

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO
DA VIDA SILVESTRE

RICHARD HATAKEYAMA

OCUPAÇÃO E PADRÕES DE ATIVIDADES DE MAMÍFEROS DE
MÉDIO E GRANDE PORTE EM UM MOSAICO DE MATA ATLÂNTICA
E PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO

BELO HORIZONTE

2015

RICHARD HATAKEYAMA

OCUPAÇÃO E PADRÃO DE ATIVIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO
E GRANDE PORTE EM UM MOSAICO DE MATA ATLÂNTICA E
PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Henrique
Guimarães Rodrigues

BELO HORIZONTE

2015

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Flávio H. G. Rodrigues pela oportunidade e confiança, sou eternamente grato.

Ao meu tutor Fernando C. C. Azevedo pelas críticas e sugestões de minha dissertação.

Aos meus professores da UFMG Adriano P. Paglia, Arnola, C. Rietzler, Claudia M. Jacobi, Frederico S. Neves, Geraldo W. Fernandes, José E. C. Figueira, José F. B. Neto, Marco A. R. Mello, Marco C. F. Pereira, Paulina M. M. Barbosa e Tatiana G. Cornelissen pelos conhecimentos transmitidos.

A todos os meus colegas discentes da UFMG pela convivência e excelentes discussões em sala. São muitos, logo opto em não nomeá-los.

Ao pessoal da secretaria do ECMVS sem os quais não viveríamos.

Ao pessoal do PERD/IEF, Élide J. S. Freitas, Maria D. S. Vieira e Castro, Mirlaine S. Barros, Raimundo N. dos Santos, Vinícius A. Moreira, Adão, André, Ivan, Marquinhos, Simar e Vicente por todo o apoio na execução do projeto. Peço desculpas para aqueles cujo nome eu tenha esquecido, pois são muitos.

Ao pessoal da ArcelorMittal Brasil S/A, Roosevelt P. Almado, Tiago M. Almeida e demais funcionários por todo o apoio técnico na execução do projeto.

Ao meu professor da UNESP Reginaldo J. Donatelli por ter permitido meus estudos com mamíferos.

A Francesca B. L. Palmeira e Cristiano T. Trinca por terem sido os primeiros a me ensinarem sobre as metodologias de estudo com mamíferos, sou eternamente grato.

A CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

E as estrelas e tudo o que há por trás delas.

“Dedicated to all living beings.*

Stars guide us.”

ÍNDICE

Capítulo 1: Ocupação de mamíferos em um mosaico de Mata Atlântica e eucalipto

Resumo	7
Abstract	8
Introdução	9
Metodologia	13
Área de estudo	13
Amostragem de mamíferos	13
Variáveis ambientais	14
Análise de ocupação	17
Resultados	21
Variáveis ambientais	21
Amostragem de mamíferos	27
Análise de ocupação	30
Discussão	36
Amostragem de mamíferos	36
Análise de ocupação	37
Influência dos eucaliptos	39
Influência dos recursos hídricos	42
Outras relações	45
Conclusão	46
Referências	48

Capítulo 2: Padrão circadiano de atividade de uma comunidade de mamíferos

Resumo	62
Abstract	63
Introdução	64
Metodologia	67
Área de estudo	67
Amostragem de mamíferos	67
Padrão circadiano de atividade	68
Sobreposição da atividade	71
Resultados	73
Amostragem de mamíferos	73
Padrão circadiano de atividade	73
Sobreposição da atividade	79
Discussão	87
Sobreposição da atividade	87
Padrão circadiano de atividade	89
Conclusão	94
Referências	95
Apêndices	102

CAPÍTULO 1:

OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS EM UM MOSAICO DE MATA ATLÂNTICA E
EUCALIPTO

Páginas 6-60

RESUMO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do Brasil, sendo constantemente fragmentado e substituído por silvicultura. No estado de Minas Gerais, parte desta substituição se dá por plantios comerciais ou reflorestamento de eucalipto. Estudos indicam que plantios de eucalipto podem servir como habitat para diversas espécies de mamíferos, mas geralmente não se analisa a paisagem como um todo. Este estudo verificou a importância dos plantios de eucalipto na ocupação de mamíferos terrestres de médio e grande porte em relação a uma mata nativa contínua próxima, o Parque Estadual do Rio Doce, além de verificar quais variáveis ambientais influenciaram com maior intensidade a ocupação desses animais na paisagem, como a proporção de vegetação nativa e eucalipto, distância até o parque e recurso hídrico. Apenas a cutia (*Dasyprocta azarae*) teve uma relação negativa da proporção de plantações de eucalipto evidenciada, tendo a presença de recursos hídricos como fator mais determinante para a ocupação das demais espécies. Por fim, não se recomenda a conversão de quaisquer áreas de mata nativa por plantios de eucaliptos, porém acredita-se ser plausível a manutenção destes plantios já existentes quando associados a grandes áreas de mata, uma vez que a fauna de mamíferos na sua maioria parece utilizá-los frequentemente.

Palavras-chave: ecologia da paisagem, ecologia de comunidades, eucalipto, Parque Estadual do Rio Doce, Mata Atlântica, floresta tropical, armadilha fotográfica, análise de ocupação, seleção de modelos.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the most threatened Brazilian biomes, constantly being fragmented and replaced by forestry. At Minas Gerais state, part of this replacement is made by commercial plantations or eucalyptus reforestation. Studies shows that eucalyptus plantations can be used as a habitat by innumerous mammal's species, but the whole landscape is generally not analyzed. This study verified the importance of eucalyptus plantations on the occupancy of medium and large sized terrestrial mammals in relation to a close by native forest, the Rio Doce State Park, in addition to verify what environmental variables affects this animals occupancy on the landscape the most, like the proportion of native vegetation and eucalyptus, distance to the park and water resource. Only the agouti (*Dasyprocta azarae*) had a negative relation to the proportion of eucalyptus plantations highlighted, being the presence of water resources the most determinant factor on the occupancy of the other mammal's species. Lastly, it's not recommended the replacement of any native forest by eucalyptus plantations, yet it's believed to be plausible the sustenance of this existing plantations when associated whit large forested areas, since the majority of the mammal's fauna seems to use them frequently.

Key-words: landscape ecology, community ecology, eucalyptus, Rio Doce State Park, Atlantic Forest, tropical forest, camera-trap, occupancy analysis, model selection.

INTRODUÇÃO

O desmatamento de florestas nativas, principalmente para uso agrícola, embora mostre sinais de redução, ainda encontra-se a níveis alarmantes, principalmente na América do Sul, onde no período entre 2000-2010 foram perdidos quatro milhões de hectares de floresta por ano, sendo somente o Brasil responsável por 2,642 milhões dessa perda (FAO 2010). A plantação de árvores em larga escala está reduzindo consideravelmente a perda de áreas florestadas mundialmente, representando aproximadamente 7% dessas áreas, aproximadamente cinco milhões de hectares por ano (FAO 2010). Apesar disto, um quarto das espécies utilizadas mundialmente para reflorestamento consiste em espécies exóticas, sendo que na América do Sul este valor supera os 95% (FAO 2010). Segundo previsão feita por Brockerhoff *et al.* (2013), 30% das florestas serão perdidas até o fim do século, sendo as florestas plantadas representando 20% das áreas de florestas remanescentes.

No ano de 2011 no Brasil, as florestas plantadas somaram mais de sete milhões de hectares, sendo elas representadas quase que exclusivamente por espécies do gênero *Eucalyptus* (70%) e *Pinus* (23%), e apenas 7% para outras espécies (ABRAF 2012). Embora em relação ao ano de 2010, a área total de florestas plantadas não tenha aumentado de forma significativa, o plantio de *Pinus* teve uma redução de 6,5% em prol de plantios de eucaliptos, que teve um aumento de 2,5% (aproximadamente 120 mil hectares), devido em parte a futuras demandas das indústrias do segmento de papel e celulose (ABRAF 2012).

Minas Gerais é o estado que apresenta a maior quantidade de florestas plantadas no Brasil, sendo que os plantios de eucaliptos representam uma área de aproximadamente 1.401.787 ha, de um total de 4.873.952 ha em todo o país (ABRAF 2012), e também é o

estado que mais contribuiu para o desmatamento da Mata Atlântica no período de 2011-2012, tendo sozinho suprimido 10.572 ha, quase a metade de toda a supressão deste bioma no país (SOS Mata Atlântica/INPE 2013) para os diversos usos de solo. Este cenário pode ser agravado devido ao novo código florestal brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) que permite a descaracterização das áreas de reserva legal com a utilização de espécies exóticas como o eucalipto, o que pode ocasionar grandes danos para as comunidades de mamíferos (Galetti *et al.* 2010).

A Mata Atlântica é um importante bioma mundial, sendo considerado um “hot spot” para a conservação da biodiversidade (Myers *et al.* 2000), pois se acredita que apresente de 1 a 8% da biodiversidade mundial (Silva & Casteleti 2003), apresentando 389 espécies endêmicas de mamíferos, aves, répteis, anfíbios e peixes, e oito mil espécies endêmicas de plantas vasculares (Conservation International do Brasil *et al.* 2000), e ainda encontra-se extremamente ameaçada, restando apenas cerca de 12% da sua cobertura original (Ribeiro *et al.* 2009).

A maior parte dos fragmentos remanescentes de Mata Atlântica (83%) são áreas menores que 50 ha, que apesar de serem pequenos são importantes para a conectividade da paisagem (Ribeiro *et al.* 2009). Mas não somente esses fragmentos podem promover essa conexão. No estudo de Barlow *et al.* (2007) com inúmeros taxa, verificou-se que plantações de eucaliptos possuíam 47% das espécies presentes na mata primária, sendo que 11% destas espécies foram exclusivamente encontradas nos eucaliptos, um indicativo da importância dessas florestas plantadas para o uso da fauna, desde que se mantenham florestas nativas intactas nas proximidades.

Fonseca *et al.* (2009) em um estudo semelhante, também verificou que apesar de um número menor de espécies de diversos taxa nas plantações de eucaliptos em comparação a mata nativa, essas monoculturas apresentaram muitas das espécies que, mesmo não utilizando essas plantações como habitats, podem estar utilizando como corredores, sendo então de grande importância para a conexão de uma paisagem fragmentada.

A eficácia de monoculturas florestais como habitat ou corredores para animais depende principalmente da complexidade do seu sub-bosque. Alguns estudos verificaram uma alta diversidade de animais em monoculturas florestais com sub-bosque bem desenvolvido (Stallings 1991; Lyra-Jorge *et al.* 2008) em comparação a monoculturas onde o sub-bosque foi suprimido ou se encontra menos complexo (e.g. López & Moro 1997; Humphrey *et al.* 1999; Marsden *et al.* 2000). Isto ocorre porque apesar de as plantações de eucaliptos terem estrutura e aparência fundamentalmente diferentes das florestas naturais, elas mantêm parte dos elementos da floresta natural no sub-bosque, que pode servir de importantes recursos de habitat para a vida silvestre (Brockerhoff *et al.* 2013). Portanto, manter um sub-bosque complexo e diverso pode ser um fator chave para a conservação da biodiversidade nesses locais (Fonseca *et al.* 2009).

Visto que os mamíferos selecionam diferentes habitats de diferentes maneiras (e.g. Santos *et al.* 2004; Goulart *et al.* 2009), alguns fatores influenciam diretamente na presença dos mesmos, como a disponibilidade de alimento (e.g. Elbroch & Wittmer 2012; Bisi *et al.* 2013), competição (e.g. Palacios *et al.* 2012; Sollmann *et al.* 2012) e presença de predadores (e.g. Lingle 2002; Riginos & Grace 2008). Contudo, algumas características intrínsecas da paisagem também podem modelar a presença dos mamíferos, embora de

forma espécie-específica, como a densidade da cobertura vegetal, proximidade a recursos hídricos, largura das trilhas, ocupações humanas e distância de estradas (e.g. Goulart *et al.* 2009; Lyra-Jorge *et al.* 2009; Ogutu *et al.* 2010; Bogoni *et al.* 2013; Pia *et al.* 2013). Logo, torna-se necessário compreender o padrão de ocupação de cada espécie de mamífero numa matriz cada vez mais antropizada com diversos tipos de uso do solo para que se possam construir modelos espaciais que visem priorizar áreas mais adequadas a presença destas espécies, maximizando a prevalência desses animais na paisagem.

Minhas hipóteses são as que, determinadas espécies utilizam mais intensamente determinados tipos de ambientes e, portanto terão as suas ocupações positivamente relacionados a estes ambientes, enquanto que ambientes pouco utilizados ou evitados influenciarão negativamente a ocupação. Além disto, características da paisagem como a distância do local de amostragem ao centro urbano mais próximo podem afetar a ocupação da mesma forma que o tipo de ambiente.

Este estudo irá verificar os padrões de ocupação de uma comunidade de mamíferos em um mosaico de áreas de Mata Atlântica e plantações de eucalipto através de uma metodologia de amostragem adequada a mamíferos terrestres de médio e grande porte. Sendo assim, espécies de pequeno porte, arborícolas, voadoras ou exclusivamente aquáticas não serão estudadas.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), 19° 42” de latitude sul e 42° 34” de longitude leste, situado na porção sudeste do estado na região do Vale do Aço a 248 km da capital mineira Belo Horizonte, inserido nos municípios de Marliéria, Dionísio e Timóteo (IEF, 2013) e em uma grande área de plantações de eucaliptos situada imediatamente ao sul do PERD.

Amostragem de mamíferos

O período de amostragem foi de 17/10/2014 a 08/01/2015, totalizando 84 dias consecutivos de coleta de dados, onde 32 unidades amostrais (UA) foram selecionadas de forma não aleatória devido à impossibilidade de acesso a locais muito distantes dentro do parque encontrados na aleatorização das UA, portanto, as UA utilizadas foram aquelas próximas a estradas de terra ou trilhas que de forma geral são muito pouco utilizadas pelas pessoas da região. Certificou-se ainda de que havia pelo menos 1km de distância entre os pontos na tentativa de assegurar uma independência amostral. Devo ressaltar que a falta de uma aleatorização na seleção dos pontos amostrais resulta em uma falta de suporte estatístico para a generalização dos resultados (Mackenzie *et al.* 2006: 158), limitando a interpretação apenas as unidades amostrais.

O método utilizado foi o de armadilhagem fotográfica (Tomas & Miranda 2003), onde em cada ponto de amostragem foi instalada uma armadilha fotográfica da marca

Bushnell® a 30~40 centímetros do solo, permitindo assim a captura de mamíferos pequenos como também de animais de maior porte (Ancrenaz *et al.* 2012). Este equipamento possui um sensor de movimento que quando ativado retira uma foto que é armazenada conjuntamente com as informações de data e horário do evento.

As armadilhas fotográficas foram programadas para funcionar 24 horas por dia em modo “stand by”, havendo, portanto um atraso do próprio equipamento entre a passagem do animal e a obtenção da fotografia. O intervalo configurado entre as fotografias foi de 30 segundos.

Variáveis ambientais

Para a identificação da influência da estrutura da paisagem na presença de determinadas espécies de mamíferos considerei e anotei para uma buffer virtual circular de 500m, 1km, 2km e 5km de diâmetro (e.g. Lyra-Jorge *et al.* 2009) de cada unidade amostral (UA) as seguintes variáveis: proporção de vegetação alta (PVA), proporção de vegetação baixa (PVB), proporção de plantação de eucaliptos (PPE), proporção de recursos hídricos (PRH), distância até a área urbana mais próxima (DAU), distância até a mata nativa contínua (DMN) e distância de recursos hídricos (DRH).

As variáveis acima foram obtidas através da elaboração de um mapa de uso do solo da região de estudo através de uma imagem multiespectral do satélite Landsat 8, sensor OLI/TIRS, identificador da cena: LC82170742014217LGN00, caminho orbital: 217, linha orbital: 074 e data de aquisição: 05/08/2014. Os programas utilizados foram o ArcMap™ 10.1 (Esri®), GRASS GIS 6.4.4 (OSGeo 2014a) e Google® Earth 7.1.2.2041 (Google Earth

2014). Apesar de a imagem utilizada não ter uma resolução espectral ideal para a classificação do uso do solo o mesmo foi utilizado devido ao alto custo de imagens com alta resolução de outros satélites comerciais ou mapas de uso do solo da região atualizados para o período deste estudo.

As bandas espectrais utilizadas do Landsat 8 foram a infravermelho próximo (canal vermelho), vermelho (canal verde) e verde (canal azul), pois foi a melhor combinação obtida para diferenciar os tipos de uso do solo após inúmeros testes. A correção geométrica foi realizada no ArcMap com o auxílio do Google Earth, pois considerei que a precisão obtida com este programa seria adequada aos objetivos deste estudo.

Para a correção topográfica foi utilizado o mapa ASTER (“advanced spaceborne thermal and reflection radiometer”) GDEM V2 (“global digital elevation model”) de outubro de 2011 (USGS 2014) com resolução espacial de 30m, igual ao das imagens multispectrais utilizadas do satélite Landsat 8, através do módulo “i.topo.corr” e método “c-factor” do programa GRASS GIS (e.g. OSGeo 2014b).

Por fim a imagem foi classificada no programa ArcMap através do método de classificação supervisionada e algoritmo de máxima verossimilhança, MAXVER (“maximum likelihood”; Ahmad & Quegan 2012), que requer a seleção manual no programa de áreas de treinamento pertencentes as classes de uso do solo analisadas. A quantidade de áreas de treinamento para cada classe foi igual a dez vezes o número total de classes, o fator de rejeição utilizado foi igual a zero e as classes atribuídas foram as seguintes:

- Recuso hídrico: corpos d’água de qualquer tamanho (ex: lagos e rios);

- Área urbana: edificações humanas de qualquer tamanho;
- Vegetação alta: vegetação primária ou secundária densa de média a alta estatura;
- Vegetação baixa: vegetação secundária esparsa ou baixa e área de pastagem;
- Plantação de eucalipto: plantações de eucaliptos jovens ou adultos.

Apesar de o resultado desta classificação ter sido globalmente satisfatório, decidi realizar uma reclassificação manual através da edição de polígonos deste resultado apenas para as áreas dentro dos buffers de 5km de cada UA, já que o uso do solo fora destes buffers não foram utilizados. Duas novas classes foram utilizadas além das cinco anteriores:

- Área de brejo: áreas adjacentes a lagoas que foram equivocadamente classificadas como área urbana ou plantação de eucalipto;

- Solo exposto: áreas com vegetação extremamente pobre (e.g. pronto para o plantio de eucalipto) ou sem vegetação.

Por fim, para cada distância de buffer calculei a porcentagem de cada classe classificada acima, porém, as classes área de brejo e solo exposto não foram utilizadas para posteriores análises por serem constituídas na sua maioria por valores iguais a zero.

Utilizei ainda uma variável binária para indicar a largura da trilha onde a UA se encontrava (TRI), uma vez que inúmeros estudos indicam que algumas espécies utilizam estas trilhas para locomoção enquanto outras a evitam. O valor 0 desta variável indica uma trilha estreita dentro de mata fechada com sinais de utilização como passagem de animais ou 1 para amplas trilhas com espaço grande o suficiente para a passagem de um automóvel.

Considere a binarização desta variável ao invés de mantê-la contínua uma vez que as trilhas eram ou muito estreitas ou muito amplas, não havendo um meio termo.

Análise de ocupação

Para verificar a influência da paisagem na comunidade de mamíferos amostrada foi utilizado o a “single season occupancy analysis” (análise de ocupação de estação única), modelando-se a probabilidade de ocupação (ψ) e detecção (p) de cada espécie em função das variáveis ambientais com o uso da função de ligação logit (Mackenzie *et al.* 2006). Considerei o período de amostragem de 84 dias como sendo uma única estação dividida em 12 ocasiões de sete dias cada.

Para a seleção de modelos utilizei o critério de informação de Akaike (AIC; Akaike 1973) corrigido para pequenas amostras (AICc; Hurvich & Tsai 1989), recomendado em casos onde a razão entre o número de amostras e o número de parâmetros estimados for pequeno (Burham & Anderson 2002). Apenas os modelos com ΔAICc menores ou iguais a dois foram reportados por possuírem substancial suporte a ser o melhor modelo, sendo:

$$\Delta_i = \text{AICc}_i - \text{AICc}_{\min}$$

onde i é o modelo em questão e AICc_{\min} é o modelo com menor valor de AICc (Burham & Anderson 2002). Verifiquei ainda o peso de evidência w_i de cada modelo (“Akaike weights”) para entender a importância relativa do modelo em questão ser o melhor modelo entre os analisados (Burham & Anderson 2002). Por fim, como recomendado por Richards (2008), excluí modelos com Δ_i inferiores a todos os modelos mais simples em que este está

aninhado, ou seja, modelos com menos parâmetros, e as inferências ecológicas feitas primariamente nos modelos mais simples enquanto parâmetros unicamente associados a modelos mais complexos considerados como de pouco suporte.

A fim de verificar se os modelos estão adequados utilizei o método de “goodness-of-fit” de Mackenzie & Bailey (2004) e sua significância através do chi-quadrado de Pearson (χ^2) após 10.000 simulações de “bootstrap” paramétrico no programa Presence 8.3 (Hines 2006) do modelo global, ou seja, aquele com o maior número de parâmetros que se acreditam relevantes (Burnham & Anderson 2002).

Nos casos com sobredispersão, ou seja, valor do fator de inflação de variância c (“variance inflation factor”) superiores a 1, utilizei o QAICc (“quasi-AICc”), uma correção do AICc para dados com sobredispersão calculado com base na estimativa de c (\hat{c} ; Burnham & Anderson 2002). Nestes casos com sobredispersão, existe a necessidade de se adicionar um parâmetro ao modelo para a estimativa de c (Burnham & Anderson 2002) e os erros padrões dos parâmetros estimados inflados por $\sqrt{\hat{c}}$ (Mackenzie *et al.* 2006).

O modelo global incluiu todas as variáveis de distância (DMN, DAU e DRH) e habitat (PVB, PVA e PRH) juntamente com ψ e p , além da variável TRI somente no parâmetro de detecção p . Contudo, considere apenas uma única distância de buffer de cada vez para as variáveis de habitat, pois, acredito que determinadas espécies possam ser influenciadas pela paisagem em diferentes escalas, logo, verifiquei a adequação do modelo para cada escala individualmente, resultando em cinco modelos globais para cada espécie (Tabela 1), sendo assim, apenas o modelo da escala com melhor adequação (menor valor de \hat{c}) foi utilizado para a correção da sobredispersão, pois como dito por Burnham & Anderson

(2002: 306), no caso de não haver bases teóricas de qual modelo global é mais adequado, aquele com melhor adequação refletirá apenas a sobredispersão, e em média terá o menor valor de \hat{c} e este deve ser utilizado. A fim de garantir maior segurança na seleção dos modelos globais realizei novamente a análise de correlação de Pearson para as variáveis PVB, PER e PRH de todas as escalas, pois acredito que tendo estas variáveis uma forte correlação, posso inferir que o modelo global mais adequado pode ser usado como referência aos outros modelos, sendo estes outros modelos apenas casos especiais deste modelo global mais adequado.

Tabela 1. Descrição dos parâmetros dos cinco modelos globais utilizados para todas as espécies. ψ - ocupação; p - detecção; $(.)$ - intercepto; D - variável de distância; H - variáveis de proporção de habitat; k - número de parâmetros estimados; TRI - tipo de trilha; DMN - distância da mata nativa; DAU - distância da área urbana; DRH - distância do recurso hídrico; PRH - proporção de recurso hídrico; PVB - proporção de vegetação baixa; PVA - proporção de vegetação alta.

Modelos globais	Parâmetros estimados	D	H	k
Buffer 250m			PRH_025, PVB_025 e PVA_025	
Buffer 500m	$\psi(.) + \psi(D) + \psi(H) + p(.) + p(D) + p(H) + p(TRI)$	DMN, DAU e DRH	PRH_05, PVB_05 e PVA_05	
Buffer 1km			PRH_1, PVB_1 e PVA_1	15
Buffer 2km			PRH_2, PVB_2 e PVA_2	
Buffer 5km			PRH_5, PVB_5 e PVA_5	

A fim de evitar redundâncias nas variáveis que poderiam resultar em múltiplos modelos plausíveis com variáveis correlacionadas realizei o teste de correlação de Pearson (ρ) entre as variáveis de distância (DAU, DMN e DRH) e as de habitat (PVA, PVB, PPE e PRH) devidamente padronizadas em “z-score” para cada distância de buffer separadamente na extensão XLSTAT™ v. 2015.1.01 (Addinsoft®) do programa MS Office Excel® 2007

(Microsoft®). Aquelas variáveis com alta correlação, $\rho > 0.7$ (Zuur *et al.* 2009), em todos os tamanhos de buffers foram removidas, mantendo-se apenas uma delas.

