em metros e tempo em segundos, convertemos os dados para km/h, quilômetro e hora.

Também descrevemos o padrão de atividade do animal: períodos de grandes deslocamentos e períodos de “parada” em um mesmo local ou de inatividade, relacionamos horários com distâncias percorridas dentro do intervalo de tempo e verificamos se seria possível identificar rotas de deslocamento.

Para descrever as rotas de deslocamento inserimos as coordenadas UTM das localizações do animal no *software* Ilwis, utilizando a ferramenta de importar tabela e de criação de mapa de pontos com base na tabela importada. Consideramos intervalos de cinco dias consecutivos para verificar se o animal utilizou rotas preferenciais ou se apresentou algum padrão de deslocamento. Para selecionar as localizações utilizadas nesta análise, registramos: (i) a direção do deslocamento, (ii) se foi em sua maior parte linear ou se houve grandes mudanças ou inversões de direção. De posse das rotas traçadas, avaliamos se o animal demonstrou alguma preferência por se deslocar numa determinada fisionomia vegetal, seguindo estradas rurais ou cursos d’água.

Verificamos o número de vezes que o animal cruzou estradas vicinais, rios e se aproximou de habitações humanas e construções. Consideramos todos os registros a menos de 500m de construções como “aproximações”, por permitir visualização em campo aberto.

Também identificamos os eventos de predação, considerando os *clusters* (ou agrupamentos) de localizações do indivíduo obtidas pelo receptor GPS (Anderson & Lindzey, 2003; Hubblewhite *et al.*, 2005; Sand *et al.*, 2005; Knopff *et al.*, 2009; Merrill *et al.*, 2010). Segundo um dos padrões utilizados para pumas na América do Norte, consideram-se como *clusters* referentes à eventos de predação os agrupamentos de no mínimo duas localizações consecutivas com distância inferior de 200m entre si durante os períodos de atividade do animal (Anderson & Lindzey, 2003). Identificados estes *clusters*, é possível determinar os tempos de manipulação e defesa da carcaça da presa contra outros predadores que possam cohabitar a mesma área (T_h) e o tempo de procura, captura e abate (T_k). Consideramos que valores maiores de T_h correspondem a predação de animais de maior porte, enquanto que valores menores de T_h , correspondem a eventos de predação de animais de porte pequeno a médio (Merrill *et al.*, 2010).

Definimos então os dois componentes como:

- T_h : tempo decorrido entre a primeira e a última localização no *cluster*;
- T_k : tempo decorrido entre a primeira localização fora do *cluster* anterior, até a primeira localização no *cluster* subsequente.

A análise dos padrões de deslocamento, dispersão e padrões de atividade baseou-se principalmente na metodologia utilizada por Beier (1995) e Dickson *et al.* (2005).

4.3. Preferência por tipo de habitat

Em estudos de uso de espaço por animais este é um dos fatores mais analisados pois envolve diversas variáveis relacionadas à sobrevivência dos mesmos, como abrigo, alimento, etc. (Jacob & Rudran, 2003).

Para análise da preferência por habitat, realizamos uma comparação da proporção de localizações do animal monitorado em um tipo específico de habitat, com a proporção daquele tipo de habitat disponível na área de vida do indivíduo (Neu *et al.*, 1974; Marcum & Loftsgaarden, 1980; Jacob & Rudran, 2003; McCarthy *et al.*, 2005). Obtivemos a proporção de cada tipo de habitat (ou cobertura vegetal) através da análise de mapas com o *software* Ilwis®. Não utilizamos os pontos localizados na fronteira entre duas classes de habitat para esta análise.

Embora existam outros métodos de análise de seleção de habitat (Jacob & Rudran, 2003), optamos por utilizar o Índice de Seleção de Habitat (ou Índice de Eletividade) de Ivlev (1961), dado pela fórmula:

$$IVLEV = (U-A)/(U+A)$$

onde:

- U = Utilização do Habitat
- A = Disponibilidade do Habitat

Determinamos também áreas com maior densidade de utilização/localizações durante todo o período do monitoramento e mensalmente, utilizando a ferramenta de medição de densidade de pontos do *software* Ilwis. Sobreposemos os mapas gerados aos

mapas de hidrografia e cobertura vegetal para evidenciar as áreas selecionadas pelo animal.

Para as análises estatísticas utilizamos o *software* BioEstat 4.0 (Ayres *et al.*, 2005).

4.4. Cálculos de Área de Vida

A área de vida de um animal é o espaço ou local onde ele desenvolve todas as suas atividades normais de forragear, acasalar e criar sua prole (Burt, 1943). Para o cálculo desta área é necessário acumular quantidade suficiente de localizações (coordenadas) do animal rastreado no ambiente. O resultado de um estudo de área de vida pode ser apresentado na forma numérica (em km² ou hectare) e na forma geométrica de um polígono sobre um mapa da região onde foi realizado o estudo (Silveira, 2004). Este conceito de área de vida difere do conceito de território, que é uma área efetivamente defendida pelo animal (Nice, 1941; Burt, 1943).

É importante também calcular quantos pontos ou qual o período de monitoramento necessários para a determinação correta da área de vida. A curva desta atinge a assíntota quando o número de pontos ou período de monitoramento chega ao valor próximo ao tamanho real da área de vida do animal. Este é obtido pela relação entre o tamanho da área de vida *versus* o número de localizações registradas e é definido como o número subsequente ao qual o aumento no número de localizações não altera significativamente o tamanho da área de vida. O conhecimento deste valor é importante para se avaliar qual o número médio de localizações necessárias para o cálculo que reflita da melhor forma possível a área de vida dos animais estudados. Caso no período do estudo os dados não tenham atingido uma assíntota, é possível que os animais estejam em dispersão ou que o tempo de monitoramento tenha sido insuficiente (White & Garrot, 1990; Silveira, 2004).

Neste trabalho realizamos o cálculo de área de vida do animal monitorado ("Rock") com base apenas nas localizações obtidas através do GPS do rádio-colar. Para fins de comparação da *performance* dos equipamentos utilizamos também localizações obtidas através de radiotelemetria VHF de outro puma monitorado na mesma região (dados cedidos por Márcia Rodrigues – ICMBio), o que permitiu verificar se havia sobreposição de área entre os dois indivíduos (McCarthy *et al.*, 2005).

Calculamos a área de vida para os animais com base em dois modelos: o Mínimo Polígono Convexo (MCP) e o Kernel fixo (Seaman & Powel, 1996; Jacob & Rudran, 2003; McCarthy *et al.*, 2005).

O MCP é um dos mais antigos e simples modelos para o cálculo de áreas de vida (Harris *et al.*, 1990). Embora extremamente robusto quanto ao pequeno número de localizações necessárias para seu cálculo, apresenta desvantagens, como englobar áreas pouco utilizadas pelo animal monitorado e, conseqüentemente, superestimar sua área de vida. Também não é possível determinar centros de atividade e identificar áreas de maior importância ecológica para o animal alvo do estudo (Jacob & Rudran, 2003; Silveira 2004).

O Kernel fixo é um estimador de área de vida e área de uso não-paramétrico (Worton, 1987 e 1989), que utiliza um grupo particular de funções de probabilidade e densidade, associados a cada localização registrada. Com base neste método, estima-se a área de uso baseada na porcentagem da distribuição de utilização definida pelo pesquisador (100%, 95%, 80% das localizações) (Worton, 1987 e 1989; Seaman & Powell, 1996; Jacob & Rudran, 2003).

Avaliamos também quanto tempo foi necessário para atingir o valor máximo encontrado para o MCP da área de vida (Silveira, 2004), mas somente para o animal monitorado com colar GPS, pois o outro puma monitorado apresentou apenas 28 registros.

Foram utilizados os *softwares* Home Ranger 1.5 (Hovey, 1999) para o cálculo do Kernel fixo, Tracker 1.1 (1994) e Ilwis para o cálculo do MCP da área de vida.

RESULTADOS

1. Soltura do animal

Soltamos o animal em região próxima ao Rio Atibaia, numa área de mata ciliar, contígua à uma plantação de cana-de-açúcar em 26 de junho de 2009, e realizamos o monitoramento até 02 de dezembro de 2009. Nos três primeiros dias após a soltura ele permaneceu explorando uma pequena área ao redor de sua soltura, registrando localizações tanto na mata ciliar, quanto no canavial adjacente, e realizando deslocamentos entre 20 e 330m.

Após este período, o animal começou a se deslocar para NNO, percorrendo uma distância de aproximadamente 8km em três dias. Esta dispersão foi realizada apenas por ambiente com cobertura florestal (mata ciliar, fragmentos de mata secundária e plantações de eucaliptos). No final deste período ele cruzou uma rodovia de pista dupla e adentrou a região onde estabeleceu sua área de vida e território durante o restante do período de monitoramento. Além de ter atravessado uma rodovia, o animal também cruzou o Rio Atibaia em duas ocasiões neste período inicial.

É muito provável que ele tenha se deslocado desta área devido à ocorrência de outro puma macho ("Cosmos") de maior porte na região.

2. Erro médio do GPS

Para o cálculo do erro médio do GPS determinado em posição fixa obtivemos 92 localizações válidas e nenhuma falha de detecção dos satélites.

A dispersão em relação ao ponto real onde o colar permaneceu ligado variou de 1 a 30 metros, sendo a média do erro situada em aproximadamente 16m.

Para efeito das análises de padrões de atividade, para todas as localizações sequenciais do animal com diferença de distância inferiores a 16m, consideramos que o animal permaneceu no mesmo local, ou que realizou pequenos deslocamentos.

A determinação da altitude realizada pelo rádio-colar apresentou variação superior a 300m, o que denota que obtivemos dados 2D e 3D, e não utilizamos estes valores nas análises posteriores. O equipamento não apresenta altímetro barométrico.

3. Área de Vida

Com o receptor GPS do rádio-colar, obtivemos 863 localizações válidas de um total de 954 localizações possíveis, para o "Rock". Em 99 ocasiões, houve falha ao rastrear os satélites e triangular a localização do animal. Fizemos o cálculo da área de vida do indivíduo Cosmos com as 28 localizações obtidas por triangulação do rádio-colar VHF. Os dois animais apresentaram áreas vizinhas, separados por uma rodovia. Devido ao reduzido número de localizações do "Cosmos", calculamos apenas o MCP para este animal.

3.1. Rock

Das 863 localizações válidas, foram utilizadas as 834 que estão dentro da área onde o animal se estabeleceu. Os 29 primeiros registros correspondem aos dias subsequentes à soltura, e o animal não retornou mais a este local.

A área de vida do Rock apresentou rápida expansão no primeiro mês de monitoramento (de 904,80 há para 6.777,00ha em 15 dias), vindo a apresentar aumentos menores apenas a partir do quarto mês de monitoramento (de 11.167,59ha para 11.498,26ha – tabela 1).

Tabela 1: Expansão da área de vida do indivíduo "Rock".

| <i>Mês</i> | <i>Quinzena</i> | <i>Área (em ha)</i> |
|------------|-----------------|---------------------|
| Julho | 1 | 904,80 |
| | 2 | 6.777,99 |
| Agosto | 3 | 7.408,22 |
| | 4 | 9.257,21 |
| Setembro | 5 | 9.282,53 |
| | 6 | 10.080,81 |
| Outubro | 7 | 11.167,59 |
| | 8 | 11.222,40 |
| Novembro | 9 | 11.442,30 |
| | 10 | 11.498,26 |

A área de vida do animal aparentemente atingiu a assíntota no quinto mês de monitoramento (figura 5).

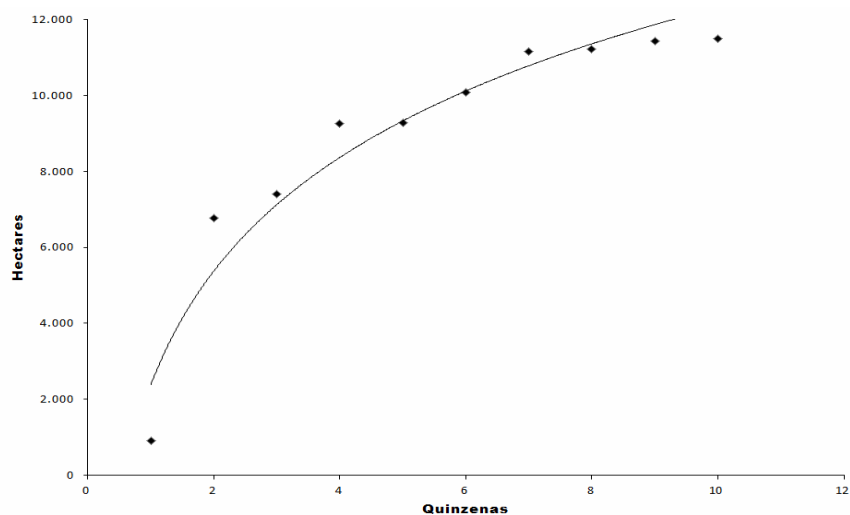


Figura 5: Representação gráfica do padrão de expansão da área de vida do "Rock".

O puma "Rock" expandiu inicialmente sua área de vida em direção NO, posteriormente estendendo seu território para regiões mais ao sul e SE (figura 6).

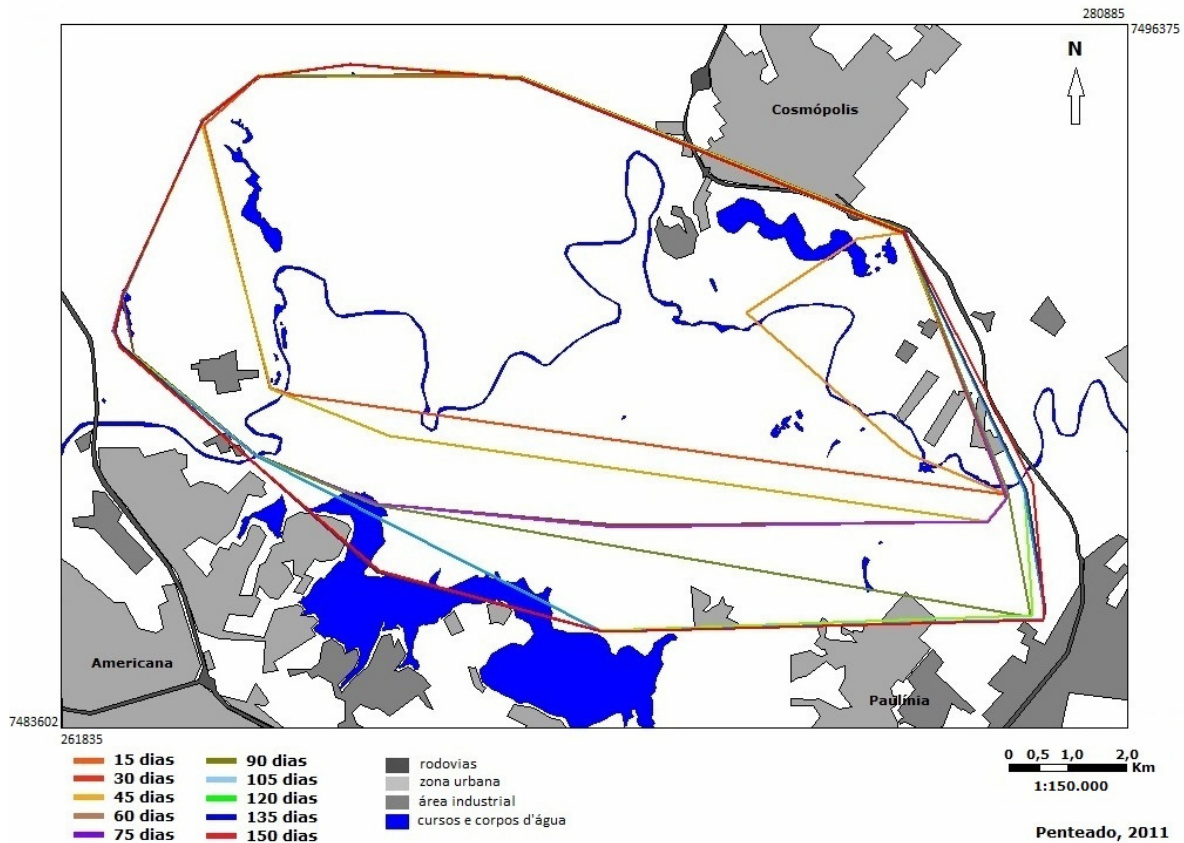
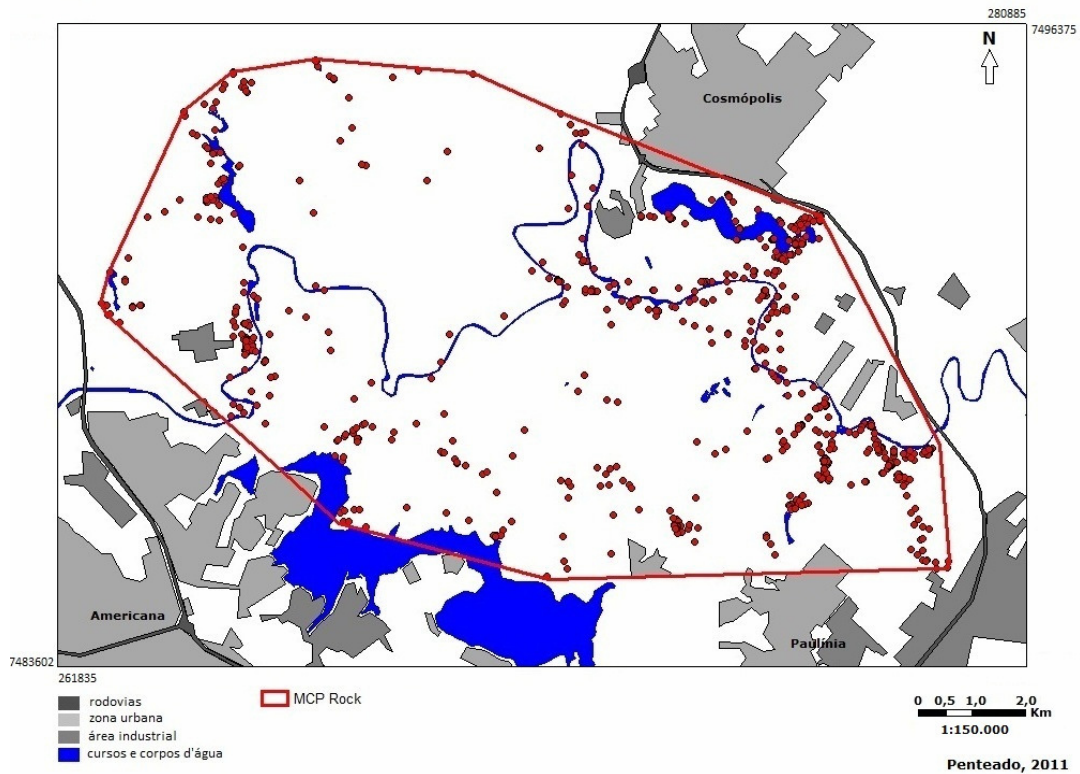


Figura 6: Expansão da área de vida (MCP) do indivíduo "Rock" ao longo dos cinco meses de monitoramento.

Os valores da área de vida deste animal, considerando MCP e Kernel fixo a 95% foram, respectivamente 11.498,26 hectares e 8.636,04 hectares (figura 7). O centro de atividade determinado através do modelo de Kernel fixo compreende uma área de 4.039,75 hectares, aparentemente relacionada com os cursos e corpos d'água da região. Este ponto será elucidado na análise de uso de habitat.

a)



b)

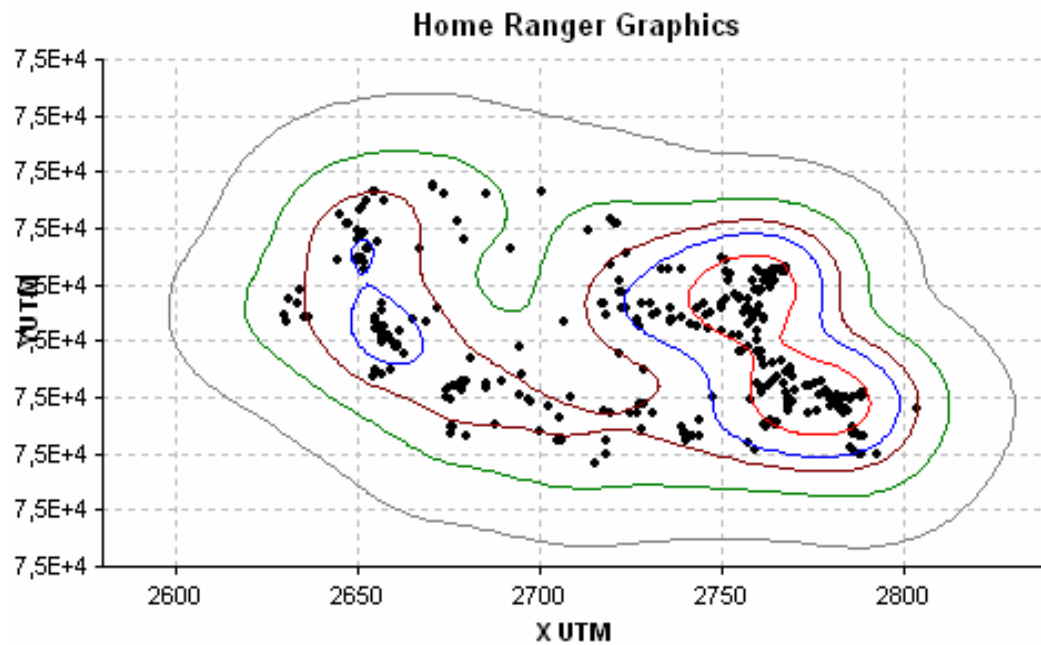


Figura 7: Polígonos gerados para o MCP (a) e para o Kernel Fixo (b - em verde o polígono de Kernel fixo a 95%; em azul os centros de atividade).

3.2. Cosmos

O cálculo do MCP para o indivíduo "Cosmos" considerou todos os pontos registrados no período de 10 meses de monitoramento, perfazendo um total de 27 localizações, todas realizadas no período diurno. Parte das localizações são provenientes de monitoramento ao nível do solo, parte vem de monitoramento aéreo e parte de armadilhamento fotográfico.

Estimamos a área de vida deste animal em 2.951,12 hectares, valor muito inferior ao MCP do "Rock".

É provável que este animal apresente área de vida de porte similar ou mesmo maior que a do "Rock", embora o polígono determinado para ambos até o momento seja bastante desigual devido à técnica utilizada e ao número de registros (figura 8).



Figura 8: Comparação entre o MCP dos indivíduos "Rock" (laranja) e "Cosmos" (verde).

4. Deslocamentos e Padrões de Atividade

4.1. Deslocamentos a cada duas horas

A análise dos deslocamentos do animal a cada duas horas mostrou grande número de registros (n=144) correspondentes à períodos de inatividade ou de pequenos deslocamentos. O intervalo de distâncias com maior número ocorrências foi de 100 a

500m (n=220), com diferença significativa para as demais classes ($t=0,0135$, $p>0,05$). A maior parte dos registros (81,9%) corresponde a deslocamentos inferiores a 1000m. Deslocamentos superiores a 2.500m em intervalos de duas horas foram registrados apenas em seis ocasiões (figura 9). A maior distância percorrida em duas horas foi de 3.263m.

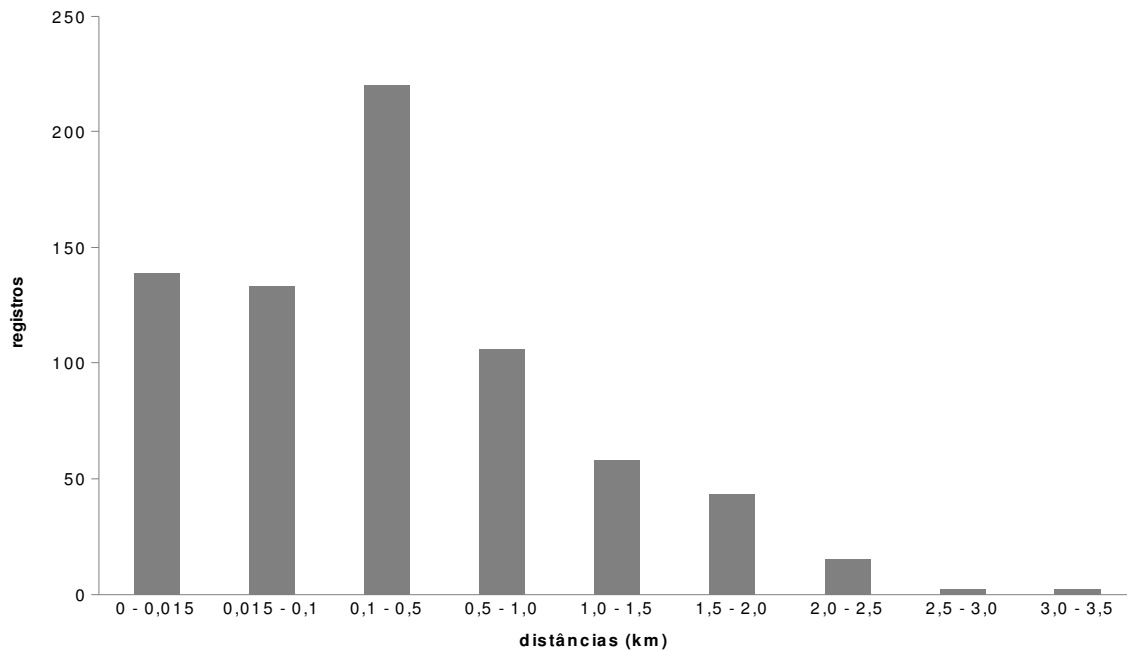


Figura 9: Registros de deslocamentos a cada duas horas.

4.2. Deslocamentos diários

O maior número de deslocamentos diários foi da classe 1001m e 1500m, sendo raros os deslocamentos diários superiores a 5.000m. Em uma ocasião o animal percorreu quase 9.579m em um único dia (figura 10), atravessando quase toda a área, sendo este o maior valor registrado. Embora grande parte dos deslocamentos a cada duas horas possa ser classificado como períodos de inatividade, em apenas cinco registros o animal percorreu menos de 100m durante todo o intervalo diário de monitoramento.

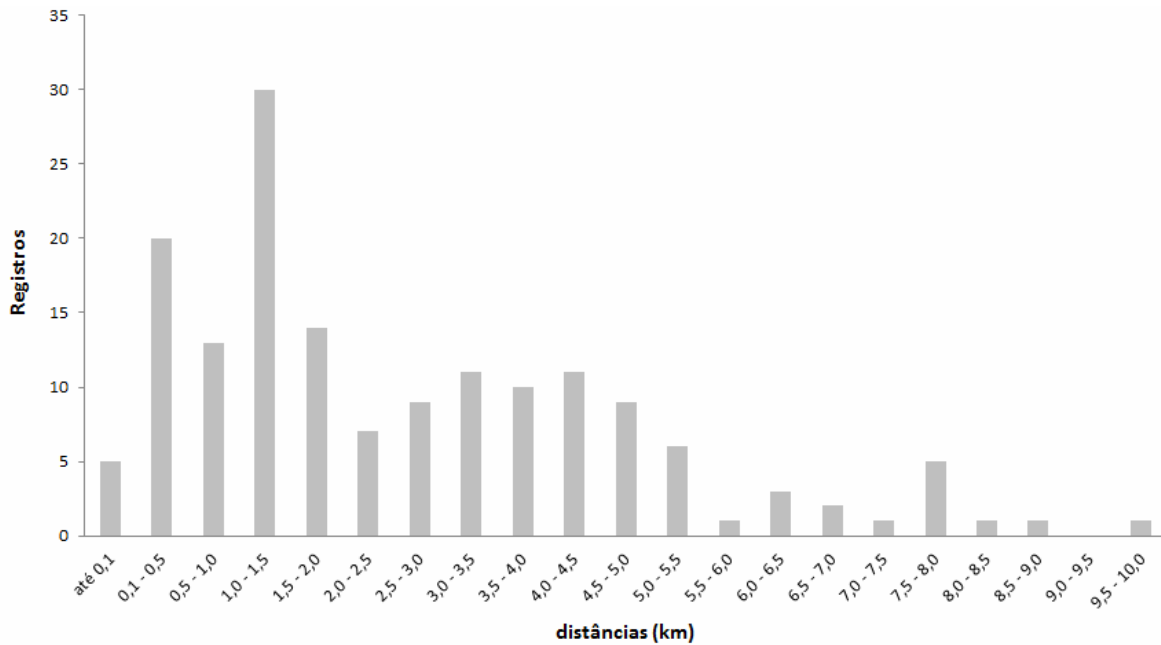


Figura 10: Distâncias (em km) percorridas diariamente pelo animal monitorado.

4.3. Deslocamentos mensais

Obtivemos os deslocamentos mensais somando todos os deslocamentos entre cada duas localizações subsequentes, ao longo de todo o mês. Consideramos os deslocamentos realizados entre os meses de julho e novembro de 2009. Embora dados referentes a junho e dezembro tenham sido registrados, este perfazem apenas cinco dias em julho e dois dias em dezembro. Desta forma também enfatizamos os deslocamentos na área onde o animal se estabeleceu. As distâncias percorridas variaram de 50.165m a 101.105m mensais, demonstrando uma variação de 100%.

Houve grande diferença nas distâncias percorridas entre os meses de agosto, setembro e outubro, em relação a julho e novembro (figura 11). Testamos a hipótese de que a distância percorrida no mês está relacionada com o regime de chuvas, e verificamos que existe correlação entre maiores distâncias percorridas e menores índices pluviométricos ($r^2 = 0,9835$, $p < 0,05$ – figura 12). Identificamos que nos meses com maiores incidências de chuva durante o período de monitoramento (julho e novembro), o animal realizou os menores deslocamentos acumulados.

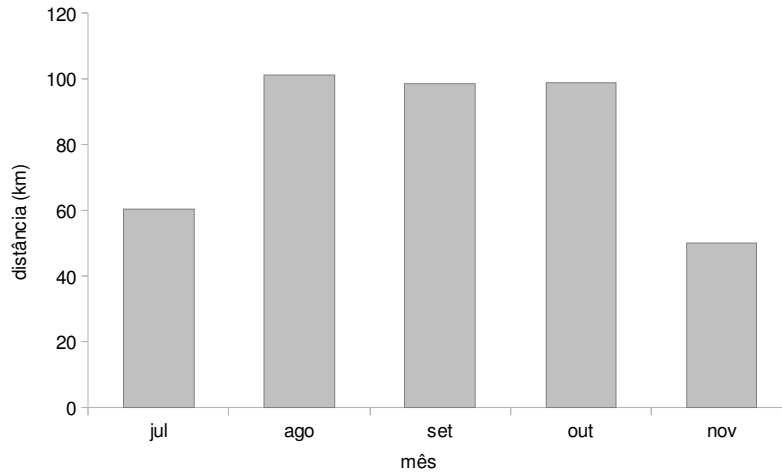


Figura 11: Distâncias (km) percorridas mensalmente pelo indivíduo "Rock".

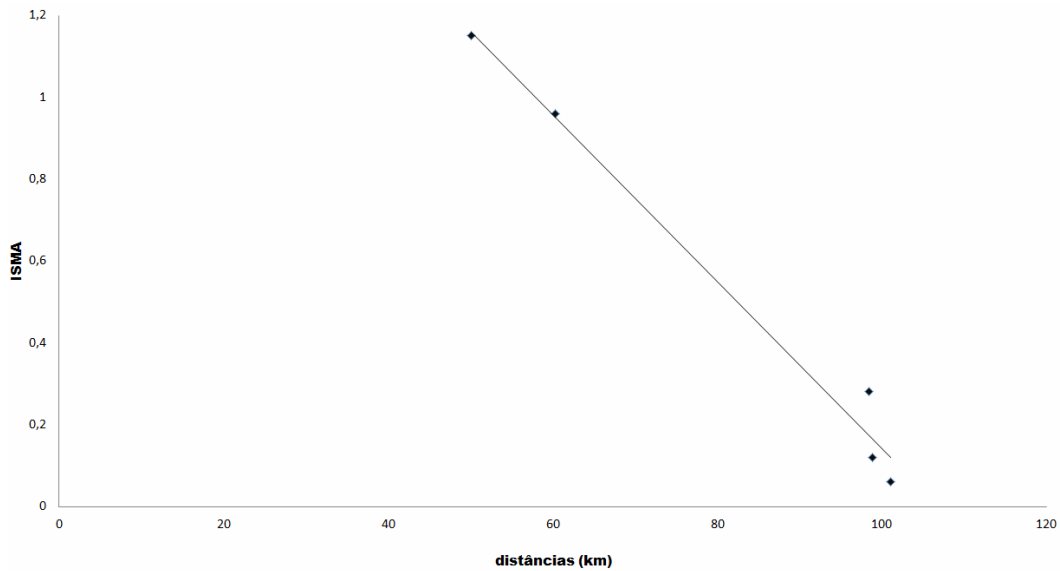


Figura 12: Análise de correlação entre distância percorrida no mês e pluviosidade.

4.4. Características dos deslocamentos mensais

Para termos uma visão mais detalhada dos deslocamentos mensais, plotamos as distâncias percorridas dia a dia para cada mês, entre julho e novembro. Observamos que o animal apresentou um padrão de períodos de deslocamentos grandes intercalados com períodos de pequenos deslocamentos (figuras 13-a e 13-b).

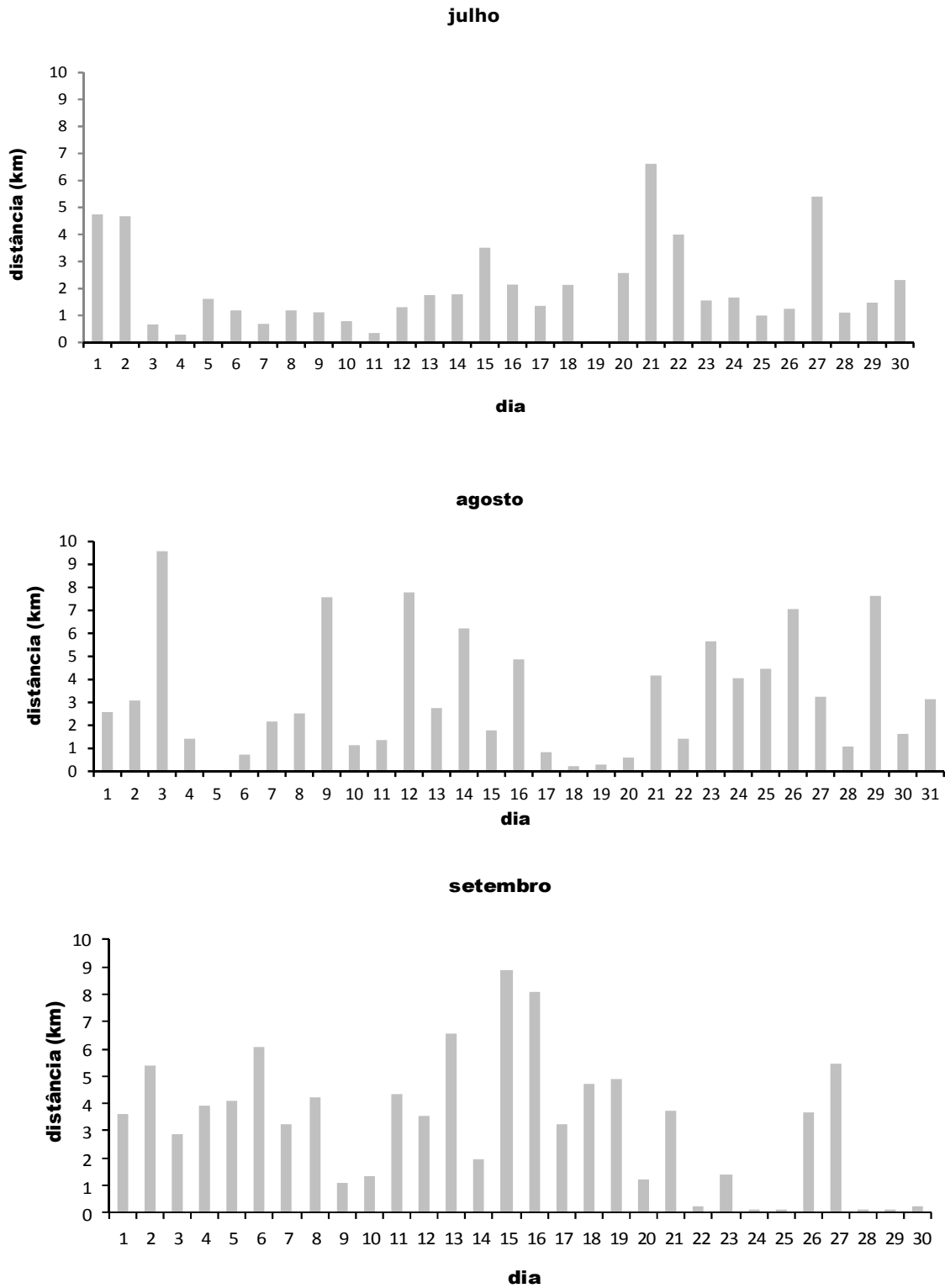


Figura 13-a: Distâncias diárias percorridas pelo animal durante os meses de julho, agosto e setembro.

