



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Átilla Colombo Ferregueti

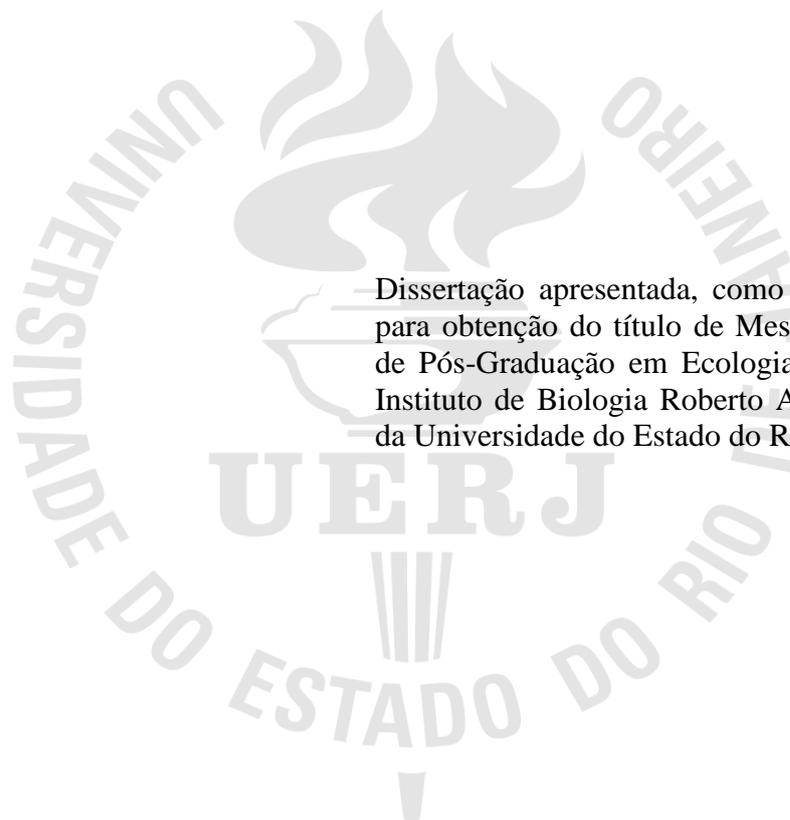
Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de fitofisionomias na Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil

Rio de Janeiro

2015

Átilla Colombo Ferregueti

**Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de fitofisionomias
na Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof^ª. Dra. Helena de Godoy Bergallo

Rio de Janeiro

2015

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

F382 Ferregueti, Átilla Colombo.
Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de fitofisionomias na Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil / Átilla Colombo Ferregueti – 2015.
137f. : il.

Orientadora: Helena de Godoy Bergallo.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
Inclui bibliografia

1. Mamífero - Espírito Santo (Estado) - Teses. 2. Veado - Distribuição geográfica - Teses. 3. Biodiversidade - Brasil - Teses. 4. Mata Atlântica - Conservação - Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título

CDU 599(815.2)

Autorizo para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Átilla Colombo Ferregueti

**Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de fitofisionomias
na Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovado em 25 de fevereiro de 2015.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo (Orientadora)

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Maja Kajin

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Fernando A. S. Fernandez

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2015

AGRADECIMENTOS

Nenhum trabalho é possível sozinho! Essa dissertação não seria possível sem a participação fundamental de vários amigos, professores, família e todos que de alguma forma contribuíram para que mais essa etapa da minha vida fosse realizada. Gostaria de agradecer então a todos que comigo construíram este trabalho.

Primeiramente gostaria de agradecer a minha família, que desde quando eu comecei a minha formação como biólogo, esteve me apoiando das demais formas possíveis. Sem essa família guerreira que eu tenho, eu jamais teria chegado até aqui. Então ao meu Pai (Átilio Câmara Ferregueti), pela ajuda na preparação do material de campo, com sua boa e velha arte de construir “bugigangas” e também é claro por ter ido me ajudar na abertura das trilhas (eita velho forte pelo qual eu tenho tanto orgulho de ser filho). À minha mãe (Maria Zeleonir Colombo Ferregueti “zizona”), por ser minha melhor amiga e estar sempre lá me dando àquela palavra de “coragem, não desista” e por apoiar todo esse sonho de seguir essa profissão, que mesmo quando não tinha uma palavra, me consolava com aquele colo de mãe. Também agradeço à minha mãe por ter me ajudado com a sua maravilhosa companhia no campo, e que eu morro de inveja por ela ter visto uma onça parda e eu não! rsrs... À minha querida e sensacional irmã (Cecyane Colombo Ferregueti “cecy”) por sempre acreditar em mim, me dar forças quando mais precisei e ser essa menina mulher, doce e sensível. Também por aguentar o tranco lá de casa enquanto estive no Rio estudando. Muito obrigado mesmo, minha querida irmã!!