Para analisar a importância das variáveis no modelo de ocupação utilizei um método semelhante a Bailey *et al.* (2004) em quatro etapas: (1) inicialmente calculei o modelo nulo, sem influência das variáveis, $\psi(.)p(.)$; (2) e em seguida, mantive a ocupação constante, $\psi(.)$, deixando a detecção p variar com cada variável separadamente, $p(\text{var})$; (3) posteriormente realizei o contrário, mantendo a detecção constante, $p(.)$, deixando a ocupação variar com as variáveis, $\psi(\text{var})$; (4) na última etapa o(s) modelo(s) com $\Delta\text{AICc} \leq 2$ da segunda etapa, $p(\text{var})$, e os da terceira etapa, $\psi(\text{var})$, foram combinados em um modelo onde ambos variam conjuntamente com as variáveis, $\psi(\text{var})p(\text{var})$. No caso do modelo nulo com $\Delta\text{AICc} \leq 2$ em relação a $\psi(\text{var})$ ou $p(\text{var})$, considerei apenas o intercepto, $\psi(.)$ ou $p(.)$.

Depois de verificado em análises testes, em muitos casos não houve um único melhor modelo, havendo vários modelos plausíveis, logo, ao invés de fazer referência a apenas um único melhor modelo utilizei o método de média de modelos (“model averaging”; Mackenzie *et al.* 2006: 81), onde os parâmetros são estimados de acordo com o peso do AICc/QAICc (w_i) de cada modelo em questão bem como os erros padrões não condicionados, ou seja, não dependentes de apenas um único modelo (Burnham & Anderson 2002: 158). Para as análises de ocupação propriamente ditas e a média de modelos utilizei o programa MARK (White & Burnham 1999).

RESULTADOS

Variáveis ambientais

Os resultados gráficos das etapas de elaboração do mapa de uso do solo da região do PERD do qual extraí as variáveis ambientais podem ser observados na figura 1 e o resultado na figura 2. A correção topográfica se mostrou muito eficiente e melhorou a identidade espectral em locais com relevo acidentado, enquanto que a correção manual após a classificação MAXVER foi imprescindível para a correta obtenção das variáveis de uso do solo que foram equivocadamente classificadas como pertencentes a outras classes.

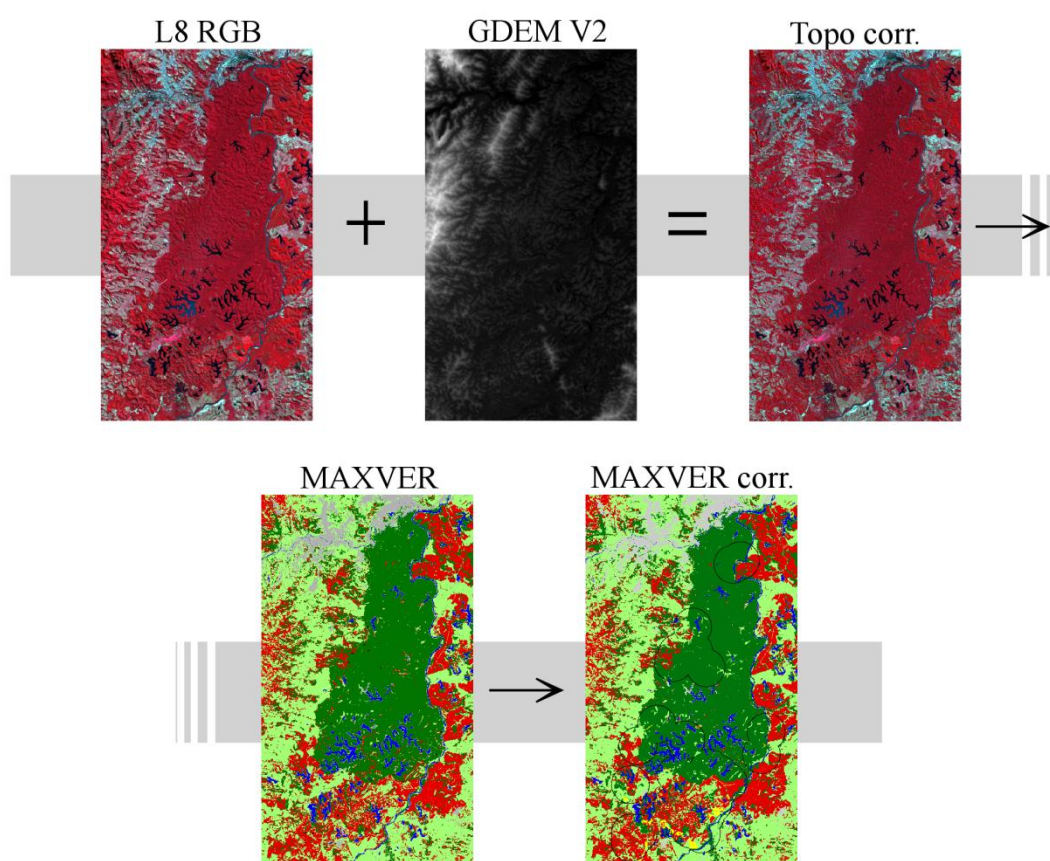


Figura 1. Etapas da elaboração do mapa de uso do solo do Parque Estadual do Rio Doce e entorno. L8 RGB - composição das bandas 5, 4 e 3 do Landsat 8, respectivamente nos canais vermelho, verde e azul; GDEM V2 - mapa topográfico do “Global Digital Elevation Model” V2; Topo corr. - mapa após a correção topográfica; MAXVER - classificação supervisionada por máxima verossimilhança; MAXVER corr. - correção manual da classificação MAXVER apenas para as regiões dentro dos buffers de 5km de diâmetro.

Os resultados das análises da correlação de Pearson das variáveis extraídas do mapa final para as distâncias de buffer com diâmetro de 250m, 500m, 1km, 2km e 5km estão nas tabelas 2, 3, 4, 5 e 6, respectivamente. Algumas variáveis tiveram altos valores de correlação, porém, apenas as variáveis PVA e PPE para todos os diâmetros de buffers tiveram valores de $\rho > 0,7$. Mantive então apenas a variável PVA e excluí a PPE, pois, verifiquei em diversas análises testes que a utilização de ambas as variáveis nos modelos resultou em dados redundantes, logo, poderia ter optado por manter PPE e excluir PVA e os resultados seriam extremamente semelhantes, porém com relações inversas.

Tabela 2. Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis do buffer de 250m de diâmetro. DMN - distância da mata nativa; DAU - distância da área urbana; DRH - distância do recurso hídrico; PRH - proporção de recurso hídrico; PVB - proporção de vegetação baixa; PVA - proporção de vegetação alta; PPE - proporção de plantação de eucalipto.

Variáveis	DMN	DAU	DRH	PRH_025	PVB_025	PVA_025	PPE_025
DMN	1						
DAU	-0,377	1					
DRH	0,204	-0,307	1				
PRH_025	-0,056	0,032	-0,284	1			
PVB_025	-0,149	0,101	-0,032	-0,103	1		
PVA_025	-0,440	0,322	-0,029	-0,002	-0,451	1	
PPE_025	0,572	-0,423	0,167	-0,201	0,075	-0,871	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

Tabela 3. Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis do buffer de 500m de diâmetro. DMN - distância da mata nativa; DAU - distância da área urbana; DRH - distância do recurso hídrico; PRH - proporção de recurso hídrico; PVB - proporção de vegetação baixa; PVA - proporção de vegetação alta; PPE - proporção de plantação de eucalipto.

Variáveis	DMN	DAU	DRH	PRH_05	PVB_05	PVA_05	PPE_05
DMN	1						
DAU	-0,377	1					
DRH	0,204	-0,307	1				
PRH_05	-0,037	0,114	-0,453	1			
PVB_05	0,347	-0,114	0,074	-0,133	1		
PVA_05	-0,680	0,397	-0,071	0,013	-0,591	1	
PPE_05	0,655	-0,445	0,224	-0,296	0,300	-0,891	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

Tabela 4. Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis do buffer de 1km de diâmetro. DMN - distância da mata nativa; DAU - distância da área urbana; DRH - distância do recurso hídrico; PRH - proporção de recurso hídrico; PVB - proporção de vegetação baixa; PVA - proporção de vegetação alta; PPE - proporção de plantação de eucalipto.

Variáveis	DMN	DAU	DRH	PRH_1	PVB_1	PVA_1	PPE_1
DMN	1						
DAU	-0,377	1					
DRH	0,204	-0,307	1				
PRH_1	-0,105	0,173	-0,533	1			
PVB_1	0,368	-0,125	-0,038	-0,145	1		
PVA_1	-0,708	0,287	0,076	0,055	-0,598	1	
PPE_1	0,682	-0,352	0,143	-0,333	0,203	-0,851	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

Tabela 5. Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis do buffer de 2km de diâmetro. DMN - distância da mata nativa; DAU - distância da área urbana; DRH - distância do recurso hídrico; PRH - proporção de recurso hídrico; PVB - proporção de vegetação baixa; PVA - proporção de vegetação alta; PPE - proporção de plantação de eucalipto.

Variáveis	DMN	DAU	DRH	PRH_2	PVB_2	PVA_2	PPE_2
DMN	1						
DAU	-0,377	1					
DRH	0,204	-0,307	1				
PRH_2	-0,227	0,241	-0,655	1			
PVB_2	0,365	-0,179	-0,078	-0,105	1		
PVA_2	-0,678	0,168	0,137	0,091	-0,752	1	
PPE_2	0,756	-0,215	0,086	-0,346	0,446	-0,887	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

Tabela 6. Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis do buffer de 5km de diâmetro. DMN - distância da mata nativa; DAU - distância da área urbana; DRH - distância do recurso hídrico; PRH - proporção de recurso hídrico; PVB - proporção de vegetação baixa; PVA - proporção de vegetação alta; PPE - proporção de plantação de eucalipto.

Variáveis	DMN	DAU	DRH	PRH_5	PVB_5	PVA_5	PPE_5
DMN	1						
DAU	-0,377	1					
DRH	0,204	-0,307	1				
PRH_5	-0,035	0,194	-0,507	1			
PVB_5	0,478	-0,324	-0,118	0,070	1		
PVA_5	-0,734	0,201	0,171	-0,197	-0,773	1	
PPE_5	0,730	-0,122	-0,016	-0,063	0,399	-0,856	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

Por fim, a análise de correlação para as variáveis PVB, PER e PRH de cada buffer mostrou que na sua grande maioria elas estavam correlacionadas, aumentando assim a confiança na utilização do modelo global com menor valor de \hat{c} (Tabelas 7, 8 e 9).

Tabela 7. Matriz de correlação de Pearson da variável PRH (proporção de recursos hídricos) de todos os diâmetros de buffer.

Variáveis	PRH_025	PRH_05	PRH_1	PRH_2	PRH_5
PRH_025	1				
PRH_05	0,583	1			
PRH_1	0,322	0,841	1		
PRH_2	0,187	0,587	0,692	1	
PRH_5	-0,020	0,132	0,306	0,379	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

Tabela 8. Matriz de correlação de Pearson da variável PVB (proporção de vegetação baixa) de todos os diâmetros de buffer.

Variáveis	PVB_025	PVB_05	PVB_1	PVB_2	PVB_5
PVB_025	1				
PVB_05	0,634	1			
PVB_1	0,518	0,803	1		
PVB_2	0,501	0,735	0,822	1	
PVB_5	0,138	0,446	0,547	0,762	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

Tabela 9. Matriz de correlação de Pearson da variável PVA (proporção de vegetação alta) de todos os diâmetros de buffer.

Variáveis	PVA_025	PVA_05	PVA_1	PVA_2	PVA_5
PVA_025	1				
PVA_05	0,924	1			
PVA_1	0,828	0,938	1		
PVA_2	0,775	0,874	0,951	1	
PVA_5	0,737	0,851	0,913	0,937	1

* valores destacados indicam $p < 0,001$

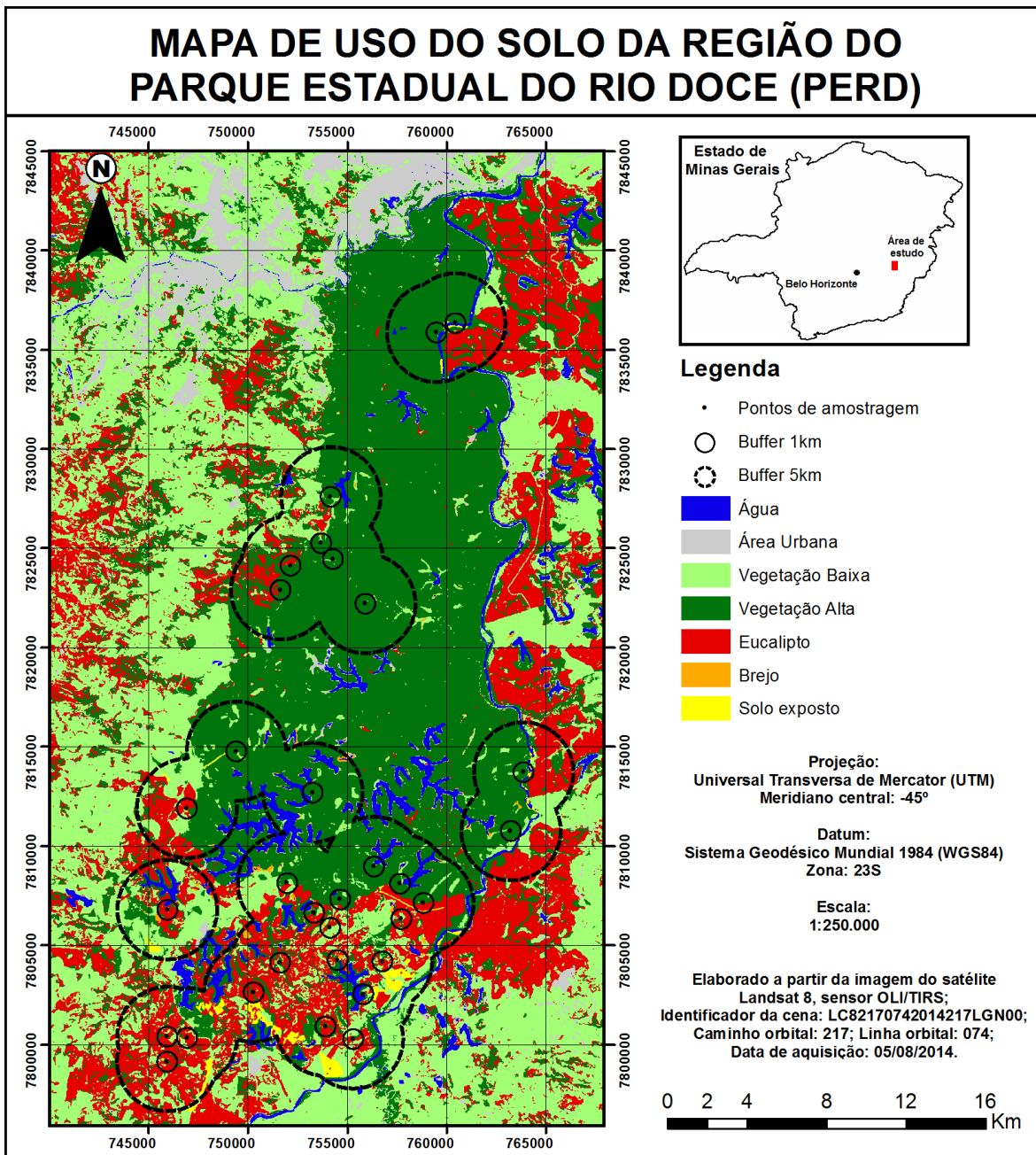


Figura 2. Mapa de uso do solo da região do Parque Estadual do Rio Doce e as unidades amostrais utilizadas com buffer de 1km e 5km de diâmetro.

Amostragem de mamíferos

Foi obtido um total de 1730 registros de mamíferos de médio e grande porte, com 1061 registros únicos atribuíveis a 21 espécies nativas conforme mostra a tabela 10, com esforço amostral de 2688 câmeras/noite. Devido à baixa qualidade das imagens noturnas não foi possível a separação específica do gênero *Mazama*, podendo ser representado pelas espécies *M. americana* e *M. gouazoubira*, enquanto o gênero *Cabassous* não é possível a distinção por fotografias mesmo de alta qualidade, podendo então ser representada pelas espécies *C. tatouay* e *C. unicinctus*.

No caso do gênero *Didelphis* que também não foi passível de distinção, a espécie *D. marsupialis* foi identificada no PERD por Stallings *et al.* (1991) e Stallings (1991), porém, acreditamos que tal identificação esteja desatualizada, uma vez que sua área de ocorrência não coincide com Emmons & Feer (1997), tendo Grelle (2003) identificado para o PERD a espécie *D. aurita* e constando como única espécie de *Didelphis* no plano de manejo do PERD (IEF 2001a), sendo ainda pouco provável a presença de *D. albiventris* já que de acordo com Cerqueira (1985) esta espécie ocorre em fragmentos de Cerrado, enquanto *D. aurita* em áreas florestais, tendo a simpatria destas espécies em Minas Gerais apenas em locais perturbados e na borda de suas distribuições, portanto, assumiu-se os registros de *Didelphis* como pertencentes a espécie *D. aurita*.

A espécie mais registrada foi *Tapirus terrestris* (anta) com quase 40% do total de registros únicos, e também foi a espécie que esteve mais presente nas UA (93,75%). Em comparação a estudos anteriores na região do PERD (Stallings *et al.* 1991; Stallings 1991; Scoss 2002; Scoss *et al.* 2004) e ao plano de manejo do PERD (IEF 2001a), obtive 23 das

27 espécies anotadas em todos os estudos conjuntamente (Tabela 11), tendo como novos registros as espécies *Priodontes maximus* (tatu-canastra), *Cabassous* sp. (tatu-de-rabo-mole) e *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), além da confirmação da presença da espécie *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro). Não obtive nenhum registro de *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), *Galictis cuja* (furão), *Leopardus guttulus* (gato-do-mato-pequeno), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá) e *Conepatus semistriatus* (jaritataca).

Tabela 10. Espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas no Parque Estadual do Rio Doce e entorno. N - registros únicos; N% - proporção de N em comparação a todas as espécies; # - quantidade de unidades amostrais onde a espécie foi registrada; #% - proporção de UA onde a espécie foi registrada em relação ao total de UA.

Espécie	Nome popular	N	N%	#	##
Ordem Didelphimorphia					
<i>Didelphis aurita</i> *	gambá	59	5,56	14	43,75
Ordem Xenarthra					
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	7	0,66	5	15,63
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	6	0,57	4	12,50
<i>Cabassous</i> sp.	tatu-de-rabo-mole	1	0,09	1	3,13
<i>Dasypus novemcinctus</i> *	tatu-galinha	138	13,01	28	87,50
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	1	0,09	1	3,13
Ordem Lagomorpha					
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> *	tapiti	61	5,75	8	25,00
Ordem Carnivora					
<i>Leopardus pardalis</i> *	jaguaritica	73	6,88	25	78,13
<i>Puma concolor</i> *	onça-parda	47	4,43	17	53,13
<i>Puma yagouaroundi</i>	gato-mourisco	4	0,38	4	12,50
<i>Panthera onca</i> *	onça-pintada	22	2,07	8	25,00
<i>Cerdocyon thous</i>	graxaim	18	1,70	2	6,25
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	1	0,09	1	3,13
<i>Eira barbara</i> *	irara	21	1,98	7	21,88
<i>Nasua nasua</i> *	quati	27	2,54	17	53,13
Ordem Perissodactyla					
<i>Tapirus terrestris</i> *	anta	400	37,70	30	93,75
Ordem Artiodactyla					
<i>Pecari tajacu</i> *	cateto	39	3,68	16	50,00
<i>Mazama</i> sp. *	veado	35	3,30	14	43,75

Ordem Rodentia

<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	capivara	4	0,38	3	9,38
<i>Cuniculus paca</i> *	paca	19	1,79	8	25,00
<i>Dasyprocta azarae</i> *	cutia	78	7,35	14	43,75
Total		1061	100		

* Espécies utilizadas na análise de ocupação

Tabela 11. Espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e entorno entre alguns estudos. 1 - Stallings *et al.* (1991) / Stallings (1991); 2 - Scoss (2002) / Scoss *et al.* (2004); 3 - IEF (2001a); P - presente estudo; L - local registrado neste estudo: (b) - borda do PERD; (e) - mosaico de eucalipto e fragmentos de mata nativa; (p) - dentro dos limites do PERD.

Espécie	Nome popular	1	2	3	P	L
Ordem Didelphimorphia						
<i>Didelphis</i> sp.	gambá	↓	x	↓	↓	
<i>D. aurita</i>	gambá-de-orelha-preta	x ¹		x	x	e/p
Ordem Xenarthra						
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	x		x	x	b/e/p
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra				+	b/p
<i>Cabassous</i> sp.	tatu-de-rabo-mole				+	p
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	x	x	x	x	b/e/p
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	x		x	x [†]	e
Ordem Lagomorpha						
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapiti	x	x	x	x	b/e/p
Ordem Carnivora						
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaririca	x		x	x	b/e/p
<i>Leopardus guttulus</i>	gato-do-mato-pequeno			x	o	p
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá		x			
<i>Puma concolor</i>	onça-parda	x	x	x	x	b/e/p
<i>Puma yagouaroundi</i>	gato-mourisco	x		x	x [†]	e
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	x		x	x	e/p
<i>Cerdocyon thous</i>	graxaim	x	x	x	x	b/e
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará				+	p
<i>Eira barbara</i>	irara	x	x	x	x	e/p
<i>Galictis</i> sp.	furão		x*	↓		
<i>G. cuja</i>				x ²		
<i>Conepatus semistriatus</i>	jaritataca		x* ³			
<i>Nasua nasua</i>	quati	x	x	x	x	b/e/p
<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	x		x		

Ordem Perissodactyla						
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	x	x	x	x	b/e/p
Ordem Artiodactyla						
<i>Pecari tajacu</i>	cateto			x	x	b/e/p
<i>Mazama</i> sp.	veado	x	↓	↓	↓	b/e/p
<i>M. americana</i>	veado-mateiro		x	x	x	
<i>M. gouazoubira</i>	veado-catingueiro					+
Ordem Rodentia						
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	capivara	x		x	x	e/p
<i>Cuniculus paca</i>	paca	x	x	x	x	b/e/p
<i>Dasyprocta azarae</i>	cutia	x	x	x	x	b/e/p
Total	27	18	14	21	23	

x - espécie ou gênero registrado

+ - espécie registrada apenas neste estudo

† - espécie registrada apenas no entorno do PERD

o - espécie observada oportunisticamente durante este estudo

↓ - registro em nível específico, identificado logo abaixo

* - citado pelo autor como registro duvidoso

¹ - identificado como *D. marsupialis* anteriormente a atualização taxonômica

² - equivocadamente identificado como *G. vitatta*

³ - equivocadamente identificado como *C. chinga*

Análise de ocupação

Treze espécies ocorreram em pelo menos 25% das amostras e foram utilizadas para a análise de ocupação. Destas, cinco tiveram o modelo global com valor de \hat{c} superior a 1 (Tabela 12) e portanto foram utilizados o QAICc e os erros padrões dos parâmetros inflados em $\sqrt{\hat{c}}$.

Tabela 12. Valor do parâmetro de sobredispersão (\hat{c}) do melhor modelo global para as espécies que não obtiveram sequer um modelo com valor de \hat{c} inferior ou igual a 1.

Espécie	\hat{c}
<i>Didelphis aurita</i>	1,14
<i>Dasypus novemcinctus</i>	1,14
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1,16
<i>Puma concolor</i>	1,09
<i>Panthera onca</i>	1,19

Os resultados das análises de ocupação para todas as espécies estão representadas na tabela 13 com as estimativas para cada modelo os valores de ocupação (ψ), detecção (p), valores dos coeficientes de cada variável (β) e os erros padrões associados (EP). Todos os modelos tiveram no máximo apenas uma única variável (β) associada a ψ e/ou p .

O modelo nulo, $\psi(.) p(.)$, teve pouco ou nenhum suporte para todas as espécies ($\Delta i > 5$), enquanto *Leopardus pardalis* (jaguaririca) e *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti) não tiveram variáveis ambientais associadas à ocupação, $\psi(\beta)$. Porém, apenas *Dasyprocta azarae* (cutia) apresentou essas variáveis fortemente relacionadas ($\pm EP$ não sobrepõe o valor 0) e no geral, todas as variáveis relacionadas a detecção foram fortemente relacionadas, $p(\beta)$. Em muitos casos a variável DRH e PRH foram relacionadas à ocupação (relação negativa e positiva, respectivamente) embora o efeito seja fraco (valor do coeficiente $\pm EP$ sobrepõe ao zero).

Em todos os casos não houve apenas um único melhor modelo ($w_i > 0,9$), logo a estimativa de ψ e p pela média de modelos se tornou mais confiável. A figura 3 resume os valores de ψ e EP não condicionado estimados pela média de modelos para cada espécie, que em muitos casos foi superior ao ψ naïve, enquanto que a figura 4 resume o valor de p e EP não condicionado.