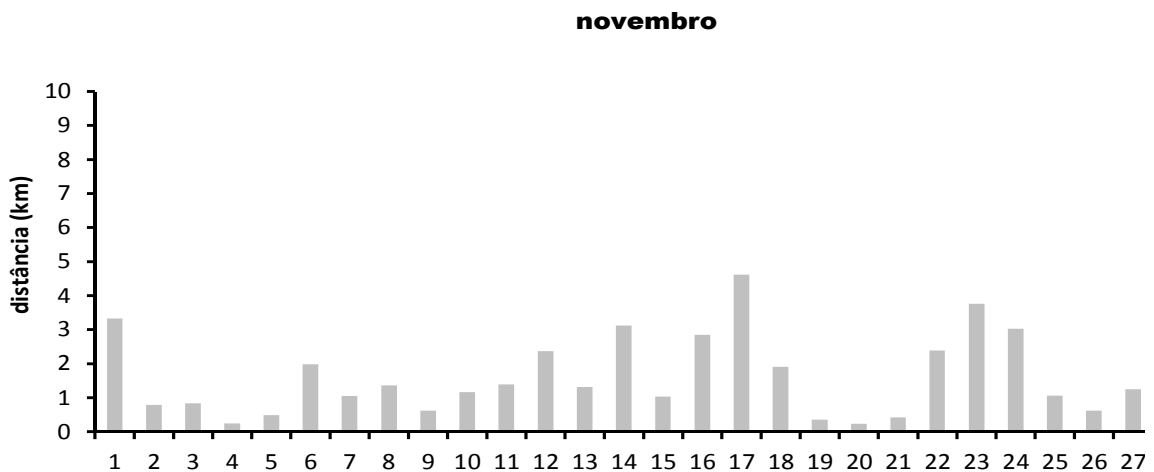
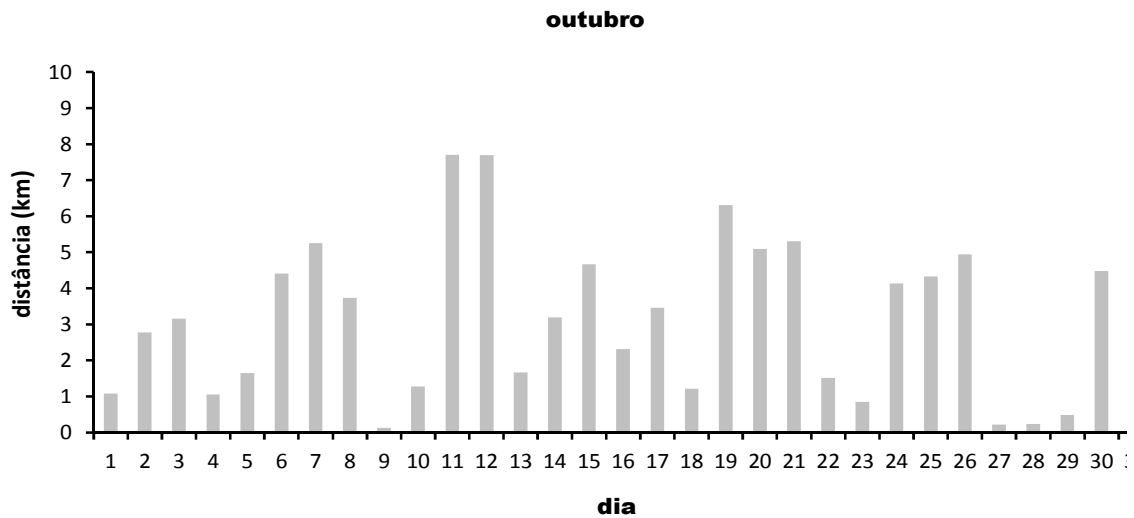


Figura 13-b: Distâncias diárias percorridas pelo animal durante os meses de outubro e novembro.

4.5. Velocidade de deslocamento

A velocidade média de deslocamento do animal variou entre 0 e 1,63km/h. A velocidade instantânea obtida pelo rádio-colar também variou entre 0 e 23,69km/h. Esta velocidade máxima pode ter sido registrada num momento de investida para capturar uma presa, embora não seja um valor muito elevado (pouco acima da velocidade desenvolvida por um maratonista de elite). Velocidades instantâneas acima de 15km/h foram registradas apenas em 4 ocasiões.

Tanto para a velocidade média quanto para a velocidade instantânea (figura 14), a maior parte dos registros (n=716 e n=619, respectivamente) apresentou valores entre 0 e 0,5km/h, dentro do intervalo de erro do colar, determinado no período de teste. Este intervalo pode corresponder aos períodos de inatividade ou de pequenos deslocamentos.

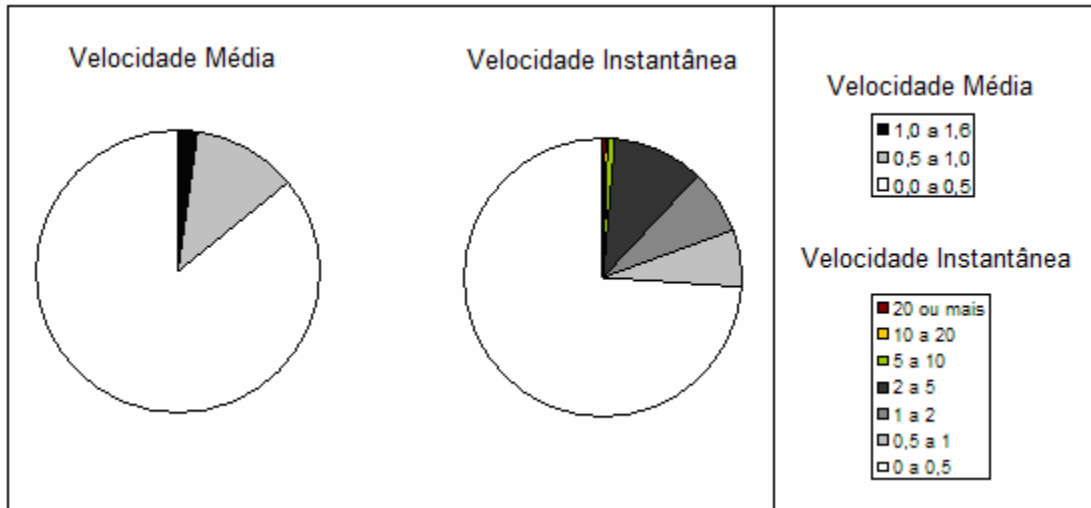


Figura 14: Velocidades médias e instantânea (km/h) de deslocamento do indivíduo Rock.

4.6. Relação entre distâncias percorridas a cada intervalo de duas horas e horários de registro

Separámos as distâncias percorridas a cada duas horas nos intervalos de inatividade (0 a 15m) e nos intervalos de 15 a 100m, 100 a 500m e a cada 500m até o máximo de 3.500m. Posteriormente plotamos as frequências de registros de cada distância em relação ao horário. Verificamos uma redução dos deslocamentos ou aumento de ocorrência dos períodos de inatividade conforme o dia amanhece ($r_{\text{Pearson}}=0,9792$, $p<0,0006$ - figura 15), corroborada pela redução na ocorrência de deslocamentos na classe de "1.000 a 1.500m" ($r_{\text{Pearson}}=-0,9108$, $p<0,01$ - figura 16). Entretanto, detectamos correlação positiva – aumento no número de registros - no intervalo de "1.500 a 2.000m" ($r_{\text{Pearson}}=0,8178$, $p<0,04$ - figura 17), embora esta classe represente apenas 5% das localizações. Estas três classes conjuntamente representam 33,1% das localizações do "Rock". As classes de deslocamento maiores representam conjuntamente 3,1% das localizações, enquanto que as classes de deslocamento intermediárias (entre 15m e

1000m) representam 63,8%. Nestas classes de deslocamento não verificamos nenhuma correlação ou tendência.

Ao analisar o número de registros para cada distância percorrida em cada intervalo de horário, há uma tendência clara para uma menor frequência de registros de distâncias maiores em todos os intervalos: 22h às 0h ($r_p=-0,7574$, $p<0,01$), 0h e 2h ($r_p=-0,9055$, $p<0,0008$), 2h e 4h ($r_p=-0,8689$, $p<0,0023$), 4h e 6h ($r_p=-0,9522$, $p<0,0001$) e 6h e 8h ($r_p=-0,9192$, $p<0,0005$), esperado para um predador de hábitos noturnos e crepusculares.

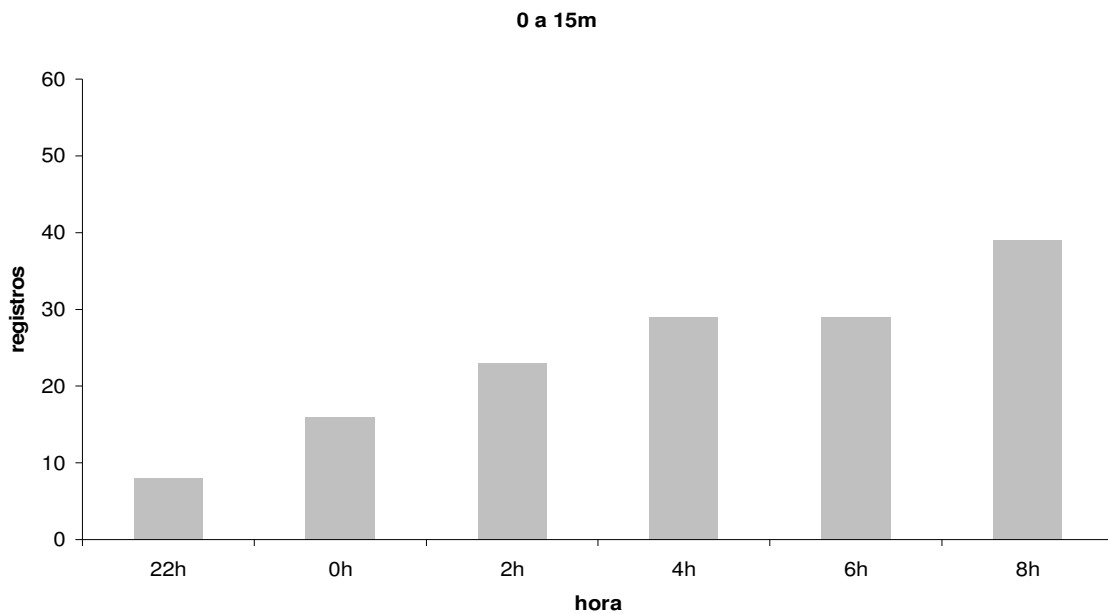


Figura 15: Frequência de registros de deslocamentos de 0 a 15m ao longo do período diário de monitoramento (intervalos de duas horas).

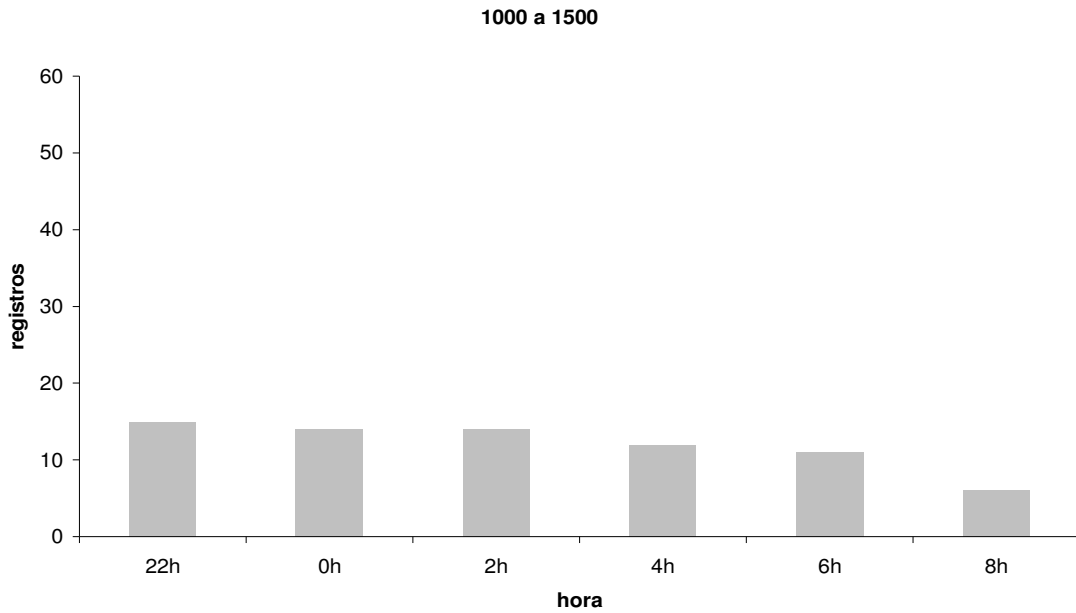


Figura 16: Frequência de registros de deslocamentos de 1000 a 1500m ao longo do período diário de monitoramento (intervalos de duas horas).

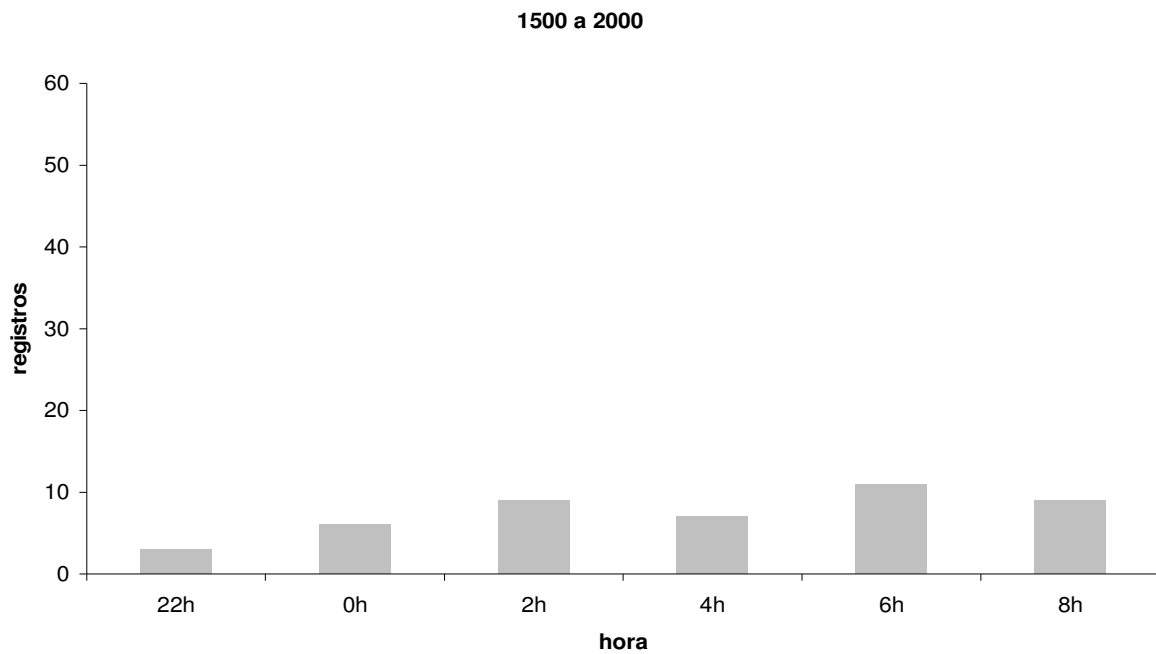


Figura 17: Frequência de registros de deslocamentos de 1500 a 2000m ao longo do período diário de monitoramento (intervalos de duas horas).

4.7. Rotas de deslocamento

Separamos os grandes deslocamentos em alguma direção definida dos deslocamentos difusos, ou seja, com alta ocorrência de mudanças de direção. Utilizamos o mapa da área de vida do animal, georreferenciado no *software* Ilwis, para investigar a ocorrência do uso de rotas definidas pelo animal (figura 18). Detectamos nove possíveis rotas de deslocamento, utilizadas uma vez cada. Estas rotas não foram utilizadas em intervalos regulares.

Parte dos deslocamentos consecutivos de maior distância realizados pelo "Rock" foram em áreas adjacentes ao trajeto do Rio Jaguari, que corta toda a área utilizada pelo animal, ou aos córregos como rotas.

Durante o período de monitoramento detectamos grandes deslocamentos lineares em nove ocasiões, intercalados por períodos de pouco deslocamento, ou de movimentações difusas, que variaram entre 5 e 20 dias. As maiores distâncias (14km a 16km) foram percorridas dentro de intervalos de cinco dias.

Embora exista grande número de estradas para manejo das extensas plantações de cana-de-açúcar existentes na região utilizada pelo "Rock", os dados não indicam o uso das mesmas como rotas de deslocamento.

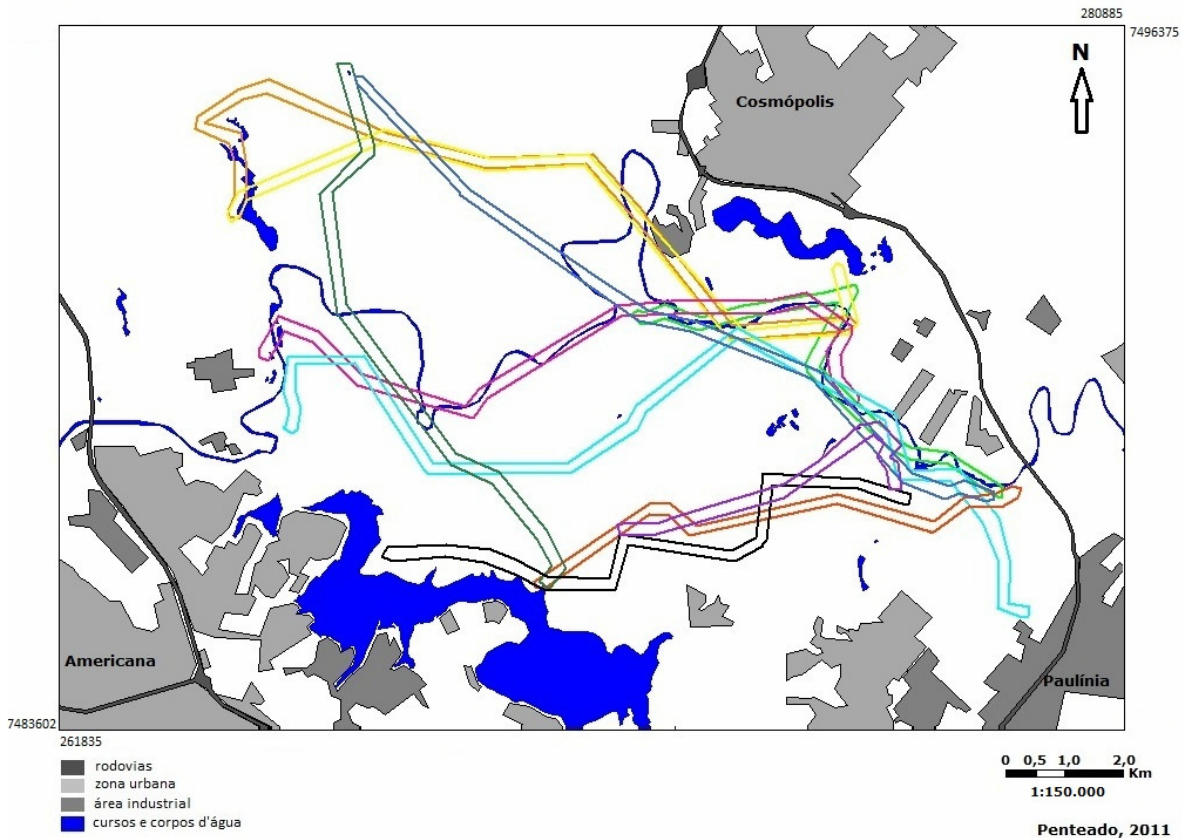


Figura 18: Rotas de deslocamento utilizadas pelo animal monitorado. Cada rota foi utilizada em sua totalidade em uma ocasião.

4.8. Aproximação de Construções

No período de monitoramento, registramos 273 ocorrências de aproximações de construções, incluindo quatro ocasiões em que o animal esteve próximo de núcleos residenciais e loteamentos. A distância mínima registrada de uma residência em propriedade rural foi de 60m, sendo a maioria dos registros situados no intervalo entre 200 e 400m (figura 19). Verificamos um aumento no número de registros localizados mais perto das construções ao longo dos meses (figura 20).

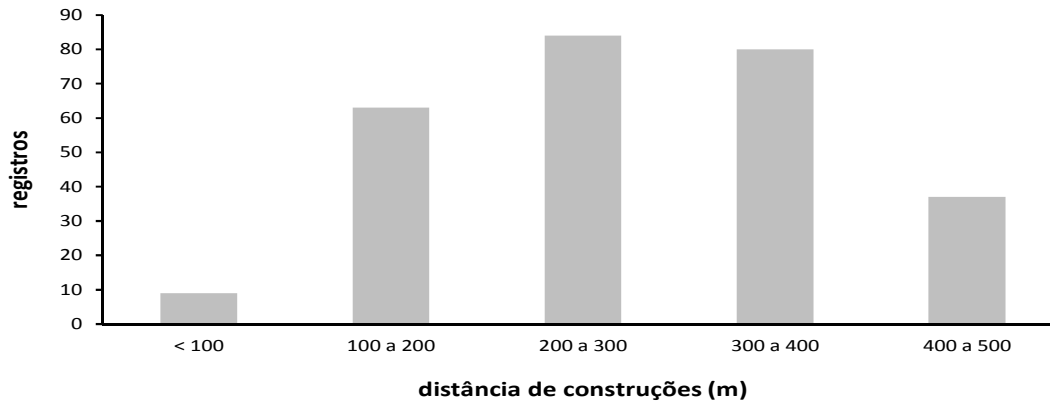


Figura 19: Frequência de registros de aproximação de construções (residências na zona rural, loteamentos, indústrias, usinas, etc.) durante o período de estudo.

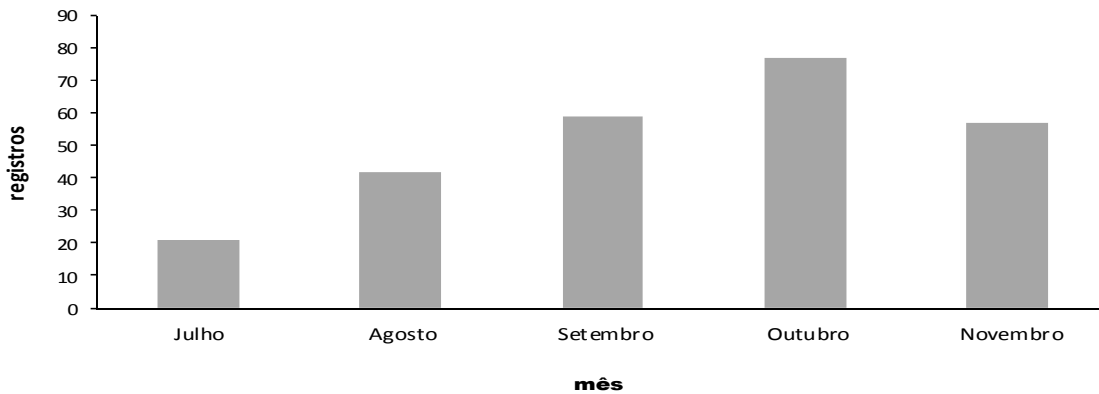


Figura 20: Frequência de registros de aproximação (registros a menos de 500m) de construções (residências na zona rural, loteamentos, indústrias, usinas, etc.) ao longo dos meses de monitoramento.

4.9. Eventos de predação

Identificamos 95 *clusters* que podem ser relacionados a eventos de predação (Anderson & Lindzey, 2003; Merril *et al.*, 2010). A permanência nos agrupamentos variou entre duas e 96 horas. Os agrupamentos por períodos menores que um dia representam 78,9% dos registros (figura 21), e podem corresponder a predação de animais de pequeno a médio porte. *Clusters* que sugerem eventos de predação de animais de maior porte correspondem a 10% dos registros (figura 22).

O tempo de procura por uma presa (T_k) variou entre duas e 68 horas. 69,8% dos registros correspondem a períodos de busca inferiores a um dia e apenas 2,3% representam períodos entre 2 e 3 dias (figura 22).

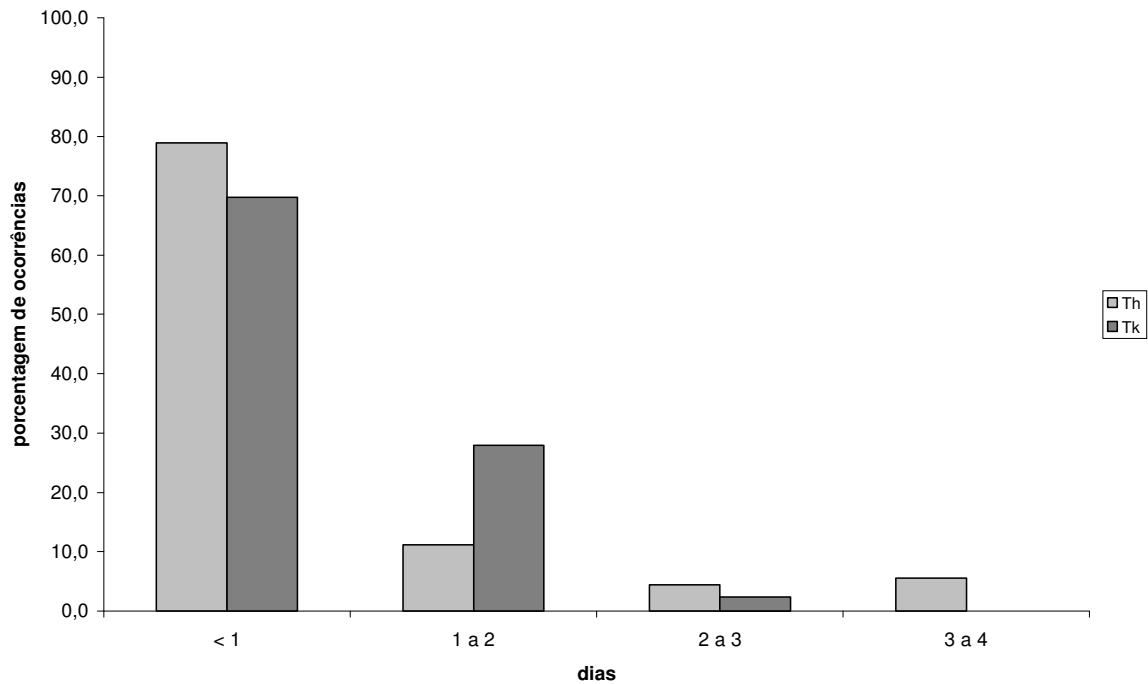


Figura 21: Porcentagem de registros de T_k e T_h por período de tempo.

Ao longo dos meses a taxa de consumo provável de presas de maior porte se manteve estável ($t=0,1513$ $p>0,05$), representando cerca de 12% dos *clusters* identificados para cada período (figura 22). A predação de animais de maior porte se concentrou próxima de cursos e corpos d'água (figura 23), o que pode ser um indicativo de predação de capivaras.

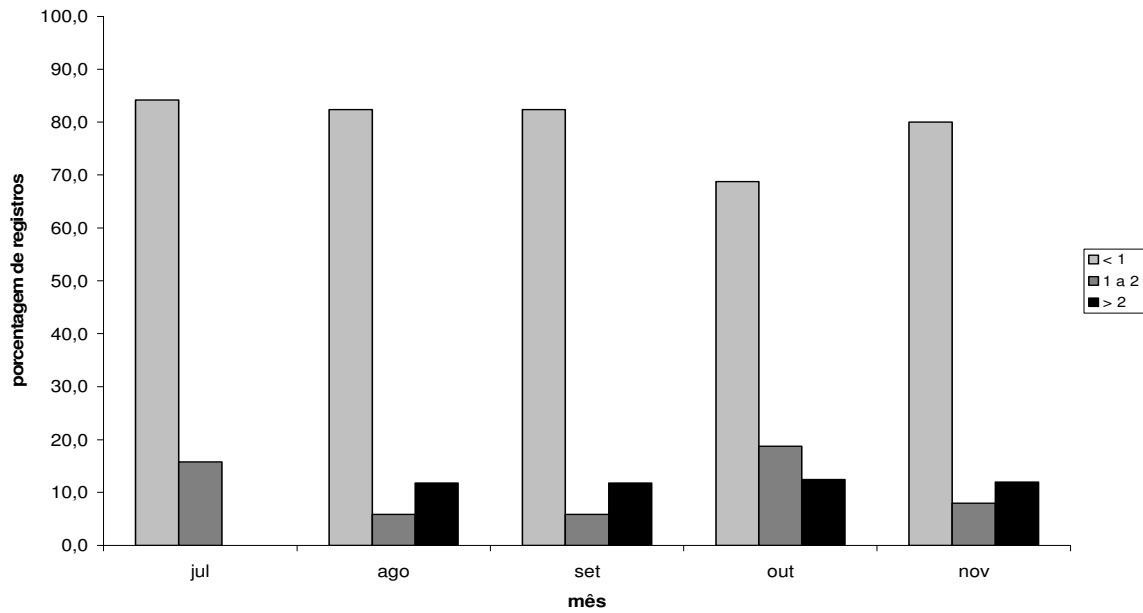


Figura 22: Porcentagem de *clusters* nas classes “ < 1 dia”, “1 a 2 dias” e “> 2 dias” ao longo dos meses de monitoramento (n = 95 *clusters*).

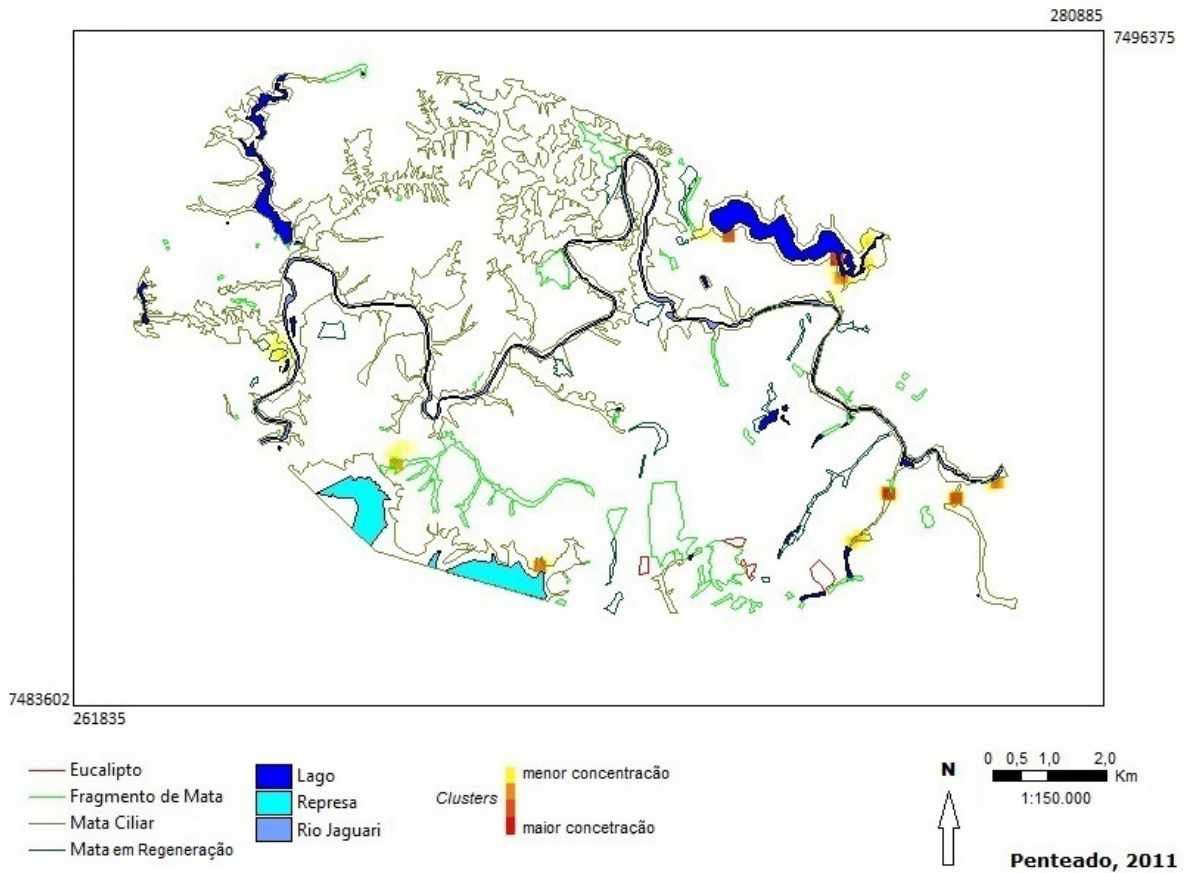


Figura 23: Locais com maior incidência de *clusters* com período maior que dois dias (n=11).

Parece existir uma seleção de locais de predação de animais de porte médio a grande (figuras 23 e 24), enquanto que a predação de animais de menor porte parece ser mais oportunista, com base na localização dos *clusters* (figura 25).

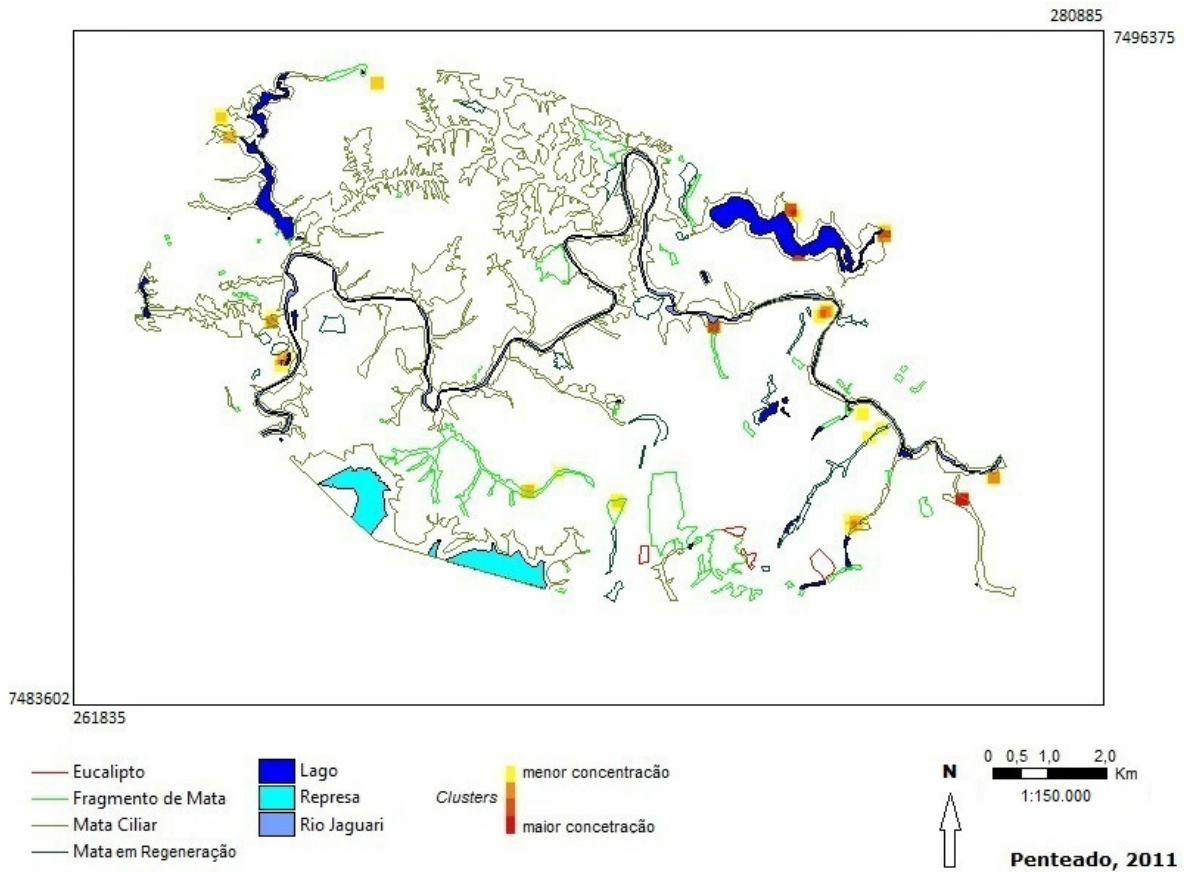


Figura 24: Localização e densidade dos *clusters* referentes ao intervalo entre um e dois dias (n=10).