À minha querida Orientadora Dra. Helena de Godoy Bergallo (Nena), por me aceitar como aluno, sem me conhecer pessoalmente. Agradeço tremendamente por essa oportunidade e esse voto de confiança! Agradeço também por todos os ensinamentos, relacionados às demais áreas e por toda dedicação e tempo que teve quando eu tinha uma dúvida e/ou estava perdido. Obrigado por me dar a chance de desenvolver algumas ideias megalomânicas e sempre me permitir trabalhar com liberdade, também agradeço é claro aos direcionamentos para a realidade quando surgiam as ideias malucas demais. Rsrs! Obrigado por todo esse processo, que além de orientadora você é uma mãezona científica, exemplo de profissional.

Ao meu Co-Orientador Walfrido Moraes Tomás, primeiramente por ser essa pessoa maravilhosa, em segundo lugar por me apresentar a modelagem de ocupação (essa diversão toda, caixa de pandora hahaha). Agradeço também por tudo que pude e ainda estou aprendendo com você, não só com relação à monitoração de populações (pois

“monitoramento” não existe, certo?) , mas com toda a sua visão de ciência, da importância de se fazer ciência voltada para a conservação. Para contribuir com algo mais, além de publicar um artigo. Muito obrigado, pelas oportunidades e pelos momentos divertidos para “dédeu” hahahaha

A todos que me ajudaram em campo: Mariana Miranda e Gabryelle Aline Noberto (Mari e Gaby), essa duplinha das fezes de anta hahaha com quem eu me diverti demais fazendo uma campanha de marcação das trilhas; Luciano Almeida, pela companhia no início da marcação das trilhas (cara sensacional); Marina Nunes Toscano, minha amiga bióloga marinha que quis se aventurar na floresta me ajudando e até picada de escorpião tomou na cabeça e me deu um baita susto!! Sem esquecer é claro da minha grande amiga, Julia Coronel que também me ajudou abrindo as porteiras e com sua maravilhosa companhia... sem contar é claro que também se perdeu nas trilhas e ficou quietinha com medo de atrapalhar a amostragem! hahaha

Aos meus queridos amigos do Espírito Santo, Lenon, Julia, Juliana, Ricardo, Yann, Lia, Tais, por todos os momentos maravilhosos, que me deixaram super feliz durante esse processo!! Amo vocês!!

À minha família carioca (amigas tão queridas), Ana Carolina Lacerda de Matos “Varolza”; Paula Martins Ferreira “Laura”; Jaqueline Lopes “Jaquelona”; Jéssica Beck “Jessicão”. Vocês me acolheram de uma maneira incrível e só tenho a agradecer por todos os momentos juntos.

À todos meus companheiros dessa vida de pós-graduando, Humberto, Claudinha, Arícia, Mari Castro, Isabella, Isadora, Zé, Nathalia Detogne, Beatriz, Marcela, Renatinha Ximenes, Regiana.. que foram companhias para as mais diversas situações (desde discussões e aprendizados até sentar naquela mesa de bar para tomar uma gelada).

Ao professor Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha por aceitar revisar minha dissertação, e pelas ricas contribuições e ideias para melhorar o trabalho.

À toda a equipe da Reserva Natural Vale, pela oportunidade de realizar meu projeto de mestrado e agradeço principalmente à Cecília Kierulff, Luiza Avelar, Priscyla Mara e Márcio por me ajudarem durante o processo de realização da pesquisa na RNV. Agradeço também é claro a todos os funcionários que tornaram esse trabalho mais agradável com um sorriso no rosto para me receber.

À todos os animais, que me concederam a honra de sua presença durante todos os 908 km caminhados para a realização desse projeto. Sem eles, tudo teria sido tão chato!!

Aos funcionários do PPGEE, em especial a Soninha e todos da secretaria por sempre me ajudar nas dúvidas que tive.