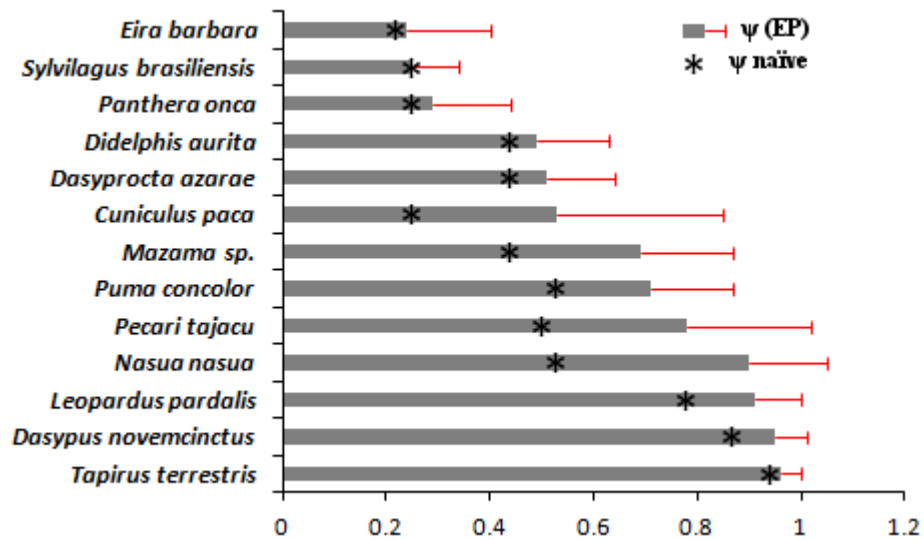


Figura 3. Valores de ocupação (ψ) estimados pela média de modelos, seus erros padrões associados (EP) e ψ naïve (*) para as treze espécies utilizadas na análise de ocupação.

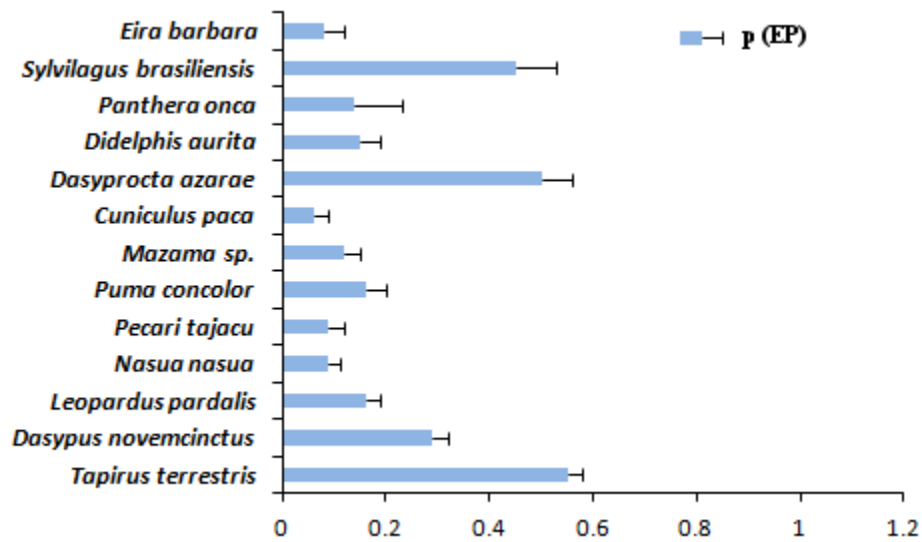


Figura 4. Valores de detecção (p) estimados pela média de modelos e seus erros padrões associados (EP) para as treze espécies utilizadas na análise de ocupação.

Tabela 13. Modelos com $\Delta_i \leq 2$ e k superior a todos os modelos com menores valores de k e AICc/QAICc, para as treze espécies utilizadas na análise de ocupação, além do modelo nulo, $\psi(\cdot)$ p(\cdot), e os valores dos coeficientes transformados de ocupação (ψ) e detecção (p), e não transformados para as variáveis (β). AICc - critério de seleção de modelos de Akaike corrigido para pequenas amostras; QAICc - AICc corrigido para modelos com sobredispersão; Δ_i - diferença do valor de AICc/QAICc do modelo i em relação ao melhor modelo; w_i - peso de evidência do modelo em relação aos demais; k - número de parâmetros estimados no modelo; -2LL - valor de $[-2 * \log\text{-likelihood}]$ do modelo; EP - erro padrão; $\psi(\beta)$ - coeficiente da variável referente a ocupação, ψ , com efeito negativo indicado pelo sinal de menos, caso contrário o efeito é positivo; p(β) - coeficiente da variável referente a detecção, p, e a direção do efeito como em p(β); TRI - tipo de trilha; DMN - distância da mata nativa; DAU - distância da área urbana; DRH - distância do recurso hídrico; PRH - proporção de recurso hídrico; PVB - proporção de vegetação baixa; PVA - proporção de vegetação alta; _025 - buffer de 250m de diâmetro; _05 - buffer de 500m de diâmetro; _1 - buffer de 1km de diâmetro; _2 - buffer de 2km de diâmetro; _5 - buffer de 5km de diâmetro.

<i>Didelphis aurita</i>	QAICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
$\psi(\text{DRH})$ p(PVA_025)	162,56	0	0,51	5	150,26	0,53 (0,15)*	0,14 (0,04)*	-1,39 (0,70)*	1,01 (0,29)*
$\psi(\text{DRH})$ p(PVA_05)	162,63	0,07	0,49	5	150,32	0,51 (0,14)*	0,14 (0,04)*	-1,36 (0,67)*	1,01 (0,30)*
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	174,11	11,55	0	3	167,25	0,42 (0,1)*	0,24 (0,04)*		
<i>Dasybus novemcinctus</i>	QAICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
$\psi(\text{DRH})$ p(PVB_5)	348,51	0	0,5	5	336,2	0,96 (0,05)*	0,29 (0,03)*	-1,58 (0,91)	0,52 (0,14)*
$\psi(\text{DAU})$ p(PVB_5)	350,2	1,69	0,2	5	337,89	0,96 (0,06)*	0,29 (0,03)*	1,7 (1,4)	0,52 (0,14)*
$\psi(\cdot)$ p(PVB_5)	350,21	1,7	0,2	4	340,73	0,9 (0,06)*	0,29 (0,03)*		0,5 (0,14)*
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	358,59	10,1	0	3	354,18	0,89 (0,06)*	0,3 (0,03)*		
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	QAICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	-	p(β) (EP)
$\psi(\cdot)$ p(DRH)	128,34	0	0,6	4	121,48	0,26 (0,09)*	0,47 (0,06)*		1,27 (0,37)*
$\psi(\cdot)$ p(PRH_2)	129,24	0,9	0,4	4	122,38	0,27 (0,09)*	0,41 (0,06)*		-1,1 (0,32)*
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	143,32	12,36	0	3	136,47	0,25 (0,09)*	0,45 (0,05)*		

<i>Leopardus pardalis</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	-	p(β) (EP)
$\psi(\cdot)$ p(TRI)	297,95	0	0,67	3	291,10	0,91 (0,08)*	0,16 (0,02)*		1,32 (0,36)*
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	309,89	11,94	0	2	305,47	0,84 (0,09)*	0,19 (0,03)*		
<i>Puma concolor</i>	QAICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
$\psi(\text{PRH}_5)$ p(PRH_5)	219,56	0	0,4	5	207,26	0,68 (0,14)*	0,16 (0,03)*	1,34 (0,79)	0,46 (0,18)*
$\psi(\text{PVB}_{25})$ p(PRH_5)	219,75	0,19	0,4	5	207,45	0,76 (0,18)*	0,16 (0,03)*	2,14 (1,95)	0,51 (0,18)*
$\psi(\cdot)$ p(PRH_5)	220,63	1,07	0,2	4	211,15	0,72 (0,16)*	0,14 (0,03)*		0,58 (0,19)*
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	225,22	5,65	0	3	220,80	0,58 (0,1)*	0,21 (0,03)*		
<i>Panthera onca</i>	QAICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
$\psi(\text{PRH}_5)$ p(TRI)	103,41	0	0,43	5	91,11	0,28 (0,13)*	0,11 (0,05)*	1,5 (1,19)	2,34 (1,36)
$\psi(\text{PRH}_5)$ p(\cdot)	104,07	0,66	0,31	4	94,59	0,22 (0,1)*	0,22 (0,05)*	1,9 (1,24)	
$\psi(\cdot)$ p(TRI)	104,58	1,17	0,24	4	95,10	0,41 (0,13)*	0,08 (0,04)*		3,18 (1,23)*
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	109,21	5,80	0,02	3	102,35	0,26 (0,09)*	0,23 (0,05)*		
<i>Eira barbara</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
$\psi(\text{DAU})$ p(PRH_1)	100,34	0	0,67	4	90,86	0,23 (0,15)	0,09 (0,03)*	2,91 (1,63)	1,19 (0,49)*
$\psi(\text{DAU})$ p(DRH)	102,14	1,80	0,27	4	92,65	0,26 (0,17)	0,05 (0,04)*	2,71 (1,76)	-1,61 (0,94)
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	113,52	13,18	0	2	109,10	0,26 (0,09)*	0,16 (0,05)*		
<i>Nasua nasua</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
$\psi(\text{PRH}_2)$ p(DAU)	200,30	0	0,38	4	190,82	0,99 (0,06)*	0,09 (0,02)*	-3,87 (5,8)	-0,77 (0,26)*
$\psi(\text{DRH})$ p(DAU)	201,13	0,83	0,25	4	191,65	0,83 (0,14)*	0,1 (0,02)*	2,02 (1,16)	-0,74 (0,27)*
$\psi(\text{PRH}_1)$ p(DAU)	201,99	1,68	0,17	4	192,50	0,9 (0,2)*	0,09 (0,02)*	-2,44 (2,37)	-0,76 (0,26)*
$\psi(\cdot)$ p(\cdot)	210,69	10,39	0	2	206,28	0,67 (0,14)*	0,13 (0,03)*		

<i>Tapirus terrestris</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
ψ (PRH_5) p(PVB_025)	460,25	0	0,56	4	450,77	0,98 (0,03)*	0,55 (0,03)*	2,44 (1,87)	4,09 (1,82)*
ψ (.) p(PVB_025)	460,77	0,51	0,44	3	453,91	0,94 (0,04)*	0,55 (0,03)*		0,55 (0,15)*
ψ (.) p(.)	476,53	16,28	0	2	472,12	0,94 (0,04)*	0,55 (0,03)*		
<i>Pecari tajacu</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
ψ (DRH) p(DMN)	191,15	0	0,41	4	181,66	0,8 (0,17)*	0,1 (0,03)*	1,78 (1,23)	0,5 (0,16)*
ψ (PRH_025) p(DMN)	192,10	0,95	0,25	4	182,62	0,76 (0,37)*	0,09 (0,03)*	-3,22 (4,39)	0,56 (0,17)*
ψ (.) p(DMN)	192,66	1,51	0,19	3	185,80	0,8 (0,19)*	0,09 (0,03)*		0,55 (0,17)*
ψ (.) p(.)	200,34	9,19	0	2	195,93	0,64 (0,13)*	0,13 (0,03)*		
<i>Mazama sp.</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
ψ (PVB_05) p(DMN)	184,58	0	0,36	4	175,10	0,66 (0,16)*	0,13 (0,03)*	1,91 (1,01)	0,42 (0,18)*
ψ (PVB_05) p(PVB_5)	186,20	1,62	0,16	4	176,72	0,66 (0,17)*	0,12 (0,03)*	1,84 (1,06)	0,52 (0,27)
ψ (.) p(.)	193,49	8,90	0	2	189,07	0,57 (0,13)*	0,13 (0,03)*		
<i>Cuniculus paca</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
ψ (PVB_025) p(DAU)	104,02	0	0,61	4	94,53	0,57 (0,35)	0,06 (0,03)*	2,88 (2,75)	0,8 (0,32)*
ψ (.) p(.)	110,90	6,88	0,02	2	106,48	0,28 (0,1)*	0,14 (0,04)*		
<i>Dasyprocta azarae</i>	AICc	Δ_i	w_i	k	-2LL	ψ (EP)	p (EP)	$\psi(\beta)$ (EP)	p(β) (EP)
ψ (PVA_05) p(PVB_025)	222,88	0	0,78	4	213,40	0,54 (0,15)*	0,5 (0,06)*	1,6 (0,71)*	3,34 (0,7)*
ψ (PVA_1) p(PVB_025)	225,44	1,92	0,22	4	215,95	0,5 (0,12)*	0,5 (0,06)*	1,2 (0,55)*	3,26 (0,7)*
ψ (.) p(.)	254,38	31,50	0	2	249,97	0,45 (0,09)*	0,31 (0,04)*		

* forte relação indicada (valor do coeficiente \pm EP não sobrepõe ao zero)

DISCUSSÃO

Amostragem de mamíferos

O levantamento da riqueza de mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Rio Doce incluem apenas dois estudos publicados em 1991 e 2004, além do plano de manejo do parque de 2001.

Nestes estudos foram aplicadas metodologias de visualização direta e parcelas de areia, logo, não era esperado que a metodologia de armadilhas fotográficas utilizada neste estudo fosse capaz de identificar todas as espécies registradas anteriormente, contudo, apenas a espécie *Procyon cancrivorus* (mão-pelada) comumente encontrada em estudos com armadilhas fotográficas em áreas de Mata Atlântica não foi observada (e.g. Kasper *et al.* 2007; Srbek-Araujo & Chiarello 2007; Goulart *et al.* 2009; Melo *et al.* 2012), apesar disto não se pode concluir que esta não mais se encontra no PERD, mas que possivelmente sua abundância esteja reduzida ao ponto de tornar a espécie difícil de ser encontrada, ou ainda por estar restrito a locais próximos a água.

Outras duas espécies não avistadas, *Galictis cuja* (furão) e *Conepatus semistriatus* (jaritataca), não são comumente detectadas por armadilhas fotográficas e de acordo com Scoss (2002) e Scoss *et al.* (2004) tais registros não poderiam ser devidamente confirmados uma vez que a metodologia empregada neste caso fora indireta, logo, a confirmação destas espécies na área permanece incerta.

Por fim, *Leopardus guttulus* (gato-do-mato-pequeno) também não foi detectado através das armadilhas fotográficas, contudo, avistei esta espécie de forma oportunística e preservei o registro em vídeo.

Das espécies que foram avistadas somente neste estudo, apenas *Priodontes maximus* (tatu-canastra) se pode ter segurança quanto à presença de uma população, mesmo que pequena, habitante no PERD uma vez que houve seis registros da mesma em quatro UA diferentes e teve sua presença confirmada em 2006 por Srbek-Araujo *et al.* (2009) em outros locais do parque.

As outras duas espécies, *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará) e *Cabassous* sp. (tatu-de-rabo-mole), apesar de terem sido registradas dentro dos limites do PERD tiveram apenas um único registro, logo, não se pode concluir se estas espécies possuem populações residentes no parque ou se foram somente indivíduos itinerantes, embora seja mais provável que uma população residente exista para o tatu, mas isto é menos provável no caso do lobo-guará, uma espécie de ambientes de vegetação mais aberta (Jácomo *et al.* 2004) e com grande capacidade de locomoção, cuja área de distribuição se expandiu recentemente na região leste do Brasil em locais cuja a Mata Atlântica foi desmatada para a conversão em pastagens para a criação de gado (Queirolo *et al.* 2011), paisagem encontrada nas imediações do registro da espécie no PERD.

Análise de ocupação

A aplicação da análise de ocupação de espécies em relação à utilização e/ou seleção de diferentes habitats não é recente (e.g. Moore & Hooper 1975; Celada *et al.* 1994) e mesmo estudos mais recentes (e.g. Coppeto *et al.* 2006; Lyra-Jorge *et al.* 2009; Goulart *et al.* 2009) ignoram ou consideram irrelevante o fato de que nem sempre a espécie é detectada em determinado local ou amostra mesmo estando ela presente, fato nomeado por

Dunham & Riemen (1999) como falsa ausência. Em uma análise de regressão logística muito comumente utilizada para dados de presença-ausência em relação a diferentes habitats (Gu & Swihart 2004), por exemplo, podem-se gerar resultados tendenciosos onde o habitat em questão é relacionado a onde a espécie é detectada (detecção) e não a onde a espécie realmente está (ocupação; Mackenzie *et al.* 2006:33), inclusive alterando essas relações e gerando variâncias muito pequenas dos parâmetros estimados (Mackenzie 2006).

Na figura 3 é possível verificar os benefícios de se considerar estas falsas ausências, onde em grande parte das espécies a estimativa de ocupação quando considerado a detecção imperfeita (ψ) foi visualmente superior à estimativa com possíveis falsas ausências (ψ naïve). Apesar disto, para o conjunto de dados desta pesquisa não foi possível obter, na maioria dos casos, relações evidentes entre a ocupação e as variáveis ambientais, logo, a interpretações dos mesmos deve ser feita com cautela.

Isto pode estar relacionado ao baixo número de amostras, uma vez que variáveis com efeito fraco somente são percebidos após intensa amostragem, sendo assim, tais relações tidas como fracas podem se tornar bem evidentes mesmo com baixa influência na ocupação, uma vez que maiores amostragem resultam em menores valores de erros padrões (Henry 1990). Ainda, apesar de a correção de sobredispersão ter alguma capacidade de corrigir algumas violações do modelo como a não independência na detecção entre as UA (Mackenzie *et al.* 2006: 108), acredito que estes resultados podem ser um reflexo destas violações, resultando então dados tendenciosos.

Influência das plantações de eucaliptos

Inúmeros estudos verificaram o uso e a importância de plantações de eucaliptos pela fauna de mamíferos terrestres (e.g. Stallings 1991; Silva 2001; Oliveira 2002; Silveira 2005; Leite 2006; Dotta & Verdade 2007; Umetsu & Pardini 2007; Lyra-Jorge *et al.* 2008; Campos 2009; Lyra-Jorge *et al.* 2009; Dotta & Verdade 2011; Martin *et al.* 2012; Rosalino *et al.* 2014) com conclusões na sua maioria muito parecidas quanto a riqueza e abundância desta fauna em locais com este tipo de plantação comercial quando adjacentes a fragmentos ou áreas maiores de vegetação nativa semelhantes a este estudo.

Estas áreas em mosaico com plantações de eucalipto e fragmentos de mata nativa se mostraram importantes para mamíferos de pequeno porte, inclusive com espécies presentes exclusivamente nestas áreas, apesar de a abundância geralmente ser maior nas áreas de vegetação nativa, contudo, mamíferos de médio e grande porte utilizaram estas áreas alteradas tanto quanto as áreas naturais na maioria dos casos. Tendo isto em vista não é surpresa que a proporção de vegetação alta esteve presente positivamente em apenas uma única espécie, a cutia. Ressalto aqui que, de acordo com o descrito na seção “RESULTADOS”, uma relação positiva com a proporção de vegetação alta é sinônimo de uma relação negativa a proporção de plantação de eucalipto e vice-versa.

Caes (2009) verificou que *D. azarae* foi muito mais abundante em áreas de mata em estágio sucessional avançado em comparação a locais em processo de restauração e pastagem, mas não comparou com áreas de eucalipto. Chiarello (1999) obteve menores avistamentos de cutias (*D. leporina*) em ambientes com alta pressão de caça recreacional ou comercial e Silva (2014) encontrou uma relação negativa, porém fraca entre a pressão de

caça e a ocupação da cutia na Mata Atlântica do Parque Nacional do Iguaçu. A caça no PERD ocorreu historicamente e continua como um problema à fauna do parque e entorno (IEF 2001b), portanto, as cutias possivelmente devem estar evitando as áreas de eucaliptos que possuem uma fiscalização inferior ao do parque, devido à caça ilegal.

Outro fator relevante pode ser a disponibilidade de alimento como sementes de *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret. (palmeira brejaúva) e *Joannesia princeps* Vell. (cutieira) comumente encontradas no parque (Lopes *et al.* 2002) e dispersas pela cutia (Hirsch *et al.* 2012; Pires & Galetti 2012; Cid *et al.* 2014) que podem não estar presentes ou em quantidade insuficiente nos fragmentos de mata, mas para a confirmação disto existe a necessidade de um estudo fitossociológico destes fragmentos.

Talvez outra explicação plausível seja a de que, sendo as áreas com plantações de eucaliptos naturalmente possuidoras de menores áreas de mata nativa nas proximidades, as cutias teriam a disposição não só menores quantidades de recursos alimentares, mas também menos locais de refúgio contra predadores, uma vez que, como demonstrado por Emsens *et al.* (2013), locais com baixas quantidades de alimento resultam em maiores áreas de vida para as cutias (*D. punctata*), embora não haja um aumento no número de refúgios utilizados, o que resultaria em maiores riscos de predação.

Por fim, acredito que as cutias estejam utilizando com maior intensidade as áreas do PERD uma vez que o parque poderia disponibilizar uma maior quantidade de refúgios e aliado a uma estratégia de alternância entre estes locais as cutias poderiam minimizar assim os riscos de predação (Emsens *et al.* 2014), além de evitar os perigos da caça ilegal que podem ser mais intensas fora do parque.

A jaguatirica é encontrada em inúmeros habitats (Emmons & Feer 1997; Oliveira & Cassaro 2005) e embora tenha preferido vegetação mais densa em alguns estudos (Harveson *et al.* 2004; Jackson *et al.* 2005; Horne *et al.* 2009) outros não encontraram esta relação (Crawshaw & Quigley 1989; Di Bitetti *et al.* 2006; Rocha 2006; Bianchi 2009; Goulart *et al.* 2009) e o mesmo ocorrendo neste estudo, não havendo sequer uma única variável fortemente influenciadora nas estimativas de ocupação, sugerindo um hábito mais generalista no uso do habitat por esta espécie.

O tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) habita regiões mais fechadas de mata até campos abertos (Reis *et al.* 2006) se alimentado em áreas de pastagem e se abrigando em locais com densa vegetação (Emmons & Feer 1997), com estudos demonstrando sua preferência ora por vegetação mais florestal (Ciocheti 2007) ora por vegetação mais aberta (Borges *et al.* 2014), o que poderia explicar a falta de relações evidentes entre as vegetações analisadas na ocupação de *S. brasiliensis*.

A espécie *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro) geralmente está mais relacionada a vegetações mais abertas, embora possa utilizar outros tipos de habitats (Schaller 1983; Vogliotti 2003; Antunes 2012) enquanto *Mazama americana* (veado-mateiro) é essencialmente de hábito florestal (Duarte *et al.* 2012), portanto, tendo a proporção de vegetação baixa positivamente relacionado a ocupação de *Mazama* sp. e aliado a identificação majoritária de *M. gouazoubira* nas fotografias acredita-se os resultados obtidos estejam de acordo com a literatura.

Para as demais espécies não foram encontradas relações entre a ocupação e as plantações de eucaliptos, mas como dito anteriormente, inúmeros estudos indicam a

utilização destes plantios e/ou de *Pinus* sp. em diversas intensidades por mamíferos de médio e grande porte como o gambá (Oliveira 2002; Mello 2005; Silveira 2005; Bocchiglieri 2010), tatu-galinha (Mello 2005; Silveira 2005; Dotta & Verdade 2011; Coelho *et al.* 2014), tapiti (Oliveira 2002; Silveira 2005; Dotta & Verdade 2011), jaguatirica (Mantovani 2001; Silva 2001; Oliveira 2002; Dotta & Verdade 2009; Dotta & Verdade 2011; Coelho *et al.* 2014), onça-parda (Mantovani 2001; Oliveira 2002; Lyra-Jorge *et al.* 2008; Dotta & Verdade 2009; Bocchiglieri 2010; Dotta & Verdade 2011; Mazzolli 2010; Coelho *et al.* 2014), onça-pintada (Lima *et al.* 2013; Coelho *et al.* 2014), irara (Silva 2001; Lyra-Jorge *et al.* 2008; Bocchiglieri 2010; Dotta & Verdade 2011), quati (Mello 2005; Silveira 2005; Lyra-Jorge *et al.* 2008; Dotta & Verdade 2011; Coelho *et al.* 2014), anta (Silva 2001; Bocchiglieri 2010; Coelho *et al.* 2014), cateto (Almeida *et al.* 1979; Bocchiglieri 2010), veado (Silva 2001; Oliveira 2002; Mello 2005; Silveira 2005; Bocchiglieri 2010; Dotta & Verdade 2011; Coelho *et al.* 2014), paca (Zucaratto *et al.* 2010; Coelho *et al.* 2014) e cutia (Coelho *et al.* 2014).

Acredito que isto é devido à presença da grande área de mata nativa continua do parque na imediata proximidade, além dos inúmeros fragmentos de mata atrelados as plantações de eucaliptos, sendo o eucalipto apenas um coadjuvante que permite a locomoção entre fragmentos pela comunidade de mamíferos (Lyra-Jorge *et al.* 2008).