As margens do lago situado a NE da área de vida do "Rock" apresentam grande incidência de *clusters* para as três classes de período de permanência do animal no local, o que sugere uma alta densidade de presas nesta região.

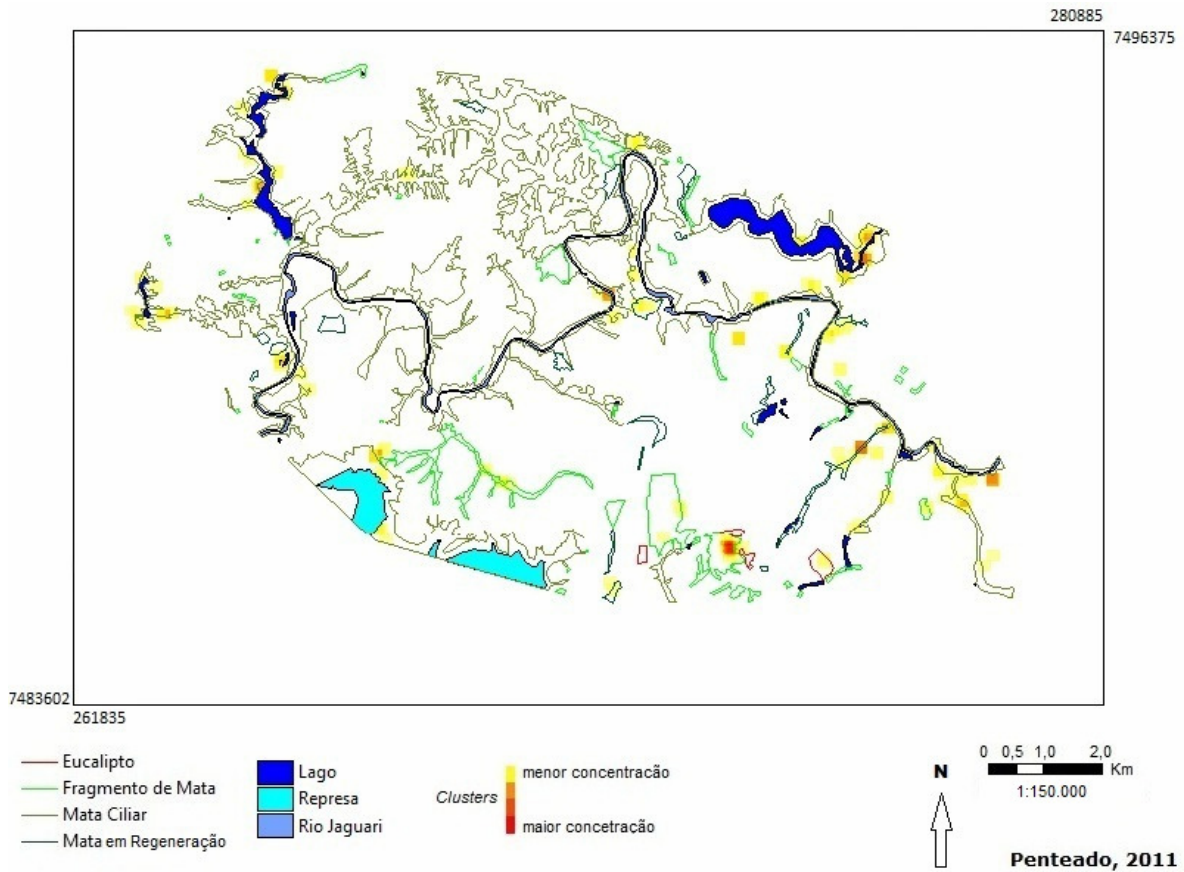


Figura 25: Localização e densidade dos *clusters* referentes ao período menor que um dia (n=74).

O tempo de procura por uma presa (T_k – Figura 26) apresentou queda ao longo dos meses de monitoramento ($r_p = 0,9880$; $p < 0,012$, para a classe “< 1 dia”; $r_p = -0,9658$; $p < 0,342$). O mês de julho foi atípico, apresentando grande concentração de pontos ao longo das margens de um lago, e a área explorada pelo animal foi muito menor que nos meses subsequentes (Figura 6).

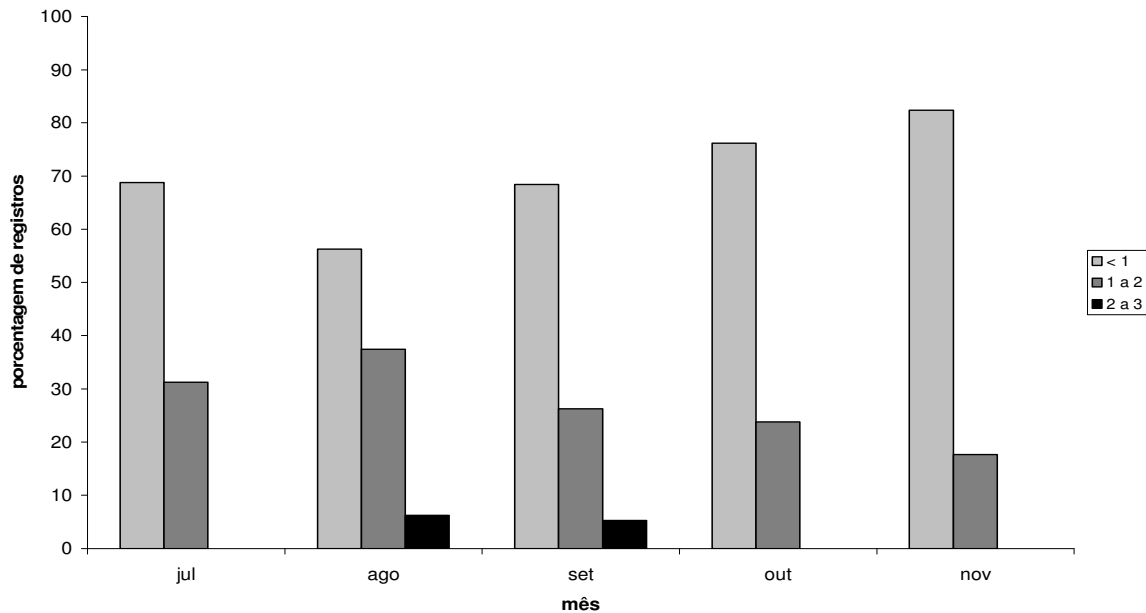


Figura 26: Tempo de procura (em dias) por uma presa ao longo dos meses.

5. Uso de habitat

5.1. Seleção de Habitat

Produzimos os *layers* referentes a cada classe de cobertura vegetal, uso do solo e hidrografia no interior do polígono MCP para análise de uso e seleção de habitat (Jacob & Rudran, 2003). Um rio de porte médio (até 40m de largura) corta a área no sentido leste – oeste. Embora duas rodovias de quatro pistas estejam presentes na região, passam externamente às bordas do polígono MCP (figura 27).

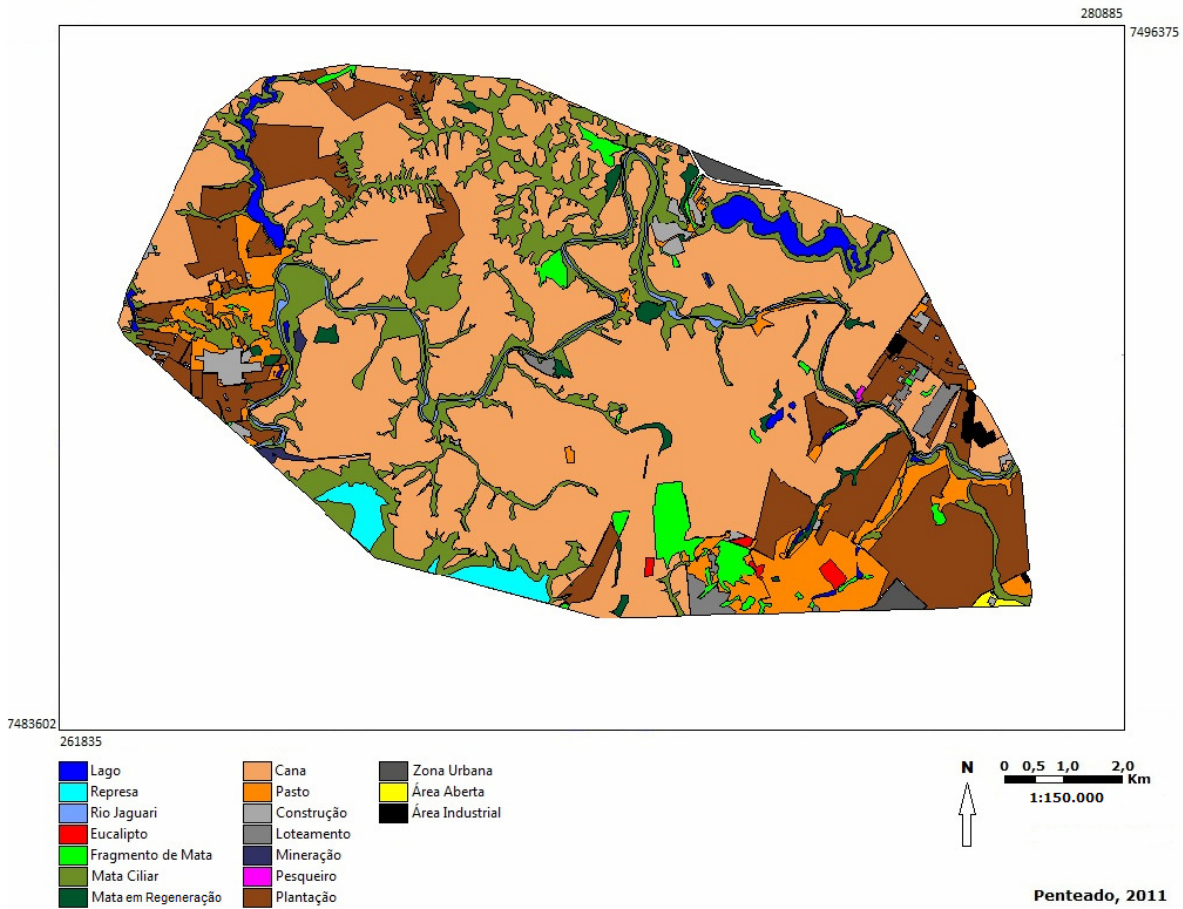


Figura 27: Classes de cobertura vegetal, uso e ocupação do solo no polígono MCP do indivíduo "Rock".

A maior extensão da área utilizada pelo "Rock" é coberta por plantações de cana-de-açúcar (figuras 27 e 28), ocupando uma área total de aproximadamente 6.200 hectares (53% da área total). As demais classes variam de 11 ("área aberta") a 1.800 hectares ("mata ciliar").

Realizamos uma análise exploratória das localizações do indivíduo "Rock", considerando as mesmas classes utilizadas no geoprocessamento da área, e a maior parte de seus registros ocorreram em matas ciliares (50,5%) e plantações de cana-de-açúcar (20,4%). Em várias classes não obtivemos nenhum registro do animal (figura 28).

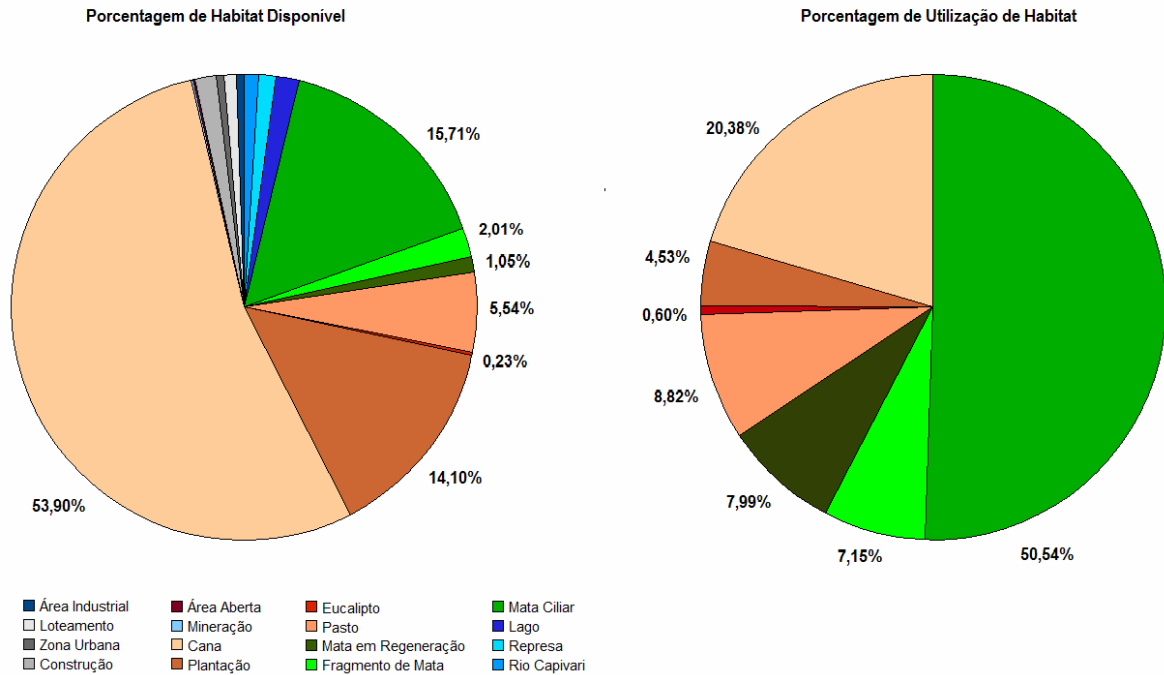


Figura 28: Cobertura percentual de cada classe de vegetação, uso e ocupação do solo e hidrografia na área de vida do Rock e uso percentual de cada tipo de habitat disponível..

Agrupando estas classes em (i) ambientes abertos, (ii) ambientes florestados, (iii) construções, indústrias, etc. e (iv) cursos e corpos d’água, encontramos grande prevalência de ambientes abertos (73,54%), o que talvez não represente dificuldades para exploração pelo puma, visto a grande variedade de habitats onde ocorre (Hornocker & Negri, 2010). No entanto, a exploração destes ambientes não significa que o animal obtenha sucesso reprodutivo nos mesmo, o que em última instância indica as possibilidades de sobrevivência da espécie. Embora as áreas abertas representem a maior extensão da área ocupada pelo “Rock”, a maior parte dos registros ocorreu nos ambientes florestados (66,3% dos registros) que representam apenas 19% da sua área de vida (figura 29).

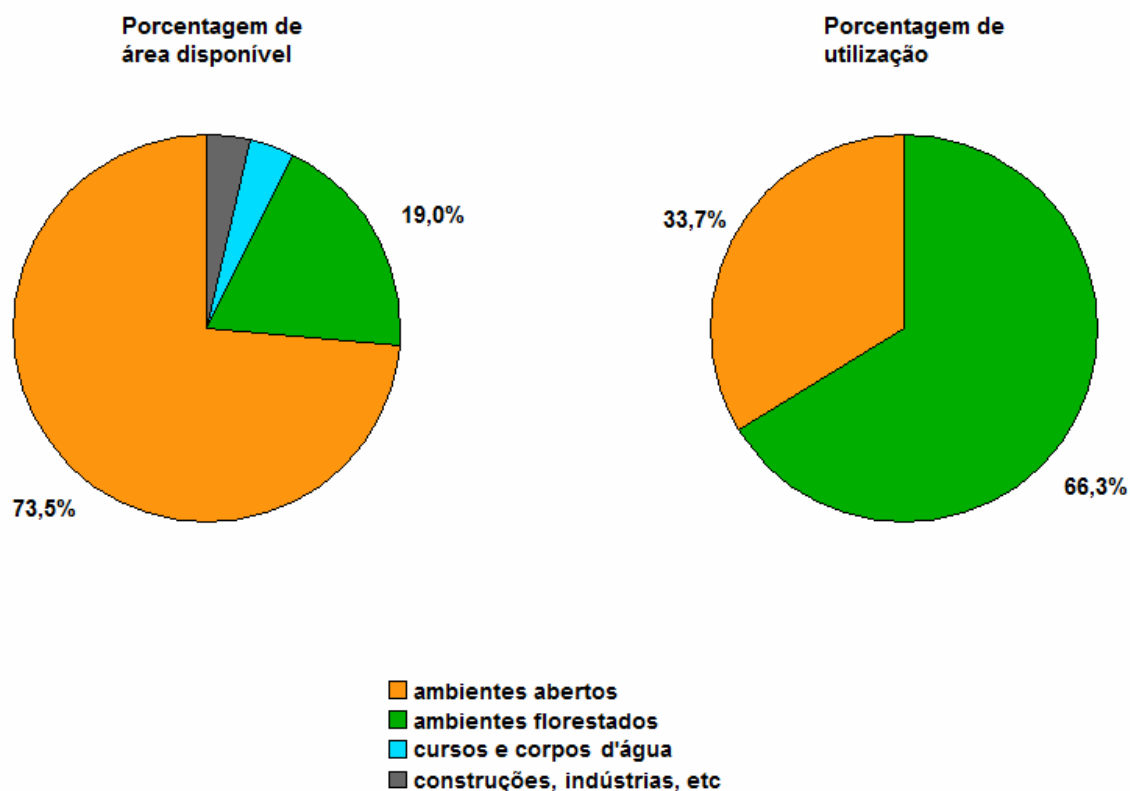


Figura 29: Área percentual coberta por (i) ambientes abertos, (ii) florestados, (iii) cursos e corpos d'água e (iv) construções, indústrias, etc. na área de vida do Rock.

O índice de seleção de habitat de Ivlev apontou seleção positiva para os ambientes florestados, e seleção negativa para os ambientes abertos (tabela 2). Como as localizações foram obtidas no período noturno, estas não correspondem à locais de repouso ou refúgio, e sim às rotas de deslocamento e locais mais explorados pelo animal.

Tabela 2: Disponibilidade e seleção de habitat pelo indivíduo "Rock".

| Classe | Área (hectares) | Proporção de Disponibilidade | de | Proporção de Localizações | de Ivlev | Seleção |
|---------------------|-----------------|------------------------------|-------|---------------------------|----------|---------|
| Mata em Regeneração | 120,82 | | 1,05 | 7,99 | 0,7674 | +++++ |
| Fragmento de Mata | 231,08 | | 2,01 | 7,15 | 0,5613 | ++++ |
| Mata Ciliar | 1.806,09 | | 15,71 | 50,54 | 0,5258 | +++ |
| Eucalipto | 26,54 | | 0,23 | 0,60 | 0,4417 | ++ |
| Pasto | 637,26 | | 5,54 | 8,82 | 0,2282 | + |
| Cana | 6.197,43 | | 53,90 | 20,38 | -0,4512 | ---- |
| Plantação | 1.621,73 | | 14,10 | 4,53 | -0,5139 | ---- |
| Área Industrial | 58,58 | | 0,51 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Loteamento | 100,68 | | 0,88 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Zona Urbana | 62,79 | | 0,55 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Construção | 170,18 | | 1,48 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Área Aberta | 11,70 | | 0,10 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Mineração | 18,39 | | 0,16 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Lago | 182,48 | | 1,59 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Represa | 136,66 | | 1,19 | 0,00 | -1,0000 | ----- |
| Rio Jaguari | 115,96 | | 1,01 | 0,00 | -1,0000 | ----- |

5.2. Padrão de exploração do habitat

Utilizando ferramentas do *software* Ilwis, determinamos as áreas mais exploradas ou visitadas (com maior incidência de registros) mensalmente pelo Rock, durante os cinco meses de monitoramento (figura 30) e mensalmente.

Na representação gráfica fica evidente a concentração de localizações, que reflete maior exploração, ao longo dos lagos situados à NE e a NO da área de vida do "Rock", às margens do Rio Jaguari (e suas matas ciliares) e nas regiões cobertas por remanescentes de mata nativa, sejam matas ciliares, matas em regeneração ou fragmentos de mata secundária (figura 31), como verificamos através do índice de seleção de habitat de Ivlev.

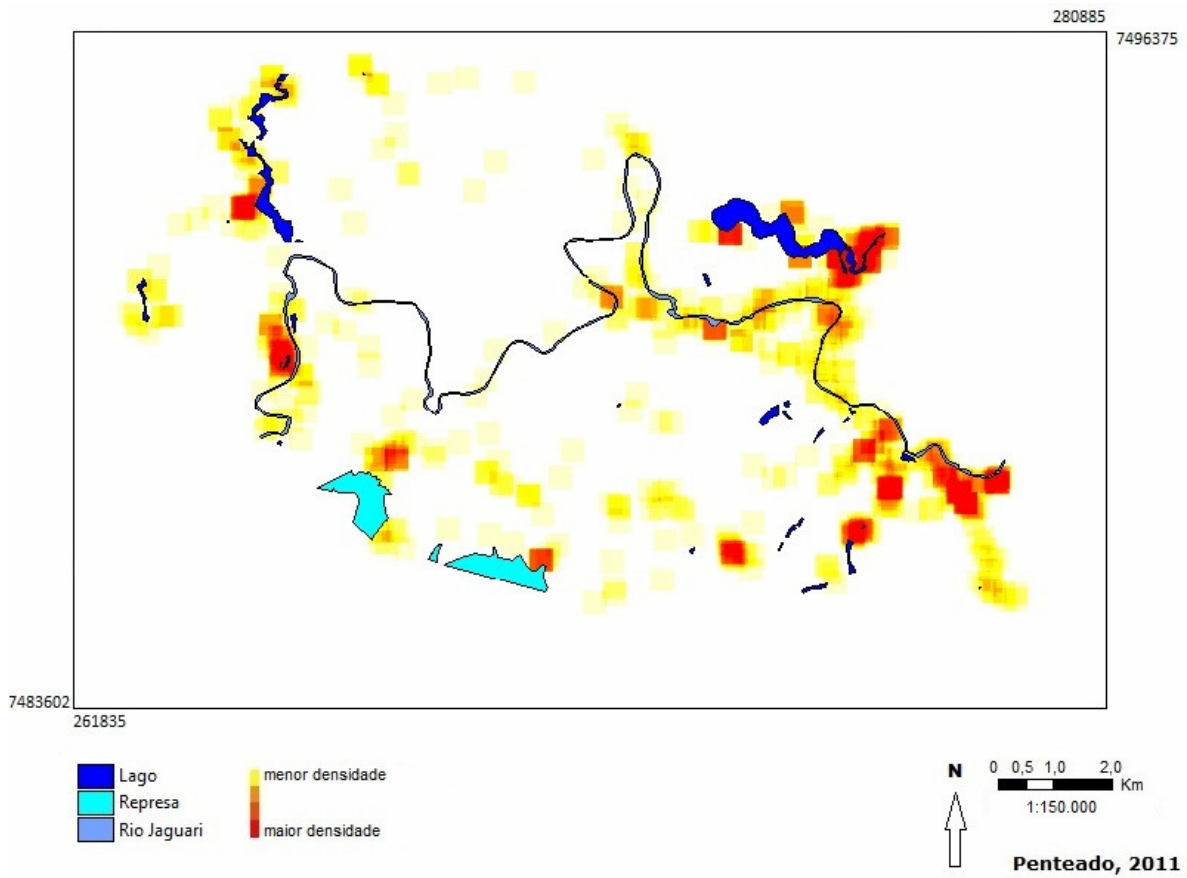


Figura 30: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante os meses de monitoramento.

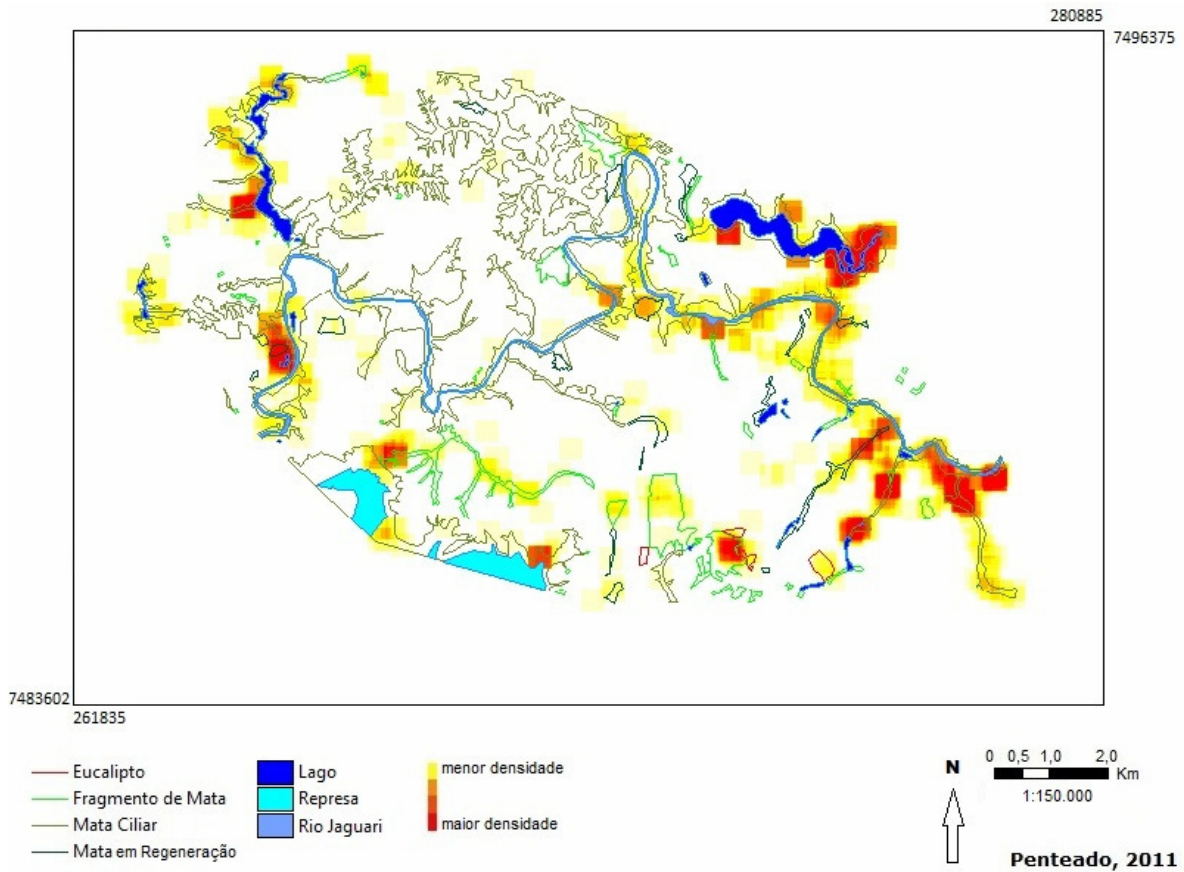


Figura 31: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante os meses de monitoramento. Cobertura florestal descrita.

Nos dois primeiros meses de monitoramento observamos uma exploração mais acentuada da porção norte do território. Nos mapas referentes ao mês de julho (figuras 32 e 33), observamos a maior parte dos registros ao longo das matas ciliares, com concentrações ao longo dos lagos, e nenhum registro nas áreas agrícolas ao sul do Rio Jaguari.

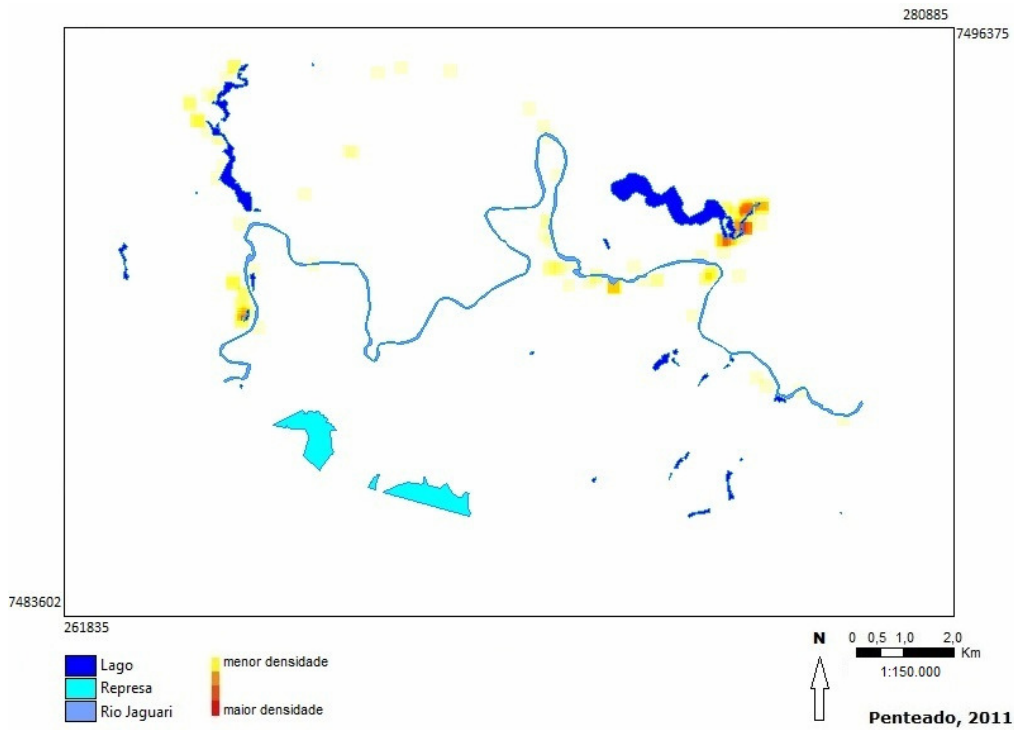


Figura 32: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de julho.

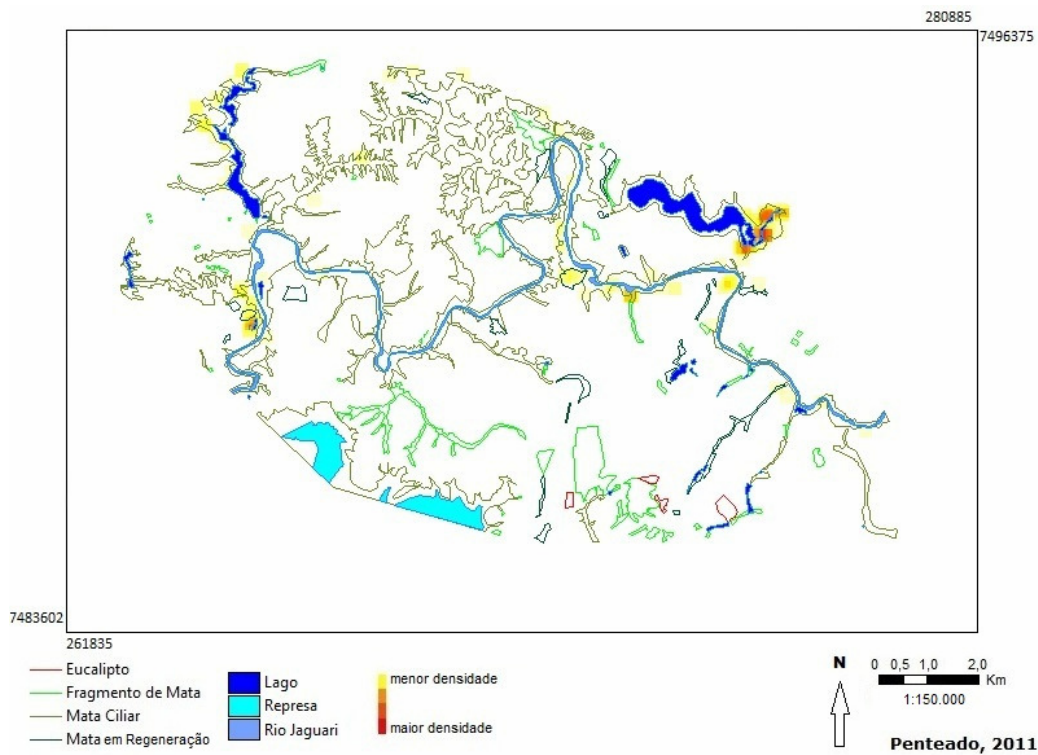


Figura 33: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de julho. Cobertura florestal descrita.

Ao longo dos meses seguintes, o animal passou a explorar também as porções centrais e ao sul de sua área de vida, reduzindo as visitas à porção situada ao norte do Rio Jaguari (figuras 34 a 41). Embora não tenha sido registrada grande concentração de localizações nas áreas de plantação de cana-de-açúcar, laranja e milho, o animal passou a percorrê-las com maior frequência.

Em novembro, que foi o mês mais chuvoso do período de monitoramento, o animal não chegou a se deslocar para a parte norte de sua área de vida, e as frequências mais altas de localização ocorreram ao longo da porção SE do Rio Jaguari, em fragmentos de mata ciliar ao longo de riachos e córregos, e próximo à represa de Americana, situada à SO, mantendo as características verificadas nos outros meses (figuras 40 e 41). Mesmo estando mais distante dos maiores remanescentes de mata, a porcentagem de localizações nas áreas de culturas agrícolas foi a segunda menor dentro do período em que acompanhamos o animal (19,6%; variação entre 19,5% e 33,3%).

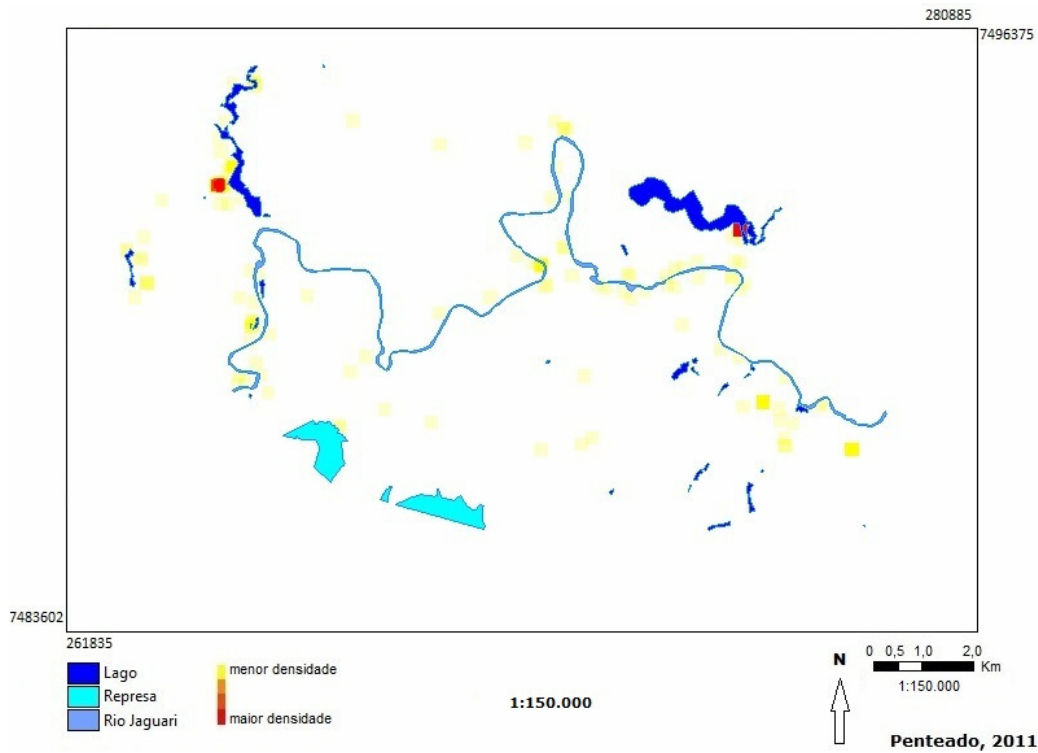


Figura 34: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de agosto.