Ao programa de pós graduação em ecologia e evolução da UERJ, pela oportunidade de realizar meu mestrado, principalmente aos professores maravilhosos e exemplares do programa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa durante a realização do mestrado.

Aos órgãos de fomento a pesquisa, FAPERJ (E-26/103.016/2011), Prociência/UERJ e CNPq (457458/2012-7, 307715/2009-4) pelo suporte para realizar a pesquisa. Agradeço também ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio-MA) pelo financiamento dessa pesquisa.

Meu muito obrigado!

RESUMO

FERREGUETTI, Átilla Colombo. *Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de fitofisionomias na Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil*. 2015. 137f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

A Mata Atlântica é considerada como um dos cinco “hotspots” mais diversos, sendo um conjunto complexo de ecossistemas que abriga uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil. O Estado do Espírito Santo, localizado na região Sudeste, possuía quase 90% de sua superfície coberta por Mata Atlântica, entretanto com o processo de colonização portuguesa, ocupação do território e industrialização, restou apenas 8% da cobertura florestal original. Com toda a informação existente acerca das espécies neotropicais de mamíferos de médio e grande porte ainda há muitas lacunas no nosso conhecimento. Nesse sentido, esta dissertação foi desenvolvida em quatro capítulos com o objetivo de realizar um levantamento de dados de riqueza, composição, abundância, densidade populacional, período de atividade, distribuição e uso do hábitat por espécies de mamíferos de médio e grande porte, da Reserva Natural Vale (RNV), norte do Espírito Santo. Espera-se que as informações aqui geradas possam contribuir com o incremento no conhecimento da ecologia dos mamíferos neotropicais, bem como fornecer informações desse grupo para subsidiar as políticas e ações ambientais que visem à conservação da biodiversidade. Para este estudo foi realizado amostragem mensais no período de abril de 2013 até junho de 2014 na RNV, através de armadilhamento fotográfico (39 armadilhas fotográficas) e também transecções lineares. Os registros obtidos nas 39 armadilhas fotográficas resultaram em um total de 7.020 dias de monitoramento. Foram observadas 23245 fotos de 26 espécies de mamíferos de médio e grande porte. Uma maior riqueza e frequência de registros ocorreram nas armadilhas estabelecidas na região norte da RNV. A distância do recurso hídrico estava positivamente relacionada com a composição de mamíferos e a quantidade de registros de caça no presente estudo teve um efeito marginalmente negativo na frequência de registros nas regiões oeste e sul, onde apresentaram uma maior incidência de caça. Nossos resultados mostram que essas espécies não estão distribuídas uniformemente dentro da reserva, com a ocupação das mesmas tendo sido afetada por quatro principais covariáveis: (1) distância entre árvores; (2) distância da estrada; (3) distância do recurso hídrico mais próximo e (4) densidade de lianas por hectare. A detectabilidade das espécies que são consideradas cinegéticas foi afetada pelo histórico de registros de caça. A maioria das espécies registradas que tiveram uma probabilidade de ocupação alta são raras ou até mesmo localmente extintas em outras áreas de domínio da Mata Atlântica. Adicionalmente nossos dados confirmam que a RNV abriga uma fauna de mamíferos de médio e grande porte rica, incluindo grandes herbívoros, dispersores de sementes e alguns carnívoros. Embora o estudo tenha sido realizado em apenas uma área, vale lembrar que a RNV, juntamente com a ReBio Sooretama, formam o maior bloco de área protegida dentro do estado do Espírito Santo e também um dos maiores blocos de Mata de Tabuleiro. Assim, para a conservação das espécies que habitam a RNV, é preciso considerar não apenas a reserva isolada, mas todo o bloco Linhares-Sooretama, uma vez que estão conectados permitirão o incremento populacional e as trocas genéticas entre as populações. Somente desse modo será aumentada a probabilidade de sobrevivência e manutenção das espécies em longo prazo, das espécies de mamíferos de médio e grande porte.

Palavras-chave: Abundância. Amostragem de distâncias. Densidade. Detectabilidade. Mata de Tabuleiro. Ocupação. Período de atividade. Simpatria.