Influência dos recursos hídricos

O período deste estudo ocorreu numa época com extrema escassez de chuva possivelmente ocasionados por um fenômeno conhecido como bloqueio atmosférico

(Schwierz *et al.* 2004; Reboita *et al.* 2010), resultando em precipitações abaixo da média para a região sudeste do Brasil (INMET 2014a; INMET 2014b; INMET 2014c; INMET 2015). Apesar de o PERD ser reconhecido como um sítio RAMSAR e possuir inúmeras lagoas e riachos (RAMSAR 2009) foi possível notar em visitas de campo consideráveis reduções nos níveis das lagoas e a completa secagem de alguns córregos presentes no parque, o que pode explicar a notável presença das variáveis relacionadas à distância e quantidade de água que, para cinco espécies foram negativamente relacionadas à distância e positivamente relacionadas à quantidade.

Contudo, deve-se ressaltar novamente que os erros padrões da estimativa destas variáveis foram todos fracos ($EP \pm 1$ sobrepoõe 0) e maiores ou muito próximos do valor do coeficiente estimado no caso de *Pecari tajacu* (cateto) e *Nasua nasua* (quati), únicos casos onde um efeito aversivo aos recursos hídricos foi encontrado. Portanto, tendo pouco ou nenhum suporte a esta relação uma vez que Neri (2004) encontrou que grupos de catetos geralmente estiveram associados a recursos hídricos, assim como os quatis-de-nariz-branco (*Nasua narica*; Valenzuela & Ceballos 2000), embora o oposto tenha sido observado para *Nasua nasua* por Rocha (2006).

Das espécies analisadas, talvez *Panthera onca* (onça-pintada) seja a espécie que mais se esperava uma associação positiva aos recursos hídricos, tendo esta relação sido encontrada neste estudo, uma vez que a onça-pintada em outras pesquisas esteve associada à água ou a vegetação próxima a ela em inúmeros biomas como o Cerrado (Sollman *et al.* 2012), Mata Atlântica (Junior *et al.* 2013), Pantanal (Crawshaw & Quigley 1991) e Amazônia (Emmons 1987), que são frequentados por suas presas e portanto são utilizados para emboscadas pela onça-pintada (Crawshaw & Quigley 1991; Junior *et al.* 2013). Neste

estudo, esta relação com a água também foi encontrada para a onça-parda (*Puma concolor*), sugerindo que esta espécie possa estar utilizando desta mesma tática.

Apesar de um efeito fraco, porém positivo da proporção de água na ocupação de *Tapirus terrestris* (anta), sabe-se que esta espécie se favorece ambientes próximos à água (Emmons & Feer 1997), como observado por Vidolin *et al.* (2009), sendo dependente deste recurso para diversas funções vitais de seu ciclo de vida como a regulação do trato intestinal, termorregulação, eliminação de ectoparasitas, refúgio contra predadores e reprodução (Richard & Juliá 2000). Apesar disto, Cruz *et al.* (2014) não encontrou uma relação significativa entre a ocupação da anta e a distância do recurso hídrico, embora a relação tenha sido negativa.

O tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) esteve negativamente relacionado à distância do recurso hídrico, resultado semelhante foi encontrado por Goulart *et al.* (2009), possivelmente devido a facilidade da espécie de forragear em solos mais úmidos (Taber 1945) e fuga contra predadores, já que a espécie é hábil a nadar longas distâncias (McBee & Baker 1982) além de a água ser parte importante de sua alimentação e até mesmo se alimentando nela (Smith 2007), muito embora boa parte de seu alimento contenha grandes quantidades de água (Kalmbach 1943).

Outra espécie positivamente relacionada foi *Didelphis aurita* (gambá), frequentemente encontrada próximo a córregos (Smith 2009), corroborando com os achados de Bogoni *et al.* (2013) em remanescentes de Mata Atlântica, embora a espécie já tenha sido encontrada em locais virtualmente sem recursos hídricos (Salvador *et al.* 2009) aumentando o consumo de frutos para suprir o estresse hídrico (Smith 2009).

Outras relações

O tipo de trilha influenciou positivamente na probabilidade de detecção de *P. onca* e *Leopardus pardalis* (jaguatirica), ou seja, maior ocupação em trilhas mais largas, como observado por Harmsen *et al.* (2010), embora esta associação não tenha sido evidenciado para *P. concolor* (onça-parda), corroborando com Trolle & Kery (2005) e Sollmann *et al.* (2012), mas sabe-se que as trilhas são importantes por facilitar a locomoção destes animais (Maffei *et al.* 2004; Dillon & Kelly 2007). Para as demais espécies a detecção não foi influenciada pelo tipo de trilha, como em Harmsen *et al.* (2010).

A irara (*Eira barbara*) esteve positivamente relacionado a distância da área urbana, porém a espécie geralmente é encontrada próximo de habitações humanas (Canevari & Vaccaro 2007) e de acordo com Presley (2000) *E. barbara* teria se adaptado a viver próximo dessas habitações, aproveitando-se dos resíduos alimentares urbanos, e mesmo a caça parece não ser um problema (Michalski & Peres 2005), logo há pouca credibilidade para este resultado uma vez que esta relação foi positiva e fraca, contrariando com a literatura.

As demais variáveis relacionadas à ocupação não foram analisadas devido aos elevados valores de erro padrão, enquanto que as demais variáveis relacionadas à detecção não foram analisadas devido a sua difícil interpretação, tendo pouco ou nenhum sentido biológico.

CONCLUSÃO

Apenas para uma única espécie o efeito negativo das plantações de eucaliptos foi evidente, contudo, ressalta-se novamente que estes efeitos quando menos severos (positivos ou negativos) podem não ser evidenciados devido à baixa amostragem, portanto, não se pode afirmar que as plantações de eucaliptos não estejam influenciando na ocupação dos mamíferos de médio e grande porte do PERD e entorno. Apesar disto, a cutia, única espécie cujo efeito negativo dos eucaliptos foi evidenciado, faz parte da alimentação de importantes carnívoros de topo de cadeia alimentar como a onça-pintada e onça-parda e mesocarnívoros como a jaguatirica, sendo a onça-pintada listada como criticamente em perigo e as outras duas como vulneráveis no estado de Minas Gerais (Drummond *et al.* 2005).

Portanto, o eucalipto pode trazer um efeito negativo indireto nestes grandes carnívoros ameaçados de extinção e cujo declínio pode resultar em efeitos negativos para toda a comunidade terrestre (e.g. Beschta & Ripple 2009; Estes *et al.* 2011; Ripple *et al.* 2014). Ainda, os recursos hídricos parecem influenciar positivamente a ocupação de várias espécies, mas talvez seja devido ao período de forte escassez de chuva observado durante este estudo.

Por fim, tendo em vista a paisagem do PERD e entorno estudada formada por mosaicos de plantações de eucalipto e fragmentos de vegetação nativa, o eucalipto parece ser parte importante da zona de amortecimento do parque, uma vez que o efeito negativo foi evidenciado para apenas uma espécie, contudo, não se recomenda a substituição de quaisquer áreas de mata nativa existentes por esta monocultura, pois não há garantia alguma da permanência da comunidade de mamíferos em locais totalmente dominados por

eucaliptos, situação possível no local provavelmente devido à alta proximidade da grande área de mata nativa do parque e aos fragmentos de mata do entorno, tendo o eucalipto como parte conectora destes fragmentos (Lyra-Jorge *et al.* 2008).

REFERÊNCIAS

Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas - ABRAF. 2012. Anuário Estatístico da ABRAF 2012 - Ano Base 2011. Brasília: ABRAF. 150 pp.

Ahmad, A. & Quegan, S. 2012. Analysis of maximum likelihood classification on multispectral data. *Applied Mathematical Sciences*, 129(6):6425-6436.

Akaike H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Cazakil F, editors. Proceedings of the second international symposium information theory. Budapest, Hungary: Akademiai Kiado. 267–281.

Almeida, A. F., Bertolani, F. & Nicolielo, N. 1979. Estudo de uma população de catetos, *Tayassu tajacu*, em uma floresta implantada de *Pinus* spp. *Scientia Forestalis*, 19:21-35.

Ancrenaz, M., Hearn, A. J., Ross, J., Sollmann, R. & Wilting, A. 2012. Handbook for wildlife monitoring using camera-traps. BBEC II Secretariat, c/o Natural Resources Office, Chief Minister's Department, Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia. 71 pp.

Antunes, V. S. 2012. Área de uso e seleção de habitats por veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*; Fisher, 1841) no Pantanal da Nhecolândia-MS. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 74 pp.

Bailey, L. L., Simons, T. R. & Pollock, K. H. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications*, 14(3):692-702.

Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A. L., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. A., da Silva, M. N. F., da Silva Motta, C., Peres, C. A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantations forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 47(104):18555-18560.

Beschta, R. L. & Ripple, R. J. 2009. Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biological Conservation*, 142:2401-2414.

Bianchi, R. C. 2009. Ecologia de mesocarnívoros em uma área do Pantanal central, Mato Grosso do Sul. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 193 pp.

Bisi, F., Nodari, M., Oliveira, N. M. S., Ossi, F., Masseroni, E., Preatoni, D. G., Wauters, L. A., Martinoli, A. 2013. Habitat selection and activity patterns in Alphinemountain hare (*Lepustimidus*). *Mammalian Biology*, 78:28-33.

Bocchiglieri, A. 2010. Mamíferos de médio e grande porte em uma área alterada de Cerrado: estrutura da comunidade, sobreposição de nicho e densidade. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília. 120 pp.

Bogoni, J. A., Bogoni, T. C., Graipel, M. E. & Marinho, J. R. 2013. The Influence of Landscape and Microhabitat on the Diversity of Large- and Medium-Sized Mammals in Atlantic Forest Remnants in a Matrix of Agroecosystem and Silviculture. *International Scholarly Research Notices (ISRN) Forestry*, vol. 2013, 13 p. Article ID 282413. doi:10.1155/2013/282413

Borges, L. H. M., Calouro, A. M., Botelho, A. L. M. & Silveira, M. 2014. Diversity and habitat preference of medium and large-sized mammals in an urban forest fragment of southwestern Amazon. *Iheringia, Série Zoologia*, 104(2):168-174.

Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A. & Ferraz, S. F. B. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 301:43-50.

Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information – theoretical approach. New York: Springer. pp. 488.

Caes, B. R. M. 2009. Mastofauna terrestre associada a áreas em processo de restauração na fazenda experimental Edgárdia, Botucatu-SP. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu. 71 pp.

Camara, G., Souza, R. C. M., Freitas, U. M. & Garrido, J. 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. *Computers & Graphics*, 20(3):395-403.

Campos, C. B. 2009. Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 137 pp.

Canevari, M. & Vaccaro, O. 2007. Guía de mamíferos del sur de América del sur. 1ª Ed. Buenos Aires: Literature of Latin America. 424 pp.

Celada, C., Bogliani, G., Gariboldi, A. & Maracci, A. 1994. Occupancy of isolated woodlots by the red squirrel *Sciurus vulgaris* L. in Italy. *Biological Conservation*, 69:177-183.

Cerqueira, R. 1985. The distribution of *Didelphis* in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). *Journal of Biogeography*, 12(2):135-145.

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

Cid, B., Figueira, L., e Mello, A. F. T., Pires, A. S. & Fernandez, F. A. S. 2014. Short-terms success in the reintroduction of the red-humped agouti *Dasyprocta leporina*, an important seed disperser, in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Tropical Conservation Science*, 4(7):796-810.

Ciochetti, G. 2007. Uso de habitat e padrão de atividade de médio e grandes mamíferos e nicho trófico de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), onça-parda (*Puma concolor*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agro florestal, no estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 78 pp.

Coelho, M., Juen, L. & Mendes-Oliveira, A. C. 2014. The role of remnants of Amazon savanna for the conservation of neotropical mammal communities in eucalyptus plantations. *Biodiversity Conservation*, 23:3171-3184.

Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas – MG. 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Floresta Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília: MMA/SBF, p. 40.

Coppeto, S. A., Kelt, D. A., Vuren, D. H. V., Wilson, J. A. & Bigelow, S. 2006. Habitat associations of small mammals at two spatial scales in the northern Sierra Nevada. *Journal of Mammalogy*, 87(2):402-413.

Crashaw, P. G. Jr. & Quigley, H. B. 1989. Notes on the ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica*, 21:377-379.

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

Cruz, P., Paviolo, A., Bó, R. F., Thompson, J. J. & Di Bitetti, M. S. 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapyr (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 79:376-383.

Di Bitetti, M. S., Paviolo, A. & Angelo De, C. 2006. Density, habitat use and activity pattern of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, 270:153-163.

Dillon, A. & Kelly, M. J. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx*, 4(41):469-477.

Dotta, G. & Verdade, L. M. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica*, 2(7):287-292.

Dotta, G & Verdade, L. M. 2009. Felids in an agricultural landscape in São Paulo, Brazil. *Cat News*, 51:22-25.

Dotta, G. & Verdade, L. M. 2011. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *Mammalia*, 75:345-352.

Drummond, G. M., Martins, C. S., Machado, A. B. M., Sebaio, F. A. & Antonini, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para a sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 222 pp.

Duarte, J. M. B., Reis, M. L., Vogliotti, A., Abril, V. V., Piovezan, U., Reis, M. L., Ramos, H. G. C. & Zanett, E. S. 2012. Plano de ação nacional para a conservação dos cervídeos ameaçados de extinção. Série Espécies Ameaçadas, nº 22. Organizadores: Duarte, J. M. B. & Reis, M. L. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBIO. 128 pp.

Dunham, J. B. & Rieman, B. E. 1999. Metapopulation structure of bull trout: influence of physical, biotic, and geometrical landscape characteristics. *Ecological Applications*, 9:642-655.

Elbroch, L. M., Wittmer, H. U. 2012. Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology*, 77:377-384.

Emsens, W., Suselbeek, L., Hirsch, B. T., Kays, R., Winkelhagen, A. J. S. & Jansen, P. A. 2013. Effects of food availability on space and refuge use by a neotropical scatterhoarding rodent. *Biotropica*, 45(1):88-93.

Emsens, W., Hirsch, B. T., Kays, R. & Jansen, P. A. 2014. Prey refuges as predators hotspots: ocelot (*Leopardus pardalis*) attraction to agouti (*Dasyprocta punctata*) dens. *Acta Theriologica*, 59:257-262.

Emmons, L. H. 1987. Feeding ecology of Felids in a Neotropical Rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 4(20):271-283.

Emmons, L. H. & Feer, F. 1997. Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. 2ª Ed. Chicago - The University of Chicago Press. 307 pp.

Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R. & Wardle, D. A. 2011. Trophic downgrade of planet Earth. *Science*, 333:301-306.

Food and Agriculture Organization of the United States - FAO. 2010. Global Forest Assessment 2010 - Main Report. Rome: FAO Forestry Paper. 343 pp.

Fonseca, C. R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C. G., Boelter, C. R., Brescovit, A. D., Campos, L. M., Fleck, T., Fonseca, V. S., Hartz, S. M., Joner, F., Käffer, M. I., Leal-Zanchet, A. M., Marcelli, M. P., Mesquita, A. S., Mondin, C. A., Paz, C. P., Petry, M. V., Piovensan, F. N., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M. & Vieira, E. M. 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142:1209-1219.

Foster, R. J., Harmsen, B. J., Valdes, B., Pomilla, C. & Doncaster, C. P. 2010. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology*, 280:309-318.

Galetti, M., Pardini, R. & Duarte, J. M. B. 2010. Mudanças no código florestal e seu impacto na ecologia e diversidade de mamíferos no Brasil. *Biota Neotropica*, 10(4):47-52.

Google Earth. 2014. Google Earth. Disponível em: “<https://www.google.com/earth/>”; Acesso em: 04 de novembro de 2014.

Goulart, F. V. B., Cáceres, N. C., Graipel, M. E., Tortato, M. A., Ghizoni, I. R. & Oliveira-Santos, L. G. R. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian atlantic forest. *Mammalian Biology*, 74:182-190.

Grelle, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 2(38):81-82.

Gu, W. & Swihart, R. K. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*, 116:195-203.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for educational and data analysis. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acesso em: Fevereiro de 2014.

Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S. C., Ostro, L. E. T. & 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.

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(3):948-954.

Henry, G. T. 1990. Sample size. In: Henry, G. T. (Ed.). Practical sampling. Newbury Park: Sage, 1990. p. 117-129.

Hines, J. E. 2006. PRESENCE - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. Disponível em: “<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>”; Acesso em: 20 de novembro de 2014.

Hirsch, B. T., Kays, R., Pereira, V. E. & Jansen, P. A. 2012. Directed seed dispersal towards areas with low conspecific tree density by a scatter-hoarding rodent. *Ecology Letters*, 15(12):1423-1429.

Horne, J. S., Haines, A. M., Tewes, M. E. & Laack, L. L. 2009. Habitat partitioning by sympatric ocelots and bobcats: implications for recovery of ocelots in southern Texas. *The Southwestern Naturalist*, 54(2):119-126.

Humphrey, J. W., Hawes, C., Pearce, A. J., Ferris-Kaan, R. & Jukes, M.R. 1999. Relationship between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 113:11–21.

Hurvich, C.M., and Tsai, C-L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76, 297–307.

IEF - Instituto Estadual de Florestas. 2001a. Considerações sobre a mastofauna do Parque Estadual do Rio Doce. Disponível em: “<http://www.ief.mg.gov.br/component/content/article/306>”. Acesso em 05 de Junho de 2013.

IEF - Instituto Estadual de Florestas. 2001b. Informações gerais da unidade de conservação. Disponível em: “<http://www.ief.mg.gov.br/component/content/article/306>”. Acesso em 05 de Junho de 2013.

IEF - Instituto Estadual de Florestas. 2013. Parque Estadual do Rio Doce. Disponível em “<http://www.ief.mg.gov.br/component/content/195?task=view>”. Acesso em 05 de Junho de 2013.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2014a. Boletim Agroclimatológico Mensal, nº 10, vol. 48. 46 pp.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2014b. Boletim Agroclimatológico Mensal, nº 11, vol. 48. 42 pp.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2014c. Boletim Agroclimatológico Mensal, nº 12, vol. 48. 40 pp.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2015. Boletim Agroclimatológico Mensal, nº 1, vol. 49. 44 pp.

Jackson, V. L., Laack, L. L. & Zimmerman, E. G. 2005. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south Texas. *Journal of Wildlife Management*, 2(69):733-738.

Jácomo, A. T. A., Silveira, L. & Diniz-Filho, J. A. F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology, London*, 262:99-106.

Junior, L. C., Sana, D. A., Lima, F., Abreu, K. C. & Uezu, A. 2013. Selection of habit by the jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae), in the upper Paraná River, Brazil. *Zoologia*, 30(4):379-387.

Kalmback, E. R. 1943. The armadillo: its relation to agriculture and game. Game, Fish and Oyster Commission, Austin, Texas. 61 pp.

Kasper, C. B., Mazim, F. D., Soares, J. B. G., Oliveira, T. G. O. & Fabián, M. E. 2007. Composição e abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(24):1087-1100.

Leite, R. N. 2006. Comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias na Amazônia oriental. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal da Amazônia, Manaus. 55 pp.

Lima, E. F., Homem, D. H. & Colas-Rosas, P. F. 2013. Mammalia, Felidae, *Panthera onca* (Linnaeus, 1758): recent records in east Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List*, 9(1):121-124.

Lingle, S. 2002. Coyote predation and habitat segregation of white-tailed deer and mule deer. *Ecology*, 83(7):2037-2048.

Lopes, W. A., Silva, A. F., Souza, A. L. & Neto, J. A. A. M. 2002. Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no parque estadual do rio doce - Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 4(16):443-456.

López, G. & Moro, M. J. 1997. Birds of Aleppo pine plantations in southeast Spain in relation to vegetation composition and structure. *Journal of Applied Ecology*, 34:1257-1272.

Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G. & Pivello, V.R.. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State. Brazil. *Biodiversity Conservation*, 17:1573-1580.

Lyra-Jorge, M. C., Ribeiro, M. C., Ciocheti, G., Tambosi, L. R. & Pivello, V. R. 2009. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3):359-368.

Mackenzie, D. I. & Bailey L. L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 3(9):300-318.

Mackenzie, D. I. 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management*, 70(2):367-374.

Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. & Hines, J. E. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic press, Burlington, 324 pp.

Mantovani, J. E. 2001. Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros na região nordeste do estado de São Paulo. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 118 pp.

Marsden, S. J., Whiffin, M., Galetti, M. 2000. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 10:737-751.

Martin, P. S., Gheler-Costa, C., Lopes, P. C., Rosalino, L. M. & Verdade, L. M. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscape of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 282:185-195.

Mazzolli, M. 2010. Mosaics of exotic forest plantations and native forests as habits of pumas. *Environmental Management*, 46:237-253.

McBee, K. & Baker, R. J. 1982. *Dasybus novemcinctus*. *Mammalian Species*, 162:1-9.

Mello, A. 2005. Distribuição da mastofauna de médio e grande porte em um mosaico florestal. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo. 52 pp.

Melo, G. L., Sponchiado, J. & Cáceres, N. C. 2012. Use of camera-traps in natural trails and shelters for the mammalian survey in the Atlantic Forest. *Iheringia, Série Zoológica*, 1(102):88-94.

Michalski, F. & Peres, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124:383-396.

Moore, N. W. & Hooper, M. D. 1975. On the number of birds species in British woods. *Biological Conservation*, 8:239-250.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.

Neri, F. M. 2004. Ecologia e conservação de catetos, *Tayassu tajacu*, (Linnaeus, 1758) (Artiodactyla, Tayassuidae) em áreas de Cerrado do estado de São Paulo. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 148 pp.

Ogutu, J. O., Piepho, H., Reid, R. S., Rainy, M. E., Kruska, R. L., Worden, J. S., Nyabenge, M. & Hobbs, T. 2010. Large herbivores responses to water and settlements in savannas. *Ecological Monographs*, 80(2):241-266.

Oliveira, M. F. 2002. Uso de ambientes por mamíferos em área de floresta atlântica com plantios de eucaliptos no vale do Paraíba/SP. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 65 pp.

Oliveira, T. G. & Cassaro, K. 2005. Guia de Campo dos Felinos do Brasil. São Paulo, SP: Instituto Pró-Carnívoros/Fundação Parque Zoológico de São Paulo/SZB/Pró-Vida Brasil. 60 pp.

OSGeo - The Open Source Geospatial Foundation. 2014a. GRASS GIS - Geographic Resources Analysis Support System Geographic Information System. Disponível em: “<http://grass.osgeo.org/>”; Acesso em: 04 de novembro de 2014.

OSGeo - The Open Source Geospatial Foundation. 2014b. GRASS GIS Manual - i.topo.corr. Disponível em: “<http://grass.osgeo.org/grass70/manuals/i.topo.corr.html>”; Acesso em: 04 de novembro de 2014.

Palacios, R., Walker, R. S., Novaro, A. J. 2012. Differences in diet and trophic interactions of Patagonian carnivores between areas with mostly native or exotic prey. *Mammalian Biology*, 77:183-189.

Pia, M. V., Renison, D., Mangeaud, A., Angelo, C. D., Haro, J. G. 2013. Occurrence of top carnivores in relation to land protection status, human settlements and rock outcrops in the high mountains of central Argentina. *Journal of Arid Environments*, 91:31-37.

Pires, A. S. & Galetti, M. 2012. The agouti *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Dasyproctidae) as seed disperser of the palm *Astrocaryum aculeatissimum*. 2012. *Mastozoología Neotropical*, 19(1):147-153.

Presley, S. J. 2000. Eira barbara. *Mammalian Species*, 636:1-6.

Queirolo, D., Moreira, J. R., Soler, L., Emmons, L. H., Rodrigues, F. H. G., Pautasso, A. A., Cartes, J. L. & Salvatori, V. 2011. Historical and current range of the near threatened maned Wolf *Chrysocyon brachiurus* in south America. *Oryx*, 45(2):296-303.

RAMSAR - The Convention on Wetlands of International Importance. 2009. RSIS - RAMSAR Sites Information Service. RIS - Information Sheet on RAMSAR Wetlands: Rio Doce State Park, 2009-2012 version. Disponível em: “<https://rsis.ramsar.org/ris/1900>”. Acesso em: 10 de Fevereiro de 2015.

Reboita, M. S., Gan, M. A., Rocha, R. P. & Ambrizzi, T. 2010. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 2(25):185-204.

Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A. & Lima, I. P. 2006. Mamíferos do Brasil. Londrina: Editora UEL. 437 p.

Ribeiro M. C, Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:1141-1153.

Richard, E. & Juliá, P. J. 2000. Aspectos generales de la biología, estatus, uso y manejo del Tapir (*Tapirus terrestris*) en Argentina. *REHMS, Serie Apuntes*, nº 1. 81 pp.