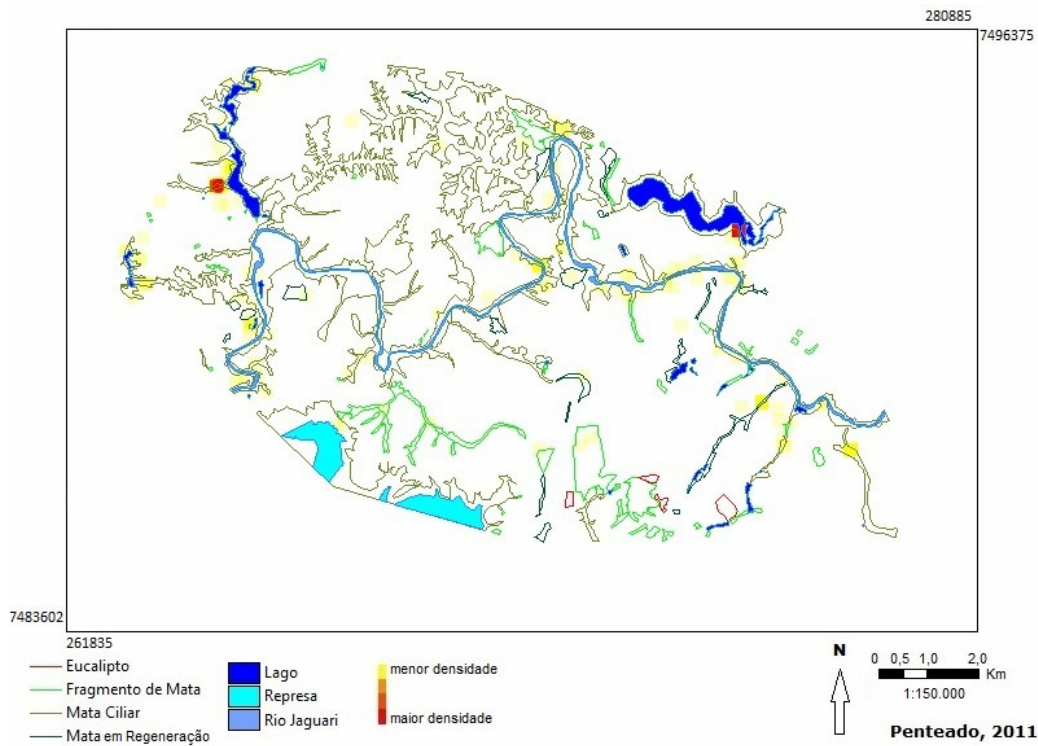


Figura 35: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de agosto. Cobertura florestal descrita.

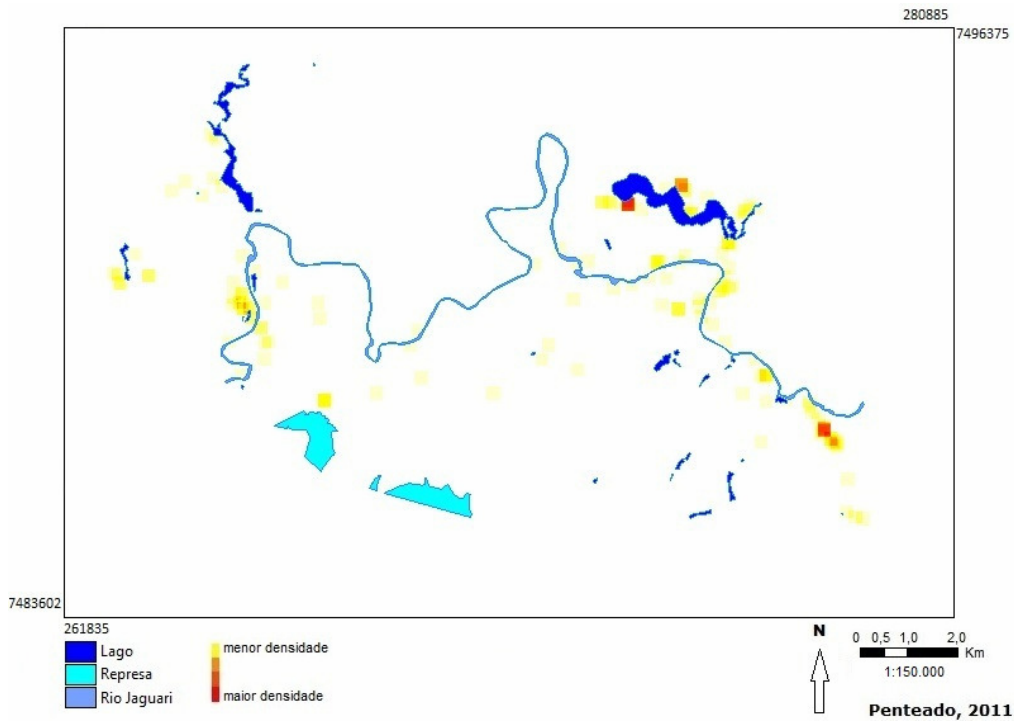


Figura 36: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de setembro.

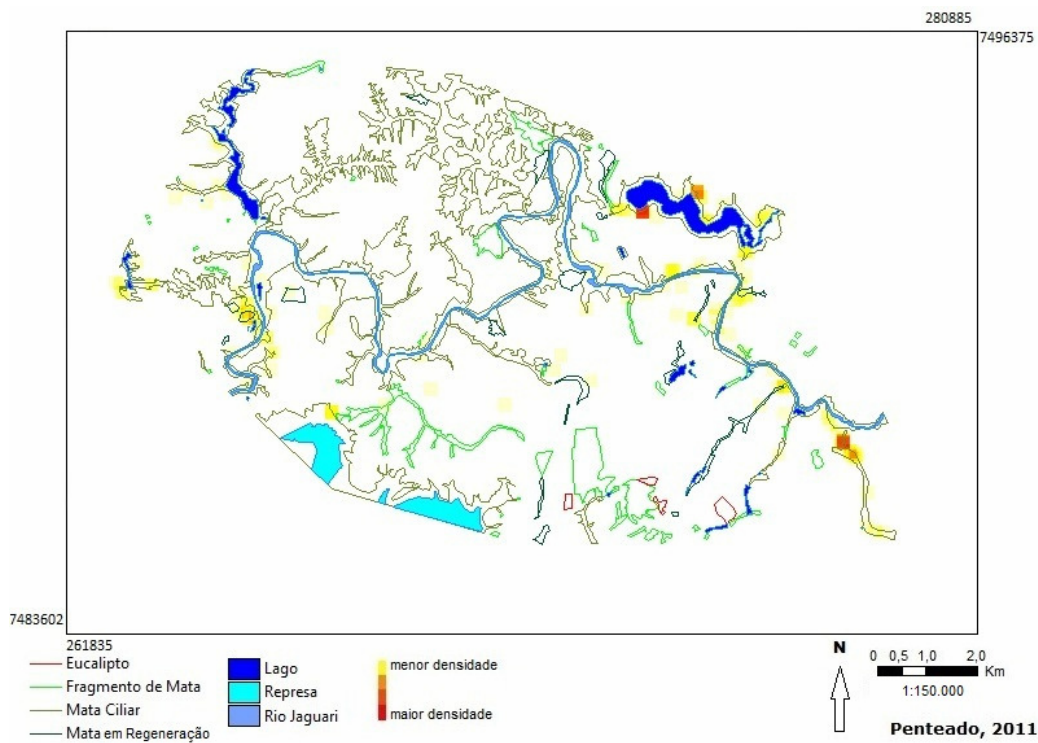


Figura 37: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de setembro. Cobertura florestal descrita.

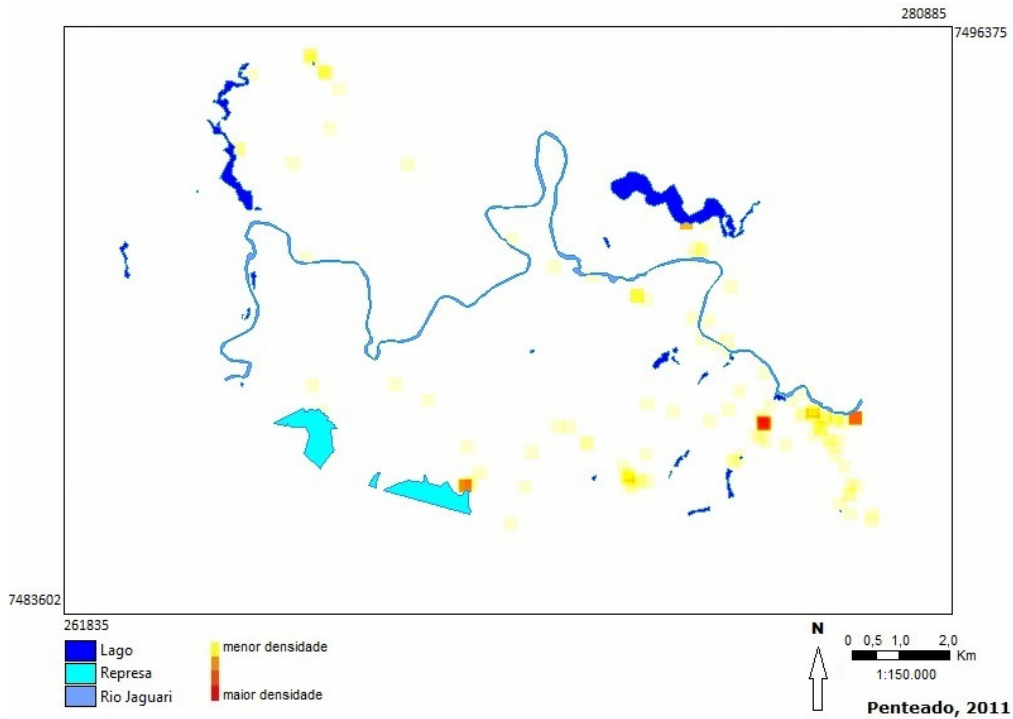


Figura 38: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de outubro.

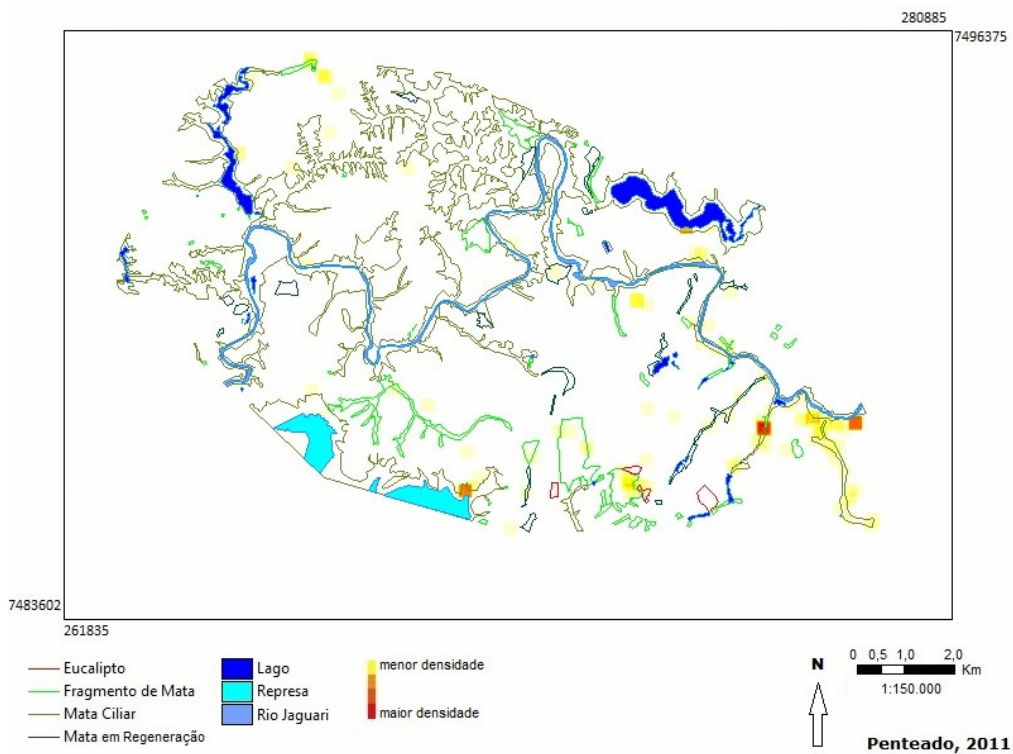


Figura 39: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de outubro. Cobertura florestal descrita.

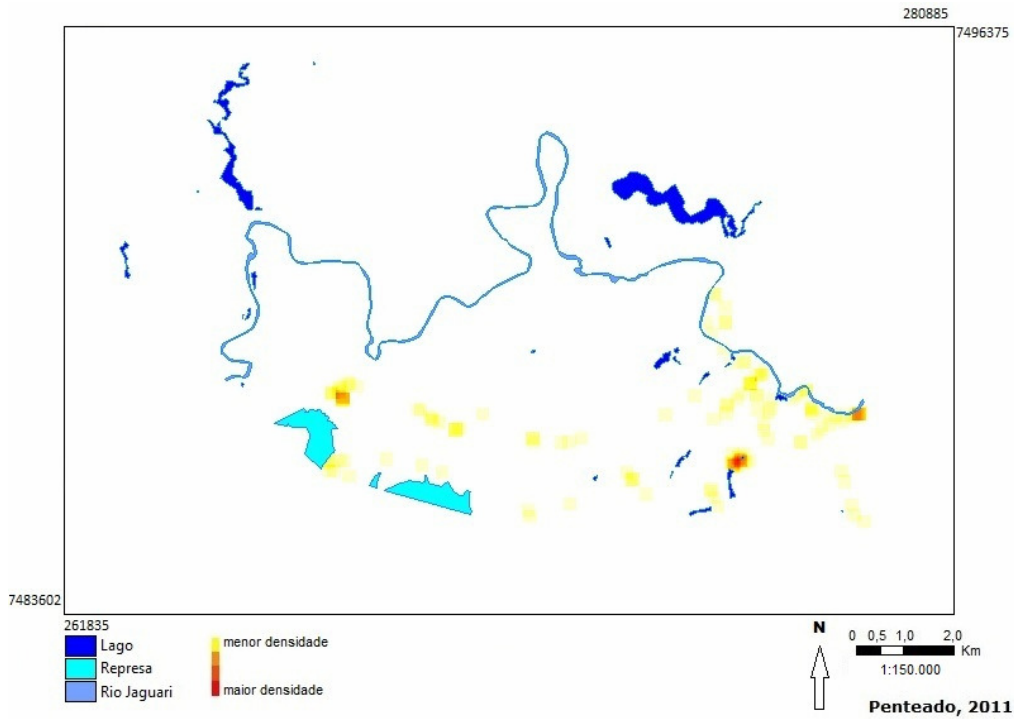


Figura 40: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de novembro.

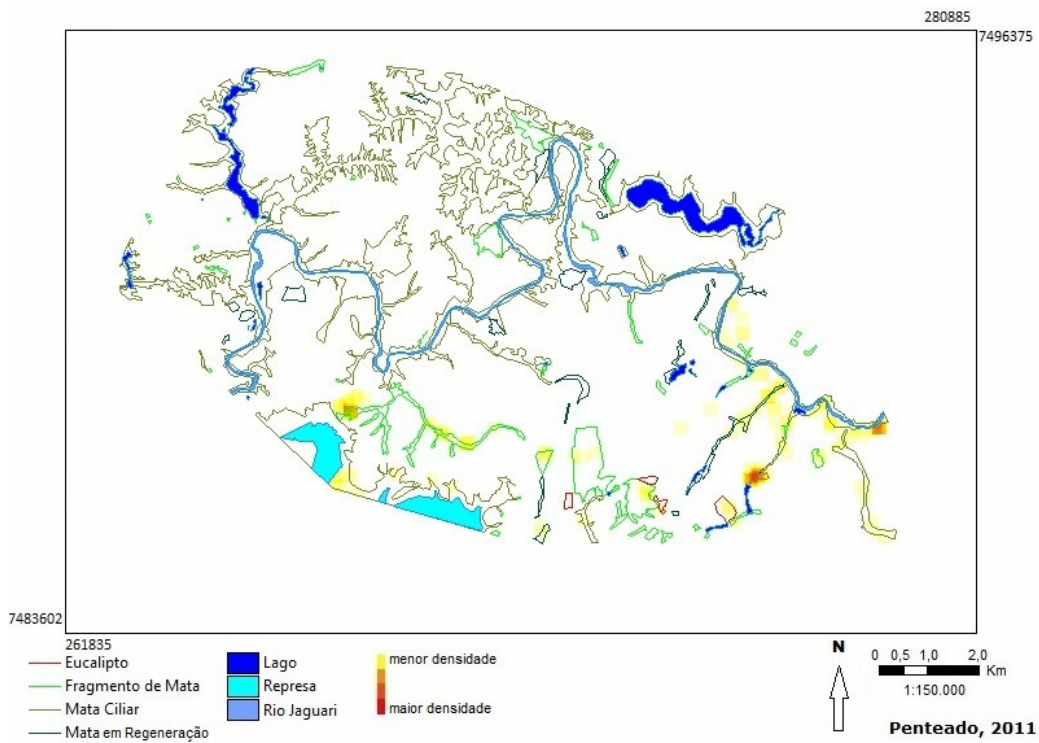


Figura 41: Densidade de localizações do indivíduo Rock ao longo de sua área de vida, durante o mês de novembro. Cobertura florestal descrita.

DISCUSSÃO

Soltura do animal

A reintrodução de animais em áreas distantes do local de captura é um tema controverso (Griffith *et al.*, 1989; Ross e Jalkotzy, 1992; Cunningham, 1996; Wolf *et al.*, 1997) e que ainda carece de informações no Brasil (Mantovani, 2001). Algumas ações de translocação e reintrodução de pumas e lobos que obtiveram sucesso foram registradas nos Estados Unidos (Smith *et al.*, 2003; Hornocker e Negri, 2010), mas em outras ocasiões o animal translocado retornou à sua área de origem (Ruth, 1998; Mantovani, 2001). Aparentemente, indivíduos mais jovens tem maior chance de se estabelecer na área onde são soltos (Mantovani, 2001). Embora outros estudos tenham acompanhado a reintrodução de pumas em áreas naturais no Brasil (Mantovani, 2001; Barros *et al.*, 2011), este trabalho é um dos primeiros acompanhamentos detalhados do padrão de deslocamento e uso do habitat de um puma capturado e reintroduzido na natureza no Brasil, através do uso de rádio-colar GPS. Utilizamos o termo "reintrodução" neste trabalho devido ao fato de não sabermos ao certo o local de origem deste animal. Não estamos nos referindo a introduzir indivíduos de uma espécie localmente extinta ou com população reduzida provenientes de cativeiro ou translocar animais provenientes de outras áreas naturais.

Após a soltura o animal apresentou um padrão de exploração cautelosa de habitat, sem percorrer grandes distâncias e com alta incidência de mudanças de direção, como já registrado para pumas na América do Norte (Ruth, 1998). Nos primeiros três dias após a soltura, o Rock explorou uma área com cerca de 400m de raio. Neste período, ele atravessou o Rio Atibaia pelo menos por duas vezes, o que indica que cursos d'água com cerca de 40 metros de largura não constituem barreira física intransponível para o deslocamento de pumas. No decorrer do monitoramento, o animal voltou a cruzar outro rio de porte semelhante em diversas ocasiões (58 registros).

No último dia em que o animal permaneceu fora da área que passou a adotar como área de vida, ele percorreu cerca de 3.000 metros, cruzando uma rodovia de quatro pistas. Este deslocamento rápido apresenta características de dispersões já registradas na América do Norte, quando os animais se deslocaram de forma direta, rápida e cruzaram rios e estradas (Beier, 1995; Sweanor *et al.* 2000; Maehr *et al.*, 2002). Outros pumas

reintroduzidos no Brasil também apresentaram deslocamentos de até 10km num curto período de tempo (Mantovani, 2001). No trajeto entre o último ponto antes de cruzar a estrada e o primeiro após, existe uma ponte sobre o Rio Jaguari. É possível que o animal tenha cruzado a estrada pelas margens do rio, por baixo da ponte. Durante os outros meses de monitoramento, o animal se aproximou desta estrada novamente, mas aparentemente não voltou a cruzá-la. Temos alguns registros de pumas que cruzaram estradas nesta mesma região nos últimos seis anos (dados não publicados). Destes, em quatro ocasiões o animal foi atropelado e não resistiu aos ferimentos. Em uma ocasião o animal sofreu algumas lesões, mas foi mantido em cativeiro e reintroduzido na natureza cerca de um ano após o resgate, e vem sendo monitorado com radiotelemetria VHF.

Um possível motivo para o Rock ter realizado este deslocamento rápido e cruzado a estrada é a presença de outro puma macho na área. Este animal (Cosmos), resgatado de uma armadilha ilegal para captura de capivaras, também foi monitorado, sendo o limite sul de sua área de vida a cerca de dois quilômetros do local de soltura do Rock. Por ser um animal de maior porte que o Rock, é possível que a mudança de área e o não retorno ao local de soltura esteja relacionado à evitação de confronto.

Área de Vida de pumas em região fragmentada

Os valores encontrados para área de vida dos dois indivíduos monitorados "Rock" e "Cosmos", respectivamente 11.500ha e 3.000ha, aproximadamente, estão próximos de valores encontrados para pumas machos em outros estudos realizados na América Latina, que variam entre 3.300ha e 8.000ha (Mantovani, 2001; Scognamillo *et al.*, 2003; Laundré & Hernández, 2010). Pumas da América do Norte, que apresentam maior porte, apresentam área de vida entre 15.000 e mais de 70.000ha (Logan & Swenar, 2010).

Na região do Pantanal, utilizando radiotelemetria VHF, Silveira (2004) registrou área de vida de até 22.200ha para pumas machos.

Seria esperado que a área de vida dos pumas aqui monitorados fosse maior que de outros animais que habitam regiões com melhor qualidade de habitat, mas não foi o que observamos, ao se considerar os dados provenientes do Pantanal.

Verificamos também uma rápida expansão da área de vida do Rock, que provavelmente não era um animal residente da área onde foi capturado, devido a

quantidade de barreiras físicas ao seu deslocamento entre a área onde se estabeleceu e o local de captura. É possível que o padrão de deslocamentos para o oeste seja uma resposta à presença do Cosmos à leste de seu território.

Embora comum em estudos realizados tanto na América do Norte quanto na América do Sul, onde entre 50 e 70% dos estudos verificaram sobreposição de área de vida entre machos (Silveira, 2004; Logan & Sweanor, 2010), não detectamos o mesmo fato entre os dois animais monitorados. É possível que a rodovia que cruza a região onde se encontra área de vida dos dois animais atue como uma barreira física à sobreposição. Estradas pavimentadas são descritas como barreiras ao deslocamento de pumas em estudos realizados na Califórnia (Dickson & Beier, 2002) e chegaram a coincidir com limites de áreas de vida no Arizona (Beier, 2010). Pode ser que o mesmo ocorra com os dois indivíduos monitorados. Em outro estudo realizado no Estado de São Paulo, foram registradas travessias de um puma por uma rodovia de quatro faixas, embora em um trecho com passagem sob a estrada (Mantovani, 2001).

O rastreamento do Cosmos conta apenas com localizações diurnas, que correspondem ao período em que o animal está menos ativo, e este número é reduzido (27 registros), mas o mais próximo que ele chegou de uma rodovia foi pouco mais de 1km. No entanto, não é possível afirmar categoricamente que ele nunca tenha cruzado a autoestrada que pode ser o limite da área de ambos.

Utilizando os dados do Rock, é possível verificar que parte dos limites de sua área de vida correm paralelos à rodovia (figuras 6 e 7), repetindo o padrão encontrado no Arizona. No entanto, os registros ocasionais de pumas adultos atropelados em rodovias da região (três entre 2004 e 2011) não permitem afirmar que estas efetivamente delimitam a área de vida dos animais, ou são vistas como barreiras intransponíveis ao seu deslocamento.

Não detectamos sobreposição da área de vida dos dois indivíduos monitorados, e a menor distância entre os limites das áreas de ambos foi cerca de 1.500m. No entanto, é freqüente registrar rastros de outros pumas na área utilizada pelos dois animais. Estes outros animais podem ser fêmeas, que apresentam grande sobreposição de área com machos. Sabemos que ao menos uma fêmea utiliza a área do Rock, pois em 2011 foram encontrados três filhotes de puma sozinhos, e posteriormente "resgatados" pela mãe (Márcia Rodrigues, comunicação pessoal), em local no interior da área de vida do mesmo.

Deslocamentos e Padrões de Atividade

Registramos grande número de localizações distanciadas entre si por distâncias menores que o intervalo de erro do GPS do colar, determinado em período de teste. Raramente o animal deslocou-se mais de 2km num intervalo de duas horas entre dois registros.

Considerando os deslocamentos diários, identificamos um possível padrão cíclico de grandes deslocamentos, intercalados por pequenos deslocamentos. No entanto, não verificamos uma frequência constante entre intervalos de “grandes deslocamentos - pequenos deslocamentos”. Provavelmente estes deslocamentos são regulados pela disponibilidade ou frequência de encontros de presas. A velocidade média de deslocamento também foi baixa, o que pode indicar que o animal estava explorando a área com um bom nível de conhecimento e, possivelmente sem a presença de ameaças, como outros machos, por exemplo.

Ao longo dos meses é possível separar os deslocamentos ou distâncias percorridas em dois grupos: (i) inferiores a 60km e (ii) superiores a 90km (figura 11) . Estes dois grupos apresentaram forte correlação com o regime de chuvas registrado, sendo que os deslocamentos foram menores nos meses mais chuvosos. Este padrão pode ter relação com o período de frutificação de espécies consumidas por presas do puma ou ao nascimento de filhotes das espécies predadas, que levariam a uma maior concentração de presas em locais específicos. Embora toda a área seja cortada pelo Rio Jaguari, e dois grandes lagos estejam localizados a NE e SO, é possível que a flutuação no nível dos vários córregos e riachos da região influenciem na disponibilidade ou na frequência de encontro de presas, fazendo com que o predador necessite empregar maior esforço, e percorrer maiores distâncias, na procura de presas em meses mais secos.

Observamos uma redução gradativa na frequência de grandes distâncias percorridas ao longo do período das 22 às 8 horas, assim como o aumento na frequência dos registros de pequenos deslocamentos ou de possíveis períodos de inatividade. Este padrão é esperado, considerando-se que o puma é um animal descrito como crepuscular e noturno (Hornocker e Negri, 2010), sendo semelhante com o que já foi descrito para pumas na América do Sul (Paviolo *et al.*, 2009). Possivelmente nas primeiras horas de

atividade, o animal apresenta um padrão de busca ativa por presas, o que tornaria mais frequentes registros de maiores deslocamentos. Após encontrar e abater a mesma, passaria a reduzir drasticamente os deslocamentos, seja por estar “protegendo” o animal abatido, seja por não sentir mais necessidade de buscar mais alimento no período.

Este dado pode auxiliar estudos que utilizem radiotelemetria VHF e que pretendam descrever padrões de atividade, que deveriam empregar maior esforço no rastreamento dos animais nos primeiros dois terços da noite (entre 18 e duas horas), visto que existe uma tendência à redução dos deslocamentos conforme o horário avança para o amanhecer.

Conseguimos ainda identificar nove rotas de deslocamento, sendo que sete delas seguem de forma parcial ou quase integral ao longo do Rio Jaguari e da rede de Matas Ciliares e Matas de Drenagem dos córregos da região. As outras três passam por remanescentes de mata existentes no interior das plantações de cana-de-açúcar. Estas rotas foram percorridas em períodos de um a cinco dias, sendo que a maior chegou à aproximadamente 10km de extensão. Embora não tenhamos avaliado qual a influência das estradas de terra que percorrem todos os canaviais nas rotas de deslocamento adotadas pelo Rock, é possível que ajudem no direcionamento das mesmas, visto a frequência relativamente grande de rastros e fezes nelas encontrados.

Na América do Norte, pesquisadores detectaram que estruturas como matas de galeria e calhas de rios atuam como “direcionadores” para os deslocamentos dos pumas (Beier, 1995; Maehr & Cox, 1995; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; Beier, 2010). Pequenas manchas de mata nativa também favorecem o deslocamento dos pumas entre áreas de habitat mais favorável (Maehr *et al.*, 2002; Kautz *et al.*, 2006, Beier, 2010). A comprovação destas características das rotas de deslocamento de pumas verificados na América do Norte para o animal monitorado é de extrema importância para fornecer embasamento científico na determinação de áreas como corredores ecológicos e corredores de deslocamento em planos de manejo para esta espécie.

Um ponto crítico durante os deslocamentos de grandes predadores é a aproximação de residências, loteamentos e construções em geral. Estas aproximações podem gerar pânico ou sensação de ameaça e perigo de prejuízo econômico (predação de animais de criação) nos moradores, e desencadear reações que culminem com o abate do

predador (Michalski *et al.*, 2006; Quammen, 2007; Inskip & Zimmermann, 2009). A região onde o Rock se estabeleceu é constituída em sua maior parte por canais, e poucas construções são encontradas no interior destes. No entanto, nos limites da área de vida do animal, encontramos alguns loteamentos e conjuntos habitacionais, que representam barreiras ao seu deslocamento.

Embora o Rock tenha sido capturado no interior de um condomínio, não registramos um alto índice de aproximações de construções (de qualquer tipo) e nenhum *cluster* nas imediações das mesmas, o que sugere que este indivíduo evita a presença de humanos. No entanto, o puma é uma espécie reconhecida pela sua capacidade de adaptação às condições adversas e a ambientes não ideais (Beier, 2010), e sua ocorrência em áreas agrícolas pode estar relacionada com esta capacidade de se adaptar ao meio e evitar a presença de humanos. Durante todo o período de monitoramento, apenas nove registros estiveram a menos de 100m de residências, distância que permitiria um contato visual com o predador. Este dado reforça o fato de que o grande número de ocorrências de pumas que adentram residências nas periferias e em condomínios são causados pela perda e/ou redução de habitat, resultado da expansão da área antropizada.

Eventos de predação

Inferimos que o animal monitorado predou animais de maior porte como a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e os veados (*Mazama* sp.) numa taxa mensal constante (figura 22) e selecionou pontos bem definidos para abater estas presas (figura 23). Os locais selecionados estão próximos de cursos e corpos d'água, o que sugere a predação de capivaras. Considerando esta taxa constante de predação, o puma tem um importante papel como único predador da região a consumir a espécie em questão, que apresenta populações elevadas e gera prejuízos para a produção agrícola, além de ser um dos hospedeiros do carrapato-estrela, vetor da febre maculosa.

Presas de porte médio, como tatus (*Dasyus novemcinctus*), gambás (*Didelphis* sp.) e ouriços (*Sphiguris villosus*), que são as mais frequentes na dieta do puma (Mantovani, 2001; Rohé, 2002; Laundré & Hernández, 2010) também parecem ser predadas em locais bem definidos (figura 24), muitos deles coincidentes com os locais de predação de animais de maior porte. Este padrão pode indicar que este indivíduo identifica

e busca efetivamente locais com maior densidade de presas e que ofereçam melhores condições para o sucesso da caça, retornando a esses pontos em intervalos regulares. O padrão de tempo de procura por uma presa, que apresentou redução ao longo dos meses (figura 26), corrobora a hipótese de que o animal “aprende” onde buscar suas presas com maior eficiência e menor gasto energético (Begon *et al.*, 2005).

Devido ao puma ser um caçador que não persegue ativamente suas presas, e sim que caça por emboscada, as áreas que proporcionam maior sucesso de captura, além de maior densidade de presas, devem ter cobertura vegetal ou estruturas do relevo que favoreçam o ataque direto e eficiente (Hornocker, 1970; Seidensticker *et al.*, 1973; Koehler & Hornocker, 1991). Considerando que os locais de captura de presas de porte médio a grande estão localizados próximos de cursos e corpos d’água, e em áreas de mata ciliar e fragmentos de mata secundária (figuras 23 e 24), podemos considerar que os *clusters* identificados correspondem realmente a sítios de predação.

Os eventos de predação de animais de menor porte, representados por *clusters* com intervalo inferior a um dia não apresentam grande concentração em locais específicos (figura 25), o que pode indicar que presas menores são capturadas de forma mais oportunista, até mesmo em áreas cultivadas.

Seleção de Habitat

O animal monitorado demonstrou forte seleção para os ambientes com cobertura florestal e próximos de corpos d’água (tabela 2; figuras 29 e 31), embora a maior parte da sua área de vida seja composta por plantações de cana-de-açúcar (figura 28). Este mesmo padrão de preferência por ambientes florestais foi verificado em outros estudos (Van Dyke *et al.*, 1986; Cramer & Portier, 2001; Dickson & Beier, 2002; Mazzolli *et al.*, 2002; Nuñez *et al.*, 2002; Silveira, 2004; Dickson *et al.*, 2005; Kautz *et al.*, 2006; Land *et al.*, 2008; Beier, 2010). Áreas com cobertura vegetal mais densa, além de fornecer refúgio, favorecem a caça por espreita, como já discutimos anteriormente.

Embora tenhamos dividido as áreas cobertas com remanescentes de mata nativa em três classes, “Mata Ciliar”, “Fragmento de Mata” e “Mata em Regeneração”, o valor muito próximo do índice de Ivlev para as classes “Mata Ciliar” e “Fragmento de Mata” pode indicar que para a percepção do animal não existe diferença estrutural substancial

entre estas classes que cause alguma mudança no seu comportamento, sucesso de predação, seleção de local de refúgio, etc.

Ao contrário do que o índice relativamente alto de registros de rastros de pumas verificados nas estradas que cortam os canaviais poderia nos levar a concluir, o animal monitorado apresentou seleção negativa para a classe "canavial", o que demonstra que apesar de ainda ocorrerem em áreas com grandes plantações, necessitam dos fragmentos de mata para subsistir nestas regiões. Alguns estudos indicaram números de registros semelhantes em áreas florestais e áreas abertas, sugerindo que estas também são importantes para o animal (Kautz *et al.*, 2006; Cox *et al.*, 2006; Beier, 2010), embora outros estudos realizados no Brasil também apontem para seleção de ambientes florestais (Mazzolli, 2000; Silveira, 2004). Devido ao pequeno número de animais monitorados, mais estudos devem ser realizados para verificar se existe variação em relação ao padrão de seleção de habitat do "Rock" e dos outros pumas acompanhados, e se o mesmo sofre influência do sexo e idade do animal.

Neste monitoramento obtivemos registros de pumas, tanto do Rock, quanto do Cosmos, em fragmentos menores que 300ha, onde se considerava que esta espécie não ocorreria (Chiarello, 1999; Penteado, 2006; Laundré & Hernández, 2010). Este fato, juntamente com o padrão de exploração do habitat realizado pelo indivíduo "Rock" denota que mais importante que o tamanho do fragmento em si é o conjunto formado pelo remanescente de mata e pela matriz na qual este está inserido. No caso destes dois animais, a presença de rios, lagos, riachos, córregos e, principalmente, de áreas de mata ciliar relativamente pouco perturbadas por ações antrópicas podem ser fatores facilitadores para a persistência da espécie em uma região tão habitada e fragmentada (Penteado, 2006).

Padrão de exploração do habitat

Ao longo dos meses de monitoramento o Rock não explorou exatamente as mesmas áreas (figuras 32 a 41), exceto os sítios de caça de animais de porte médio a grande, visitados a uma taxa mensal constante. É perceptível que ele passou gradativamente a percorrer e utilizar com maior frequência áreas localizadas ao sul das

margens do Rio Jaguari, embora a porção das margens deste rio localizadas mais a leste tenham sido exploradas durante todos os meses.