ABSTRACT

FERREGUETTI, Átilla Colombo. *Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de fitofisionomias na Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil*. 2015. 137f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

The Atlantic Forest is considered one of the five "hotspots" more diverse, with a complex set of ecosystems that holds a significant portion of the biological diversity of Brazil. The State of Espírito Santo, located in the Southeast, had almost 90% of its surface covered by Atlantic Forest, however with the Portuguese colonization process, the land use and industrialization, there was only 8% of the original forest cover. With all the existing information about the Neotropical species of medium and large mammals there are still many gaps in our knowledge. In this context, this work was developed in four chapters in order to conduct a survey that results in richness data, composition, abundance, population density, activity period, distribution and habitat use by species of medium and large mammals, the Vale Natural Reserve (RNV), north of the Espírito Santo state. So aiming to generate more information for increase the knowledge of the ecology of Neotropical mammals, as well as providing information for this taxa to support environmental policies and actions for the conservation of biodiversity. For this study was conducted monthly sampling from April 2013 period to June 2014 in RNV through camera trapping (39 camera traps) and also linear transects. The records obtained from 39 camera traps resulted in a total of 7020 days of monitoring. 23245 photos of 26 species of medium and large sized mammals were observed. Higher richness and records of species occurred in the camera traps located in Northern RNV. The distance of the water resource is positively related to the composition of mammals and the amount of hunting records in this study had a marginally negative effect on the frequency of records in the western and southern regions, where they presented a higher incidence of hunting. Our results show that these species are not evenly distributed within the reserve, with the occupation of the same having been affected by four main covariates: (1) distance between trees; (2) distance from the road; (3) distance from the nearest water source and (4) density of lianas per hectare. The detectability of species that are considered hunting was affected by the history of hunting records. Most of the recorded species that had a high probability of occupation are rare or even locally extinct in other areas of the Atlantic Forest domain. In addition our data confirm that the RNV still holds a rich medium and large size mammal fauna, including large herbivores, seed dispersers and some carnivores. Although the study was conducted in only one area, it is worth remembering that the RNV, along with REBIO Sooretama, form the largest protected area of block within the Espírito Santo state and also one of the largest fragment of "Mata de Tabuleiro" of the Atlantic Forest. Thus, for the conservation of the species of the RNV, one must consider not only the isolated reserve, but all Linhares-Sooretama block, since they are connected allowing the population growth and the genetic exchange between populations. Only in this way will increase the probability of survival and maintenance of the species in the long term.

Keywords: Abundance. Activity patterns. Density. Detectability. Distance Sampling. Occupancy. Simpatry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa do status de fragmentação do estado do Espírito Santo, demonstrando o formato da Reserva Natural Vale todo recordado conectado a Reserva Biológica de Sooretama que é bloco contínuo.....	23
Figura 2 -	Climogramas mensais da Reserva Natural Vale, localiza em Linhares, Espírito Santo, demonstrativos do período de realização do presente estudo.....	25
Figura 3 -	Mapa das fitofisionomias presentes na Reserva Natural Vale, e estradas que cortam a reserva.....	27
Figura 4 -	Fitofisionomias presentes na Reserva Natural Vale.....	28
Figura 5 -	Mapa da Reserva Natural Vale, com a distribuição das armadilhas fotográficas representadas por estrelas.....	31
Figura 6 -	Curva de rarefação das espécies de mamíferos de médio e grande porte de acordo com os registros obtidos a partir das armadilhas fotográficas (amostras) na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	37
Figura 7 -	Distribuição das abundâncias das espécies de mamíferos de médio e de grande porte registrados na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	38
Figura 8 -	Relação entre número de registros fotográficos de cada câmera e a riqueza.....	39
Figura 9 -	Escalonamento Multidimensional (MDS) da matriz de distância Bray-Curtis entre a frequência de registros de mamíferos registrados em cada armadilha fotográfica.....	40
Figura 10 -	Riqueza de espécies registradas em cada fitofisionomia presente na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo (ANOVA, $F=16,02$, $p<0,001$).....	41
Figura 11 -	Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) da matriz de distância Bray-Curtis entre a frequência de registros de mamíferos registrados em cada armadilha fotográfica com a distância média do recurso hídrico na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	42