Richards, S. A. 2008. Dealing with overdispersed count data in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*, 45:218-227.

Riginos, C. & Grace, J. B. 2008. Savanna tree density, herbivores, and the herbaceous community: bottom-up vs. top-down effects. *Ecology*, 89(8):2228-2238.

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schimtz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D. & Wirsing, A. J. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343:151-163.

Rocha, F. L. 2006. Áreas de uso e seleção de habitat de três espécies de carnívoros de médio e grande porte na fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Corumbá . 92 pp.

Rosalino, L. M., Martin, P. S., Gheler-Costa, C., Lopes, P. C. & Verdade, L. M. 2014. Neotropical small mammals' diversity in the early cycle of commercial *Eucalyptus* plantations. *Agroforestry Systems*, 88:427-436.

Salvador, C. H., Graipel, M. E. & Simões-Lopes, P. C. 2009. Body size of common opossum *Didelphis aurita* Wied-Neuwied 1826 (Didelphimorphia: Didelphidae) on southern brazilian islands. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2):311-317.

Santos, M. F. M., Pellanda, M., Tomazzoni, A. C., Hasenack, H., Hartz, S. M. 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Iheringia Série Zoológica*, 94(3):235-245.

Schaller, G. B. 1983. Mammals ant their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia*, 1(31):1-36.

Schwierz, C., Croci-Maspoli, M. & Davies, H. C. 2004. Perspicacious indicators of atmospheric blocking. *Geophysical Research Letters*, 6(31), L06125, doi:10.1029/2003GL019341.

Scoss, L. M. 2002. Impacto das estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 86 pp.

Scoss, L. M., Júnior, P. M., Silva, E. & Martins, S. V. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, 1(28):121-127.

Silva, C. R. 2001. Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de floresta Atlântica no município de Pilar do Sul, SP. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 81 pp.

Silva, J. M. C. e Casteleti, C. H. M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. CABS and Island Press, Washington, pp. 43–59.

Silva, M. X. 2014. Efetividade de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade: padrões de ocupação de mamíferos no Parque Nacional do Iguaçu. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 49 pp.

Silveira, P. B. 2005. Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus* spp com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. 75 pp.

Silveira, L., Jácomo, A. T. A., Furtado, M. M., Torres, N. M., Sollmann, R. & Vynne, C. 2009. Ecology of the giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the grasslands of central Brazil. *Edentata*, 8-10:25-34.

Smith, P. 2007. FAUNA Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay. Nine-banded armadillo. Nº 8. 30 pp.

Smith, P. 2009. FAUNA Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay. Southern black-eared opossum. Nº 33. 15 pp.

Sollmann, R., Furtado, M. M., Hofer, H., Jácomo, A. T. A., Tôrres, N. M., Silveira, L. 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology*, 77:41-46.

SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2013. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2011-2012. São Paulo.

Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia*, 3(24):647-656.

Srbek-Araujo, A. C., Scoss, L. M., Hirsch, A. & Chiarello A. G. 2009. Records of the giant-armadillo *Priodontes maximus* (Cingulata: Dasypodidae) in the Atlantic Forest: are Minas Gerais and Espírito Santo the last strongholds of the species? *Zoologia*, 26(3):461-468.

Stallings, J. R., 1991. The importance of understory on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. *Revista Brasileira de Zoologia*, 7(3):267-276.

Stallings, J. R., Fonseca, G. A. B., Pinto, L. P. S., Aguiar, L. M. S. & Sábato, E. L. 1991. Mamíferos do Parque Florestal do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 7(4):663-677.

Taber, F. W. 1945. Contributions on the life history and ecology of the nine-banded armadillo. *Journal of Mammalogy*, 26:211-226.

Tomas, W. M. & Miranda, G. H. B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em estudos populacionais. In: Cullen, L. Jr., Rudran, R. & Valladares-Pádua, C. (eds). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre. Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, 2003. pp. 243-268.

Trolle, M. & Kery, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69(3-4):405-412.

Umetsu, F. & Pardini, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22:517-530.

USGS - United States Geological Survey. 2014. Global Data Explorer. Disponível em: “<http://gdex.cr.usgs.gov/gdex/>”; Acesso em: 12 de novembro de 2014.

Valenzuela, D. & Ceballos, G. 2000. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Mammalogy*, 81(3):810-819.

Vidolin, G. P., Biondi, D. & Wandembruck, A. 2009. Seletividade de habitats pela anta (*Tapirus terrestris*) e pelo queixada (*Tayassu pecari*) na Floresta com Araucária. *Scientia Forestalis, Piracicaba*, 84(37):447-458.

Vogliotti, A. 2003. História natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla: Cervidae) através da etnozootologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 99 pp.

Weckel, M., Giuliano, W. & Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, 270:25-30.

White, G. C. & Burnham, K. P. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46(suppl.):120-138.

Zucaratto, R., Carrara, R. & Franco, B. K. S. 2010. Dieta da paca (*Cuniculus paca*) usando métodos indiretos numa área de agricultura na Floresta Atlântica brasileira. *Biotemas*, 23(1):235-239.

Zuur, A. G., Ieno, E. N., Walker, N. J., Savaliev, A. A. & Smith, G. M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with r. Nova York: Springer. pp. 574.

CAPÍTULO 2:

PADRÃO CIRCADIANO DE ATIVIDADE DE UMA COMUNIDADE DE
MAMÍFEROS

Páginas 61-101

RESUMO

Diferentes espécies que coexistem em uma mesma localidade devem apresentar alguma segregação de nicho para que esta coexistência seja possível em longo prazo. Esta segregação geralmente está associada ao uso de habitat e tipos de recursos alimentares, mas também pode ser temporalmente. O uso diferenciado dos períodos do dia pode ser uma estratégia para evitar a competição interespecífica, assim como uma estratégia para facilitar o encontro de presas quando estas estão mais ativas. Entender estes processos se torna importante para o entendimento da biologia e interações entre as espécies, tendo a alteração de padrões um indicativo de mudanças na comunidade. Através da metodologia de armadilhamento fotográfico, buscou-se identificar os padrões de atividade de algumas espécies de mamíferos de médio e grande porte, bem como a sobreposição temporal entre predadores e predador-presa. De forma geral, todas as espécies analisadas tiveram seus padrões de atividade condizentes com a literatura, embora pequenos desvios tenham ocorrido. Os três predadores analisados, a onça-pintada (*Panthera onca*), a onça-parda (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) tiveram suas atividades com considerável sobreposição, bem como a de suas presas, principalmente com as de hábito noturno. Acredito que a coexistência destas espécies não está sendo mediada pela segregação temporal, mas sim, por outros fatores como o uso diferenciado do habitat ou o consumo de diferentes tipos ou tamanhos de presas.

Palavras-chave: análises circulares, sobreposição de nicho, sobreposição de atividade, Parque Estadual do Rio Doce, Mata Atlântica, floresta tropical, armadilha fotográfica.

ABSTRACT

Different species coexisting in a same locality must have some niche partitioning for their coexistence to be possible in the long run. This partitioning is generally associated with the habitat use and food items, but can also be temporally. The differentiated use of the daytime should be a strategy for interspecific competition avoidance, as well as a strategy to facilitate prey encounters when they are most active. Understanding those processes becomes important for the knowledge of the species biology and species interactions, since the alteration of patterns may be an indicative of changes in the community. Using the camera-trap methodology, we searched for the activity patterns of several medium to large sized mammal's species, as well as the temporally partitioning between predators and predator-prey. In general, all analyzed species had their activity patterns consistent with the literature, even though some deviation has occurred. The three predators analyzed, the jaguar (*Panthera onca*), the puma (*Puma concolor*) and the ocelot (*Leopardus pardalis*) had their activity with considerable overlap, as well as their prey, mainly with those of nocturnal habits. I believe that the coexistence of those species is not mediated by temporally partitioning, but by other factors like the differentiated use of the habitat or the consumption of different types or different size of preys.

Key-words: circular analysis, niche overlap, activity overlap, Rio Doce State Park, Atlantic Forest, tropical forest, camera-trap.

INTRODUÇÃO

Hutchinson (1959) há muitas décadas já discutia o porquê da existência de tantas espécies e os fatores que permitem a coexistência destas espécies, e sabe-se que esta coexistência só é possível se houver um “trade-off” dos requerimentos (de nicho) de cada espécie envolvida (Leibold 1995). Para mamíferos carnívoros simpátricos tem-se sugerido que a segregação ocorre no uso de habitat, tipos e tamanhos de presas, mas também temporalmente (Durant 1998; Jácomo *et al.* 2004; Lucherini *et al.* 2009; Foster *et al.* 2013).

Diferentes espécies são ativas em diferentes partes de seu ciclo de atividade diário, e a evolução destes padrões de atividade foi afetado pelas forças seletivas sendo a segregação temporal sendo um tipo de recurso (Kronfeld-Schor & Dayan 2003). Esta segregação temporal facilitaria a coexistência por permitir que confrontos diretos sejam evitados ou pela diminuição da sobreposição do uso de recursos (Kronfeld-Schor & Dayan 2003).

Apesar de a segregação temporal ser considerada rara, tendo a segregação de habitat a mais importante, este fenômeno é mais comum em predadores, uma vez que seu recurso (no caso, presas) apresenta picos de atividade, diferentemente de herbívoros, por exemplo, onde os produtos vegetais podem ser encontrados a qualquer hora do dia (Schoener 1974). A relação entre o padrão de atividade entre predadores e presas também existe e está relacionado ao risco de predação, tendo-se sugerido que os predadores acompanham o padrão de suas presas no tempo macroevolutivo (Kronfeld-Schor & Dayan 2003).

A segregação temporal ocorre, porém, poucos casos de completa inversão do padrão de atividade foram descritos, talvez devido aos limites filogenéticos (Roll *et al.* 2006), sendo mais comum a mudança ou limitação da atividade dentro do horário de atividade

preferido da espécie, como uma resposta ao risco de predação por exemplo, mas reduzindo assim o forrageamento e a obtenção de energia (Kronfeld-Schor & Dayan 2003).

Estudos destes sistemas de sobreposição ou segregação temporal entre os três maiores felinos sul-americanos, a onça-pintada (*Panthera onca*), onça-parda (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), e suas presas não é recente (Emmons 1987), embora talvez não sejam tão comuns devido à considerada trivialidade da questão temporal (Kronfeld-Schor & Dayan 2003). A maioria dos estudos encontraram considerável sobreposição do padrão de atividade das duas espécies de onças, como na Argentina (Di Bitteti *et al.* 2010), Belize (Harmsen *et al.* 2009; Harmsen *et al.* 2011), México (Núñez *et al.* 2002), Venezuela (Scognamillo *et al.* 2003) e em alguns biomas do Brasil (Gómez *et al.* 2005; Foster *et al.* 2013; Luna 2014), embora outros tenham encontrado diferenças significativas (Silveira 2004; Romero-Muñoz *et al.* 2010; Blake *et al.* 2012).

A segregação temporal destes predadores foi relacionada à tentativa de evitar a competição interespecífica destas espécies (Romero-Muñoz *et al.* 2010) ou a sincronização de sua atividade com a da suas principais presas, dependendo da localidade (Silveira 2004; Blake *et al.* 2012).

Tendo isto em mente, o objetivo deste estudo foi verificar se estes três felinos segregam temporalmente sua atividade no Parque Estadual do Rio Doce e se esta atividade está relacionada ao de suas potenciais presas, além do padrão geral de atividade da comunidade de mamíferos.

Tenho como hipóteses: (1) uma vez que estas três espécies coexistem localmente, o mecanismo de segregação temporal pode estar presente e esta segregação será mais

evidenciada para a onça-pintada e a onça-parda, já que estas espécies possuem tamanho corporal mais semelhante. (2) diferentes predadores terão seu padrão de atividade mais sincronizado com o de determinadas presas, uma vez que isto poderia sugerir o maior consumo destas presas em maior sincronia, havendo, portanto uma segregação temporal e alimentar entre os predadores.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), 19° 42” de latitude sul e 42° 34” de longitude leste, situado na porção sudeste do estado na região do Vale do Aço a 248 km da capital mineira Belo Horizonte, inserido nos municípios de Marliéria, Dionísio e Timóteo (IEF, 2013) e em uma grande área de plantações de eucaliptos situada imediatamente ao sul do PERD.

Amostragem de mamíferos

O período de amostragem foi de 17/04/2014 a 11/10/2014 e 17/10/2014 a 08/01/2015, onde 37 unidades amostrais (UA) foram selecionadas de forma a melhor obtenção das diferentes características da região do estudo, porém, certificando-se de que houvesse pelo menos 1km de distância entre os pontos na tentativa de assegurar uma independência amostral.

O método utilizado foi o de armadilhagem fotográfica (Tomas & Miranda 2003), onde em cada ponto de amostragem foi instalada uma armadilha fotográfica da marca Bushnell® a 30~40 centímetros do solo, permitindo assim a captura de mamíferos pequenos como também de animais de maior porte (Ancrenaz *et al.* 2012). Este equipamento possui um sensor de movimento que quando ativado retira uma foto que é armazenada conjuntamente com as informações de data e horário do evento.

As armadilhas fotográficas foram programadas para funcionar 24 horas por dia em modo “stand by”, havendo, portanto um atraso do próprio equipamento entre a passagem do animal e a obtenção da fotografia. O intervalo configurado entre as fotografias foi de 30 segundos.

Padrão circadiano de atividade

As fotos obtidas possuíam o horário do registro, onde considerei como registros independentes de cada espécie aqueles com intervalo superior ou igual à uma hora em relação ao último. O horário impresso em cada fotografia correspondeu ao horário oficial de Brasília, Brasil (UTC-3; Tempo Universal Coordenado) e foi convertido ao horário solar para evitar erros na determinação do padrão de atividade e ainda permitir futuras comparações com outros estudos (Foster *et al.* 2013) através da seguinte fórmula, como em Stine & Geyer (2001) e descrita por Woolf (1968):

$$LCT = t_s - \frac{EOT}{60} + LC + D \quad (\text{horas})$$

onde LCT é o horário no relógio local (no formato 24h; “Local clock time”), t_s o horário solar e D o horário de verão (0 para não e 1 para sim), sendo EOT a equação do tempo (“Equation of Time”) como se segue abaixo:

$$EOT = 0,258 \text{ cosseno } x - 7,416 \text{ seno } x - 3,648 \text{ cosseno } 2x - 9,228 \text{ seno } 2x$$

(minutos)

sendo:

$$x \equiv \frac{360 (N - 1)}{365,242} \quad (\text{graus})$$

onde N é o número do dia no ano ($0 \leq N \leq 366$), sendo LC a correção de longitude (“Longitude correction”) como se segue abaixo:

$$LC = \frac{(LL) - (LMC)}{15} \quad (\text{horas})$$

onde LL é a longitude local em graus e LMC a longitude do meridiano central da zona de horário padrão, temos então a equação com os termos organizados para a obtenção do horário solar, t_s :

$$t_s = \frac{EOT}{60} - LC - D + LCT \quad (\text{horas})$$

e como exemplo, para o local de estudo, onde $LL = 42,57$, $LMC = 45$ e $D = 0$, para $N = 250$ e $LCT = 12:00:00$, temos:

$$t_s = \frac{2,043227}{60} - (-0,162) - 0 + 12:00:00 = 12:11:46$$

resultando em uma correção de pouco mais de onze minutos em relação ao horário local. A aplicação desta equação foi realizada no programa MS Office Excel® 2007 (Microsoft®).

Após esta correção dos horários, para cada espécie verifiquei a presença de uniformidade no padrão circadiano de atividade através do teste de uniformidade de Rayleigh (Zar 1999: 624). Este teste verifica a significância do ângulo médio da população (μ), caso haja, tendo como hipótese nula a presença de uniformidade, onde a população se encontra uniformemente distribuída ao redor do círculo, e a hipótese alternativa a falta desta uniformidade (Zar 1999: 624).

No caso de aceitação da hipótese nula verifiquei visualmente a presença de mais de um módulo (dois ou mais períodos de maior atividade), e em casos positivos o teste de Rayleigh pode se tornar inadequado, resultando em erro do tipo II, aceitando-se a presença de uniformidade, portanto, nestes casos de bimodalidade utilizei o teste de espaçamento de Rao (“Rao’s spacing test”; Rao 1976), considerado mais adequado nestes casos (Zar 1999: 626). Para ambos os testes utilizei os horários brutos, não havendo agrupamento dos mesmos, ou seja, horários em horas e minutos a cada um minuto (por exemplo: 10h31min, 10h32min, 10h33min, etc.). O programa utilizado para as análises circulares acima e a elaboração das figuras circulares foi o Oriana v. 4.0.2 (Kovach 2011).

Para a definição das atividades com sendo crepusculares, diurnas ou noturnas utilizei o programa Moonrise v.3.5 para a identificação do nascer e pôr do sol de cada dia amostrado, considerando-se então para cada registro como pertencente a um de três períodos do dia de acordo com a tabela 1, como em Romero-Muños *et al.* (2010) e Foster *et al.* (2013). Classifiquei ainda o hábito de cada espécie de acordo com a tabela 2, semelhante a Romero-Muños *et al.* (2010).

Tabela 1. Períodos considerados como sendo crepuscular, diurno ou noturno.

Período	Descrição	Horas totais
Crepuscular	1h antes e 1h após o nascer do sol e 1h antes e 1h após o pôr do sol	4h
Diurno	1h após o nascer do sol e 1h antes do pôr do sol	10h
Noturno	1h após o pôr do sol e 1h antes do nascer do sol	10h

Tabela 2. Classificação considerada para o hábito de cada espécie.

Hábito	Descrição
Diurno	> 85% de observações diurnas
Preferencialmente diurno	60-85% de observações diurnas
Noturno	> 85% de observações noturnas
Preferencialmente noturno	60-85% de observações noturnas
Caternal	todos os outros casos (atividade em diversos períodos do dia)

Sobreposição da atividade

Para verificar a sobreposição da atividade entre predadores e suas potenciais presas calculei o coeficiente de sobreposição Δ (Ridout & Linkie 2009), que varia de 0 a 1, sendo 0 quando não há sobreposição e 1 quando ocorrer total sobreposição. Existem várias maneiras de se calcular Δ , e neste caso utilizou-se duas delas conhecidas por Δ_1 e Δ_4 , definidas por Ridout & Linkie (2009) como:

$$\Delta_1 = \int_0^1 \min\{\hat{f}(t), \hat{g}(t)\} dt$$

onde $\hat{f}\{t\}$ e $\hat{g}\{t\}$ são funções do tempo t , e:

$$\Delta_4 = \frac{1}{2} \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \min \left\{ 1, \frac{\hat{g}(x_i)}{\hat{f}(x_i)} \right\} + \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m \min \left\{ 1, \frac{\hat{g}(y_j)}{\hat{f}(y_j)} \right\} \right)$$

onde x_1, \dots, x_n e y_1, \dots, y_m são os conjuntos de dados de tempo e seus respectivos tamanhos amostrais, m e n .

Como recomendado por Meredith & Ridout (2014), utilizei Δ_1 nos casos onde o menor tamanho amostral for inferior a 75, caso contrário utilizei o Δ_4 . O intervalo de confiança de Δ ao nível de 5% de probabilidade foi calculado através de 10000 “smoothed

bootstrap”, permitindo assim que valores fora do intervalo dos dados originais fossem aleatorizados. Todas as análises e criação das figuras referentes à sobreposição da atividade foram realizadas no programa R v.2.15.3 (R Development Core Team 2008) através do pacote “overlap” desenvolvido por Linkie & Ridout (2011).

RESULTADOS

Amostragem de mamíferos

Dezesseis espécies de mamíferos de médio e grande foram encontradas com registros suficientes ($n > 10$) para a verificação de seu padrão de atividade e foram apresentadas na tabela 3.

Padrão circadiano de atividade

Todas as espécies não tiveram seus padrões de atividade uniformemente distribuídos (Tabela 3). Três espécies foram classificadas como sendo de hábito noturno (>85% de registros noturnos; Tabela 3), sendo elas o gambá (*D. aurita*), tatu-galinha (*D. novemcinctus*) e a paca (*C. paca*). Sete espécies foram preferencialmente de hábito noturno (>60% de registros noturnos; Tabela 3), sendo elas o tamanduá-mirim (*T. tetradactyla*), tatu-canastra (*P. maximus*), tapiti (*S. brasiliensis*), jaguatirica (*L. pardalis*), onça-pintada (*P. onca*), graxaim (*C. thous*) e a anta (*T. terrestris*). Três espécies tiveram um hábito catemeral (Tabela 3), sendo elas a onça-parda (*P. concolor*), o cateto (*P. tajacu*) e os veados (*Mazama* sp.). Outras três foram classificadas como de hábito preferencialmente diurno (>60% de registros diurnos; Tabela 3), sendo elas a irara (*E. barbara*), quati (*N. nasua*) e a cutia (*D. azarae*).

Ainda nos gráficos circulares do padrão circadiano de atividade (Figuras 4, 5, 6 e 7) é possível verificar o vetor médio (μ), ou seja, o horário médio de atividade, e o seu comprimento (r) na tabela 3, indicando uma atividade concentrada próximo ao vetor médio para valores próximos a um e uma atividade mais dispersa para valores próximos a zero.

Tabela 3. Resultado das análises do padrão circadiano de atividade de alguns mamíferos. *n* - número de registros únicos; D% - porcentagem de registros diurnos da espécie; N% - porcentagem de registros noturnos da espécie; C% - porcentagem de registros crepusculares da espécie; H - hábito (c - catemeral; pd - preferencialmente diurno; n - noturno; pn - preferencialmente noturno); *z* - valor do teste de uniformidade de Reyleigh; μ - vetor médio convertido em horário médio; EP - erro padrão de μ em horas e minutos; *r* - comprimento de μ .

Espécie	<i>n</i>	D%	N%	C%	H	<i>z</i>	μ	EP	<i>r</i>
<i>Didelphis aurita</i>	88	1	91	8	n	44,4**	00:10	0:20	0,71
<i>Tamandua tetradactyla</i>	14	7	79	14	pn	6,1**	01:48	0:57	0,66
<i>Priodontes maximus</i>	19	5	84	11	pn	11,5**	02:20	0:36	0,78
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	168	1	96	4	n	103,4**	00:02	0:12	0,78
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	180	1	64	35	pn	42,0**	01:33	0:23	0,48
<i>Leopardus pardalis</i>	207	13	70	18	pn	46,6**	00:42	0:22	0,47
<i>Puma concolor</i>	124	18	58	24	c	10,1**	22:50	0:49	0,29
<i>Panthera onca</i>	27	15	74	11	pn	7,9**	00:10	0:52	0,54
<i>Cerdocyon thous</i>	30	7	77	17	pn	9,0**	22:49	0:49	0,55
<i>Eira barbara</i>	26	69	4	27	pd	5,4*	12:13	1:05	0,46
<i>Nasua nasua</i>	41	63	5	32	pd	7,3**	13:17	0:56	0,42
<i>Tapirus terrestris</i>	667	8	68	24	pn	169,1**	23:29	0:11	0,50
<i>Pecari tajacu</i>	61	57	23	20	c	175,1*†	14:08	1:46 ⁺	0,19
<i>Mazama sp.</i>	79	33	52	15	c	3,9*	23:12	1:21	0,22
<i>Cuniculus paca</i>	27	0	96	4	n	12,8**	22:55	0:37	0,71
<i>Dasyprocta azarae</i>	151	77	1	23	pd	41,4**	11:57	0:23	0,52

* - significativo ao nível de 5% de probabilidade ($p < 0,05$)

** - significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

⁺ - valor não confiável

[†] - valor de U do teste de espaçamento de Rao

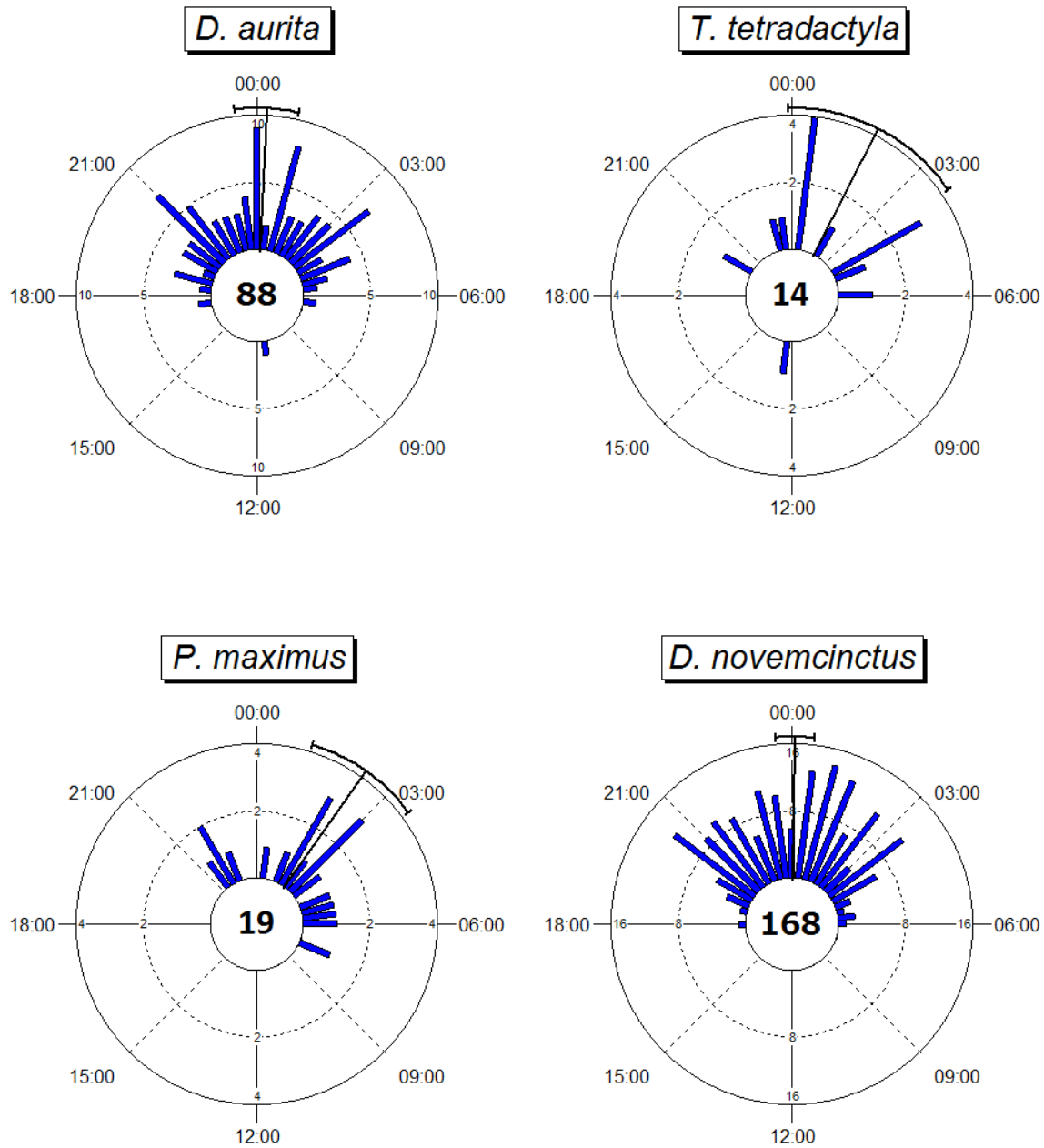


Figura 4. Gráficos circulares do padrão circadiano de atividade do gambá (*D. aurita*), tamanduá-mirim (*T. tetradactyla*), tatu-canastra (*P. maximus*) e tatu-galinha (*D. novemcinctus*). Barras azuis indicam os registros a cada 30 minutos (indicado nas laterais do círculo maior no formato de horas e minutos), o traço periférico na borda do círculo indica o erro padrão e o número de registros está indicado no interior do círculo menor.