Um dos motivos para esta mudança no padrão de exploração do habitat pode estar relacionado ao regime de chuvas, e à maior disponibilidade de água (lagos, riachos e córregos) na porção ao norte do Rio Jaguari no período de seca. Outra possível explicação poderia ser o fato de que nos meses que sucederam à soltura, os canaviais que estão localizados em sua maioria à sul do Rio Jaguari, estavam em período de corte, podendo representar altos riscos para o animal (devido à presença humana), afugentar as espécies utilizadas como presas, além de não fornecer ambiente favorável à caça por espreita e emboscada. No decorrer dos meses, com o crescimento da cana-de-açúcar, o animal já encontra ambiente mais favorável à caça e menor nível de perturbações antrópicas oriundas das atividades de manejo da plantação.

Na América do Norte pumas costumam evitar áreas recentemente alteradas (Van Dyke *et al.*, 1986; Maehr *et al.*, 2002) o que pode ter ocorrido também neste estudo. No entanto, seria necessário um monitoramento de maior duração e com maior número de animais rastreados para verificar se esta tendência se repete.

Mudanças nas fronteiras da área de vida de pumas são comuns, devido a fatores como mudanças na densidade de presas, presença de fêmeas em período reprodutivo, presença de outros machos, mudança de status de outros machos em áreas vizinhas, etc. (Logan e Sweanor, 2010). Além dos fatores citados anteriormente, estes também podem ter influenciado na mudança parcial da área explorada pelo Rock.

A análise da frequência ou intensidade de exploração de uma área, com base em *softwares* de geoprocessamento, demanda uma análise completa das classes de hidrografia, cobertura vegetal e uso e ocupação do solo. De posse apenas dos mapas onde constam a densidade dos pontos e a hidrografia (figuras 32, 34, 36, 38 e 40), podemos ter a idéia errônea de que no último mês de monitoramento o animal explorou intensamente as plantações de cana-de-açúcar, mas ao inserir as classes de vegetação no mapa, é possível verificar que apesar de ter intensificado o trânsito na porção coberta por canaviais, as frequências mais altas de utilização se encontram em fragmentos de mata.

Performance do equipamento utilizado

Rádio-colares com GPS são as melhores ferramentas que podem ser utilizadas para se obter uma descrição detalhada dos padrões de utilização de habitat e uso de recursos para espécies de maior porte e grande capacidade de deslocamento (Lindzey *et al.*, 1994; Beier, 1995; Pierce *et al.*, 2000; Cramer & Portier, 2001; Palomares *et al.*, 2001; Dickson & Beier, 2002; Jacob & Rudran, 2003; Dickson *et al.*, 2005; McCarthy *et al.*, 2005).

O modelo utilizado neste estudo, Telonics TGW-4580, apresentou boa *performance* na aquisição das localizações, grande robustez da memória e boa durabilidade das baterias, embora a antena que faz regularmente a transmissão dos dados da memória para os satélites do sistema Argos ou do sistema brasileiro de coleta de dados ambientais (sbcda) tenha se quebrado provavelmente no início do monitoramento. Com este dano, a unidade se comportou como um colar GPS do tipo “*store on board*”, que armazena as localizações e estas são baixadas de uma só vez após a recuperação do colar. Este fato nos impossibilitou de verificar *in loco* quais animais foram predados em cada *cluster* identificado e se houve diferença entre as presas que foram “manipuladas” nos períodos de “um a dois dias” e de “mais de dois dias”.

Mesmo com este contratempo, o conjunto de dados coletados é muito mais detalhado, preciso e de aquisição mais barata quando comparado ao que seria obtido através triangulação de posições obtidas por meio de rádio-colares VHF convencionais. Grande parte da literatura sobre seleção de habitat por pumas (e outras espécies) realizados inclusive no hemisfério norte, são baseados em localizações diurnas, que são os períodos de menor atividade ou repouso dos animais, e podem refletir apenas a seleção de locais de refúgio (Beier *et al.*, 1995; Beier, 2010). O uso de rádio-colares GPS permite o registro de localizações dos animais monitorados ao longo de intervalos regulares durante o dia e, como fizemos neste trabalho, privilegiar a obtenção de dados no período de maior atividade da espécie.

Como fator de comparação, os custos para monitorar um animal com um rádio-colar GPS, que realize o *download* dos dados via satélite são mais baixos que os custos para monitorar o mesmo animal com rádio-colar VHF (tabela 3), além dos resultados apresentarem um nível de detalhamento dificilmente obtido através de rádio-telemetria VHF. Além do custo final inferior, segundo a tabela criada para comparar os custos de monitoramento, ao final de um ano teríamos cerca de 56 localizações do animal

aparelhado com rádio-colar VHF e 2.190 pontos para o animal monitorado com rádio-colar GPS.

O maior inconveniente que ainda está associado aos rádio-colares GPS com *download* via satélite se refere ao peso do equipamento, que inviabiliza seu uso em animais de porte pequeno e médio. Considerando que o peso do colar não deve ultrapassar 3% do peso do animal, o mais leve colar GPS disponível com *download* via satélite só poderia ser utilizado em animais com peso superior a 30kg.

Também é fundamental equipar o rádio-colar com algum mecanismo que abra automaticamente o colar sem necessidade de recaptura, diminuindo os riscos para o indivíduo monitorado e os custos do projeto (Mantovani, 2001). Além do uso deste mecanismo também é importante ter critérios éticos ao se aparelhar um animal com rádio-colar, sempre levando em consideração o bem-estar e a redução do *stress* causado no mesmo. Deste modo, acreditamos não ser recomendável que animais subadultos, muito leves, ou visivelmente magros e abaixo do peso esperado recebam o equipamento.

Outro fator que ainda precisa de melhorias, embora já tenha progredido muito nos últimos anos, é a autonomia das baterias. A aquisição de mais de seis localizações diárias reduz drasticamente a vida-útil do colar, que em muitos casos pode chegar a apenas 3 meses. Entretanto já é possível realizar um acompanhamento de cerca de 2 anos, com obtenção de 6 localizações diárias e *download* semanal de dados, utilizando o colar mais leve disponível no mercado.

Dentre os *softwares* de geoprocessamento, o mais completo e versátil é o ArcGIS©, e sua extensão chamada "Animal Movement Analysis", que permite um grande número de análises detalhadas dos dados. No entanto, o uso adequado das ferramentas de outros *softwares* de geoprocessamento (como o Spring© ou o Ilwis©, gratuitos, que utilizamos neste trabalho), também permite a realização de diversas análises referentes ao uso e seleção de habitat, sendo necessário apenas maior cuidado por parte do pesquisador na preparação das tabelas de dados que serão inseridos nos programas.

Tabela 3: Custos para rastrear um animal por um ano. Consideramos uma localização semanal para o animal aparelhado com rádio-colar VHF.

| | Radiotelemetria VHF | Radiotelemetria GPS, <i>download</i> via satélite |
|--|----------------------------|---|
| Rádio-colar | US\$ 350.00 | US\$ 3000.00 |
| Receptor | US\$ 1,100.00 | US\$ 1,100.00 |
| Antenas | US\$ 638.00 | US\$ 638.00 |
| Cabos | US\$ 80.00 | US\$ 80.00 |
| Switchbox | US\$ 144.00 | US\$ 144.00 |
| Custos de importação | 100% do valor dos produtos | 100% do valor dos produtos |
| <i>Software</i> para conversão dos dados | não necessário | US\$ 500.00 |
| <i>Download</i> dos dados | não necessário | US\$ 2000.00 |
| Veículo 4X4 | R\$80.000,00 | não necessário |
| Combustível | R\$ 4.000,00 | não necessário |
| Sobrevôos | R\$12.000,00 | R\$ 2.000,00 |
| Custos operacionais diversos | R\$ 5.000,00 | R\$ 2.000,00 |
| GPS | R\$1.500,00 | R\$1.500,00 |
| Bússola | R\$ 40,00 | não necessário |
| Total | Dólares US\$ 4,624.00 e | US\$ 12,424.00 |
| | Reais R\$ 102.540,00 | R\$ 5.500,00 |
| Total convertido em R\$ | R\$ 110.864,00 | R\$ 27.864,00 |

Uso do padrão de seleção de habitat pelo puma na determinação de áreas para conservação e corredores ecológicos

O desenho de corredores ecológicos e de áreas de preservação normalmente é definido pelas características de cobertura vegetal, relevo da área em enfoque e necessidades das espécies que foram elencadas como “espécies guarda-chuva” (Beier & Noss, 1998; Mazzei, 1999 e 2007; Chetkiewicz & Boyce, 2009; Morrison & Boyce, 2009).

Quando estas unidades de conservação são pensadas num panorama de preservação de uma “espécie guarda-chuva”, como é o caso do projeto do “Corredor das Onças”, na região de Campinas, e do “Contínuo Cantareira”, entre as serras da Cantareira e Mantiqueira, torna-se importante incorporar as estruturas de relevo e vegetação que são

positivamente selecionadas por estas espécies, de forma a permitir o trânsito dos animais, e consequente fluxo gênico, entre os maiores remanescentes de vegetação nativa encontrados na área de abrangência destas unidades (Noss, 1987; Beier, 1995; Dickson & Beier, 2002; Maehr *et al.*, 2002; Dickson *et al.*, 2005; Kautz *et al.* 2006; LaRue & Nielsen, 2008; Beier, 2010).

Deste modo, é de grande importância promover a manutenção da qualidade ambiental das matas ciliares e a recomposição dos fragmentos de mata secundária da região, que podem atuar como estruturas direcionadoras de deslocamento e como pontos de refúgios temporários (“trampolins”) durante deslocamentos entre remanescentes de mata maiores (Beier, 1995; Dickson & Beier, 2002; Maehr *et al.*, 2002; Dickson *et al.*, 2005; Kautz *et al.* 2006; LaRue & Nielsen, 2008; Beier, 2010). Também seria interessante localizar as áreas com maiores densidades de capivaras, que podem ser sítios preferenciais de predação com base nos resultados deste trabalho, e manter ou recompor a vegetação arbórea e arbustiva, de modo a fornecer um ambiente que favoreça a caça destes pelos pumas.

Também é importante criar estruturas para que os animais possam atravessar as rodovias com menores riscos de atropelamento (Beier, 2010). Passagens de fauna sobre as estradas, com cobertura de solo e vegetação, simulando a continuidade dos fragmentos parecem ser mais efetivos que as passagens subterrâneas, que podem ser utilizadas como locais de caça pelos predadores (Little *et al.*, 2002). Enquanto estas não forem construídas, direcionar a travessia de rodovias pelos trechos de mata ciliar sob pontes pode ser uma estratégia interessante, visto que o animal monitorado neste estudo provavelmente cruzou uma rodovia de quatro faixas desta forma. Assim, seria importante a criação de regulamentação exigindo a manutenção de alguns metros em cada margem do rio embaixo de novas pontes construídas em rodovias, promovendo a manutenção das matas ciliares, para facilitar o trânsito de animais silvestres sob estas construções. Passagens mais efetivas sob estradas repetem este padrão, e não são apenas manilhas de concreto que cruzam as mesmas. O ideal é ter uma passagem a cada quilômetro, sempre acompanhando as manchas dos habitats selecionados pelos animais (Beier, 2010), neste caso as áreas de mata ciliar.

Outro ponto de extrema importância para o sucesso dos corredores ecológicos e de unidades de conservação é a sensibilização dos proprietários rurais do entorno ou

abrangidos pela área de amortecimento destas unidades. Conseguir alterar a percepção destas pessoas em relação aos grandes predadores é ponto chave para evitar a caça e o envenenamento destes animais, quando os mesmos estão fora das unidades (Rosas-Rosas & Valdez, 2010).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora o estudo de grandes predadores em áreas fragmentadas seja de grande relevância, devido ao alto número de registros de pumas em áreas suburbanas e antropizadas, este ainda é um assunto com grandes lacunas, principalmente sobre como estes animais exploram e utilizam o habitat.

Este estudo, embora altamente descritivo, devido ao fato de apenas um animal ter sido monitorado e das falhas de transmissão regular que ocorreram com o rádio-collar, trouxe importantes contribuições para o entendimento da ecologia e história natural do puma. Dentre as contribuições mais relevantes estão informações relativas a seleção de habitat em ambientes fragmentados e padrões de atividades, principalmente porque os dados foram coletados no período de maior atividade dos predadores, ao contrário da maioria de outros estudos realizados.

Conseguimos demonstrar que o uso de rádio-colares GPS fornece um conjunto maior e mais detalhado de dados do que um rádio-collar VHF, mesmo considerando o problema de quebra de antena e não transmissão dos pontos de localização em tempo quase real. O esforço de campo necessário para alcançar um conjunto de dados semelhante com o uso de radiotelemetria VHF, considerando o mesmo nível de detalhamento temporal, exigiria um grande número de pesquisadores no campo, além de gerar um custo operacional muito alto, apresentar maior erro nas coordenadas registradas, e certamente também gerar alteração do comportamento do indivíduo durante os rastreamentos. Estes dois últimos fatores muito provavelmente levariam a um falso resultado na análise da seleção de habitat.

Estes dados, além de permitir a melhor compreensão da ecologia da espécie, podem e devem ser empregados como base para estratégias de preservação, como planos de manejo e determinação de unidades de conservação e corredores ecológicos. Estes por sua vez demandam uma ação integrada do poder público, pesquisadores, sociedade civil organizada (ONG's e OSCIP's), população do entorno e das áreas atingidas, e população em geral para que sejam efetivos e que os resultados esperados para a preservação das espécies sejam atingidos.

É necessário expandir estudos da mesma natureza, utilizando equipamentos, padrões de aquisição e de análise de dados similares, atingindo um maior número de indivíduos monitorados. Isto permitiria verificar a ocorrência de padrões comportamentais e de exploração e seleção de habitat pela espécie, bem como subsidiar discussões e tomadas de decisões por parte dos órgãos ambientais responsáveis pelo manejo da vida silvestre e de área preservadas.

Literatura Citada

- Anderson, C.R., Lindzey, F.G. 2003.** Estimating cougar predation rates from GPS location *clusters*. *Journal of Wildlife Management*, 67: 307-316.
- 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.
- Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D.L., dos Santos, A.A.S. 2005.** BioEstat 4.0 – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas.
- Bailey, T. N. 1993.** The African leopard: ecology and behavior of a solitary felid. Columbia University Press, New York.
- Ballard, W.B., Edwards, M., Fancy, S.G., Boe, S., Krausman, P.R. 1998.** Comparison of VHF and satellite telemetry for estimating sizes of wolf territories in northwest Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, 26 (4): 823-829.
- Barros, B.G., de Paula, T.A.R., de Melo, F.R., da Matta, S.L.P., Souza, T.D., Araújo, G. R., Csermak Jr., A.C., Ávila, E.C., Garay, R.M. 2011.** Monitoramento por radiotelemetria da área de uso de onça preta reintroduzida no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – MG, Brasil. *Ciência Rural*, 41 (7): 1229-1232.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. 2005.** Ecology: Individuals, Populations and Communities. 4th Edition, Blackwell Science Publishing.
- Beier, P. 1995.** Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management*, 59 (2): 228-237.
- Beier, P. 2010.** A focal species for conservation planning. In: Hornocker, M., Negri, S. 2010. *Cougar: Ecology & Conservation*, p. 177-189. The University of Chicago Press.
- Beier, P., Noss, R.F. 1998.** Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12 (6): 1241-1252.
- Beier, P., Choate, D., Barret, R.H. 1995.** Movement patterns of mountain lions during different behaviors. *Journal of Mammalogy*, 76: 1056-1070.
- Burt, W. H. 1943.** Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346-352.
- Cavalcanti, S.M.C. 2003.** Manejo e controle de danos causados por espécies de fauna. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. 2003. *Métodos de Estudo em*

Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre, p. 203-242. Editora da Universidade Federal do Paraná.

Cepagri – Unicamp. 2011.

http://www.cpa.unicamp.br/outras-nformacoes/clima_muni_413.html

Chetkiewicz, C.-L.B., Boyce, M.S. 2009. Use of resource selection functions to identify conservation corridors. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1036–1047.

Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89, 71-82.

Cox, J.J., Maehr, D.S., Larkin, J.L. 2006. Florida panther habitat use: New approach to an old problem. *Journal of Wildlife Management*, 70: 1778-1785.

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., Quigley, H.B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology of London*, 223: 357-370.

Crooks, K.R., Soulé, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.

Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16 (2): 488-502.

Cunningham, A.A. 1996. Disease risk of wildlife translocations. *Conservation Biology*, 10: 349-353.

Currier, M.J.P. 1983. *Felis concolor*. *The American Society of Mammalogists*, 200: 1-7.

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.

Eisenberg, J.F. 1989. *Mammals of the Neotropics Vol I*. University of Chicago Press, Chicago.

EMBRAPA. 2011.

<http://www.urbanizacao.cnpm.embrapa.br/conteudo/uf/sp.html>

- Fahrig, L. 1997.** Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61 (3): 603-610.
- Garton, E.O., Wisdom, M.J., Lena, F.A., Johnson, B.K. 2001.** Experimental designs for radiotelemetry studies. P 14-52. in: Millsaugh, J. & Marzluff, J. (eds.). *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, USA.
- Gompper, M.E. 2000.** Top carnivores in the suburbs? Ecological and conservation issues raised by colonization of North-eastern North America by coyotes. *BioScience*, 52 (2): 185-190.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W., Reed, C. 1989.** Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480.
- Habblewhite, M., Merrill, E., MacDonald, T.L. 2005.** Spatial decomposition of predation risk using resource selection functions: an example in a wolf-elk predator prey system. *Oikos*, 111: 101-111.
- Harris, S., Cresswell, W.J., Forde, P.G., Trehella, W.J., Woolard, T., Wray, S. 1990.** Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review*, 20: 97-123.
- Hornocker, M.G. 1970.** An analysis of mountain lion predation upon mule deer and elk in the Idaho Primitive Area. *Wildlife Monographies*, 21: 3-39.
- Hornocker, M., Negri, S. 2010.** *Cougar: Ecology & Conservation*, p. 177-189. The University of Chicago Press.
- Hovey, F. 1999.** *The Home Ranger*, versão 1.5.
- IBGE. 2009.** IBGE Cidades. Produções agrícolas paulinenses.
- Infoseca.** www.infoseca.sp.gov.br. (acessos em 2011).
- Inskip, C., Zimmermann, A. 2009.** Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide *Oryx*, 43 (1): 18–34.
- Ivlev, V. S. 1961.** *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes*. New Haven: Yale University Press.
- Jacob, A.A., Rudran, R. 2003.** Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. 2003. *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*, p. 285-342. Editora da Universidade Federal do Paraná.

- 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.
- Kautz, R., Kawula, R., Hctor, T., Comiskey, J., Jansen, D., Jennings, D., Kasbohm, J., Mazzortti, F., McBride, R., Richardson, L., Root, K. 2006.** How much is enough? Landscape land conservation for the Florida Panther. *Biological Conservation*, 130: 118-133.
- Koehler, G.M., Hornocker, M.G. 1991.** Seasonal resource use among mountain lions, bobcats, and coyotes. *Journal of Mammalogy*, 72: 391-396.
- Knopff, K.H., Knopff, A.A., Warren, M.B., Boyce, M.S. 2009.** Evaluating global positioning system telemetry techniques for estimating cougar predation parameters. *Journal of Wildlife Management*, 73: 586-597.
- Land, E.D., Shindle, D.B., Kawula, R.J., Benson, J.F., Lotz, M.A., Onorato, D.P., 2008.** Florida Panther Habitat Selection Analysis of Concurrent GPS and VHF Telemetry Data. *The Journal of Wildlife Management*, 72(3): 633-639.
- LaRue, M.A., Nielsen, C.K. 2008.** Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modelling*, 212: 372-381.
- Laundré, J.W., Hernández, L. 2010.** What we know about pumas in Latin América. In: Hornocker, M., Negri, S. 2010. *Cougar: Ecology & Conservation*, p. 76-90. The University of Chicago Press.
- Lindstedt, S.L., Miller, B.J., Buskirk, S.W. 1986.** Home range, time, and body size in mammals. *Ecology*, 67 (2): 413-418.
- Lindzey, F.G., Van Sickle, W.D., Barnhurst, B.B., Hemker, T.P., Laing, S.P. 1994.** Cougar population dynamics in Southern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 58 (4): 619-624.
- Little, S.J., Harcourt, R.G., Clevenger, A.P. 2002.** Do wildlife passages act as prey-traps? *Biological Conservation*, 107: 135-145.
- Logan, K. A., Swenor, L.L. 2010.** Behavior and social organization of a solitary carnivore. In: Hornocker, M., Negri, S. 2010. *Cougar: Ecology & Conservation*, p. 105-117. The University of Chicago Press.
- Maehr, D.S., Cox, J.A. 1995.** Landscapes features and panthers in Florida. *Conservation Biology*, 9: 1008-1019.

- Maehr, D.S., Land, E.D., Shindle, D.B., Bass, O.L., Hctor, T.S. 2002.** Florida panther dispersal and conservation. *Biological Conservation*, 106: 187-197.
- Mantovani, J. E. 2001.** Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo. 117p.
- Marcum, C.L., Loftsgaarden, D.O. 1980.** A non-mapping technique for studying habitat preferences. *Journal of Wildlife Management*, 44: 963-968.
- Mattos, C. 1996.** Contribuição ao planejamento e gestão da Área de Proteção Ambiental de Sousas e Joaquim Egídio, Campinas, SP. Instituto de Biociências-USP, 1996. 235p., il., 30cm. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Departamento de Ecologia Geral-Instituto de Biociências-Universidade de São Paulo.
- Mazzei, K. 1999.** Manejo de Unidades de Conservação em Áreas Urbanas – Parque Estadual da Cantareira: Discussão para a Incorporação de Novas Áreas. São Paulo: DG/ FFLCH/ USP, (Dissertação de Mestrado).
- Mazzei, K. 2007.** Corredores de fauna na região Cantareira – Mantiqueira: evidências geográficas. Tese de Doutorado. USP.
- Mazzolli, M. 2000.** A comparison of habitat use by mountain lion (*Puma concolor*) and kodkod (*Oncifelis guigna*) in the southern Neotropics with implications for the assessment of their vulnerability status. Master's thesis, University of Durham, North Carolina.
- Mazzolli, M., Graipel, M., Dunstone, N. 2002.** Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105: 43-51.
- McCarthy, T.M., Fuller, T.K., Munkhtsog, B. 2005.** Movements and activities of snow leopards in Southwester Mongolia. *Biological Conservation*, 124: 527-537.
- Merrill, E., Sand, H., Zimmermann, B., McPhee, H., Webb, N., Hubblewhite, M., Wabakken, B., Frair, J.L. 2010.** Building a mechanistic understanding of predation with GPS-based movement data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365: 2279-2288.
- Michalski, F., Boulhosa, R.L.P., Faria, A., Peres, C.A. 2006.** Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: Determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9: 179-188).

- Morato, R.G.; Moura, C.A.; Crawshaw JR., P.G. 2002.** Chemical restraint of free ranging jaguars (*Panthera onca*) with a tiletamine-zolazepam combination. In: Medellin, R. El jaguar en el nuevo milenio: una evaluacion de su estado, deteccion de prioridades y recomendaciones para la conservacion de los jaguares en America. Universidad Nacional Autonoma de Mexico/Wildlife Conservation Society. Mexico D.F. pp. 91-99.
- Morrison, S.A., Boyce, W.M. 2009.** Conserving Connectivity: Some Lessons from Mountain Lions in Southern California. *Conservation Biology*, 23 (2): 275-285.
- Neu, C.W., Byers, C.R., Peek, J.M. 1974.** A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38: 541-545.
- Nice, M. M. 1941.** The role of territory in bird life. *American Midland Naturalist*, 26 (3): 441-487.
- Noss, R.F. 1987.** Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, 1 (2): 159-164.
- Núñez, R., Miller, B., Linzey, F. 2002.** Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology of London*, 252: 373-379.
- Palmeira F.B.L., Crawshaw Jr., P.G., Haddad, C.M., Ferraz, K.M.P.M.B., Verdade, L.M. 2008.** Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation*, 141: 118–125.
- 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., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J., Fedriani, J.M. 2001.** Spatial ecology of Iberian Lynx and abundance of European Rabbits in Southeastern Spain. *Wildlife Monographs*, 148: 1-36.
- Paviolo, A.N., Di Blanco, Y.E., De Angelo, C.D., Di Bitetti, M.S. 2009.** Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the atlantic forest. *Journal of Mammalogy*, 90(4):926–934.
- Penteado, M.J.F. 2006.** As Onças e as Abundâncias de Predadores Intermediários em Fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.

- Pierce, B.M., Bleich, V.C., Bowyer, R.T. 2000.** Social organization of mountain lions: does a land-tenure system regulate population size? *Ecology* 81 (6): 1533-1543.
- Quammen, D. 2007.** *Monstros de Deus*. Editora Companhia das Letras.
- Rabinowitz, A. & Nottingham, B.G. 1986.** Ecology and behavior of jaguar in Belize, Central America. *Journal of Zoology of London*, 210: 149–159.
- 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.
- Rohë, F. 2002.** Hábitos alimentares da 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 do Curso (Monografia) Instituto de Biociências, Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 2002. 76 p
- 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.
- Rosas-Rosas, O.C., Valdez, R. 2010.** The Role of Landowners in Jaguar Conservation in Sonora, México. *Conservation Biology*, 24 (2): 366–371
- Ross, P.L., Jalkotzy, M.G. 1992.** Characteristics of a hunted population of cougars in southwestern Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 56: 417-426.
- Ruth, T. K. 1998.** Evaluating cougar translocation in New Mexico. *Journal of Wildlife Management*, 1264-1275.
- Sand, H., Zimmermann, B., Wabakken, B., Andren, H., Pedersen, H.C. 2005.** Using GPS technology and GIS *clusters* analysis to estimate kill rates in wolf-ungulate ecosystems. *Wildlife Society Bulletin*, 33: 914-925.
- Schaller, G.B. 1967.** *The deer and the tiger: A study of wildlife in India*. University of Chicago Press, Chicago.
- Schaller, G. B. 1972.** *The Serengeti Lion: a Study of Predator-prey Relation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Schaller, G.B., Crawshaw Jr., P.G. 1980.** Movement patterns of jaguar. *Biotropica*, 12: 161-168.

- Scognamillo, D.G., Maxit, I.E., Sunquist, M.E., Polistar, J. 2003.** Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology of London*, 259: 269-279.
- Seaman, D.E., Powell, R.A. 1996.** An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77: 2075-2085.
- Seidensticker, J.C., Hornocker, M.G., Willes, W.V., Music, J.P. 1973.** Mountain lion social organization in the Idaho Primitive Area. *Wildlife Monographs*, 35: 3-60.
- Silveira, L. 2004.** Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.
- 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.
- Sunquist, M. E. 1981.** Social Organization of Tigers in Royal Chitawan National Park, Nepal. *Smithsonian Contribution Zoology*, 336:1-98.
- Sweanor, L.L., Logan, K.A. 2010.** Cougar-human interactions. In: Hornocker, M., Negri, S. 2010. *Cougar: Ecology & Conservation*, p. 190-205. The University of Chicago Press.
- Sweanor, L.L., Logan, K.A., Hornocker. 2000.** Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*, 14: 798-808.
- Terborgh, J. 1988.** The big things that run the world – a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology*, 2 (4): 402-403.
- Van Dyke, F.G., Brocke, R.H., Shaw, H.G., Ackerman, B.B., Hemker, T.P., Lindzey, F.G. 1986.** Reactions of mountain lions to logging and human activity. *Journal of Wildlife Management*, 50:95-102.
- White, G.C., Garrot, R.A. 1990.** Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego, USA.
- 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.
- Wolf, M.C., Griffith, B., Reed, C., Temple, S.A. 1997.** Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, 10: 1142-1154.
- Worton, B.J. 1987.** A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modeling*, 38: 277-298.
- Worton, B.J. 1989.** Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology*, 70: 164-168.

Uso do habitat por jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) em um remanescente de Mata Atlântica no município de Atibaia, Estado de São Paulo

Marcel José Franco Penteado

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – IB – UNICAMP

Dr. José Eduardo Mantovani

CRN - INPE

Profa. Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz

Depto. de Biologia Animal – IB - Unicamp

RESUMO

Embora amplamente distribuída pelo continente americano, ocorrendo desde o sul dos Estados Unidos até o norte da Argentina, e ocupando diversos biomas, pouco se sabe acerca da ecologia da jaguatirica (*Leopardus pardalis*). Várias questões importantes para o manejo eficiente desta espécie permanecem carentes de informações como, por exemplo, qual a área de vida, padrões de atividade e preferência por tipo de habitat, principalmente em regiões com altos níveis de fragmentação e perturbações antrópicas. Nós acompanhamos três jaguatiricas, uma fêmea (durante um ano) e dois machos (ambos por um mês) e obtivemos estimativas de área de vida (MCP 680ha) dentro dos intervalos já descritos na literatura para regiões florestais (entre 160 e 5000ha). Detectamos sobreposição entre as áreas de vida dos três indivíduos monitorados, embora não seja usual que machos apresentem sobreposição. Verificamos que a fêmea monitorada seleciona locais com vegetação mais densa no período diurno, mas percorre trilhas, no período noturno. Aparentemente evita as trilhas maiores logo ao anoitecer, período em que registramos maior atividade de pumas (*Puma concolor*), o que pode ser uma estratégia de evitação de confronto.

Palavras-chave: jaguatiricas, área de vida, conservação, seleção de habitat.

INTRODUÇÃO

A jaguatirica (*Leopardus pardalis*), assim como o puma (*Puma concolor*) apresenta ampla distribuição geográfica do continente americano, desde o sul dos Estados Unidos até o norte da Argentina, ocorrendo em habitats diversos (Ludlow & Sunquist, 1987; Oliveira, 1994; Nowell & Jackson, 1996; Murray & Gardner, 1997; Eisenberg & Redford, 1999). Em algumas regiões, sua população encontra-se reduzida a aproximadamente cem indivíduos (Sul dos Estados Unidos – Tewes & Hughes, 2001; Haines *et al.*, 2006), e em outros locais, principalmente nas florestas tropicais, pouco se sabe sobre sua ecologia (Sunquist & Sunquist, 2002; Di Bitetti *et al.*, 2008).

No passado recente, a caça para obtenção de peles reduziu as populações desta espécie a níveis críticos em várias áreas. Após a redução, e até mesmo paralisação da caça, foram registradas recuperações do número de indivíduos em algumas regiões. Assim como os outros predadores de médio e grande porte, as jaguatiricas sofrem com a perda e degradação de habitat, sendo esta atualmente a maior ameaça à sua sobrevivência (Kitchener, 1991; Beier, 1995; Nowell & Jackson, 1996; Murray & Gardner, 1997; Wilcove *et al.*, 1998; Woodroffe & Ginsberg, 1998; Woodroffe, 2000; Cramer & Portier, 2001; Crooks, 2002; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; Sunquist & Sunquist 2002; Haines et al. 2005; Di Bitetti *et al.*, 2008).

Considerando o atual estado de fragmentação da Mata Atlântica, cuja área atual corresponde a apenas 7% de sua cobertura original (S.O.S. Mata Atlântica, 2011), a sobrevivência não só das jaguatiricas, mas de muitas espécies de predadores, está altamente ameaçada. A maior parte das espécies está confinada a alguns poucos remanescentes de mata de maior porte, e em muitos fragmentos pequenos, isolados ou inseridos em uma matriz de áreas agrícolas e urbanizadas, com grande pressão do mercado imobiliário e da caça ilegal (Chiarello, 2000; Cullen *et al.*, 2000 e 2001; Galindo-Leal & de Gusmão Câmara, 2003; Pentead, 2006; Mazzei, 2007).

Para o manejo eficiente da espécie é imprescindível o conhecimento de sua ecologia, englobando desde hábitos alimentares até uso de habitat e a genética

populacional (Tewes & Hughes, 2001; Lopes & Mantovani, 2005a; Di Bitetti *et al.*, 2008).

Estudos recentes com novos métodos, em especial as armadilhas fotográficas, estimam a densidade e descrevem padrões de atividade, uso de habitat e comportamento territorial (Maffei *et al.* 2002, 2005; Trolle & Kéry 2003 e 2005; Di Bitetti *et al.* 2006; Haines *et al.* 2006; Maffei & Noss, 2008). No entanto, o uso destes métodos para estas finalidades levantam várias questões referentes à abrangência que estes estudos conseguem atingir em áreas extensas (Maffei & Noss, 2008).

A determinação do distanciamento ideal entre os pontos amostrais para instalação das armadilhas fotográficas depende de informações relativas à área de vida da espécie na região do estudo, e em muitos casos, esta informação não está disponível (Maffei & Noss, 2008). Para contornar este problema, pesquisadores utilizam a média da máxima distância de deslocamento (MMDM), que se pressupõe ser uma aproximação do diâmetro da área de vida do animal (Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998; Maffei & Noss, 2008; Di Bitetti *et al.*, 2008). No entanto, com o uso desta estimativa, os pesquisadores obtêm densidades superestimadas em muitos casos. Apenas trabalhos simultâneos de radiotelemetria e armadilhamento fotográfico em um mesmo local podem confirmar se o MMDM é uma aproximação válida para o diâmetro da área de vida da espécie estudada (Dillon 2005; Soisalo & Cavalcanti 2006; Di Bitetti *et al.*, 2008; Dillon & Kelly, 2008; Maffei & Noss, 2008).

De forma ideal, o estudo de áreas de vida, sobreposição entre indivíduos, padrões de uso e seleção de habitat devem ser baseados no uso adequado de radiotelemetria, seja ela VHF ou GPS (Lindzey *et al.*, 1994; Beier, 1995; Pierce *et al.*, 2000; Cramer & Portier, 2001; Palomares *et al.*, 2001; Dickson & Beier, 2002; Dickson *et al.*, 2005; McCarthy *et al.*, 2005). Um número reduzido de estudos utilizando esta técnica com jaguatiricas são encontrados na literatura (Emmons, 1988; Konecny, 1989; Mantovani, 2001; Jacob, 2002; Lopes & Mantovani, 2005a e b; Haines *et al.*, 2006; Maffei & Noss, 2008), e poucas informações estão disponíveis acerca desta espécie em áreas de Mata Atlântica (Chiarello, 2000; Costa, 2007; Di Bitetti *et al.*, 2008; Goulart *et al.*, 2009a e 2009b).

Para ajudar a preencher algumas destas lacunas, realizamos o monitoramento de três jaguatiricas através de radiotelemetria VHF, associado ao uso de armadilhamento fotográfico, em um remanescente de Mata Atlântica incluso num contínuo de vegetação.

OBJETIVOS

Determinar a área de vida, sobreposição entre indivíduos, seleção de habitat, separação temporal no uso de trilhas e estimar o número de jaguatiricas num fragmento de Mata Atlântica inserido na Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo.

MATERIAIS E MÉTODOS

1. Área de Estudo

Os trabalhos de captura e rastreamento foram concentrados no município de Atibaia, Estado de São Paulo.

Realizamos o estudo em uma reserva de Mata Atlântica – “Reserva do Vuna” – localizada no interior da Fazenda Vale Encantado. A reserva abrange cerca de 550 hectares de Mata Atlântica secundária, trechos de mata em regeneração e plantações de *Pinus* e eucalipto (coordenadas UTM: 347152L, 7430489S, região 23k). As áreas adjacentes também possuem uma porcentagem relativamente grande de cobertura de mata nativa, estando inseridas no Monumento Natural Estadual da Pedra Grande (MNEPG - figura 1). Este MNE é uma das quatro unidades de conservação criadas pela Fundação Florestal em 2010, e estas constituem um contínuo de Mata Atlântica que se inicia no Parque Estadual de Cantareira e totaliza aproximadamente 40.000ha de áreas contínuas preservadas (Fundação Florestal, 2010).