Figura 12 -	Relação entre a parcial do eixo 1 do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com a parcial da distância média do recurso hídrico na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo ($R^2=0,75$; $p<0,001$).....	42
Figura 13 -	Distribuição da abundância de mamíferos de médio e grande porte em relação ao primeiro eixo do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) que foi representado pela distância média do recurso hídrico (ordem decrescente da esquerda para a direita) na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	43
Figura 14 -	Relação entre a parcial do eixo 1 do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com a parcial da frequência de caça na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo ($p=0,068$).....	44
Figura 15 -	Mapa da na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	51
Figura 16 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Dasyprocta leporina</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	54
Figura 17 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Callicebus personatus</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	55
Figura 18 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Callithrix geoffroyi</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	55
Figura 19 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Alouatta guariba</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	56
Figura 20 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Sapajus robustus</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	57
Figura 21 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Pecari tajacu</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	57
Figura 22 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Tayassu pecari</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	58
Figura 23 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Guerlinguetus ingrami</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	59
Figura 24 -	Modelo de detecção selecionado para <i>Euphractus sexcinctus</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	59

Figura 25 - Modelo de detecção selecionado para <i>Dasyopus novemcinctus</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	60
Figura 26 - Modelo de detecção selecionado para <i>Tapirus terrestres</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.	61
Figura 27 - Modelo de detecção selecionado para <i>Nasua nasua</i> na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	61
Figura 28 - Análise dos principais componentes (PCA) para verificar quais covariáveis estão correlacionadas na avaliação dos modelos de ocupação e detectabilidade de espécies de mamíferos na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	75
Figura 29 - Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Dasyprocta leporina</i> e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	77
Figura 30 - Relação entre a detectabilidade de <i>Dasyprocta leporina</i> e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	77
Figura 31 - Período de atividade de <i>Dasyprocta leporina</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	78
Figura 32 - Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Pecari tajacu</i> e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	79
Figura 33 - Relação entre a detectabilidade de <i>Pecari tajacu</i> e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	80
Figura 34 - Período de atividade de <i>Pecari tajacu</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	80
Figura 35 - Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Tayassu pecari</i> e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	82
Figura 36 - Relação entre a detectabilidade de <i>Tayassu pecari</i> e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale município de Linhares, Espírito Santo.....	82

Figura 37 -	Período de atividade de <i>Tayassu pecari</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	83
Figura 38 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Guerlinguetus ingrami</i> e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	84
Figura 39 -	Período de atividade de <i>Guerlinguetus ingrami</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, Estado do Espírito Santo, Brasil, município de Linhares, Espírito Santo.....	85
Figura 40 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Euphractus sexcinctus</i> e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	86
Figura 41 -	Relação entre a detectabilidade de <i>Euphractus sexcinctus</i> e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	87
Figura 42 -	Período de atividade de <i>Euphractus sexcinctus</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	87
Figura 43 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Dasybus novemcinctus</i> e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	89
Figura 44 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Dasybus novemcintus</i> e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	89
Figura 45 -	Relação entre a detectabilidade de <i>Dasybus novemcinctus</i> e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	90
Figura 46 -	Período de atividade de <i>Dasybus novemcinctus</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	90
Figura 47 -	Período de atividade de <i>Tapirus terrestris</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	91
Figura 48 -	Período de atividade de <i>Nasua nasua</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	92

Figura 49 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Puma yagouaroundi</i> e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	94
Figura 50 -	Período de atividade de <i>Puma yagouaroundi</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	94
Figura 51 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Leopardus pardalis</i> e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	96
Figura 52 -	Período de atividade de <i>Leopardus pardalis</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	96
Figura 53 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Cuniculus paca</i> e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	98
Figura 54 -	Período de atividade de <i>Cuniculus paca</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	98
Figura 55 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Sylvilagus brasiliensis</i> e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	100
Figura 56 -	Período de atividade de <i>Sylvilagus brasiliensis</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	100
Figura 57 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Tamandua tetradactyla</i> e a densidade de lianas, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	102
Figura 58 -	Relação entre a probabilidade de ocupação por <i>Tamandua tetradactyla</i> e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	102
Figura 59 -	Período de atividade de <i>Tamandua tetradactyla</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	103
Figura 60 -	Período de atividade de <i>Didelphis aurita</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	104
Figura 61 -	Modelos de detecção de (A) <i>Mazama americana</i> e (B) <i>Mazama gouazoubira</i> resultante dos dados corrigidos para indivíduos não identificados na Reserva Natural Vale, Estado do Espírito Santo, Brasil...	113