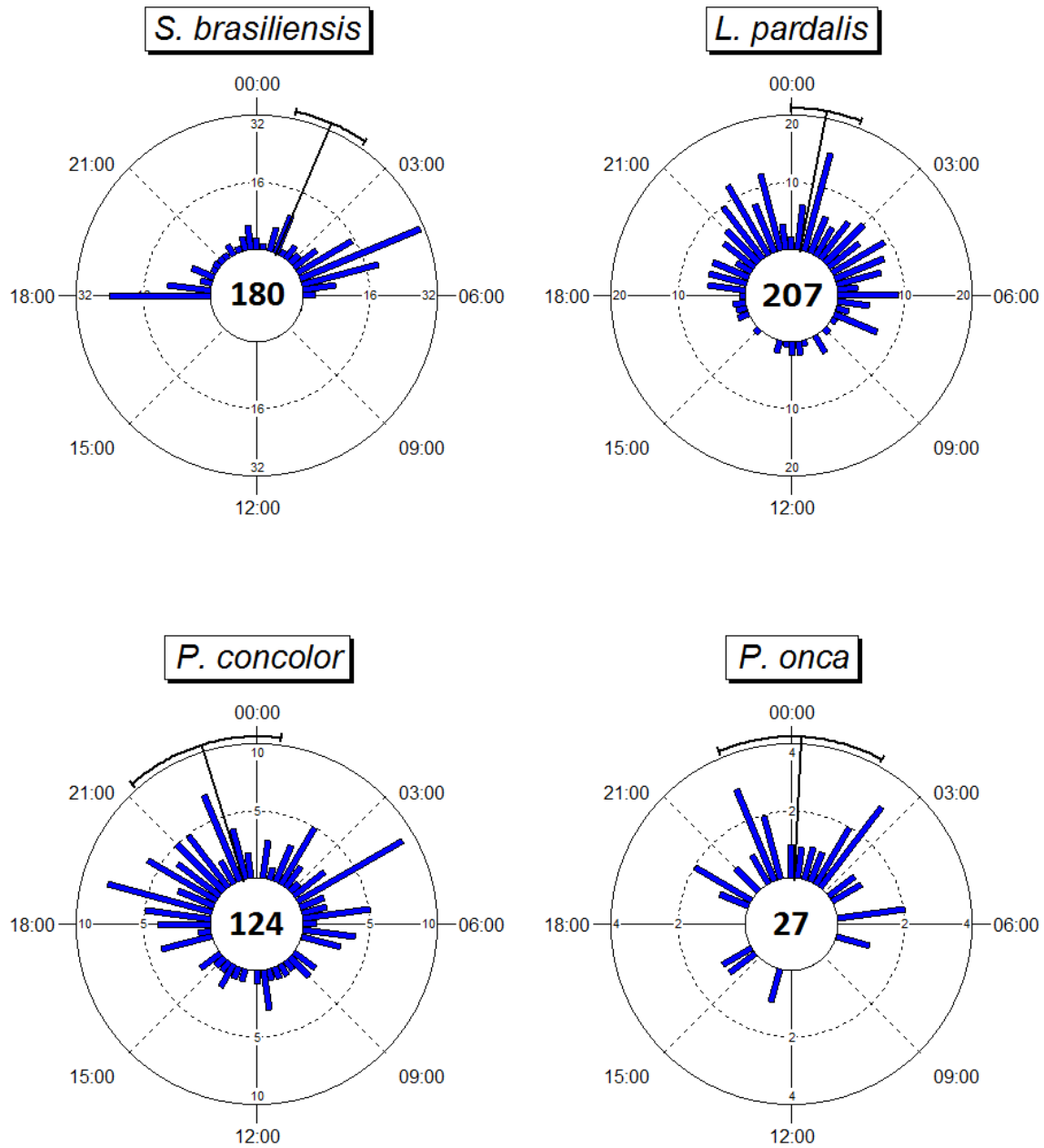


Figura 5. Gráficos circulares do padrão circadiano de atividade do tapiti (*S. brasiliensis*), jaguatirica (*L. pardalis*), onça-parda (*P. concolor*) e onça-pintada (*P. onca*). Barras azuis indicam os registros a cada 30 minutos (indicado nas laterais do círculo maior no formato de horas e minutos), o traço periférico na borda do círculo indica o erro padrão e o número de registros está indicado no interior do círculo menor.

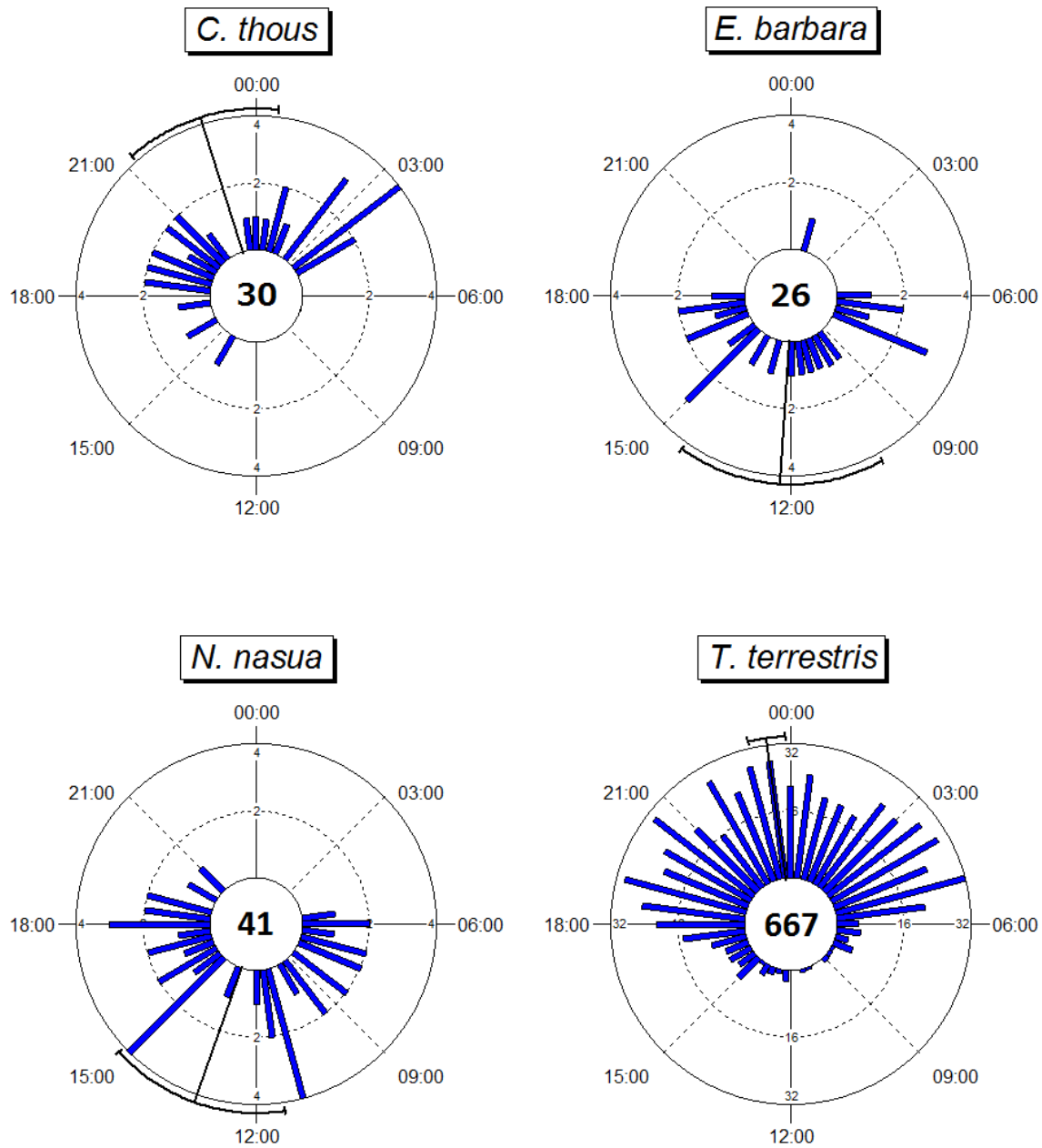


Figura 6. Gráficos circulares do padrão circadiano de atividade do graxaim (*C. thous*), irara (*E. barbara*), quati (*N. nasua*) e anta (*T. terrestris*). Barras azuis indicam os registros a cada 30 minutos (indicado nas laterais do círculo maior no formato de horas e minutos), o traço periférico na borda do círculo indica o erro padrão e o número de registros está indicado no interior do círculo menor.

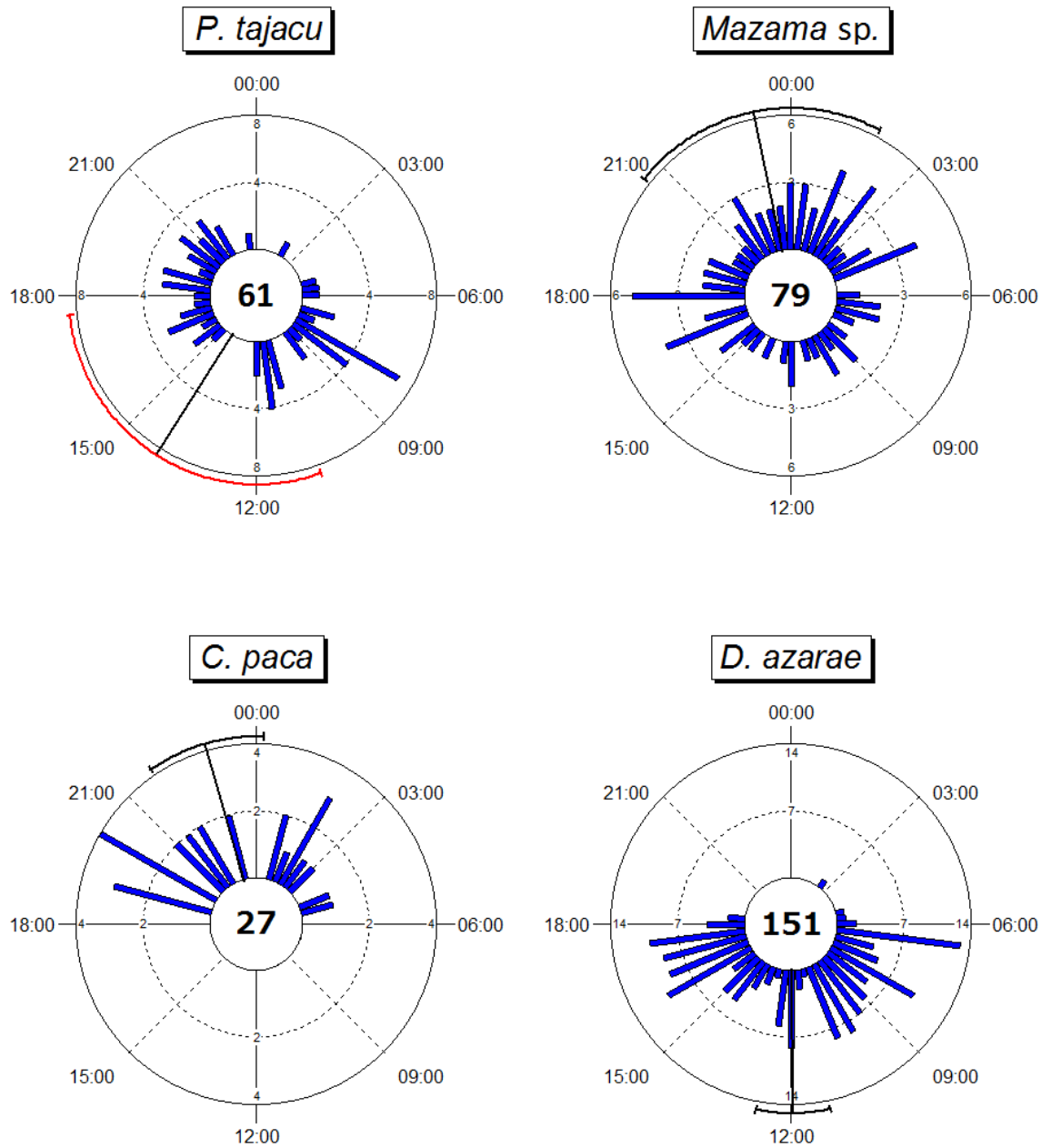


Figura 7. Gráficos circulares do padrão circadiano de atividade do cateto (*P. tajacu*), veados (*Mazama sp.*), paca (*C. paca*) e cutia (*D. azarae*). Barras azuis indicam os registros a cada 30 minutos (indicado nas laterais do círculo maior no formato de horas e minutos), o traço periférico na borda do círculo indica o erro padrão (em vermelho no caso de valor não confiável) e o número de registros está indicado no interior do círculo menor.

Sobreposição da atividade

Houve grande sobreposição da atividade entre os três carnívoros analisados (Figura 8), com $\Delta = 0,76$ entre *P. onca* e *P. concolor*, $\Delta = 0,83$ entre *P. onca* e *L. pardalis* e $\Delta = 0,8$ entre *P. concolor* e *L. pardalis*. Estas três espécies tiveram sua atividade com considerável sobreposição entre *D. novemcinctus* (respectivamente, $\Delta = 0,75$, $0,62$ e $0,75$; Figura 9), *C. paca* (respectivamente, $\Delta = 0,73$, $0,69$ e $0,74$; Figura 11) e *D. aurita* (respectivamente, $\Delta = 0,80$, $0,69$ e $0,82$; Figura 12), além de *Mazama* sp. (respectivamente, para *P. onca* e *P. concolor*, $\Delta = 0,77$, $0,82$; Figura 14), *S. brasiliensis* para *L. pardalis* ($\Delta = 0,64$; Figura 13) e *T. terrestris* para *P. onca* ($\Delta = 0,82$; Figura 14). Pouca sobreposição ocorreu quando comparados à presa de hábito diurno *D. azarae* (respectivamente, $\Delta = 0,32$, $0,42$ e $0,31$; Figura 10) e a de hábito catemeral *T. tajacu* (respectivamente, $\Delta = 0,54$, $0,69$ e $0,64$; Figura 13). Todos os valores da densidade de sobreposição foram resumidos na tabela 4 para melhor visualização.

Tabela 4. Densidade da sobreposição da atividade (Δ) entre predadores e presas. Valores em itálico indicam Δ_1 , os demais, Δ_4 . O intervalo de confiança ao nível de significância de 5% está indicado entre parênteses.

Espécies	<i>P. onca</i>	<i>P. concolor</i>	<i>L. pardalis</i>
<i>P. onca</i>	-		
<i>P. concolor</i>	<i>0,76 (0,74-0,93)</i>	-	
<i>L. pardalis</i>	<i>0,83 (0,66-0,91)</i>	0,80 (0,65-0,85)	-
<i>D. novemcinctus</i>	<i>0,75 (0,47-0,81)</i>	0,62 (0,57-0,74)	0,75 (0,70-0,83)
<i>D. azarae</i>	<i>0,32 (0,30-0,65)</i>	0,42 (0,37-0,55)	0,31 (0,25-0,38)
<i>C. paca</i>	<i>0,73 (0,42-0,82)</i>	<i>0,69 (0,51-0,77)</i>	<i>0,74 (0,56-0,84)</i>
<i>D. aurita</i>	<i>0,80 (0,43-0,80)</i>	0,69 (0,51-0,73)	0,82 (0,62-0,83)
<i>P. tajacu</i>	<i>0,54 (0,51-0,80)</i>	<i>0,69 (0,60-0,82)</i>	-
<i>S. brasiliensis</i>	-	-	0,64 (0,43-0,71)
<i>Mazama</i> sp.	<i>0,77 (0,72-0,93)</i>	0,82 (0,80-0,94)	-
<i>T. terrestris</i>	<i>0,82 (0,61-0,88)</i>	-	-

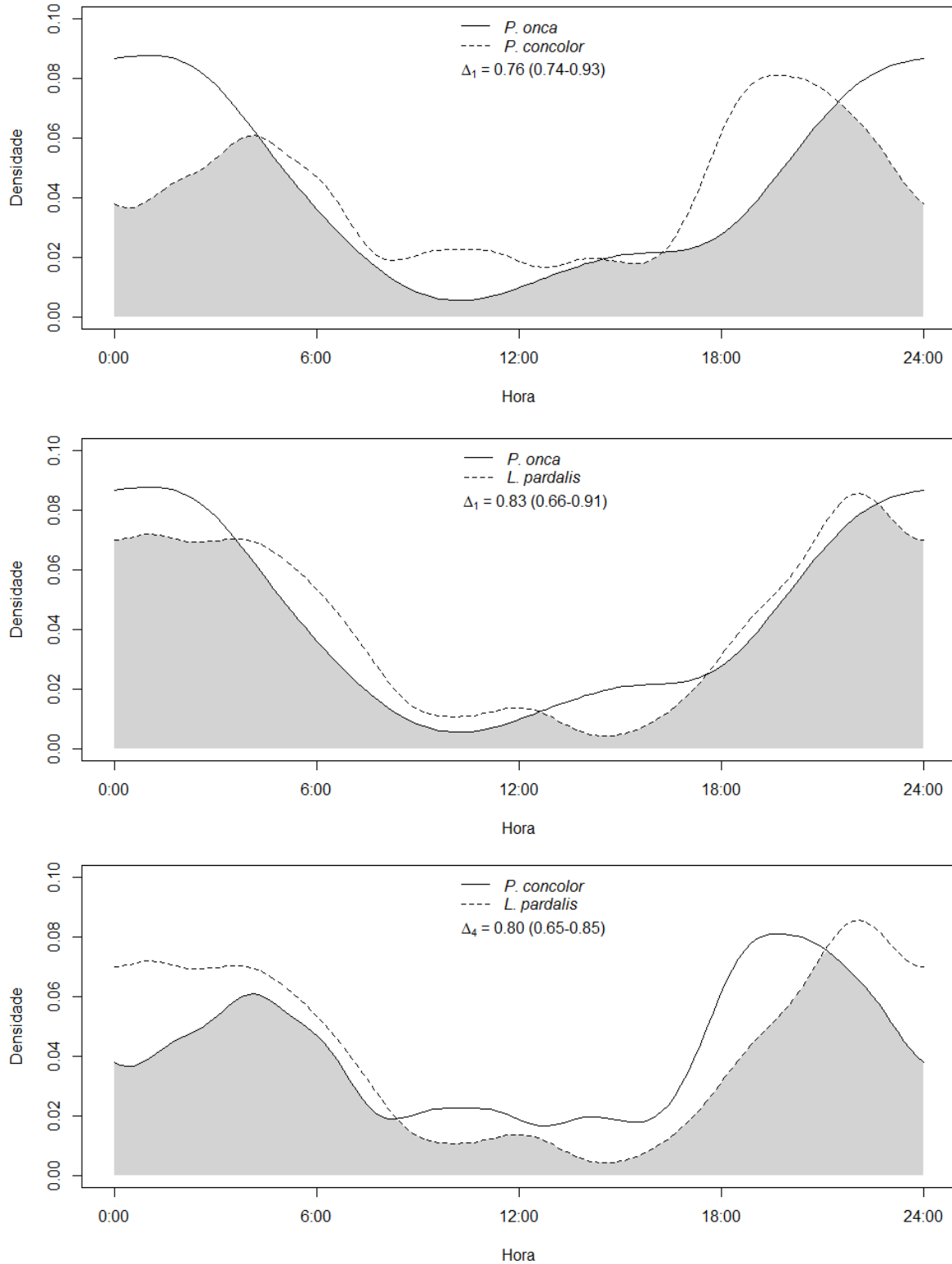


Figura 8. Densidade de sobreposição da atividade (Δ) entre três carnívoros. A região sombreada indica a área de sobreposição. Valores entre parênteses indicam o intervalo de confiança ao nível de significância de 5%.

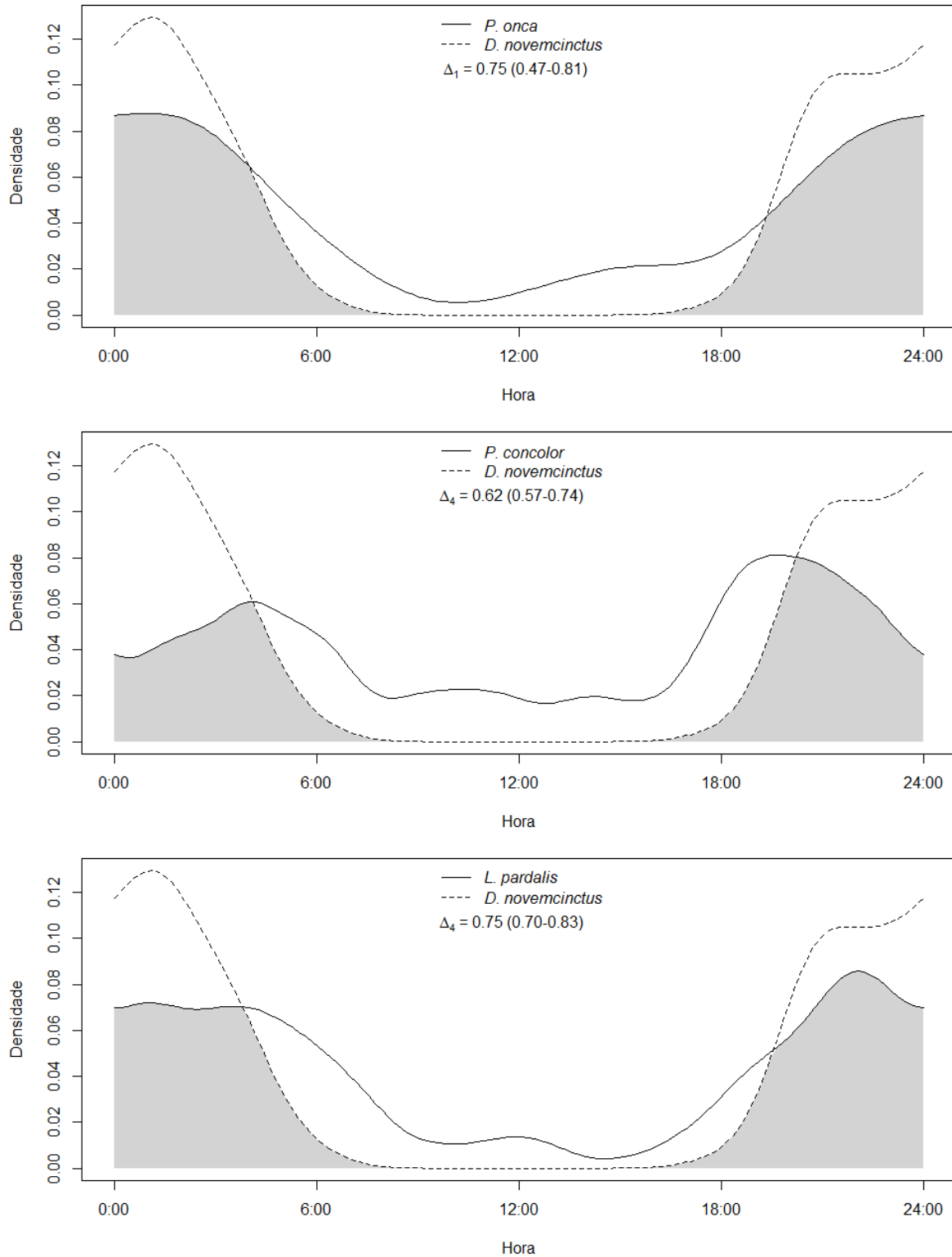


Figura 9. Densidade de sobreposição da atividade (Δ) de três carnívoros em relação ao tatu-galinha (*D. novemcinctus*). A região sombreada indica a área de sobreposição. Valores entre parênteses indicam o intervalo de confiança ao nível de significância de 5%.