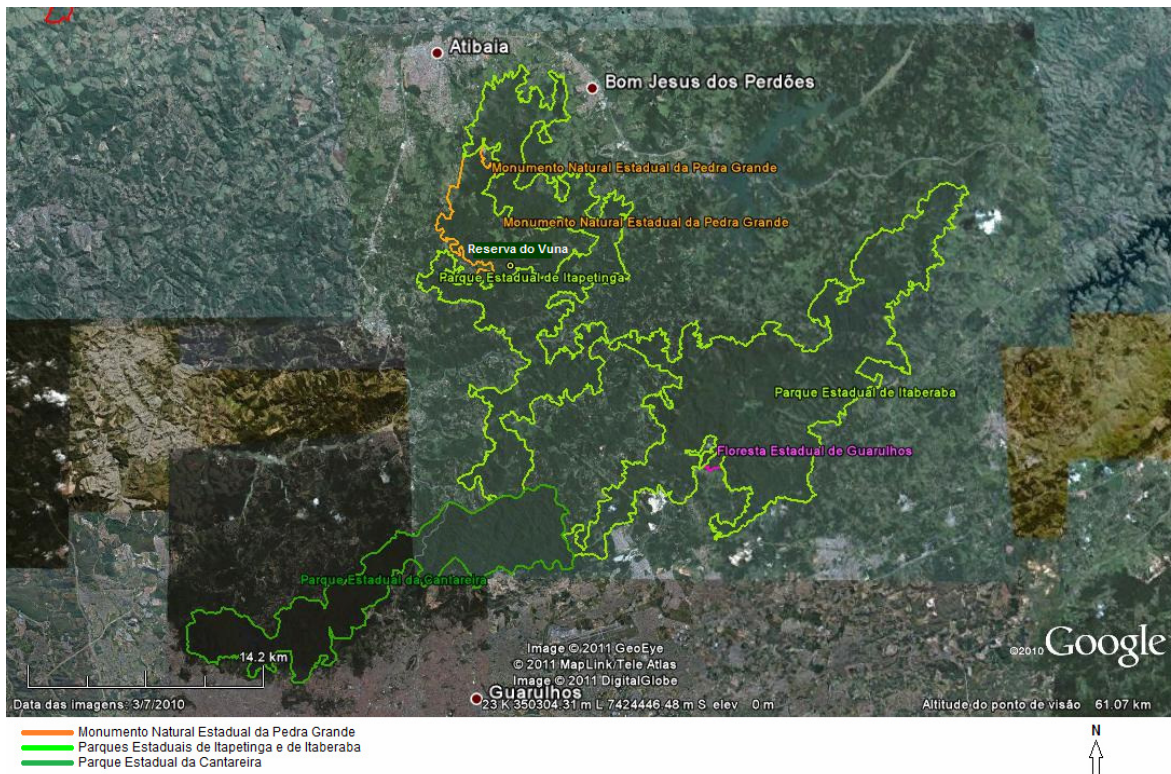


Figura 1: Vista geral da região onde se insere a área de estudo (parte do Monumento Natural Estadual da Pedra Grande), com as Unidades de Conservação que fazem parte do “Contínuo Cantareira”.

O município de Atibaia localiza-se na região físió-geográfica do “Planalto Atlântico”. O relevo é bastante acidentado (figura 2), com altitudes variando de 930m a 1315m, e afloramentos graníticos (“lajeados” – Carvalho *et al.*, 1975). O clima é subtropical úmido, Cwa, segundo classificação de Köppen, com temperaturas anuais variando entre -4,3 °C e 37,6 °C (Meira-Neto *et al.*, 1989). As estações do ano são bem marcadas, com uma estação seca de abril a novembro (Cepagri – Unicamp, 2011, Embrapa, 2011). A vegetação predominante da região é Floresta Semidecídua de Altitude (Meira-Neto *et al.*, 1989).



Figura 2: Vista da região da Reserva do Vuna a partir de dois afloramentos graníticos (Fotos: Luciana Y. Uehara).

Em estudo prévio realizado entre os anos de 2003 e 2005, registramos nesta região o puma (*Puma concolor*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato-mourisco (*Puma yagouarundi*), o gato-maracajá (*Leopardus pardalis*), o gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*), o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), o guaxinim (*Procyon cancrivorus*), o quati (*Nasua nasua*), a irara (*Eira barbara*) e o furão (*Galictis cuja*), e existem relatos da ocorrência de onça-pintada (*Panthera onça*) em áreas próximas ao local do estudo (Penteado, 2006).

2. Armadilhamento fotográfico

Utilizamos o armadilhamento fotográfico para definir locais de captura e para termos uma noção aproximada da quantidade de jaguatiricas que ocorrem na área de estudo. Como não dispúnhamos de número suficiente de câmeras para conduzir estudos mais detalhados, referentes a características populacionais e demográficas, apenas computamos as espécies e indivíduos registrados, data e horário de registro.

Na fazenda onde foram realizados os estudos funciona uma eco-pousada, de modo que pudemos instalar as câmeras apenas em uma trilha, com menor circulação de visitantes.

Utilizamos duas armadilhas fotográficas de filme (Trapa Câmera®) e quatro digitais (Tigrinus®), mas não em períodos e intervalos constantes. As armadilhas "Trapa

Câmera®” apresentaram problemas no sensor após cerca de 8 meses de uso, e interrompemos seu uso.

Devido ao número reduzido de câmeras e ao uso de apenas uma trilha para amostragem, privilegiamos a instalação em pontos onde já tínhamos o conhecimento prévio de serem locais de passagem (Penteado, 2006), também onde detectamos trilheiros de animais (“carreiros”) na vegetação ao lado das trilhas principais, e em locais onde constantemente sentimos o odor de marcação odorífera. Deste modo, embora não tenhamos adotado um espaçamento rigorosamente padronizado entre os pontos de amostragem, tentamos potencializar os registros das espécies de interesse (Karanth *et al.*, 2003). Dispusemos as armadilhas fotográficas entre 2 e 4 pontos de amostragem simultaneamente, variando de acordo com a disponibilidade das mesmas para instalação, com espaçamento variável entre 500 e 1000m (figura 3).

No primeiro ano de armadilhamento fotográfico, entre os meses de junho e dezembro de 2008 (sete meses) e fevereiro e junho de 2009 (cinco meses), utilizamos de duas a quatro armadilhas fotográficas Trapacâmera® convencionais simultaneamente, num total de 476 armadilhas-dia. A cada 15 dias de campo as câmeras eram recolhidas e deixadas abertas por uma semana para eliminar a umidade que poderia ter se acumulado no interior das mesmas. As câmeras foram mantidas ligadas durante as 24 horas do dia. Não é possível regular a sensibilidade do sensor neste modelo de armadilha fotográfica. Na segunda metade do primeiro período de monitoramento, três das câmeras disponíveis passaram a apresentar problemas no sensor, disparando fotos sequencialmente até esgotar o filme, mesmo se tomando todas as precauções quanto à montagem mais adequada para se evitar disparos “fantasma” (falso).

Realizamos o segundo período de armadilhamento fotográfico entre os meses de março e setembro de 2010 (sete meses), com armadilhas fotográficas digitais Tigrinus®. Programamos as armadilhas para efetuar registros durante as 24 horas do dia. Este período de monitoramento foi mais irregular que o primeiro (480 armadilhas-dia), devido a uma ocorrência de roubo no interior da fazenda.

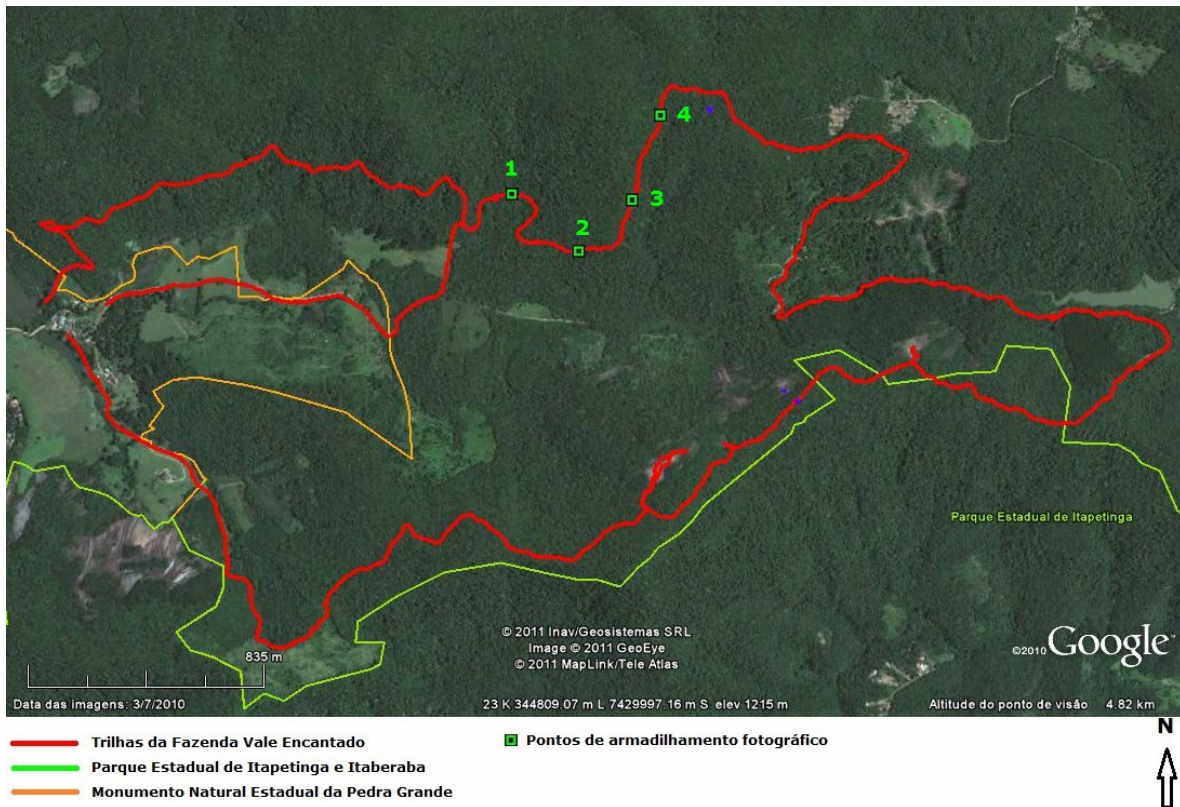


Figura 3: Locais de armadilhamento fotográfico. Os pontos não foram utilizados simultaneamente.

2. Captura dos Animais

Utilizamos armadilhas tipo gaiola (figura 4), com iscas vivas (frangos) e odoríferas (*Canine Call*® e *Pro's Choice*®), além de óleo contido em alimentos úmidos industrializados para cães e gatos ("Pedigree pedaços ao molho"® e "Whiskas Sachê"®). Fizemos uma tentativa (sem sucesso) de captura com armadilhas de laço ("snares") por um período de 15 dias. As armadilhas tipo gaiola permaneceram iscadas e abertas entre agosto e dezembro de 2008, fevereiro e junho de 2009 (uma armadilha), julho e outubro de 2010 (duas armadilhas) e maio e agosto de 2011 (duas armadilhas).



Figura 4: Armadilha utilizada na captura das jaguatiricas (Fotos: Marcel J. F. Penteadó).

As armadilhas foram abertas ao entardecer, e vistoriadas cedo no dia seguinte, para reduzir o tempo que os animais ficaram presos. Realizamos a seleção dos locais para instalação das mesmas (figura 5) com base em dados prévios relacionados à grande incidência de rastros da espécie (Penteadó, 2006) e fotos do armadilhamento fotográfico.

Os procedimentos de sedação dos animais foram realizados por veterinários com experiência em anestésiar animais silvestres no campo. Todos os indivíduos foram manejados de forma similar, sendo tranquilizados utilizando-se o fármaco anestésico Zoletil 50®, na proporção de adequada para a espécie (Shindle & Tewes, 2000; Morato *et al.*, 2002), que foram administrados com auxílio de equipamento de injeção remota. Considerando-se a aproximação segura, foram iniciados os procedimentos de marcação, sexagem, biometria, coleta de amostras e colocação do rádio-colar. As amostras de sangue foram destinadas ao Banco de Amostras Biológicas do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Predadores Naturais (CENAP/ICMbio). Apenas foram sedados animais adultos.

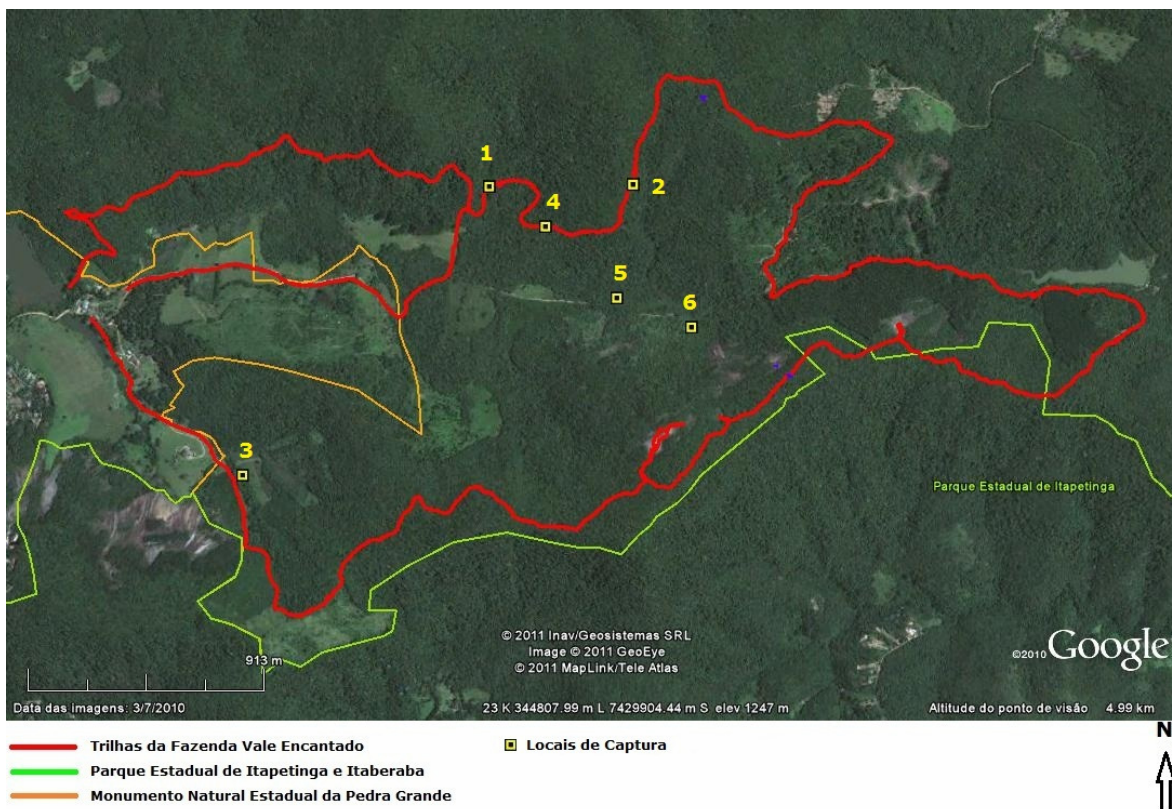


Figura 5: Locais de captura selecionados através de frequência de rastros e registros fotográficos da espécie de interesse.

Após os trabalhos de biometria, coleta de amostras e colocação do rádio-colar, recolocamos os animais na armadilha e os acompanhamos até o total restabelecimento dos efeitos do anestésico, após o qual foram soltos no mesmo ponto de captura. Obtivemos a posição geográfica com um receptor GPS.

Embora a captura seja um evento incerto, a decisão de sedar, manipular e aparelhar o animal com rádio-colar deve obrigatoriamente obedecer a critérios éticos e sempre levando em consideração o bem-estar do animal. Animais muito jovens, sub-adultos, muito abaixo do peso esperado, velhos ou debilitados devem ser soltos sem intervenção alguma por parte dos pesquisadores.

Durante a manipulação do animal também é de extrema importância manter uma equipe pequena e bem integrada (três a quatro pessoas), além de níveis baixos de estímulos, de modo a reduzir o nível de *stress* ao qual o animal está exposto. Neste sentido, é recomendável aplicar gaze ou algodão no ouvido do animal para reduzir o nível

de ruído ao qual está exposto e também colocar um pano nos olhos do mesmo, para que não receba estímulos visuais durante a realização dos procedimentos.

Neste trabalho empregamos estes procedimentos e somente realizamos a soltura dos animais que foram sedados após o total restabelecimento dos mesmos.

4. Radiotelemetria

Utilizamos rádio-colares VHF modelos Followit TXP-10®, em 150MHz. Para rastreamento utilizamos receptor Followit RX-98E® e antena direcional Y-4FL®, com 4 elementos. Realizamos todos os rastreamentos ao nível do solo, preferencialmente nos pontos mais altos do relevo. Para registro das localizações e azimutes utilizamos GPS Holux GPSport 250® e bússola de navegação Geonaute®.

Utilizamos o método de triangulação descrito em Jacob & Rudran (2003). Coletamos normalmente três a quatro pontos e seus respectivos ângulos para realizar a triangulação e estimar a localização. Corrigimos os dados com base na declinação magnética para a região (fonte: NOAA - www.ngdc.noaa.gov/geomagmodels/Declination.jsp). A correção dos pontos pela declinação magnética é importante para evitar erros de localização, principalmente quando os objetivos do trabalho incluem verificar padrões de uso e seleção de habitat (Lopes & Mantovani, 2005b).

Também avaliamos o erro nas localizações, rastreando os transmissores colocados em pontos fixos no campo, a partir de vários locais nas trilhas e nos afloramentos rochosos presentes na área.

Realizamos a coleta de dados no campo a cada dois dias nos primeiros quatro meses de monitoramento, passando a uma periodicidade semanal nos meses seguintes. Em semanas com alta incidência de chuvas não realizamos rastreamentos, de modo que não temos uma série temporal com intervalos regulares para nenhum dos três animais rastreados.

5. Geoprocessamento

A análise de variáveis relacionadas ao uso de habitat depende dos trabalhos de mapeamento e geoprocessamento da área de estudo (Jacob & Rudran, 2003). Para tal finalidade, utilizamos o *software* Ilwis Academic 3.0 (ITC, Unit SER/GSD, 2001).

Utilizamos um mosaico de imagens de satélite extraídas do Google Earth como base para os trabalhos de geoprocessamento. Importamos as imagens em formato tif e georreferenciamos as mesmas com coordenadas UTM. Posteriormente traçamos *layers* referentes à hidrografia, cobertura de vegetação nativa e modalidades de uso e ocupação do solo através da ferramenta de criação de mapas de segmento (*segment map*).

Também criamos mapas de pontos (*point maps*) referentes a cada mapa de segmentos, para a conversão dos mesmos em mapas de polígonos (*polygon map*). Convertemos estes mapas para formato *raster* para a utilização das ferramentas de cálculo de área.

Como tipos de cobertura vegetal e de uso de solo definimos as seguintes classes:

1. Mata (MT): compreende áreas de mata secundária contínua;
2. Mata em Regeneração (MR): compreende trechos de mata em processo de regeneração, após supressão de plantações de *Pinus* e eucalipto;
3. Mata de *Pinus* (MP): compreende trechos de plantação de *Pinus*;
4. Eucaliptos (EU): compreende áreas cobertas por eucaliptos, seja em forma de talhões bem definidos ou difusos ao longo de estradas e propriedades rurais;
5. Pastos (PS): compreende áreas de vegetação não nativa composta por gramíneas, destinada ao forrageamento de gado bovino;

Como componentes da hidrografia definimos apenas uma classe:

6. Lagos (LG): lagos e açudes de porte variável, naturais e artificiais, sempre circundados por mata ciliar;

Não traçamos os córregos e riachos não evidenciados nas imagens de satélite, embora estejam presentes na área de estudo.

Para a obtenção da área correspondente a cada tipo de cobertura vegetal, utilizamos a ferramenta de cálculo de áreas (*Area Numbering*) em um mapa em formato raster obtido

através da ferramenta “*Glue Maps*”. Utilizamos estes dados na análise de preferência por tipo de habitat (ou seleção de habitat).

6. Análises de Uso de Área

Pesquisas envolvendo radiotelemetria tendem a ser de natureza descritiva, correlacionada ou manipulativa, principalmente para espécies que ainda carecem de informações básicas acerca de sua história natural (Garton *et al.*, 2001; Silveira, 2004; Jacob & Rudran, 2003). No presente estudo, trabalhamos principalmente com variáveis descritivas e correlativas, devido à natureza dos dados coletados.

Inserimos os pontos inicialmente no Google Earth para a realização de uma análise exploratória, e posteriormente nos *softwares* Ilwis Academic 3.0 e Home Ranger 1.5 (1999), para a análise das variáveis relacionadas ao uso de habitat (Jacob & Rudran, 2003).

6.1. Cálculos de Área de Vida

A área de vida de um animal é o espaço, ou local, onde desenvolve todas as atividades normais de forragear, acasalar e criar sua prole (Burt, 1943). Para o cálculo desta área é necessário acumular localizações (coordenadas) do animal rastreado no ambiente. O resultado de um estudo de área de vida é apresentado na forma numérica (em km² ou hectare), e na forma geométrica de um polígono sobre um mapa da região onde foi realizado o estudo (Silveira, 2004). Este conceito de área de vida difere do conceito de território, que é uma área efetivamente defendida pelo animal (Nice, 1941; Burt, 1943).

É importante também calcular quantos pontos, ou qual o período de monitoramento, necessários para o tamanho da área de vida atingir uma assíntota. Este é obtido pela relação entre o tamanho da área de vida *versus* o número de localizações registradas, e é definido como o número subsequente ao qual o aumento no número de localizações não altera significativamente o tamanho da área de vida. O conhecimento deste valor é fundamental para se avaliar qual o número médio de localizações necessárias para o cálculo que reflita da melhor forma possível a área de vida dos animais

estudados. Caso no período do estudo os dados não tenham atingido uma assíntota, é possível que os animais estejam em dispersão, ou que o tempo de monitoramento tenha sido insuficiente (Jacob & Rudran, 2003; Silveira, 2004).

Neste trabalho realizamos o cálculo de área de vida dos animais monitorados com base nas localizações obtidas através do monitoramento diurno e noturno. Iniciamos os monitoramentos diurnos às 9 horas e os monitoramentos noturnos após o sol se pôr (entre 18 e 19 horas). Calculamos a área de vida para os animais com base em dois modelos: o Mínimo Polígono Convexo (MCP) para os três indivíduos capturados e o Kernel fixo, apenas para o animal com maior número de registros (Seaman & Powel, 1996; Jacob & Rudran, 2003; McCarthy *et al.*, 2005). Também verificamos se existe sobreposição de habitat entre os indivíduos e a ocorrência de uma distância média entre os locais de repouso dos animais monitorados, e diferenças entre as áreas utilizadas considerando separadamente os registros noturnos e diurnos.

O MCP é um dos mais antigos e simples modelos para o cálculo de áreas de vida, e basicamente une as localizações mais distantes de um animal formando um polígono (Harris *et al.*, 1990). Embora extremamente robusto quanto ao pequeno número de localizações necessárias para seu cálculo, apresenta desvantagens, como englobar áreas pouco utilizadas pelo animal monitorado e, conseqüentemente, superestimar sua área de vida. Também não é possível determinar centros de atividade e identificar áreas de maior importância ecológica para o animal alvo do estudo (Jacob & Rudran, 2003; Silveira 2004).

O Kernel fixo é um estimador de área de vida e área de uso não-paramétrico (Worton, 1989), que utiliza um grupo particular de funções de probabilidade e densidade, associados a cada localização registrada. Com base neste método, estima-se a área de uso baseada na porcentagem da distribuição de utilização definida pelo pesquisador (100%, 95%, 80% das localizações) (Worton, 1987 e 1989; Seaman & Powell, 1996; Jacob & Rudran, 2003).

Avaliamos também quanto tempo foi necessário para atingir o valor máximo encontrado para o MCP da área de vida (Silveira 2004) apenas para o animal monitorado com maior número de registros.

Foram utilizados os *softwares* Home Ranger 1.5 (Hovey, 1999) para o cálculo do Kernel fixo, Tracker 1.1 (1994) e Ilwis para o cálculo do MCP da área de vida.

6.2. Preferência por tipo de habitat

Este é um dos fatores mais analisados em estudos de animais silvestres, pois engloba diversos recursos necessários à sobrevivência dos mesmos, como abrigo, alimento, etc. (Jacob & Rudran, 2003).

Para análise do uso de habitat, comparamos a proporção de localizações do animal monitorado em um tipo específico de habitat, com a proporção daquele tipo de habitat disponível na área de vida do indivíduo (Neu *et al.*, 1974; Jacob & Rudran, 2003; McCarthy *et al.*, 2005). Obtivemos a proporção de cada tipo de habitat (ou cobertura vegetal) através de mapas digitais com o uso do *software* Ilwis®.

Embora existam alguns métodos de análise de seleção de habitat (Jacob & Rudran, 2003), optamos por utilizar o Índice de Seleção de Habitat de Ivlev (1961), dado pela fórmula:

$$IVLEV = (U-A)/(U+A)$$

onde:

- U = Utilização do Habitat
- A = Disponibilidade do Habitat

Determinamos também áreas com maior densidade de utilização/localizações durante todo o período do monitoramento e mensalmente, utilizando a ferramenta de medição de densidade de pontos do *software* Ilwis. Sobrepusemos os mapas gerados com os mapas de hidrografia e cobertura vegetal para evidenciar as áreas com maior seleção pelo animal.

Para as análises estatísticas utilizamos o *software* BioEstat 4.0 (Ayres *et al.*, 2005).

RESULTADOS

1. Armadilhamento Fotográfico

Ao longo dos dois períodos de monitoramento fotográfico registramos nove espécies (tabela 1), sendo cinco espécies de carnívoros. Os registros de jaguatirica ocorreram ao longo dos quatro pontos amostrais, mas os registros de pumas concentraram-se nos pontos amostrais 3 e 4.

Tabela 1: Animais registrados através de armadilhamento fotográfico.

| Família | Espécie | Ponto amostral |
|----------------|-----------------------------|-----------------------|
| Felidae | <i>Puma concolor</i> | 3 e 4 |
| | <i>Leopardus pardalis</i> | 1, 2, 3 e 4 |
| Canidae | <i>Cerdocyon thous</i> | 1 e 3 |
| Procyonidae | <i>Nasua nasua</i> | 1 |
| Mustelidae | <i>Eira barbara</i> | 4 |
| Didelphidae | <i>Didelphis sp.</i> | 1, 3 e 4 |
| Dasypodidae | <i>Dasypus novemcinctus</i> | 1 |
| Cervidae | <i>Mazama americana</i> | 3 e 4 |
| Leporidae | <i>Lepus europaeus</i> | 1 |

Verificamos que houve uma clara separação temporal do uso da trilha amostrada pelo pumas e pelos demais animais registrados (figura 6), com o puma presente na trilha até as 21 horas, e os demais ativos em horários mais avançados, reduzindo drasticamente os registros por volta das 6h.

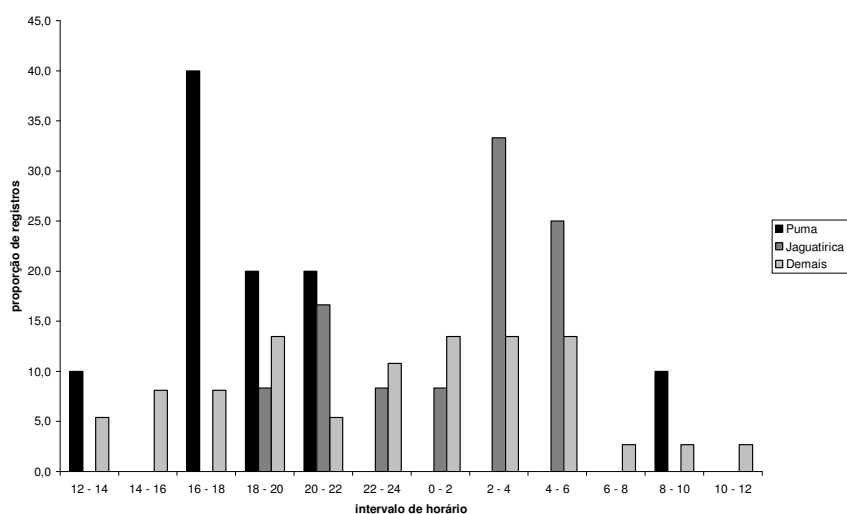


Figura 6: Horário dos registros nas armadilhas fotográficas para o puma, a jaguaritica e as demais espécies (agrupadas em uma classe única; n=63).

Os únicos registros de pumas após o intervalo das 18 às 20 horas é de um indivíduo sub-adulto (figura 7). Embora os registros dos pumas tenham ocorrido no mesmo local, identificamos pelo menos três indivíduos diferentes utilizando a mesma área, sendo dois machos e uma fêmea (figuras 8, 9 e 10, respectivamente).



Figura 7: Puma sub-adulto registrado em 12/10/2008. (Foto: Marcel J. F. Penteadó)



Figura 8: Puma macho adulto registrado em 03/11/2008. Indivíduo apresenta cabeça muito grande em comparação com outros pumas e extensa marcação preta no focinho (Foto: Marcel J. F. Penteadó).



Figura 9: Puma macho adulto registrado pela primeira vez em 26/06/2008. Não apresenta marcação preta no focinho e possui cicatriz no lado direito do pescoço (Foto: Marcel J. F. Penteadó).



Figura 10: Puma fêmea adulta registrada pela primeira vez em 25/10/2008. Animal bastante magro, apresenta grande marcação negra na ponta da cauda e no interior das patas dianteiras (Foto: Marcel J. F. Penteadó).

Quanto às jaguatiricas, registramos apenas dois indivíduos: um macho e uma fêmea (figura 11). Os dois indivíduos foram capturados posteriormente.



Figura 11: Jaguatiricas registradas em armadilhas fotográficas. À esquerda macho fotografado pela primeira vez em 11/09/2008. Ao lado direito, fêmea fotografada pela primeira vez em 03/08/2008. (Fotos: Marcel J. F. Penteado).

Como os pumas não apresentam marcações evidentes na pelagem, conseguimos individualizar apenas algumas fotos. No caso das jaguatiricas, o padrão de marcas na pelagem permitem uma individualização bastante segura (Trolle & Kéry, 2003; Haines *et al.*, 2006). Também utilizamos os padrões de marcação da pelagem para identificar cada um dos animais capturados.

Embora tenhamos poucos registros, detectamos um pico de atividade das jaguatiricas após às 2 horas (figura 12). Outros trabalhos identificaram dois picos de atividade ao longo da noite, variável entre machos e fêmeas, embora em horários não coincidentes, com diferenças de acordo com os locais onde os estudos foram realizados (Maffei *et al.*, 2005; Di Bitetti *et al.*, 2006; Dillon & Kelly, 2008). Também encontramos esta variação de horários de maior atividade entre machos e fêmeas (figura 13).

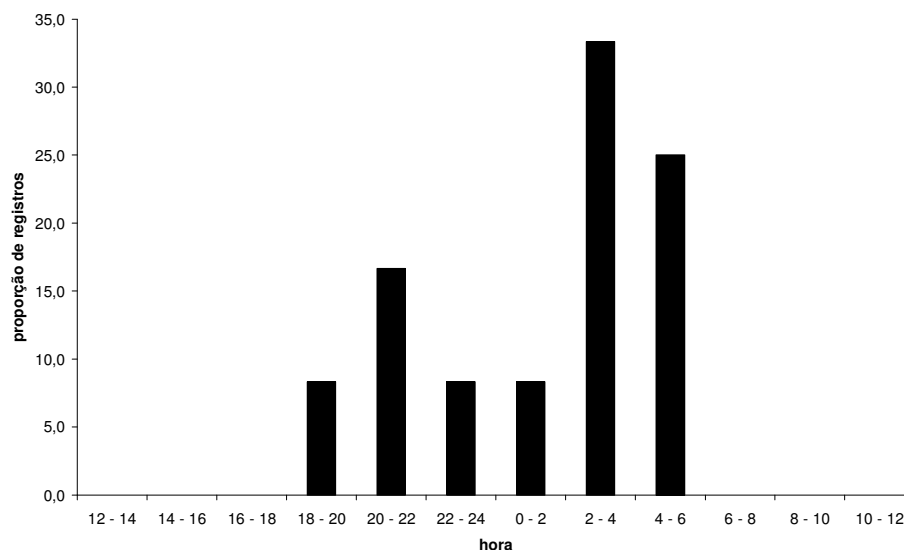


Figura 12: Horários de registros de jaguaris em armadilhas fotográficas. Dados de dois indivíduos, um macho e uma fêmea (n=12).

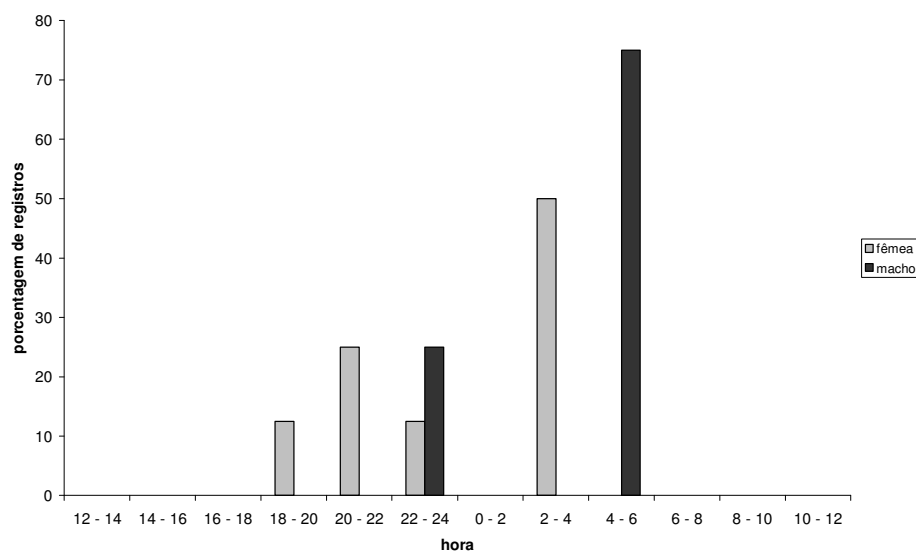


Figura 13: Horários com maior número de registros para os dois indivíduos fotografados na trilha amostrada (n=12).

2. Capturas

Realizamos as campanhas de captura em quatro períodos não contínuos, totalizando 15 meses, e cerca de 230 dias de armadilhamento (mantivemos as armadilhas iscadas entre segunda-feira e quinta-feira). Durante os períodos tivemos sucesso em 14

ocasiões (tabela 2), capturando além das jaguatiricas, cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*) e um gato-mourisco (*Puma yagouarundi*). O uso isolado de iscas odoríferas, sem o uso concomitante de isca viva, não resultou em sucesso de captura.

Capturamos uma das jaguatiricas em sete ocasiões (nos pontos 1 e 2) entre 2008 e 2010, embora em cinco delas fosse um animal ainda sub-adulto. Em 2010 a aparelhamos com rádio-collar. Após mudança do local de captura para os pontos 3, 4 e 5, ela não voltou a ser capturada.

Embora tenham ocorrido capturas de jaguatiricas desde o início dos trabalhos em 2008, até a campanha de 2010 o objetivo era capturar e monitorar pumas, de modo que os animais foram liberados sem receber rádio-collar. Somente em 2010, após obtermos dos equipamentos adequados, passamos a monitorar o uso do habitat também pelas jaguatiricas.

Tabela 2: Resultado das campanhas de captura.

| <i>Período</i> | <i>Data de Captura</i> | <i>Espécie</i> | <i>Sexo/ Indivíduo</i> | <i>Solto com Rádio-Color</i> |
|----------------|------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------------|
| 08 a 12/2008 | 19/08/2008 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA1 | Não |
| | 21/10/2008 | <i>L. pardalis</i> | M / JMA1 | Não |
| | 13/11/2008 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA1 | Não |
| 02 a 06/2009 | 17/02/2009 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA1 | Não |
| | 23/03/2009 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA1 | Não |
| | 15/04/2009 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA1 | Não |
| | 02/05/2009 | <i>P. yagouarundi</i> | NI / NI | Não |
| | 15/05/2009 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA2 | Não |
| | | | | |
| 07 a 10/2010 | 08/07/2010 | <i>C. thous</i> | F / NI | Não |
| | 22/09/2010 | <i>C. thous</i> | M / NI | Não |
| | 24/09/2010 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA1 | Não |
| | 30/10/2010 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA1 | Sim |
| 05 a 11/2011 | 30/06/2011 | <i>L. pardalis</i> | M / JMA2 | Sim |
| | 02/08/2011 | <i>L. pardalis</i> | M / JMA3 | Sim |
| | 02/08/2011 | <i>L. pardalis</i> | F / JFA3 | Não |

Conseguimos uma média de três capturas por campanha, o que pode ser considerado razoável para uma região de Mata Atlântica fragmentada.