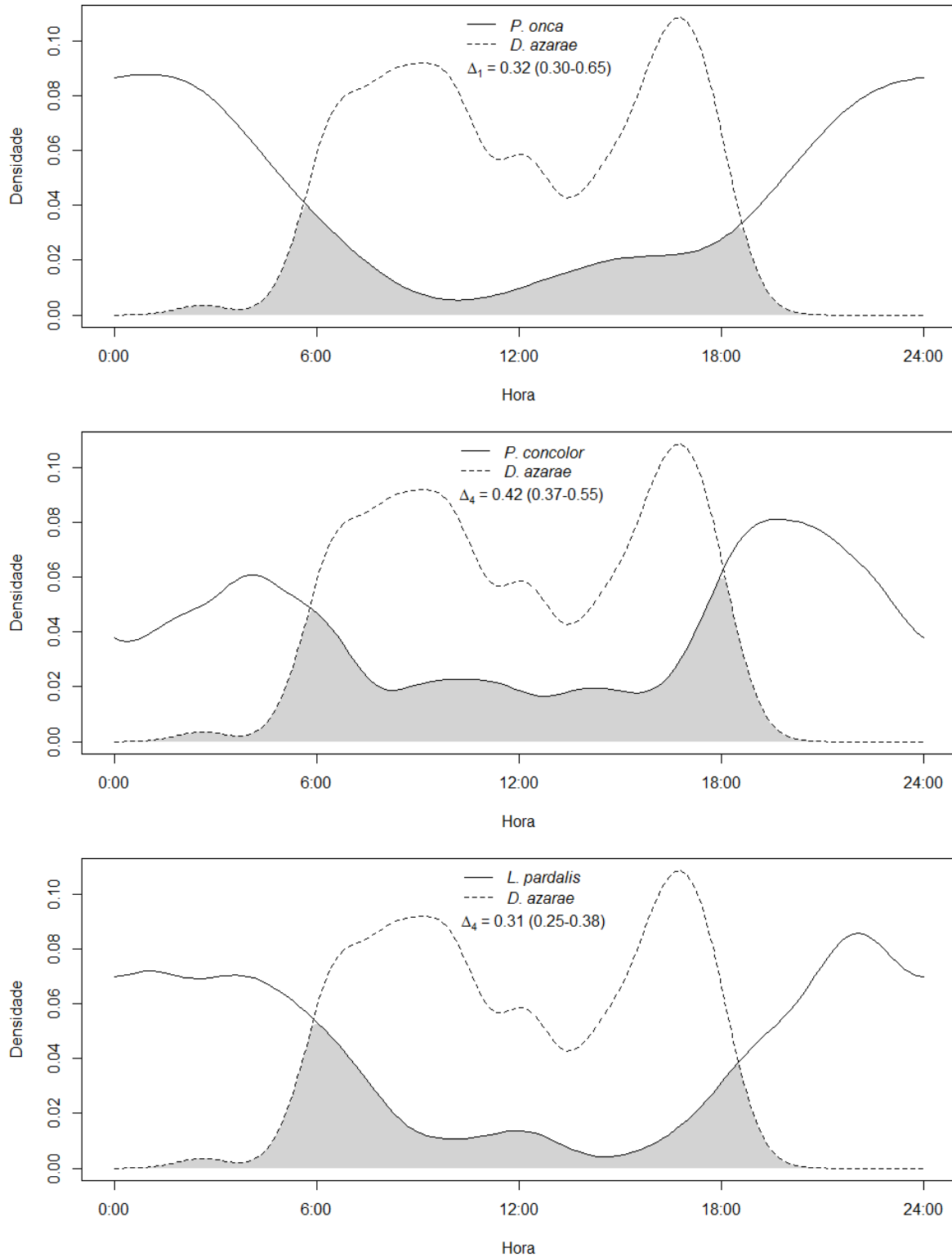


Figura 10. Densidade de sobreposição da atividade (Δ) de três carnívoros em relação a cutia (*D. azarae*). A região sombreada indica a área de sobreposição. Valores entre parênteses indicam o intervalo de confiança ao nível de significância de 5%.

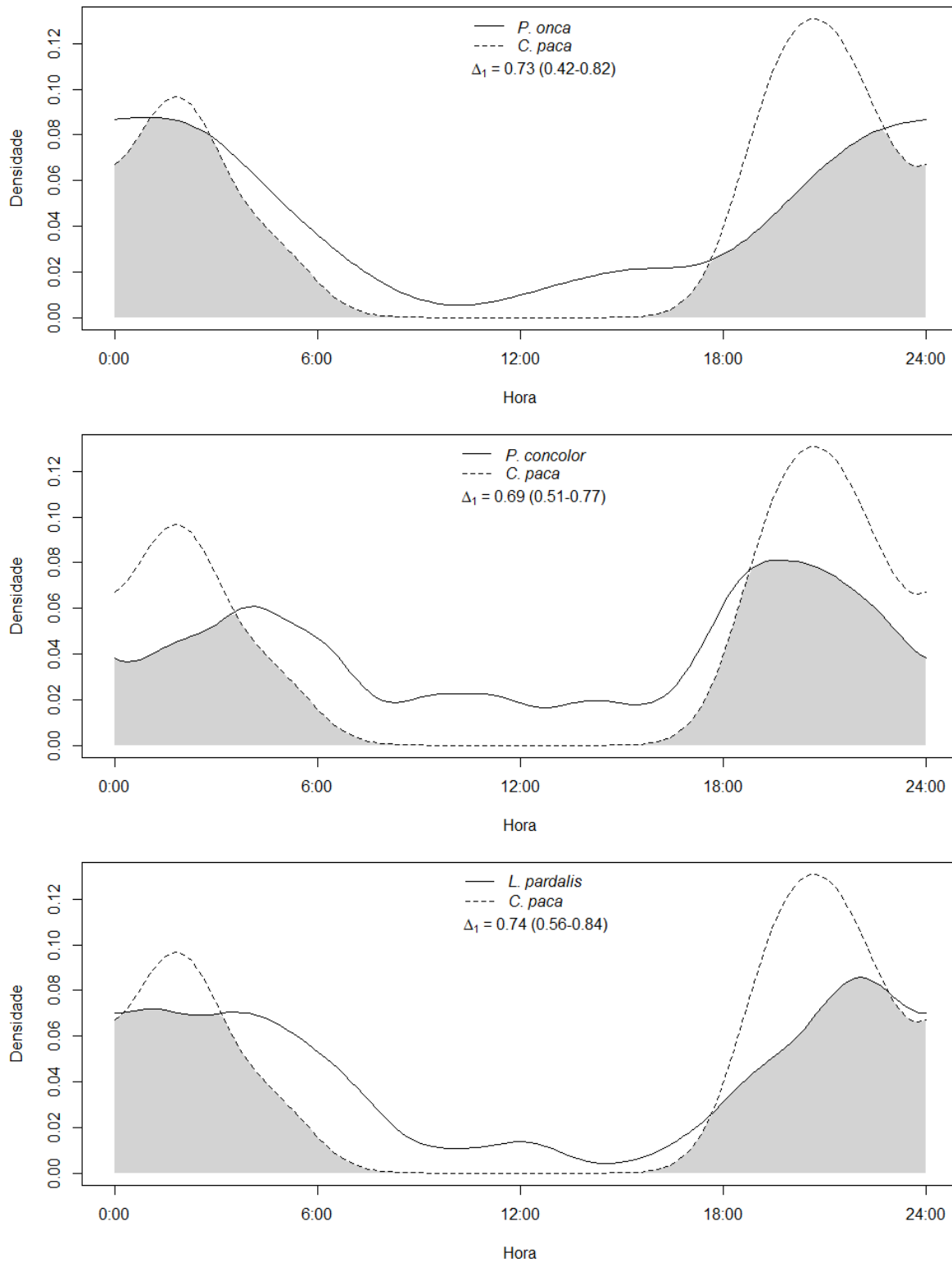


Figura 11. Densidade de sobreposição da atividade (Δ) de três carnívoros em relação a paca (*C. paca*). A região sombreada indica a área de sobreposição. Valores entre parênteses indicam o intervalo de confiança ao nível de significância de 5%.

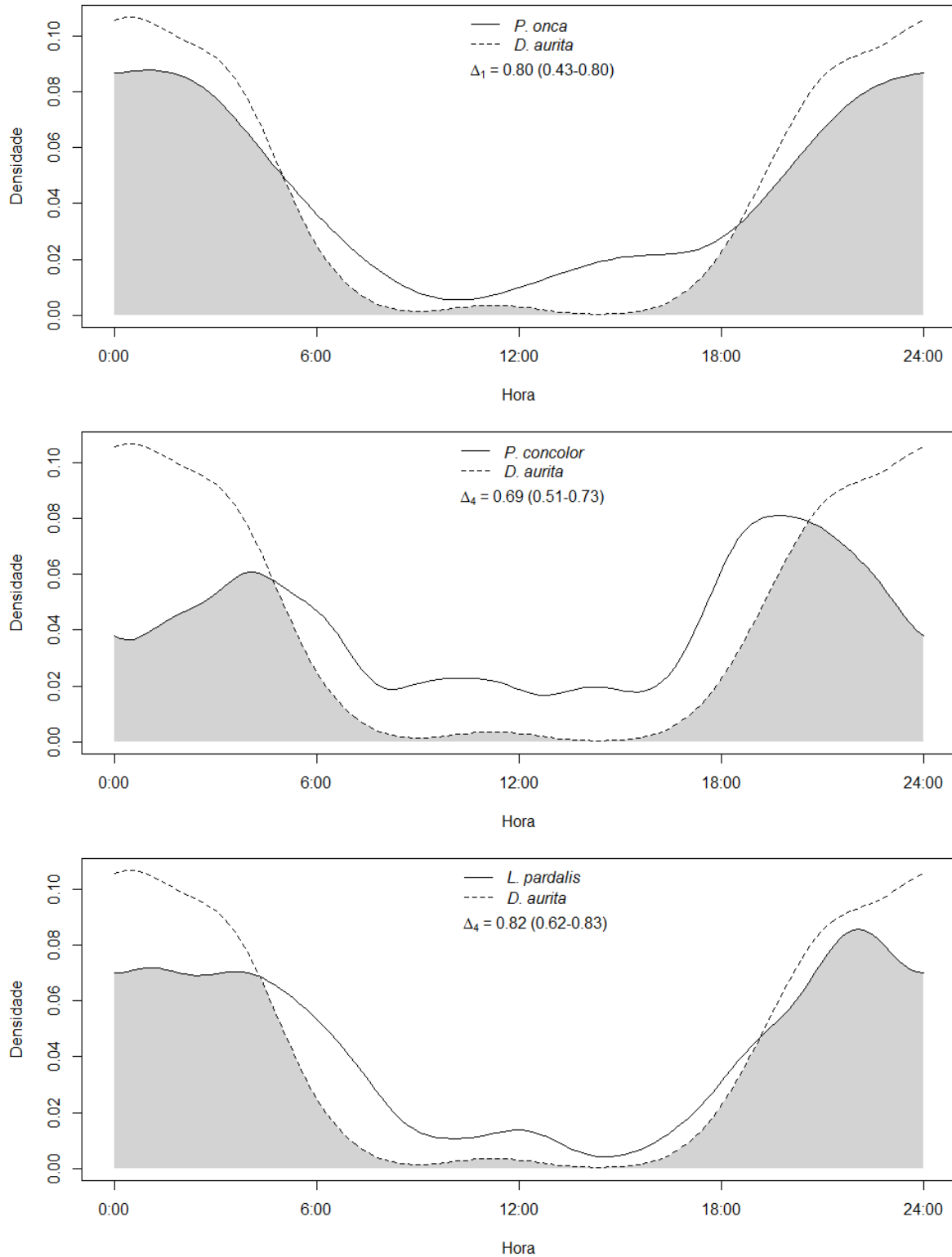


Figura 12. Densidade de sobreposição da atividade (Δ) de três carnívoros em relação ao gambá (*D. aurita*). A região sombreada indica a área de sobreposição. Valores entre parênteses indicam o intervalo de confiança ao nível de significância de 5%.

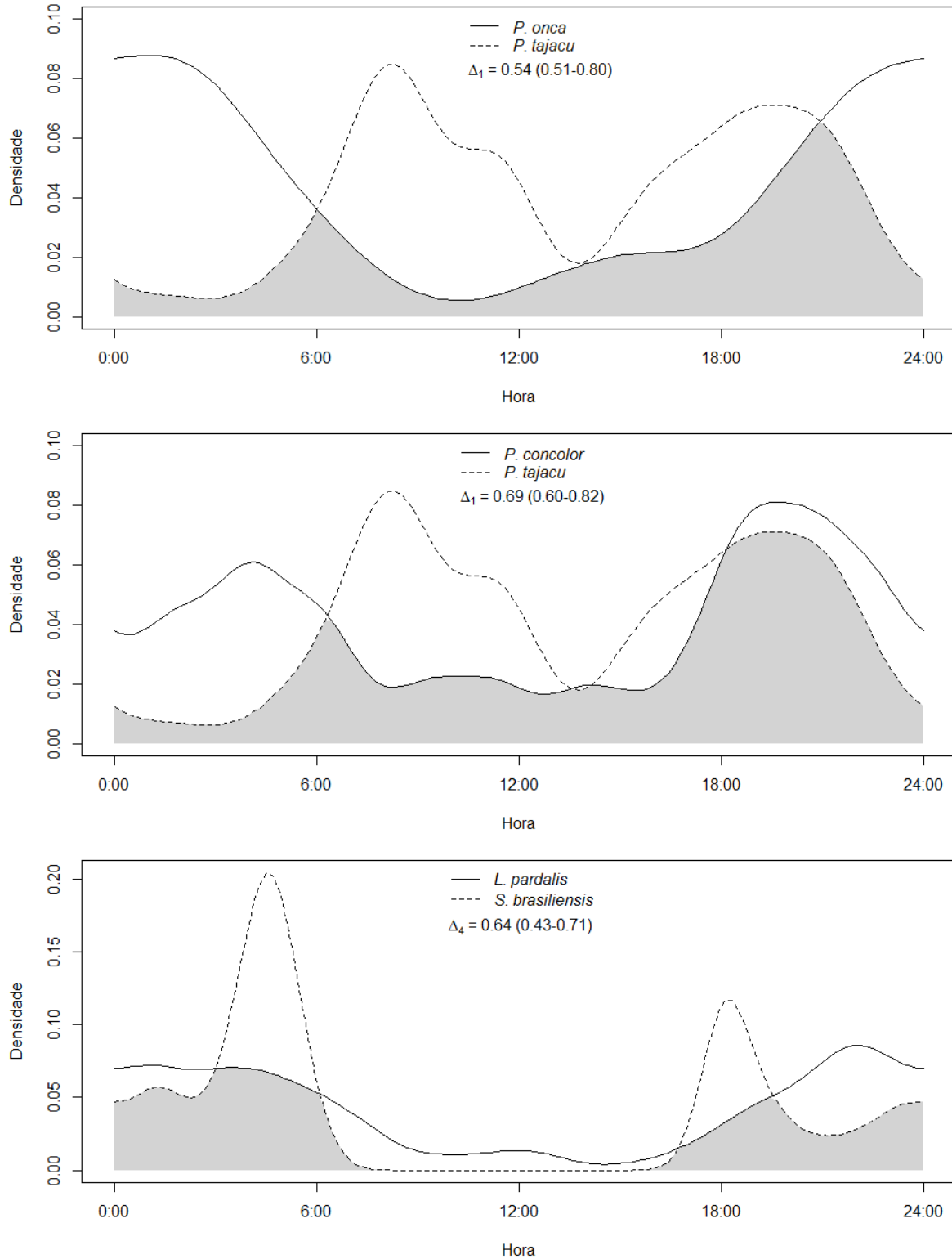


Figura 13. Densidade de sobreposição da atividade (Δ) de três carnívoros em relação ao cateto (*P. tajacu*) e ao tapiti (*S. brasiliensis*). A região sombreada indica a área de sobreposição. Valores entre parênteses indicam o intervalo de confiança ao nível de significância de 5%.

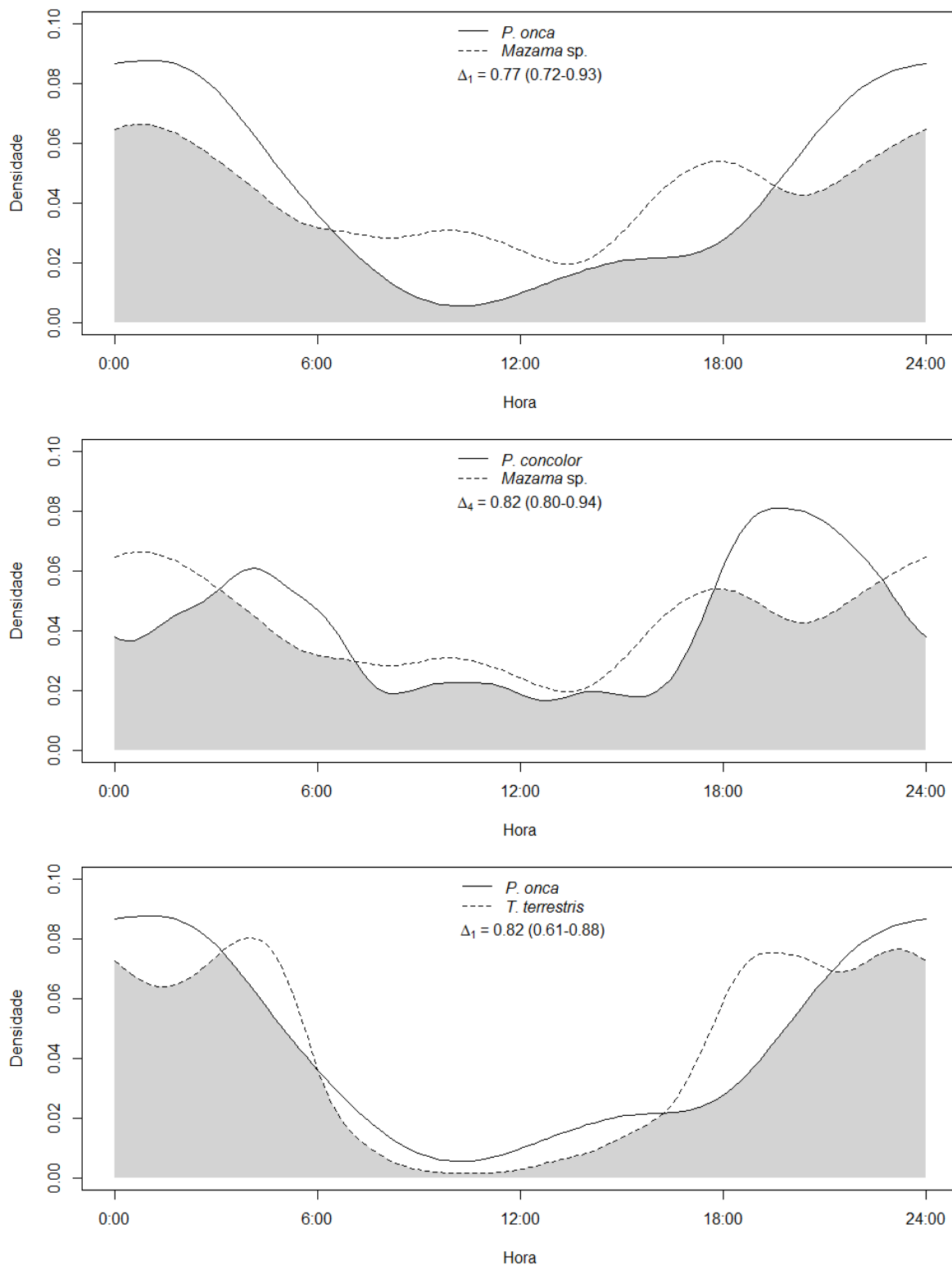


Figura 14. Densidade de sobreposição da atividade (Δ) de dois carnívoros em relação aos veados (*Mazama sp.*) e a anta (*T. terrestris*). A região sombreada indica a área de sobreposição. Valores entre parênteses indicam o intervalo de confiança ao nível de significância de 5%.

DISCUSSÃO

Sobreposição da atividade

Estudos do padrão de atividade da onça-parda em comparação a onça-pintada mostraram considerável sobreposição entre as duas espécies (Scognamillo *et al.* 2003; Harmsen *et al.* 2009; Harmsen *et al.* 2011; Foster *et al.* 2013), semelhante ao encontrado neste estudo ($\Delta_4=0,76$), embora a onça-parda aparente utilizar o período diurno mais intensamente do que a onça-pintada que foi primariamente de hábito noturno, com pouca atividade diurna.

De forma geral, o habitat e o tipo de presa são os principais mecanismos para se evitar a competição (Schoener 1974), portanto, apesar desta evidente sobreposição nos períodos de atividade acredita-se que o tipo de presa e/ou o uso do habitat podem ser os principais mecanismos atuantes neste caso, contudo, uma vez que houve pouca diferença entre estas duas espécies, torna-se difícil identificar algum tipo de sincronismo exclusivo entre pares de predadores e presas, tendo como forma geral o padrão de atividade da onça-pintada e onça-parda muito semelhantes a algumas presas em potencial, principalmente ao gambá (*D. aurita*) e veados (*Mazama* sp.), e logo em seguida o tatu-galinha (*D. novemcinctus*) e a paca (*C. paca*), além da anta (*T. terrestris*) para a onça-pintada.

Outros estudos encontraram que a onça-pintada selecionou presas de maior porte em relação à onça-parda (Scognamillo *et al.* 2003; Azevedo & Murray 2007; Azevedo 2008), que aliado a heterogeneidade do habitat torna a coexistência destas espécies possível (Scognamillo *et al.* 2003), logo, apesar da sobreposição semelhante em relação as presas deve haver uma separação em relação ao tamanho destas presas consumidas por cada espécie. Sendo assim, de acordo com a densidade de sobreposição entre predadores e

presas, pequenas diferenças sutis podem ser observadas, tendo a onça-parda um hábito mais diurno em relação à onça-pintada, sugerindo-se então que presas de hábito mais diurno podem ser mais importantes para a onça-parda, e o contrário para a onça-pintada, muito embora qualquer afirmação seja duvidosa.

É interessante ainda notar que para aquelas presas com pouca sobreposição no padrão de atividade como *D. azarae* e *T. tajacu*, em ambos os casos a maior sobreposição ocorre nos períodos crepusculares, sugerindo então que a atividade de seus predadores neste período pode ser uma estratégia para a captura destas presas, uma vez que ambos são itens alimentares comumente encontradas em estudos de hábitos alimentares. Ressalta-se ainda que outras presas em potencial não foram encontradas em número suficiente para comparações como a capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), provavelmente por estarem estritamente associadas a corpos d'águas, além de jacarés (*Caiman latirostris*), ambos importantes presas das onças-pintadas (Azevedo & Murray 2007), mas também consumidas pelas onças-pardas (Scognamillo *et al.* 2003). Ainda, o entorno do PERD possui inúmeras criações de gado onde a predação por onças é frequente, mas a relação disto com o padrão de atividade é incerta.