2.1 Jaguatiricas registradas

Adotamos um código para cada animal registrado, composto por 3 letras e um número. No caso das jaguatiricas, as letras são J (para a espécie – “Jaguaririca”), M ou F

(para o sexo do indivíduo), A (para a localidade – “Atibaia”) e o número sequencial de acordo com a ordem de registro dos animais, seja em armadilha fotográfica ou em captura. Deste modo, os animais monitorados são a JFA1, JMA2 e JMA3

JFA1: fêmea de aproximadamente quatro anos em 2011, peso de 12kg (figura 14 - a). Capturada em 7 ocasiões. Foi o primeiro animal capturado neste trabalho.

JFA2: fêmea capturada uma única vez em 2009 (Figura 14 - b). Não foi sedada, mas teve peso estimado em 12 a 13kg. Não estimamos a idade. O animal não voltou a ser capturado. É possível que compartilhe trechos de área de vida com a JFA1, embora tenha sido capturada fora dela.

JFA3: animal sub-adulto capturado em 2011 (figura 14 - c). Teve a idade estimada em pouco menos de um ano e o peso, também estimado, em cerca de 8kg. Não foi sedada e não recebeu rádio-colar, devido ao seu porte e ao fato de que ainda estar em processo de crescimento.

JMA1: macho com 7 a 8 anos em 2008 (figura 14 - d), com desgaste dentário relativamente acentuado e fratura em um dos caninos. Teve o seu peso estimado em 16kg. É a jaguatirica mais velha registrada na área.

JMA2: macho de aproximadamente 5 anos e com cerca de 18kg (figura 14 - e). Foi capturado em 2011 e vem sendo acompanhado desde então. É o maior macho já capturado nesta área.

JMA3: macho de aproximadamente 3 anos e cerca de 12kg (figura 14 - f). Foi capturado em 2011 e vem sendo acompanhado desde então. É o menor macho capturado nesta área, apresentando o mesmo peso que a JFA1.

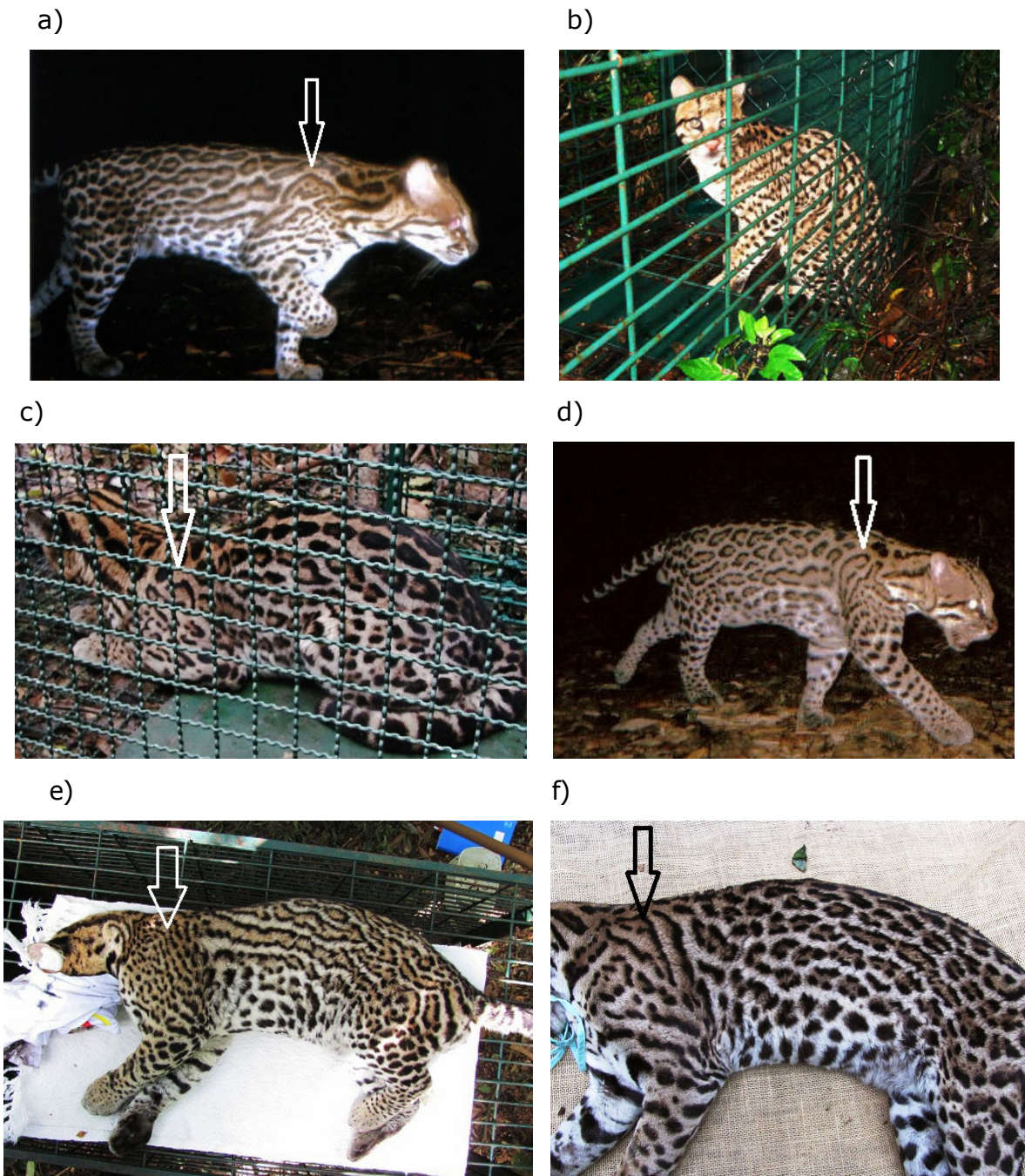


Figura 14: Jaguatiricas capturadas em Atibaia. a) JFA1 (monitorada com rádio-colar); b) JFA2 (não aparelhada com rádio-colar); c) JFA3 (não aparelhada com rádio-colar); d) JMA1 (não aparelhado com rádio-colar); e) JMA2 (monitorado com rádio colar); f) JMA3 (monitorado com rádio-colar) – Fotos: Marcel J. F. Penteadó.

3. Análises de uso de habitat

Realizamos as análises de uso de habitat apenas com os dados da jaguatirica fêmea JFA1, que foi monitorada entre os meses de outubro de 2010 e setembro de 2011. Os dois machos capturados posteriormente, JMA2 e JMA3, contam com poucas localizações até o momento, representando apenas um mês de monitoramento, e os resultados para estes indivíduos seriam subestimados.

A área de estudo é coberta por Mata Atlântica de crescimento secundário em sua maior parte, além de apresentar algumas áreas com plantações de *Pinus* e eucalipto, e poucas pastagens (figura 15). Possui extensa rede de córregos e nascentes.

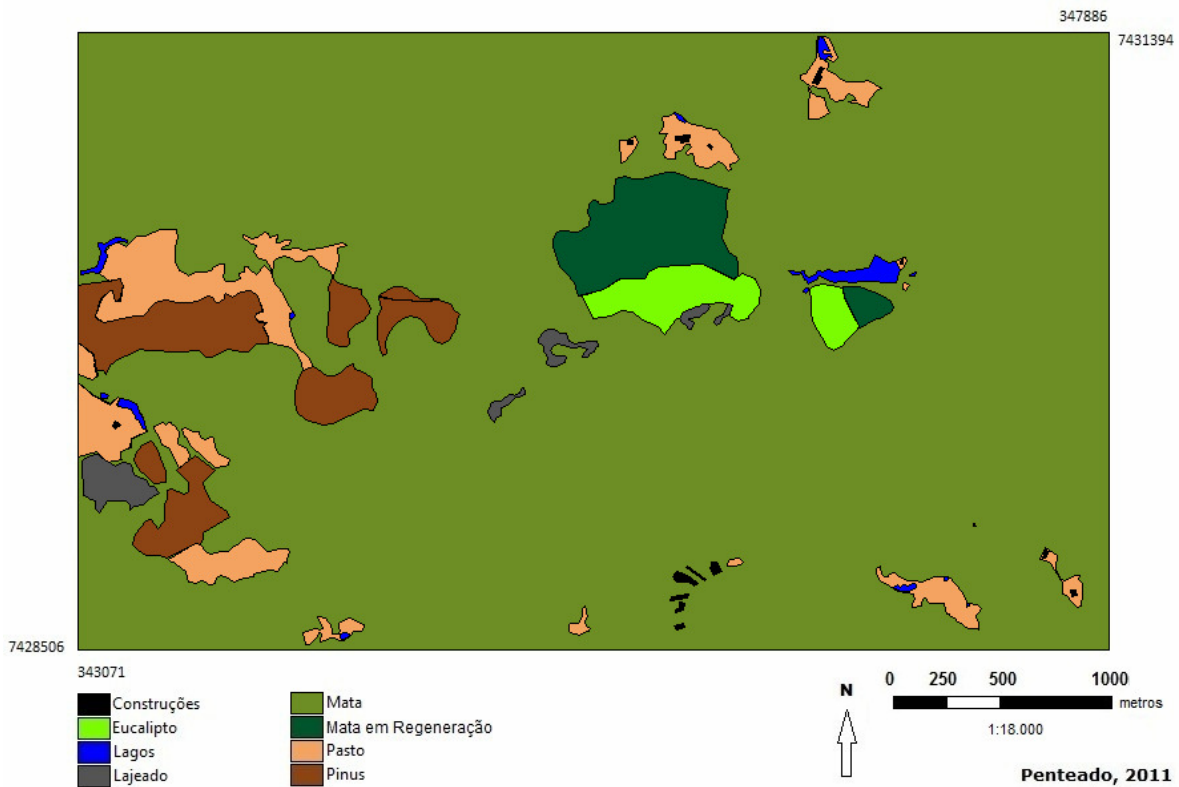


Figura 15: Distribuição dos tipos de cobertura vegetal, lajeados, lagos e construções na Reserva do Vuna e áreas adjacentes.

Registramos até o momento 65 localizações da JFA1, sendo 46 diurnas (que refletem locais de refúgio e repouso) e 19 noturnas. Para os indivíduos JMA2 e JMA3, temos 4 e 6 localizações diurnas, respectivamente.

Algumas das localizações da JFA1 estavam próximas de um bando de sauás vocalizando, o que pode indicar que ela esporadicamente preda estes primatas, comportamento já relatado no Brasil (Bianchi & Mendes, 2005).

Estimamos o erro das localizações dos animais através da triangulação com rastreamentos de transmissores fixos realizados a partir dos lajeados presentes na área e também no interior das trilhas. Quando realizado a partir dos lajeados, com clara visão de todo o terreno, tivemos um erro que variou entre 18 e 83m (erro médio de 68m), e no interior da trilha, a variação foi de 97 a 138m (erro médio de 116m). Posicionamos os colares no interior da mata, em locais relativamente íngremes, mas passíveis de serem alcançados sem necessidade de abrir picadas na vegetação. Devido aos erros registrados, as localizações dentro da faixa de erro foram descartadas para os cálculos de seleção de habitat.

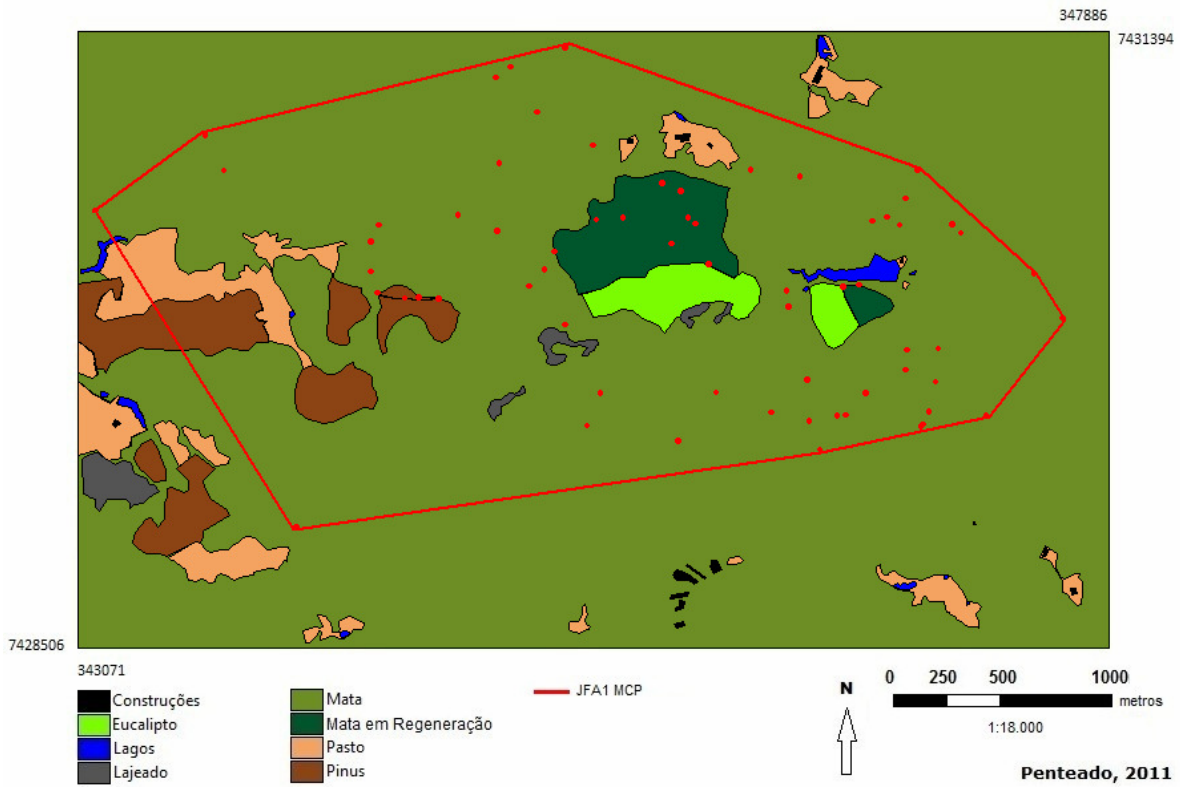
3.1. Área de vida

Calculamos a área de vida dos três indivíduos através do MCP a 100%. Para a JFA1, também calculamos pelo Kernel Fixo.

JFA1

A JFA1 utilizou uma área de 680ha, 506ha e 1128ha, considerando-se MCP a 100% e Kernel Fixo a 75% e 95% (figura 16), com um centro de atividade de cerca de 258ha.

a)



b)

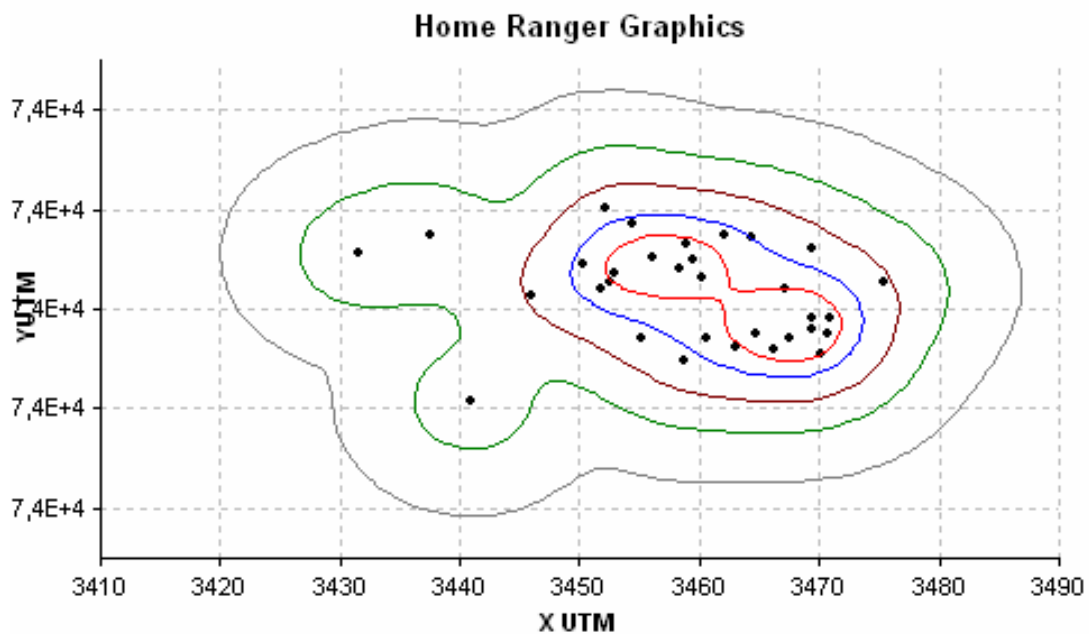


Figura 16: Área de vida do indivíduo JFA1: (a) MCP a 100% (b) Kernel Fixo a 25% (polígono vermelho), 50% (polígono azul), 75% (polígono marrom), 95% (polígono verde) e 100% (polígono cinza).

Obtivemos o valor máximo da área de vida para este animal apenas após 60 registros (figuras 17), embora a área estivesse sem grandes aumentos a partir de 45 localizações (figura 18).

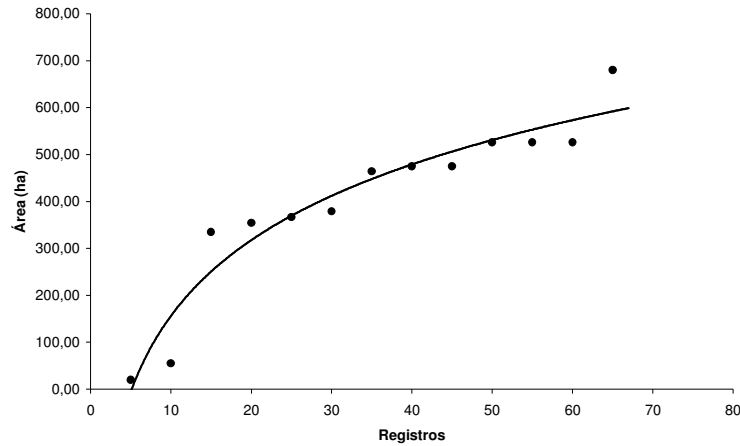


Figura 17: Relação entre número de localizações da JFA1 e tamanho da área de vida estimada pelo MCP a 100%.

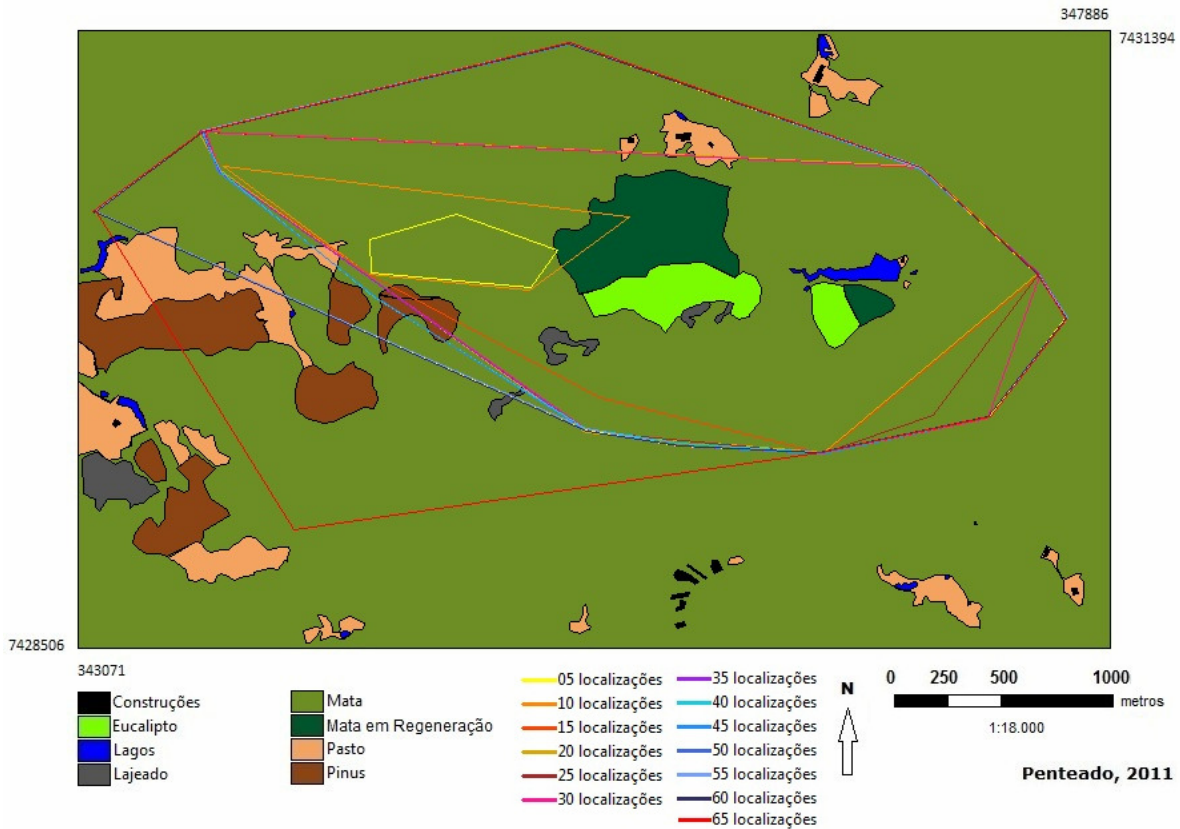


Figura 18: Representação gráfica da expansão do valor da área de vida da JFA1 em função do número de localizações.

JMA2 e JMA3

Os valores das áreas de vida para os dois indivíduos, utilizando MCP a 100% foi de 153,94 ha e 180,20 ha, respectivamente para o JMA2 e para o JMA3 (figura 19 e figura 20).

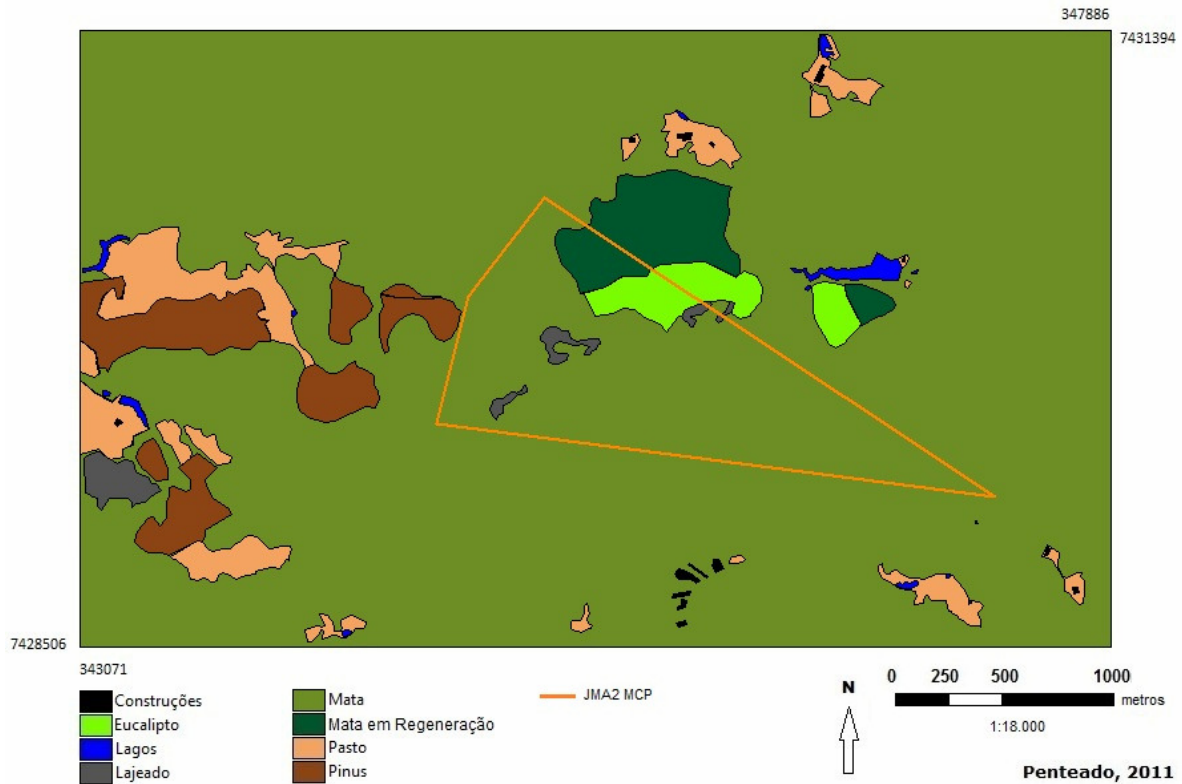


Figura 19: Área de vida do indivíduo JMA2 calculada através do método do MCP a 100%.

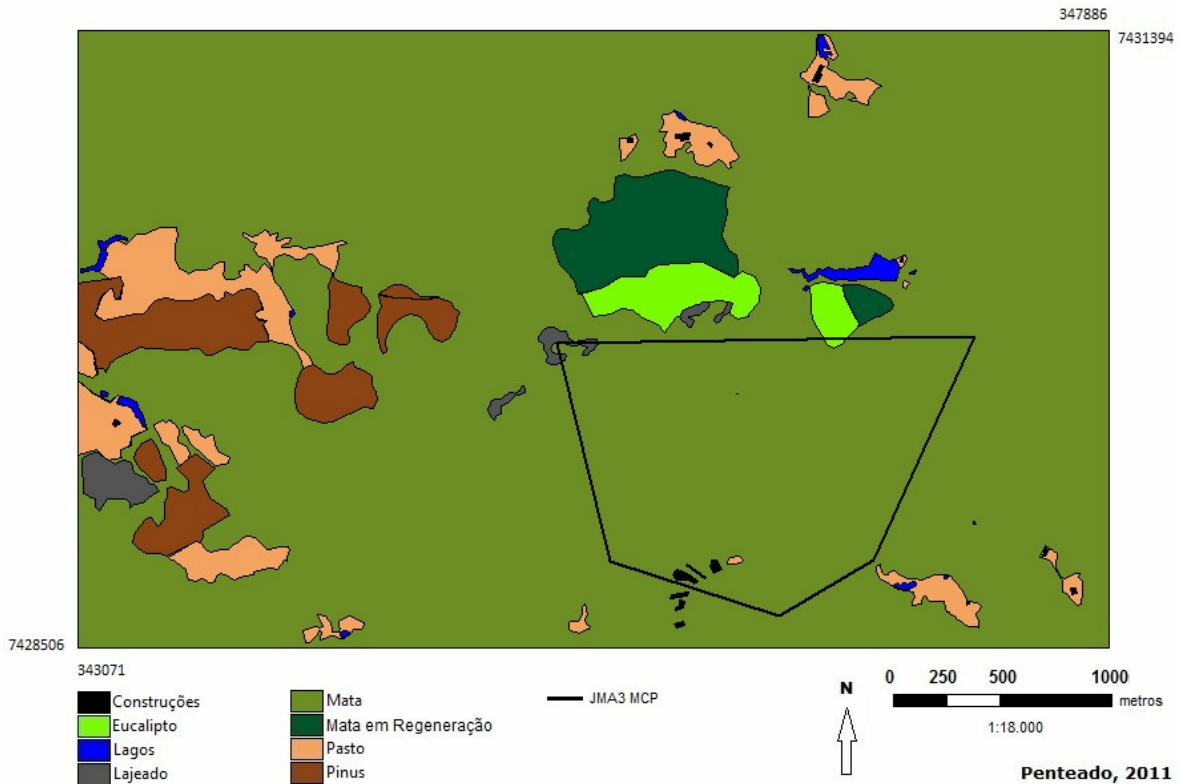


Figura 20: Área de vida do indivíduo JMA3 calculada através do método do MCP a 100%.

Embora não represente a área de vida real destes animais, obtivemos um valor superior ao registrado para a JFA1 considerando o mesmo número de registros (JFA1: 19,66ha; JMA2: 153,94ha; JMA3: 180,20ha). No entanto, considerando o mesmo mês de monitoramento, a área utilizada pela JFA1 foi superior à utilizada pelo JMA3 (JFA1: 218,64ha e JMA3: 180,2ha). Não conseguimos registrar o JMA2 e os outros dois indivíduos no mesmo período.

Sobreposição entre as áreas dos animais monitorados

As áreas dos dois machos apresentaram grande sobreposição espacial. Todavia, quando conseguimos detectar o JMA2, nenhum dos outros indivíduos foi registrado na área, o que dá indícios de separação espacial e temporal. A sobreposição da área dos dois machos com a JFA1 também foi considerável, chegando a 25,58% da área dela compartilhada com os outros dois machos (tabela 3).

Tabela 3: Sobreposição de área do Mínimo Polígono Convexo a 100% entre os indivíduos JFA1, JMA2 e JMA3. As áreas nas linhas sobrepõem às áreas nas colunas.

| | <i>JFA1</i> | <i>JMA2</i> | JMA3 |
|------|--------------|--------------|--------------|
| JFA1 | 100,00 | 20,68 | 11,93 |
| JMA2 | 91,40 | 100,00 | 48,47 |
| JMA3 | 54,97 | 41,41 | 100,00 |

Quando obtivemos localizações tanto da JFA1 e do JMA3, os mesmos estavam aproximadamente a 2000m de distância, exceto por uma ocasião (quando esta distância era de pouco menos de 800m). Considerando apenas este mês, a sobreposição entre a área de ambos foi bastante reduzida (Figura 21).

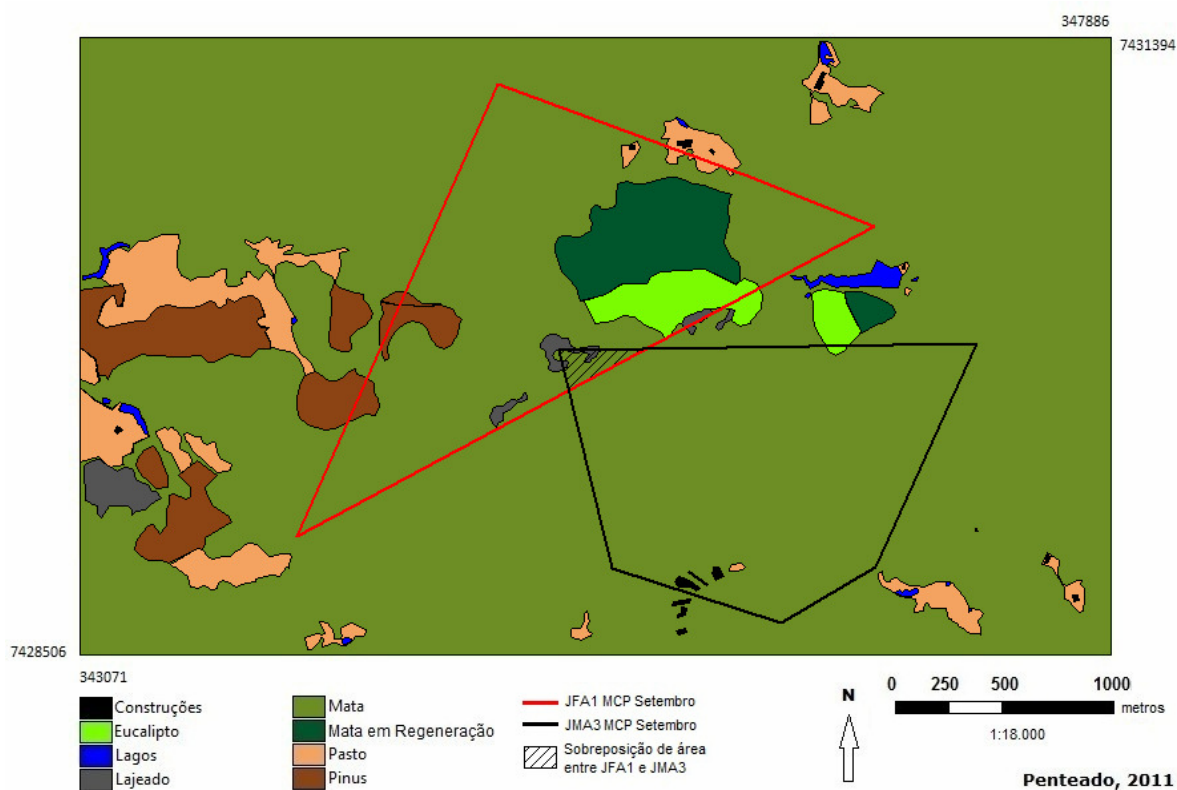


Figura 21: Sobreposição de área utilizada pelos indivíduos JFA1 e JMA3 no mês de setembro de 2011 (4,13ha).

Embora o JMA1 não tenha sido aparelhado com rádio-colar, na região onde o registramos e capturamos não obtivemos localizações dos outros dois machos.

Até o momento, as áreas localizadas a norte da área de vida da JFA1 não são compartilhadas com os outros dois machos (figura 22). Esta é a região onde o JMA1 foi registrado através de armadilhamento fotográfico.

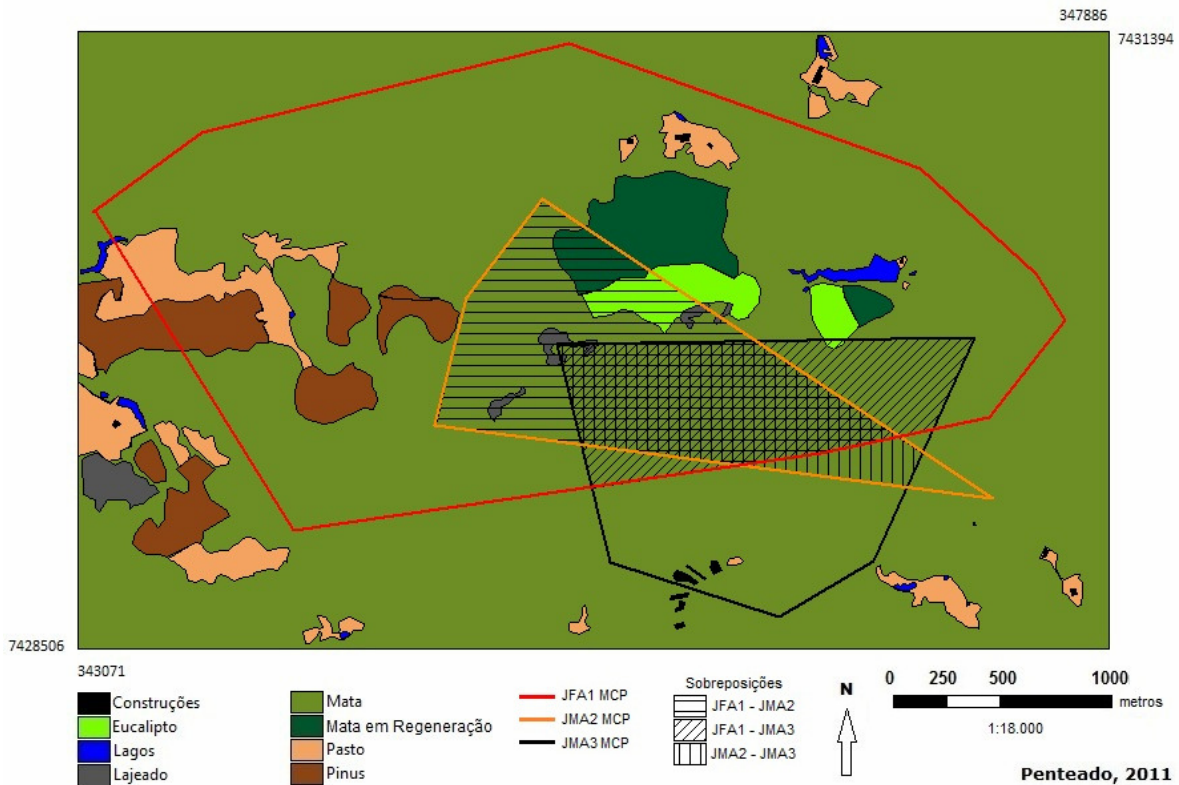


Figura 22: Sobreposição entre as áreas de vida dos três indivíduos monitorados (MCP a 100%).