Para a jagatirica os resultados foram semelhantes aos observados para a onça-pintada e onça-parda, sugerindo que esta espécie pode estar se alimentando das mesmas presas. Sabe-se que a jagatirica embora possa se alimentar de espécies de maior porte geralmente seleciona pequenos roedores como principais presas (Giaretta 2002; Meza *et al.* 2002; Moreno *et al.* 2006; Ciochetti 2007; Booth-Binczik *et al.* 2014), mas também primatas (Bianchi & Mendes 2007; Abreu *et al.* 2008; Bianchi *et al.* 2010), tendo Moreno *et al.* (2006) observado que a jagatirica geralmente selecionou presas menores em relação

a onça-parda no Panamá quando na presença da onça-pintada e presas maiores quando na ausência desta.

Em fim, a separação temporal para se evitar a competição, ou neste caso, o conflito que pode levar a predação, novamente não deve ser o principal mecanismo atuante, mas sim, o uso de diferentes tamanhos de presas e talvez aliado ao uso do habitat de forma diferenciada, já que o Parque Estadual do Rio Doce abriga populações reprodutivas destas três espécies de felinos que claramente coexistem no local.

Padrão circadiano de atividade

D. aurita foi quase que exclusivamente noturno, com atividades dispersas entre as 18h e 3h, padrão semelhante ao encontrado em outros estudos (Cáceres & Monteiro-Filho 2001; Weckel *et al.* 2006; Ciocheti 2007; Norris *et al.* 2010; Harmsen *et al.* 2011; Ferreira & Vieira 2014; Luna 2014; Rowcliffe *et al.* 2014).

T. tetradactyla foi primariamente noturno, sendo mais ativo próximo a meia noite. *T. tetradactyla* é predominantemente noturno, como observado por Foster *et al.* (2013), embora outros estudos não consigam evidenciar esta relação devido á dificuldade de observação desta espécie (Silveira 2004; Ciocheti 2007; Luna 2014).

P. maximus foi quase que exclusivamente noturno, concentrando suas atividades entre as 1h e 2h. *P. maximus* é de hábito noturno, como observado por outros autores (Silveira 2004; Calaña 2009; Srbek-Araujo *et al.* 2009; Blake *et al.* 2012) e o resultado deste estudo se mostrou semelhante ao encontrado por Silveira *et al.* (2009), onde o pico de

atividade foi entre as 2h e 4h, e com início das atividades às 22h, próximo ao encontrado por Noss *et al.* (2004), enquanto que durante o dia a espécie estaria inativa e provavelmente dentro de suas tocas (Silveira *et al.* 2009).

D. novemcinctus foi quase que exclusivamente noturno, com atividades entre as 20h e 3h. *D. novemcinctus* é primariamente de hábito noturno, como observado por outros autores (Weckel *et al.* 2006; Harmsen *et al.* 2011; Blake *et al.* 2012; Foster *et al.* 2013; Luna 2014; Rowcliffe *et al.* 2014) e semelhante ao encontrado por Norris *et al.* (2010) com atividades concentradas entre as 18h e 4h, embora Silveira (2004) não tenha registrado a espécie sequer uma única vez no período noturno.

S. brasiliensis foi majoritariamente noturno, aparentando ter dois picos de maior atividade, um próximo às 18h e outro próximo às 4h. *S. brasiliensis* possui hábitos crepusculares/noturnos, como observado em alguns estudos (Gómez *et al.* 2005; Ciocheti 2007; Kasper *et al.* 2007; Romero-Muñoz *et al.* 2010; Blake *et al.* 2012).

L. pardalis foi primariamente noturno, com as atividades concentradas próximo à meia-noite, muito semelhante aos achados de Bianchi (2009) e Oliveira (2012), e virtualmente idêntico ao encontrado por Di Bitetti *et al.* (2010). *L. pardalis* é de hábito noturno, mas também pode estar ativo durante o dia. A maioria dos estudos demonstra este hábito noturno com alguma atividade diurna (Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Di Bitetti *et al.* 2006; Ciocheti 2007; Kasper *et al.* 2007; Bianchi 2009; Harmsen *et al.* 2011; Blake *et al.* 2012; Oliveira 2012; Oliveira-Santos *et al.* 2012; Luna 2014; Rowcliffe *et al.* 2014), embora outros indiquem um hábito catemeral (Calaça 2009; Pérez-Irinea & Santos-Moreno 2014).

P. concolor foi preferencialmente noturna, porém esteve ativo durante todo período diurno e com aparente maior atividade ao anoitecer, como observado por Di Bitetti *et al.* (2010) e Foster *et al.* (2013). Muitos estudos demonstram este hábito noturno com atividades diurnas (Scognamillo *et al.* 2003; Silveira 2004; Ciocheti 2007; Bianchi 2009; Harmsen *et al.* 2009; Di Bitetti *et al.* 2010; Harmsen *et al.* 2011; Blake *et al.* 2012; Oliveira-Santos *et al.* 2012; Foster *et al.* 2013) enquanto outros sugerem um hábito catemeral (Gómez *et al.* 2005; Calaça 2009).

P. onca foi preferencialmente de hábito noturno com alguma atividade diurna. *P. onca* é de hábito predominantemente noturno, mas também pode estar ativo a qualquer hora do dia (Weckel *et al.* 2006). O hábito noturno/crepuscular foi evidenciado em alguns estudos (Scognamillo *et al.* 2003; Maffei *et al.* 2004; Silveira 2004; Cavalcanti 2008; Harmsen *et al.* 2009; Di Bitetti *et al.* 2010; Harmsen *et al.* 2011; Foster *et al.* 2013), porém outros encontraram um padrão catemeral, ou até mesmo com atividade predominantemente diurna (Gómez *et al.* 2005; Calaça 2009; Blake *et al.* 2012; Luna 2014).

C. thous foi de hábito primariamente noturno, embora nenhum padrão foi evidenciado devido ao relativo baixo número de registros. *C. thous* é de hábito noturno/crepuscular com alguma atividade diurna, como observado em alguns estudos (Juarez 1997; Silveira 2004; Kasper *et al.* 2007; Bianchi 2009; Faria-Corrêa *et al.* 2009; Tortato & Althoff 2009) e deve estar relacionado a sincronização da atividade de suas presas, especialmente pequenos mamíferos (Faria-Corrêa *et al.* 2009).

E. barbara foi quase que exclusivamente de hábito diurno com atividade dispersa igualmente durante todo o dia. *E. barbara* geralmente é mais ativo durante o dia, como

observado por alguns autores (Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Kasper *et al.* 2007; Bianchi 2009; Calaça 2009; González-Maya *et al.* 2009; Blake *et al.* 2012; Luna 2014; Rowcliffe *et al.* 2014).

N. nasua foi primariamente de hábito diurno, aparentando ter dois períodos de maior atividade, um no início da manhã e outro no fim da tarde, semelhante ao encontrado por Bianchi (2009). *N. nasua* é essencialmente de hábito diurno, como visto em inúmeros trabalhos (Valenzuela & Ceballos 2000; Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Weckel *et al.* 2006; Kasper *et al.* 2007; Bianchi 2009; Calaça 2009; Rowcliffe *et al.* 2014).

T. terrestris foi essencialmente de hábito noturno, iniciando suas atividades ao início da noite e encerrando próximo ao início do dia como observado por Kasper *et al.* (2007), Harmsen *et al.* (2011), Blake *et al.* (2012) e Cruz *et al.* (2014), e ainda houve várias atividades durante todo o resto do dia. *T. terrestris* é de hábito noturno, como observado por alguns autores (Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Weckel *et al.* 2006; Kasper *et al.* 2007; Calaça 2009; Cañas 2010; Romero-Muñoz *et al.* 2010; Harmsen *et al.* 2011; Blake *et al.* 2012; Cruz *et al.* 2014; Luna 2014), assim evitando as maiores temperaturas durante o dia já que seu tamanho dificultaria a perda de calor excessivo (Cañas 2010). Este padrão pode ser ainda devido aos limites filogenéticos da espécie, com caracteres morfológicos adaptados a vida noturna (Cruz *et al.* 2014).

T. tajacu apresentou dois picos da maior atividade, um próximo às 9h e outro às 18h, padrão muito semelhante ao observado por Rowcliffe *et al.* (2014), portanto evitando as horas mais quentes do dia. *T. tajacu* geralmente é diurno e crepuscular, mas também podem ser ativo durante a noite, como observado em alguns estudos (Silveira 2004; Gómez

et al. 2005; Weckel *et al.* 2006; Ciocheti 2007; Kasper *et al.* 2007; Calaça 2009; Romero-Muñoz *et al.* 2010; Harmsen *et al.* 2011; Blake *et al.* 2012; Luna 2014; Rowcliffe *et al.* 2014).

Mazama sp. foi preferencialmente noturno, porém houve bastante atividade durante todo o dia. *M. americana* (veado mateiro) parece ser de hábito mais noturno, enquanto *M. gouazoubira* (veado catingueiro) de hábito mais diurno (Canevari & Vaccaro 2007), tendo estudos encontrado um hábito noturno para *M. americana* (Blake *et al.* 2012; Luna 2014), diurno para *M. gouazoubira* (Ciocheti 2007; Blake *et al.* 2012; Harmsen *et al.* 2011) e até mesmo diurno para *M. americana* (Weckel *et al.* 2006), enquanto outros não encontraram nenhuma preferência (Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Calaça 2009). Apesar de o encontrado mencionar um hábito noturno, os dados representam ambas as espécies conjuntamente, logo não é possível afirmar a qual espécie pertence, mas apenas que os veados aparentam utilizar mais o período noturno, mas com bastante atividade diurna.

C. paca foi exclusivamente noturna, com atividades entre as 18h e 3h, como observado em inúmeros estudos (Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Weckel *et al.* 2006; Calaça 2009; Harmsen *et al.* 2011; Rowcliffe *et al.* 2014). O oposto foi observado para *D. azarae*, espécie de hábito diurno/crepuscular (Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Kasper *et al.* 2007; Norris *et al.* 2010; Blake *et al.* 2012; Rowcliffe *et al.* 2014), onde a atividade aparentemente se concentrou próximo as primeiras horas do dia e antes do anoitecer, muito semelhante a Rowcliffe *et al.* (2014), além de outros trabalhos evidenciando o hábito noturno (Silveira 2004; Gómez *et al.* 2005; Kasper *et al.* 2007; Norris *et al.* 2010; Blake *et al.* 2012; Rowcliffe *et al.* 2014).

CONCLUSÃO

Este estudo encontrou considerável sobreposição da atividade entre os três felinos estudados, sendo a onça-pintada e a jaguatirica preferencialmente de hábitos noturnos, enquanto a onça-parda parece ter um hábito mais catemeral, embora essas diferenças não tenham sido muito evidentes. A coexistência destas espécies, portanto, não parece estar relacionado à segregação temporal, mas talvez na utilização de diferentes tipos ou tamanhos de presas, bem como o tipo de habitat utilizado.

A metodologia de armadilhamento fotográfico permitiu a identificação dos padrões de atividade de grande parte da comunidade de mamíferos de médio e grande porte da região do PERD, embora espécies mais elusivas não tenham sido registradas em quantidade suficiente. De forma geral todas as espécies apresentaram períodos de maior atividade, embora algumas pareçam ser mais abrangentes na utilização temporal, indicando grande plasticidade na capacidade de utilização do tempo.

REFERÊNCIAS

- Abreu, K. C., Moro-Rios, R. F., Silva-Pereira, J. E., Miranda, J. M. D., Jablonski, E. F. & Passos, F. C. 2008. Feeding habits of ocelot (*Leopardus pardalis*) in southern Brazil. *Mammalian Biology*, 73(5):407-411.
- Ancrenaz, M., Hearn, A. J., Ross, J., Sollmann, R. & Wilting, A. 2012. Handbook for wildlife monitoring using camera-traps. BBEC II Secretariat, c/o Natural Resources Office, Chief Minister's Department, Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia. 71 pp.
- Azevedo, F. C. C. & Murray, D. L. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation*, 137:391-402.
- Azevedo, F. C. C. 2008. Food habits and livestock depredation of sympatric jaguar and pumas in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biotropica*, 40(4):494-500.
- Bianchi, R. C. & Mendes, S. L. 2007. Ocelot (*Leopardus pardalis*) predation on primates in Caratinga Biological Station, southeast Brazil. *American Journal of Primatology*, 69(10):1173-1178.
- Bianchi, R. C. 2009. Ecologia de mesocarnívoros em uma área do Pantanal central, Mato Grosso do Sul. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 193 pp.
- Bianchi, R. C., Mendes, S. L. & Júnior, P. M. 2010. Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 45(3):111-119.
- Blake, J. G., Mosquera, D., Loiselle, B. A., Swing, K., Guerra, J. & Romo, D. 2012. Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. *Ecotropica*, 18:137-146.
- Booth-Binczik, S. D., Bradley, R. D., Thompson, C. W., Bender, L. C., Huntley, J. W., Harvey, J. A., Laack, L. L. & Mays, J. L. 2014. Food habits of ocelots and potential for competition with bobcats in southern Texas. *The Southwestern Naturalist*, 58(4):403-410.
- Cáceres, N. C. & Monteiro-Filho, E. L. A. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(2):85-92.
- Calaça, A. M. 2009. A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 95 pp.

Cañas, L. F. S. 2010. Uso do espaço e atividade *Tapirus terrestris* em uma área do Pantanal sul. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 61 pp.

Canevari, M. & Vaccaro, O. 2007. Guía de mamíferos del sur de América del sur. 1ª Ed. Buenos Aires: Literature of Latin America. 424 pp.

Cavalcanti, S. M. C. 2008. Predator-prey relationships and spatial ecology of jaguars in the southern Pantanal, Brazil: implications for conservation and management. Tese (Doutorado de Filosofia em Biologia da Vida Silvestre) - Universidade Estadual de Utah, Logan, Utah, Estados Unidos.

Ciocheti, G. 2007. Uso de habitat e padrão de atividade de médio e grandes mamíferos e nicho trófico de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), onça-parda (*Puma concolor*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestral, no estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 78 pp.

Cruz, P., Paviolo, A., Bó, R. F., Thompson, J. J. & Di Bitetti, M. S. 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapyr (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 79:376-383.

Di Bitetti, M. S., Paviolo, A. & Angelo De, C. 2006. Density, habitat use and activity pattern of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, 270:153-163.

Di Bitetti, M. S., Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E. & Paviolo, A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*, 36:403-412.

Durant, S. M. 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal Ecology*, 67:370-386.

Faria-Corrêa, M., Balbuena, R. A., Vieira, E. M. & Freitas, T. R. O. 2009. Activity, habit use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and comparison with the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74:220-229.

Ferreira, M. S. & Vieira, M. V. 2014. Activity pattern of the neotropical marsupial *Didelphis aurita* in south-eastern Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 30(2):169-172.

Foster, V. C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A. T. A., Negrões, N., Fonseca, C. & Silveira, L. 2013. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey in four Brazilian biomes. *Biotropica*, 45(3):373-379.

Giaretta, K. G. F. 2002. Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 81 pp.

Gómez, H., Wallace, R. B., Ayala, G. & Tejada, R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(2):91-95.

González-Maya, J. F., Schipper, J. & Benítez, A. 2009. Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca region, Costa Rica. *Small Carnivore Conservation*, 41:9-14.

Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S. C., Ostro, L. E. T. & Doncaster, C. P. 2009. Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *Journal of Mammalogy*, 90(3):612-620.

Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S. C., Ostro, L. E. T. & Doncaster, C. P. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*, 76(3):320-324.

Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, 93:145-159. IEF - Instituto Estadual de Florestas. 2013. Parque Estadual do Rio Doce. Disponível em “<http://www.ief.mg.gov.br/component/content/195?task=view>”. Acesso em 05 de Junho de 2013.

Jácomo, A. T. A., Silveria, L. & Diniz-Filho, J. A. F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology, London*, 262:99-106. Juárez, K. M. 1997. Dieta, uso do habitat e atividade de três espécies de canídeos simpátricas do Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília. 59 pp.

Kasper, C. B., Mazim, F. D., Soares, J. B. G., Oliveira, T. G. O. & Fabián, M. E. 2007. Composição e abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte do Parque

Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(24):1087-1100.

Kronfeld-Schor, N. & Dayan, T. 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics*, 34:153-181.

Kovach, W. L. 2011. Oriana - Circular Statistics for Windows, ver. 4. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U. K.

Leibold, M. A. 1995. The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*, 76(5):1371-1382.

Linkie, M. & Ridout, M. S. 2011. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, 284:224-229.

Lucherini, M., Reppucci, J. I., Walker, R. S., Villalba, M. L., Wursten, A. Gallardo, G. Iriarte, A., Vallalobos, R. & Perovic, P. 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the high Andes. *Journal of Mammalogy*, 90(6):1404-1409.

Luna, R. B. 2014. Padrão de atividade de duas comunidades de mamíferos no extremo norte da Amazônia brasileira sob diferentes níveis de conservação. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 98 pp.

Maffei, L., Cuéllar, E. & Noss, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology, London*, 262:295-304.

Meredith, M. & Ridout, M. 2014. Overview of the overlap package. R-project.org. Disponível em: "cran.r-project.org/web/packages/overlap/vignettes/overlap.pdf". Acesso em: 12 de Março de 2015.

Meza, A. V., Meyer, E. M. & González, C. A. L. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. *American Midland Naturalist*, 148:146-154.

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.

Norris, D., Michalski, F. & Peres, C. A. 2010. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. *Journal of Mammalogy*, 91(3):551-560.

Noss, A. J., Peña, R. & Rumiz, D. I. 2004. Camera trapping *Priodontes maximus* in the dry forests of Santa Cruz, Bolivia. *Endangered Species Update*, 21(2):43.

Núñez, R., Miller, B. & Lindzey, F. 2002. Ecología Del jaguar em la reserva de La Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. In: Medellín, R. A. *et al.* (Eds.), El Jaguar em el Nuevo Milenio. Uma evaluacion de su estado, deteccion de prioridades y recomendaciones para la conservación delos jaguars em America. Universidad Nacional Autonoma de Mexico and Wildlife Conservation Society, Distrito Federal Mexico, Mexico City, pp.107-126.

Oliveira, G. P. 2012. Ecologia da jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), na Caatinga do Piauí. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília. 67 pp.

Oliveira-Santos, L. G. R., Graipel, M. E., Tortato, M. A., Zucco, C. A., Cáceres, N. C. & Goulart, F. V. B. 2012. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance conflict. *Zoologia*, 29(2):115-120.

Pérez-Irineo, G. & Santos-Moreno, A. 2014. Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in southeast Mexican rainforests. *Revista de Biología Tropical*, 62(4):1421-1432.

R Development Core Team. 2008. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Rao, J. S. 1976. Some tests based on arc-lengths for the circle. *Sankhyā: The Indian Journal of Statistics, Series B*, 38(4):329-338.

Ridout, M. S. & Linkie, M. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3):322-337.

Roll, U., Dayan, T. & Kronfeld-Schor, N. 2006. On the role of phylogeny in determining activity patterns of rodents. *Evolutionary Ecology*, 20:479-490.

Romero-Muñoz, A., Maffei, L., Cuéllar, E. & Noss, A. J. 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 26:303-311.

Rowcliffe, J. M., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C. & Jansen, P. A. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5:1170-1179.

Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185(4145):27-39.

Scognamillo, D., Maxit, I. E, Sunquist, M. & Polisar, J. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology, London*, 259:269-279.

Silveira, L. 2004. Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Universidade de Brasília, Brasília. 240 pp.

Silveira, L., Jácomo, A. T. A., Furtado, M. M., Torres, N. M., Sollmann, R. & Vynne, C. 2009. Ecology of the giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the grasslands of central Brazil. *Edentata*, 8-10:25-34.

Srbek-Araujo, A. C., Scoss, L. M., Hirsch, A. & Chiarello A. G. 2009. Records of the giant-armadillo *Priodontes maximus* (Cingulata: Dasypodidae) in the Atlantic Forest: are Minas Gerais and Espírito Santo the last strongholds of the species? *Zoologia*, 26(3):461-468.

Stine, W. B. & Geyer, M. 2001. Power from the sun. Publicado on-line por William B. Stine e Michael Geyer. Disponível em: “<http://www.powerfromthesun.net/book.html>”. Acesso em: 10 de Março de 2014.

Tomas, W. M. & Miranda, G. H. B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em estudos populacionais. In: Cullen, L. Jr., Rudran, R. & Valladares-Pádua, C. (eds). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre. Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, 2003. pp. 243–268.

Tortato, F. R. & Althoff, S. L. 2009. Avaliação dos fatores abióticos sobre o período de atividade do graxaim (*Cerdocyon thous* Carnívora: Canidae). *Biotemas*, 22(4):147-152.

Valenzuela, D. & Ceballos, G. 2000. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Mammalogy*, 81(3):810-819.

Weckel, M., Giuliano, W. & Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, 270:25-30.

Woolf, H. M. 1968. On the computation of solar evaluation angles and the determination of sunrise and sunset times. National Aeronautics and Space Administration, NASA Technical Memorandum, NASA TM X-1646.

Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Princeton Hall, New Jersey, pp. 409.

APÊNDICES

Apêndice A. Mamíferos de médio e grande porte registrados no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e entorno por armadilhas fotográficas. Da esquerda para a direita, de cima para baixo: gambá (*Didelphis aurita*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), tatu-canastra* (*Priodontes maximus*), tatu-de-rabo-mole (*Cabassous* sp.), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*). * - fotos adquiridas no período de pré-projeto.



Apêndice B: Mamíferos de médio e grande porte registrados no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e entorno por armadilhas fotográficas. Da esquerda para a direita, de cima para baixo: tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*), onça-parda* (*Puma concolor*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), gato-mourisco* (*Puma yagouaroundi*), onça-pintada (*Panthera onca*) e graxaim (*Cerdocyon thous*). * - fotos adquiridas no período de pré-projeto.



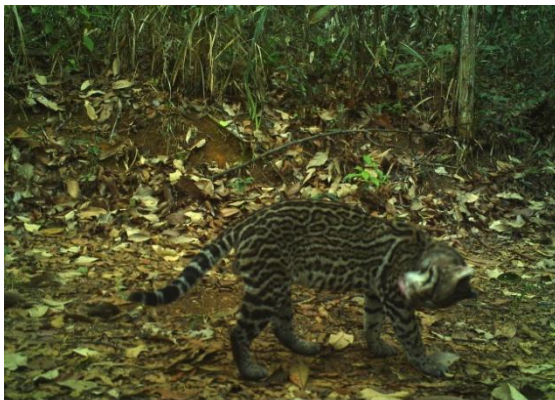
Bushnell

12-08-2014 01:10:33



Bushnell

08-07-2014 08:29:32



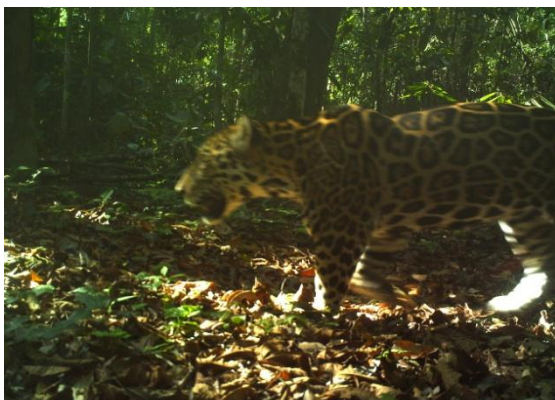
Bushnell

11-02-2014 05:44:38



Bushnell

09-12-2014 12:52:17



Bushnell

12-27-2014 15:38:30



Bushnell

11-16-2014 17:05:10

Apêndice C: Mamíferos de médio e grande porte registrados no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e entorno por armadilhas fotográficas. Da esquerda para a direita, de cima para baixo: lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), irara* (*Eira barbara*), quati (*Nasua nasua*), anta* (*Tapirus terrestris*), cateto* (*Pecari tajacu*) e veado-mateiro* (*Mazama americana*). * - fotos adquiridas no período de pré-projeto.



Bushnell

11-09-2014 05:30:05



Bushnell

10-14-2014 14:37:26



Bushnell

10-18-2014 10:30:15



Bushnell

10-15-2014 15:35:40



Bushnell

10-10-2014 07:58:48



Bushnell

09-22-2014 14:30:47

Apêndice D: Mamíferos de médio e grande porte registrados no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e entorno por armadilhas fotográficas. Da esquerda para a direita, de cima para baixo: veado-catingueiro* (*Mazama gouazoubira*) e capivara* (*Hydrochaeris hydrochaeris*), paca (*Cuniculus paca*) e cutia* (*Dasyprocta azarae*). * - foto adquirida no período de pré-projeto.



Bushnell

10-12-2014 06:22:08



Bushnell

05-15-2014 15:17:12



Bushnell

11-19-2014 02:19:40



Bushnell

10-16-2014 13:19:21

Apêndice E: Observação oportunística do gato-do-mato-pequeno (*Leopardus guttulus*) na pista de pouso do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) às 8:15 am. *Frame retirado de vídeo.



contato: hat_ric@hotmail.com