3.2. Uso de habitat

3.2.1. Seleção de Habitat

Utilizamos apenas os dados da JFA1, que apresenta um conjunto maior de localizações. A análise realizada reflete basicamente a preferência por locais de repouso, e não necessariamente a seleção de habitat deste animal quando ativo. Obtivemos o maior valor de seleção para a classe "Mata em Regeneração" (tabela 4). As áreas consideradas "Mata em Regeneração" são locais onde houve corte e retirada de *Pinus* e eucalipto no

ano de 2008, sendo que atualmente apresentam boa cobertura vegetal, com algumas árvores com mais de 3 metros de altura, e vasto sub-bosque.

As áreas de pastagem foram aparentemente evitadas, mesmo considerando os registros noturnos.

Tabela 4: Seleção de habitat pela jaguatirica JFA1, segundo índice de Ivlev.

| Tipo de habitat | Proporção de disponibilidade (A) | Proporção de localizações (U) | Índice de Seletividade de Ivlev | de Seleção |
|------------------------|---|--------------------------------------|--|-------------------|
| Mata em Regeneração | 5,00 | 15,38 | 0,51 | ++++ |
| <i>Pinus</i> | 4,39 | 6,15 | 0,17 | ++ |
| Mata Secundária | 83,56 | 78,46 | -0,03 | Neutro |
| Eucalipto | 2,87 | 0,00 | -1,00 | ----- |
| Lago | 0,45 | 0,00 | -1,00 | ----- |
| Pasto | 3,69 | 0,00 | -1,00 | ----- |
| Construções | 0,03 | 0,00 | -1,00 | ----- |

3.2.2. Uso diferencial de habitat durante os períodos diurno e noturno

Não houve grande preferência por locais específicos dentro da área utilizada (figura 23), ao contrário do que registramos com o puma (Capítulo 1), embora seja possível verificar maior densidade de registros na região localizada à Leste da área de vida do animal (a densidade de pontos variou de 1 a 3).

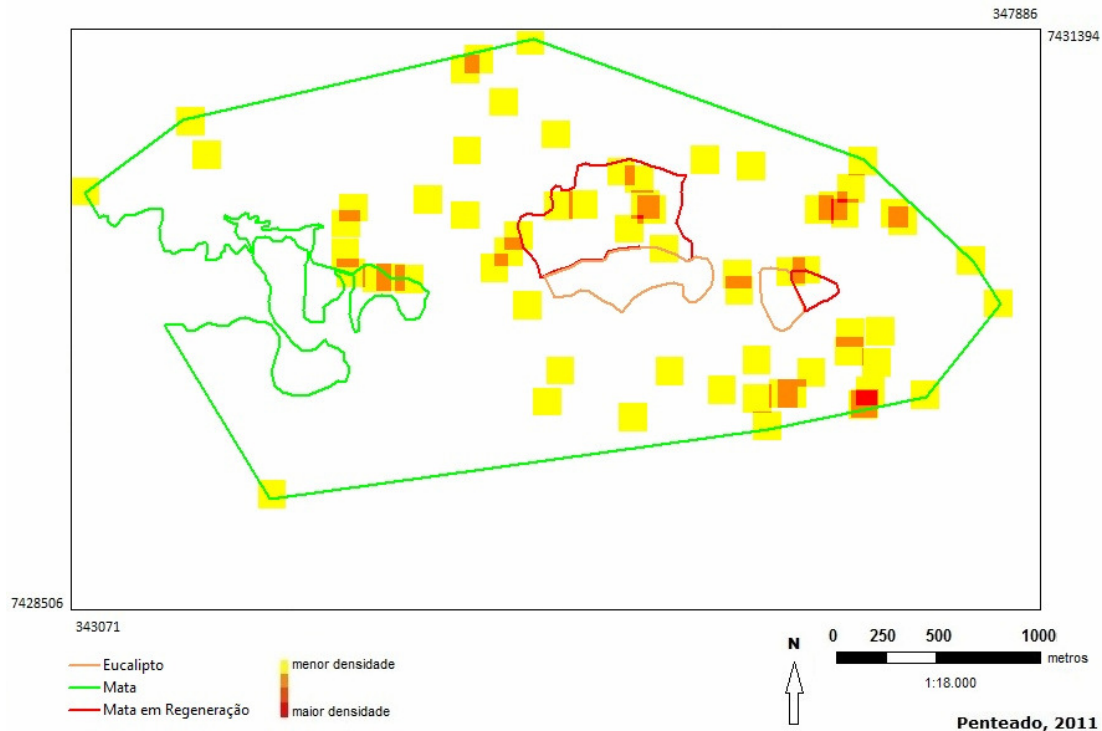


Figura 23: Densidade de localizações da JFA1 ao longo de sua área de vida.

Observamos um uso mais intenso das áreas centrais ao longo de trilhas durante o período noturno (figura 24), além de diferenças entre as localizações obtidas no início da noite e no meio da noite. Embora o número de registros seja pequeno, foi possível constatar que nas primeiras horas da noite o animal já se encontrava ativo, e as coordenadas obtidas coincidiram com áreas no interior da mata. Já a partir do meio da noite (após as 23 horas), obtivemos registros em estradas de terra e trilhas.

As localizações obtidas após às 23h indicam o deslocamento do animal por trilhas, fato que foi comprovado ao amanhecer, pelo registro dos rastros nas mesmas.

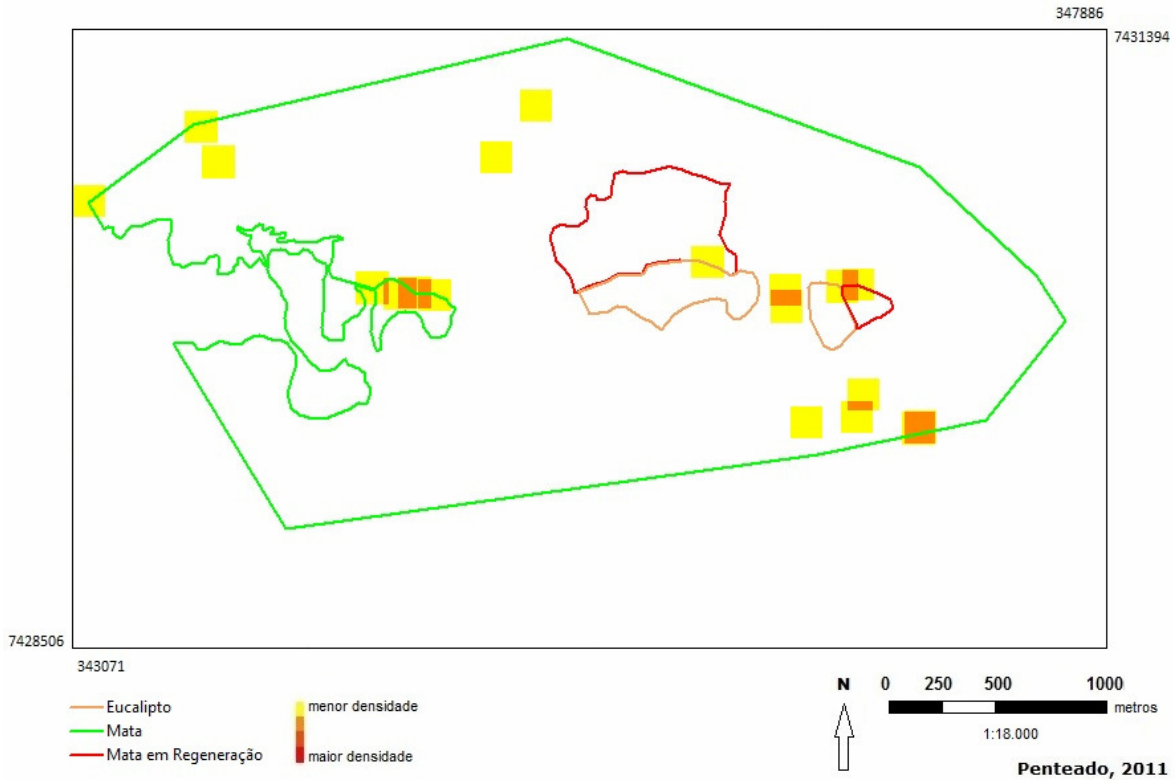


Figura 24: Regiões com maior densidade de localizações no período noturno.

Embora os registros fotográficos indicassem atividade mais intensa apenas após as 0h, com a radiotelemetria foi possível verificar que nas primeiras horas da noite, entre 18 e 20 horas, o animal já estava ativo.

Também conseguimos determinar uma possível toca de reprodução (figura 25). Na época da captura a JFA1 apresentava alguns cortes recentes nos flancos, que poderiam ser provenientes do comportamento de cópula. No mês de dezembro, houve uma grande concentração de registros numa única região da mata. Este local possui grande número de pequenas grutas, que poderiam fornecer abrigo para os filhotes. Em monitoramentos noturnos realizados neste período, não foi registrada mudança de localização até às 23h. Este dado é um forte indicativo de que a JFA1 estava em um abrigo, cuidando de sua prole.

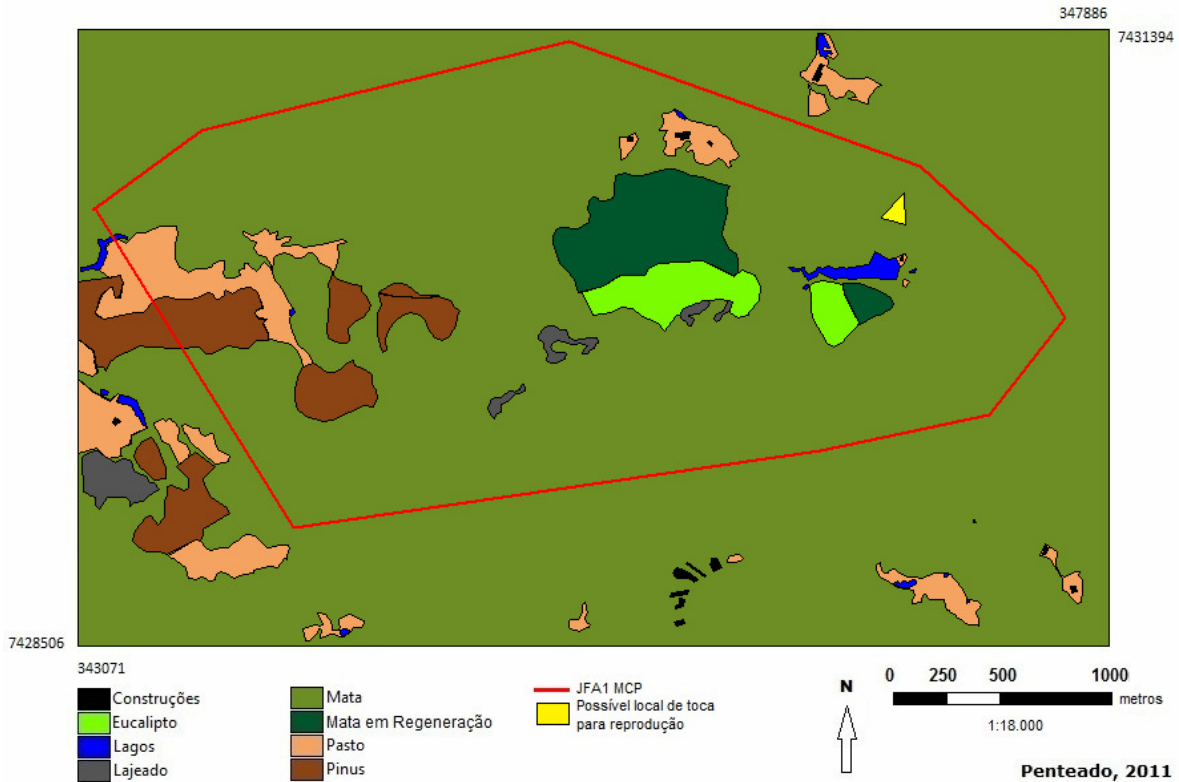


Figura 25: Possível local de toca ou refúgio onde a JFA1 teve sua prole.

Realizando as mesmas análises que foram feitas para o puma (capítulo 1), não detectamos diferenças na utilização de habitat relacionada com estações seca e chuvosa, fase da lua, índice pluviométrico e temperatura.

DISCUSSÃO

Armadilhamento fotográfico e capturas

O objetivo inicial do trabalho não era trabalhar com estimativas populacionais e de densidade através de armadilhamento fotográfico, de modo que a distribuição das câmeras no campo não obedeceu nenhum padrão descrito de *grid* de amostragem (Karanth *et al.*, 2003; Tomas Miranda, 2003; Trole & Kéry, 2003; Kéry, 2005; Costa, 2007). Deste modo, e também pelo fato de termos amostrado apenas 2km de trilhas, por períodos descontínuos, uma estimativa de densidade ou abundância poderia não refletir a

realidade encontrada na área. No entanto, somando os registros fotográficos com as capturas, registramos seis indivíduos, valor que está dentro da densidade de aproximadamente 5 a 18 indivíduos em 100km², encontrado em outras regiões da América do Sul (Di Bitetti *et al.*, 2008).

É provável que o indivíduo JMA1 tenha morrido, pois não foi obtido nenhum registro durante os anos de 2010 e 2011, e na época de sua captura, em 2008, já apresentava desgaste significativo de sua dentição (indicativo de idade mais avançada), além de fratura antiga de um dos caninos. A JFA3 também é um indivíduo jovem, com pouco menos de um ano, e é possível que disperse para outras áreas, embora o local onde foi desenvolvido este trabalho seja o que apresenta melhor qualidade ambiental e menores níveis de impactos antrópicos na região.

Quanto às capturas, salvo a JFA1, não recapturamos os demais indivíduos. Obtivemos um bom sucesso de captura, com média de três eventos envolvendo jaguatiricas em cada campanha. O uso de uma isca odorífera apenas não foi efetiva, sendo a presença do frango no interior da armadilha fator determinante para o sucesso. É provável que além do estímulo olfativo, o estímulo visual e auditivo seja fator preponderante para que o animal entre na armadilha.

Área de vida

O tamanho da área de vida estimado para o indivíduo JFA1, tanto pelo MCP quanto pelo Kernel fixo, estão no limite inferior descrito na literatura para florestas tropicais (Emmons, 1988), e abaixo do descrito para os animais que foram monitorados no Pantanal e em Iguazu (Crawshaw Jr., 1995). Os outros dois animais monitorados também obtiveram estimativas dentro do limite mínimo já descrito em outros trabalhos. Encontramos na literatura valores que vão desde 160ha a 5.000ha (Tewes, 1986; Emmons, 1988; Konecny, 1989; Crawshaw Jr., 1995; Mantovani, 2001; Dillon, 2005; Lopes & Mantovani, 2005a; Maffei *et al.*, 2005; Di Bitetti et al, 2008; Dillon & Kelly, 2008; Maffei & Noss, 2008).

Normalmente considera-se que a variação intra-específica da área de vida é dependente da densidade, tanto de presas quanto de indivíduos da mesma espécie (Benson *et al.*, 2006; Di Bitetti *et al.*, 2006). Deste modo, quanto maior a densidade e a disponibilidade de presas, menor a área de vida dos indivíduos.

No caso do presente trabalho, o tamanho da área de vida dos animais pode estar sofrendo influência dos dois fatores simultaneamente, a área é bem preservada e encontramos com certa facilidade vestígios da presença de herbívoros, sejam rastros, frutos parcialmente consumidos, fezes ou mesmo restos de animais predados. Também consideramos alto o número de jagatiricas nesta área, pois estimamos no início dos trabalhos no máximo três indivíduos na região. Sendo assim, esta área poderia estar fornecendo os recursos necessários para os indivíduos desta espécie num espaço mais reduzido do que em outros locais, como em Iguaçú, no Pantanal, em regiões de Cerrado e na América do Norte (Tewes, 1986; Emmons, 1988; Konecny, 1989; Crawshaw Jr., 1995; Mantovani, 2001; López Gonzáles *et al.*, 2003; Trolle & Kéry, 2003 e 2005; Lopes & Mantovani, 2005; Maffei *et al.*, 2005; Di Bitetti *et al.*, 2008; Dillon & Kelly, 2008).

Com o mesmo número de localizações, a área dos dois machos foi muito superior que a obtida para a JFA1, embora no mês em que obtivemos dados simultâneos para a JFA1 e JMA3, a área da fêmea tenha sido maior. Jagatiricas machos costumam ter áreas de vida até quatro vezes maiores que as áreas das fêmeas (Tewes, 1986; Ludlow & Sunquist, 1987; Emmons, 1988; Konecny, 1989; Sunquist *et al.*, 1989), sendo este fato comum entre felídeos solitários (Sunquist & Sunquist, 2002). Deste modo, é possível que a área de vida dos machos monitorados chegue a 2.000ha aproximadamente, que continuaria a ser inferior ao valor descrito para machos de jagatirica em áreas de floresta tropical e subtropical (Emmons, 1988; Konecny, 1989; Crawshaw Jr., 1995; Dillon & Kelly, 2008).

Observamos também significativa sobreposição entre a área de vida dos dois machos, o que é pouco comum (Emmons, 1988), por serem indivíduos já adultos. Isto sugere que os dois machos sejam aparentados, o que tornaria mais provável a tolerância de ambos numa mesma área (Goulart *et al.*, 2009b). Todavia, nunca conseguimos registros dos dois animais no mesmo dia, o que pode indicar forte separação espacial, embora tenham trechos de suas áreas de vida em comum. Esta aparente evitação entre os dois machos reflete a organização social de felídeos solitários, que apresentam forte

competição e tendem a reduzir as chances de encontros e conflitos entre indivíduos adultos do mesmo sexo (Kitchener, 1991).

A sobreposição entre as áreas dos machos e da fêmea seria esperada e, com os dados obtidos até o momento, não se apresenta tão significativa para a JFA1, com apenas 11 a 20% de sua área compartilhada com o JMA3 e JMA2, respectivamente. Registramos também uma separação espacial entre os locais de repouso do JMA3 e da JFA1, com distanciamento médio de 2km. O registro simultâneo destes dois indivíduos pode sugerir maior tolerância entre estes animais do que entre eles e o JMA2, que é o macho de maior porte já registrado na área.

Como o conjunto de dados que obtivemos para os dois machos até o momento ainda é reduzido, as porcentagens de sobreposição entre o território deles e o da fêmea possivelmente estão superestimados (91,40% para o JMA2 e 54,97% para o JMA3). Já foram descritos valores de sobreposição entre machos e fêmeas que variam entre 46,10 a 62,89% (Dillon & Kelly, 2008). É esperado que a porcentagem de sobreposição da área de um ou dos dois machos em relação à área de vida da JFA1 aumente, conforme a amostragem referente ao JMA2 e JMA3 acumule mais localizações.

Seleção de Habitat

Realizamos as análises de seleção de habitat apenas para a JFA1, devido ao pequeno conjunto de dados obtidos para os outros dois indivíduos até o momento. Detectamos seleção para a área de mata em regeneração, mas este resultado deve ser considerado com algumas ressalvas.

A área descrita na classe "Mata em Regeneração" era coberta por plantações de *Pinus* e *Eucaliptus*, sendo que estes foram removidos entre os anos de 2007 e 2008. Desde então, ocorre um processo de regeneração, apresentando hoje árvores de mais de 3m de altura e vasto sub-bosque, sendo uma das áreas da Reserva com vegetação mais densa. Verificou-se em diversos trabalhos que as jaguatiricas e outros felídeos selecionam ativamente áreas com estas características como locais de refúgio e repouso (Tewes, 1986; Emmons, 1988; Konecny, 1989; Sunquist *et al.*, 1989; Crawshaw Jr, 1995; Shindle & Tewes 1998; Mantovani, 2001; Tewes & Hughes, 2001; Harveson *et al.*, 2004; Di Bitetti,

2006). Deste modo, a seleção observada não indica clara preferência por “áreas de mata em regeneração” com um conceito de vegetação esparsa, composta por espécies herbáceas e arbustivas, e sim para áreas de vegetação mais densa e fechada do que o restante da mata. Também cabe ressaltar que esta área é contínua com a área de mata.

Assim como verificamos para o puma (Capítulo 1), é possível que para a jaguatirica não exista diferença estrutural significativa e perceptível entre áreas com o mesmo estágio de regeneração que o observado nesta mata. Desta forma, embora para o pesquisador possa haver diferenças nas classes descritas como “Mata” e “Mata em Regeneração”, para o animal isso não ocorre. Ao analisar a seleção de habitat é de extrema relevância considerar qual a possível percepção do animal em relação ao ambiente, de acordo com componentes estruturais do mesmo.

Também observamos que nenhum registro foi obtido nas áreas de pasto, o que pode indicar que evitam áreas de vegetação menos densa, com maior luminosidade e que poderiam reduzir sua chance de capturar uma presa. Este mesmo fato já foi descrito com relação a uso de trilhas mais fechadas e áreas de vegetação mais densa em períodos de lua cheia (Emmons, 1988; Shindle, 1995).

Padrões de Atividade

Detectamos um pico de atividade entre as 2 e as 5 horas da manhã com uso de armadilhas fotográficas, horário em que não registramos pumas, o que pode sugerir uma separação temporal no uso de trilhas.

Devido a estes registros, inicialmente consideramos que o período de atividade das jaguatiricas se iniciaria após a 0 hora, mas os rastreamentos noturnos da JFA1 indicaram que o animal já se encontra ativo logo que anoitece. Os registros obtidos nas primeiras horas da noite correspondem a localizações no interior da mata, enquanto que os demais correspondem a coordenadas nas trilhas da Reserva, incluindo as que cortam áreas de plantação de *Pinus*. Este dado fortalece a hipótese de separação temporal do uso de trilhas, com as jaguatiricas evitando seu uso nos horários em que os pumas estariam mais ativos.

A separação temporal no uso das trilhas reduz a probabilidade de encontro com um predador de maior porte, que representa potencial risco de confronto e morte para a

jaguarica e para os demais carnívoros de menor porte (Palomares *et al.*, 1995; Rogers & Caro, 1998; Crooks & Soulé 1999; Caro & Stoner, 2003; Donadio & Buskirk, 2006). Outros trabalhos detectaram padrões semelhantes de co-variação entre predadores de maior e menor porte em outros locais envolvendo a onça-pintada, o puma e a jaguarica (Di Bitetti *et al.*, 2008). Esta separação temporal pode ser considerada uma estratégia de separação no uso de recursos (Goulart, 2009a), de modo que as jaguaricas se mantiveram mais seguras no interior das matas, já que os grandes predadores realizam a maior parte dos seus deslocamentos por trilhas largas e limpas (Rabinowitz & Nottingham, 1986; Emmons, 1988; Maffei *et al.*, 2004; Di Bitetti *et al.*, 2008; Harmsen *et al.*, 2010). Esta maior atividade nas trilhas e evitação dos grandes predadores também pode ser responsável pelos picos de atividade registrados em trabalhos que utilizaram armadilhamento fotográfico (Maffei *et al.*, 2005; Di Bitetti *et al.*, 2006; Dillon & Kelly, 2008).

Uma evidência desta competição entre jaguaricas e pumas por recursos foi observada por Moreno e colaboradores (2006) no Panamá. Em regiões onde pumas e onças-pintadas não eram registrados, as jaguaricas predaram animais de porte médio com uma frequência mais alta.

A hipótese de separação temporal no uso de habitat pode ser elucidada com o monitoramento simultâneo de pumas e jaguaricas, aparelhados com rádio-colares GPS, devido ao nível de detalhamento espacial e temporal que pode ser obtido.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Informações referentes à ecologia da jaguarica em regiões de Mata Atlântica ainda são escassas na literatura, e neste trabalho conseguimos verificar que alguns pontos, como a preferência por cobertura vegetal densa se repete para os animais que habitam este bioma. As estimativas de área de vida chegaram a superar os valores já descritos para outros biomas.

Estudos mais detalhados, utilizando telemetria GPS, que permitem um maior detalhamento, com qualidade e quantidade de informação superiores, são imprescindíveis

para que avanços significativos sejam alcançados no entendimento dos padrões de atividade e seleção de habitat desta espécie.

Sendo um dos três maiores felídeos do Brasil, a jaguatirica também sofre com os efeitos da fragmentação, e o uso de áreas com cerca de 500ha pelos indivíduos desta espécie torna necessária a adoção de medidas integradas de preservação, que contemplem a criação de corredores ecológicos interligando os remanescentes de mata ainda existentes. Neste sentido, a criação dos Parques Estaduais de Itaberaba e Itapetinga, do Monumento Natural Estadual da Pedra Grande, além da ação de alguns proprietários de terra da região, que promovem a preservação de suas matas, é de extrema importância para a manutenção não só desta, mas de várias outras espécies nativas ameaçadas de extinção.

Literatura Citada

- Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D.L., dos Santos, A.A.S. 2005.** BioEstat 4.0 – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas.
- Beier, P. 1995.** Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management*, 59 (2): 228-237.
- Benson, J.F., Chamberlain, M.J., Leopold, B.D. 2006.** Regulation of space use in a solitary felid: population density or prey availability? *Animal Behaviour*, 71 (3): 685-693.
- Bianchi, R.C., Mendes, S.L. 2005.** Ocelot (*Leopardus pardalis*) predation on primates in Caratinga Biological Station, Southeast Brazil. *American Journal of Primatology*, 69: 1173–1178.
- Burt, W. H. 1943.** Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346-352.
- Caro, T.M., Stoner, C.J. 2003.** The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation*, 110: 67–75.
- Carvalho, A., Lepsch, I.F., Oliveira, J.B., Valadares, J., Rotta, C.L. 1975.** Levantamento pedológico semidetalhado do município de Atibaia. *Bragantina*, 34: 1-59.
- Chiarello, A.G. 2000.** Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 14: 1649–1657.
- Costa, R. F. 2007.** Levantamento populacional de jaguatirica (*Leopardus pardalis*), através do uso de armadilhas fotográficas no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Esalq-USP.
- 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. 1995.** Comparative Ecology of Ocelot (*Felis Pardalis*) And Jaguar (*Panthera onca*) in a Protected Subtropical Forest in Brazil And Argentina. Tese (Doutorado). University of Florida. 190 p.
- Crooks, K. R. 2002.** Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488–502.

- Crooks, K.R., Soulé, M.E. 1999.** Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563–566.
- Cullen Jr., L., Bodmer, R.E., Valladares-Pádua, C. 2000.** Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95: 49–56.
- Cullen Jr., L., Bodmer, R.E., Valladares-Pádua, C. 2001.** Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*, 35: 137–144.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., De Angelo, C. 2006.** Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*. 270: 153–163.
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., De Angelo, C., Di Blanco, Y.E. 2008.** Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* (2008) 24:189–200.
- 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.
- Dillon, A. 2005.** Ocelot density and home range in Belize, Central America: Camera-trapping and radio telemetry. MSc dissertation. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.
- Dillon, A., Kelly, M.J. 2008.** Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology*, 275: 391–398.
- Donadio, E., Buskirk, S.W. 2006.** Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *American Naturalist*, 167: 524– 536.
- Eisenberg, J. F., Redford, K. H. 1999.** Mammals of the Neotropics, Vol. 3, The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons, L. H. 1988.** A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 43: 133-157.
- Fundação Florestal, 2010.** Criação de sistema de áreas protegidas do contínuo da Cantareira: Serras de Itaberaba e Itapetinga. Documento Técnico. Fundação Florestal.

- Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. 2003.** Atlantic Forest hotspot status: an overview. Pp. 3–11 in Galindo-Leal, C. & de Gusmão Câmara, I. (eds.). The Atlantic Forest of South America. Center for Applied Biodiversity Science, Island Press, Washington, D.C.
- Garton, E.O., Wisdom, M.J., Lena, F.A., Johnson, B.K. 2001.** Experimental designs for radiotelemetry studies. P 14-52. in: Millsaugh, J. & Marzluff, J. (eds.). Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego, USA.
- Goulart, F.V.B., Cáceres, N.C., Graipel, M.E., Tortato, M.A., Ghizoni Jr., I.R., Oliveira-Santos, L.G.R. 2009a.** Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74: 182–190.
- Goulart, F.V.B., Graipel, M.A., M.E., Ghizoni Jr., I.R., Oliveira-Santos, L.G.R., Cáceres, N.C. 2009b.** Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 4 (3): 137-143.
- Haines, A.M., Tewes, M.E., Laack, L.L. 2005.** Survival and sources of mortality in ocelots. *Journal of Wildlife Management* 69:255–263.
- Haines, A.M., Tewes, M.E., Laack, L.L., Horne, J.S., Young, J.H. 2006.** A habitat-based population viability analysis for ocelots (*Leopardus pardalis*) in the United States. *Biological Conservation*, 132: 424–436.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L., Doncaster, C.P. 2010.** Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica*, 42 (1): 126–133.
- Harris, S., Cresswell, W.J., Forde, P.G., Trehella, W.J., Woolard, T., Wray, S. 1990.** Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review*, 20: 97-123.
- Harveson, P.M., Tewes, M.E., Anderson, G.L., Laack, L.L. 2004.** Habitat use by ocelots in south Texas: implications for restoration. *Wildlife Society Bulletin*, 32: 948–954.
- Hovey, F. 1999.** The Home Ranger, versão 1.5.
- Ivlev, V. S. 1961.** Experimental Ecology of the Feeding of Fishes. New Haven: Yale University Press.

- Jacob, A.A. 2002.** Ecologia e conservação da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. Brasília, Universidade de Brasília, Ph.D Thesis, 56 p.
- Jacob, A.A., Rudran, R. 2003.** Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. 2003. Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre, p. 285-342. Editora da Universidade Federal do Paraná.
- Karanth, K.U. 1995.** Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*. 71: 333–336.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D. 1998.** Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852–2862.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Cullen Jr., L. 2003.** Armadilhamento fotográfico de grandes felídeos: algumas considerações importantes. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. 2003. Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre, p. 269-284. Editora da Universidade Federal do Paraná.
- Kitchener, A. 1991.** The natural history of the Wild Cats. Cornell University Press, Ithaca. 280 pp.
- Konecny, M.J. 1989.** Movement pattern and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. In *Advances in Neotropical Mammalogy* (eds K.H. Redford & J.F. Eisenberg), pp. 243–264. Sandhill Crane Press.
- Lindzey, F.G., Van Sickle, W.D., Barnhurst, B.B., Hemker, T.P., Laing, S.P. 1994.** Cougar population dynamics in Southern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 58 (4): 619-624.
- Lopes, A.L.B., Mantovani, J.E. 2005a.** Determinação da área de vida e do uso de habitats pela jaguatirica (*Felis pardalis*) na região nordeste do Estado de São Paulo. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 3129-3135.
- Lopes, A.L.B., Mantovani, J.E. 2005b.** Geoprocessamento na estimativa de parâmetros ecológicos da jaguatirica (*Felis pardalis*) com dados corrigidos e não corrigidos para a declinação magnética. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 2777-2784.

- López González, C.A., Brown, D.E. & Gallo Reynoso, J.P. 2003.** The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western México: ecology, distribution and conservation status. *Oryx*, 37: 358–364.
- Ludlow, M. E.; M. E. Sunquist. 1987.** Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research*, 3: 447–461.
- Maffei, L., Noss, A.J. 2008.** How Small is too Small? Camera Trap Survey Areas and Density Estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40 (1): 71–75.
- Maffei, L., Cuéllar, E., Noss, A. 2002.** Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología e Conservación Ambiental*. 11: 55–65.
- Maffei, L., Cuellar, E., Noss, A.. 2004.** One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology*, 262: 295–304.
- Maffei, L., Noss, A.J., Cuéllar, E., Rumiz, D.I. 2005.** Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 349–353.
- Mantovani, J. E. 2001.** Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo. 117p.
- Mazzei, K. 2007.** Corredores de fauna na região Cantareira – Mantiqueira: evidências geográficas. Tese de Doutorado. USP.
- McCarthy, T.M., Fuller, T.K., Munkhtsog, B. 2005.** Movements and activities of snow leopards in Southwestern Mongolia. *Biological Conservation*, 124: 527-537.
- Meira-Neto, J.A.A., Bernacci, L.C., Grombone, M.T., Tamashiro, J.Y., Leitão-Filho, H.F. 1989.** Composição florística da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia, Estado de São Paulo). *Acta Botanica Brasileira*, 3: 51-74.
- Morato, R.G.; Moura, C.A.; Crawshaw JR., P.G. 2002.** Chemical restraint of free ranging jaguars (*Panthera onca*) with a tiletamine-zolazepam combination. In: Medellín, R. El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América.

Universidad Nacional Autonoma de Mexico/Wildlife Conservation Society. Mexico D.F.
pp. 91-99.

- Moreno, R.S., Kays, R.W., Samudio Jr., R. 2006.** Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline, *Journal of Mammalogy*, 87 (4): 808–816.
- Murray, R.L., Gardner, G.L. 1997.** *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548:1–10.
- Neu, C.W., Byers, C.R., Peek, J.M. 1974.** A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38: 541-545.
- Nice, M. M. 1941.** The role of territory in bird life. *American Midland Naturalist*, 26 (3): 441-487.
- NOAA's Geophysical Data Center.** www.ngdc.noaa.gov (acessos em 2010 e 2011).
- Nowell, K., Jackson, P. 1996.** Wild cats: status survey and action plan. IUCN, Gland. 382 pp.
- Oliveira, T. G 1994.** Neotropical Cats: Ecology and Conservation. Edufma, São Luís.
- 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, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology*, 9: 295–305.
- Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J., Fedriani, J.M. 2001.** Spatial ecology of Iberian Lynx and abundance of European Rabbits in Southeastern Spain. *Wildlife Monographs*, 148: 1-36.
- Penteado, M.J.F. 2006.** As Onças e as Abundâncias de Predadores Intermediários em Fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.
- Pierce, B.M., Bleich, V.C., Bowyer, R.T. 2000.** Social organization of mountain lions: does a land-tenure system regulate population size? *Ecology* 81 (6): 1533-1543.
- Rabinowitz, A. & Nottingham, B.G. 1986.** Ecology and behavior of jaguar in Belize, Central America. *Journal of Zoology of London*, 210: 149–159.
- 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.
- S.O.S. Mata Atlântica.** www.sosmataatlantica.org.br. (acesso em 2011).
- Seaman, D.E., Powel, R.A. 1996.** An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77: 2075-2085.

- Shindle, D.B. 1995.** Habitat use of ocelots in the Tamaulipan biotic province. MSc thesis, Texas A&M University-Kingsville.
- Shindle, D.B., Tewes, M .E. 1998.** Woody species composition of habitats used by ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Tamaulipan Biotic Province. *Southwestern Naturalist*, 43:273-279.
- Shindle, D.B., Tewes, M .E. 2000.** Immobilization of Wild Ocelots with Tiletamine and Zolazepam in Southern Texas. *Journal of Wildlife Diseases*, 36 (3): 546–550.
- Silveira, L. 2004.** Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.
- Soisalo, K. M., Cavalcanti, S. M. C. 2006.** Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129: 487–496.
- Sunquist, M., Sunquist, F. 2002.** Wild cats of the world. The University of Chicago Press, Chicago. 452 pp.
- Sunquist, M. E., Sunquist, F., Daneke, D. E. 1989.** Ecological separation in a Venezuelan Llanos carnivore community. *Advances in Neotropical Mammalogy* 1989:197–232.
- Tewes, M.E. 1986.** Ecological and behavioral correlates of ocelot spatial patterns. Dissertation, University of Idaho, Moscow, USA.
- Tewes, M.E., Hughes, R.W. 2001.** Ocelot management and conservation along transportation corridors in Southern Texas. *ICOET 2001 Proceedings*, 559-564
- Tomas, W.M., Miranda, G.H.B. de, 2003.** Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. 2003. *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*, p. 243-268. Editora da Universidade Federal do Paraná.
- Trolle M., Kéry M. 2003.** Ocelot density estimation in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607-614.
- Trolle, M., Kéry, M. 2005.** Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69 (3-4): 409-416
- 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.

Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*, 3: 165–173.

Woodroffe, R., Ginsberg, J.R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280: 2126–2128.

Worton, B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modeling*, 38: 277-298.

Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology*, 70: 164-168.