Figura 62 -	Relação entre a ocupação de Mata Atlântica por <i>Mazama americana</i> e a densidade de árvores com DAP > 50 cm, estimadas para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	115
Figura 63 -	Relação entre a ocupação da Mata Atlântica por <i>Mazama americana</i> e da distância das estradas secundárias na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Estado do Espírito Santo.....	115
Figura 64 -	Período de atividade de <i>Mazama americana</i> e <i>M. gouazoubira</i> na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Riqueza e número de fotos registradas em cada armadilha fotográfica nas diferentes regiões norte (N), sul (S) e oeste (O) e fitofisionomias na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	33
Tabela 2 -	Lista das espécies registradas e a frequência (F) de registros, de acordo com as fitofisionomias	35
Tabela 3 -	Comprimento total e comprimento percorrido em cada transecto no presente estudo na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	53
Tabela 4 -	Quantidade de observações para cada espécie registrada no presente estudo na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.....	53
Tabela 5 -	Densidade (ind/ha) e abundância das espécies com maiores registros, valores com o intervalo de confiança 95%, na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.....	62
Tabela 6 -	Espécies de mamíferos de médio e de grande porte que foram avaliadas quanto a sua ocupação, com o número de registros e sua ocupação na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Brasil.....	74
Tabela 7 -	Modelos de ocupação para <i>Dasyprocta leporina</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	76
Tabela 8 -	Modelos de ocupação para <i>Pecari tajacu</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	79
Tabela 9 -	Modelos de ocupação para <i>Tayassu pecari</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	81
Tabela 10 -	Modelos de ocupação para <i>Guerlinguetus ingrami</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	84
Tabela 11 -	Modelos de ocupação para <i>Euphractus sexcinctus</i> na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por	

	armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	86
Tabela 12 -	Modelos de ocupação para <i>Dasytus novemcinctus</i> na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	88
Tabela 13	Modelos de ocupação para <i>Tapirus terrestris</i> na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	91
Tabela 14 -	Modelos de ocupação para <i>Nasua nasua</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	92
Tabela 15 -	Modelos de ocupação para <i>Puma yagouaroundi</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	93
Tabela 16 -	Modelos de ocupação para <i>Leopardus pardalis</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	95
Tabela 17 -	Modelos de ocupação para <i>Cuniculus paca</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	97
Tabela 18 -	Modelos de ocupação para <i>Sylvilagus brasiliensis</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	99
Tabela 19 -	Modelos de ocupação para <i>Tamandua tetradactyla</i> na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	101
Tabela 20 -	Modelos de ocupação para <i>Didelphis aurita</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.....	103
Tabela 21 -	Modelos de ocupação para <i>Mazama americana</i> na Reserva Natural Vale, Brasil, estimada no período de maio de 2013 a junho 2014.....	114

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	19
1	COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE.....	29
1.1	Material e métodos.....	30
1.2	Resultados.....	33
1.3	Discussão.....	44
2	ABUNDÂNCIA E DENSIDADE DOS MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE.....	48
2.1	Material e métodos.....	50
2.2	Resultados.....	52
2.3	Discussão.....	63
3	DIFERENCIAÇÃO NA OCUPAÇÃO E PERÍODO DE ATIVIDADE DOS MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE.....	69
3.1	Material e métodos.....	70
3.2	Resultados.....	73
3.3	Discussão.....	104
4	DENSIDADE, OCUPAÇÃO E PERÍODO DE ATIVIDADE DE DUAS ESPÉCIES SIMPÁTRICAS DE VEADOS (GÊNERO: <i>MAZAMA</i>) NA MATA ATLÂNTICA, BRASIL.....	108
4.1	Material e métodos.....	109
4.2	Resultados.....	112
4.3	Discussão.....	116
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	121
	REFERÊNCIAS.....	123

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas tropicais são os mais ricos em espécies do planeta, e, ao mesmo tempo, os mais ameaçados (Myers 1988). A necessidade de novas áreas para agricultura, pecuária e extração de madeira, é o principal motivo da eliminação ou alteração da cobertura vegetal nativa, que resulta na perda das outras formas de vida, de animais, fungos e microrganismos (Whitmore 1997). Estima-se que 85% da área de florestas eliminadas no período de 1981 a 1990 sejam florestas tropicais úmidas (Whitmore 1997).

Os “hotspots” de biodiversidade são regiões designadas prioritárias para a conservação, que exibem altos índices de diversidades de espécies, endemismo e grau de ameaça simultaneamente (Myers et al. 2000). Ao todo são 34 “hotspots” reconhecidos no planeta que cobrem somente 2,3% da superfície terrestre, mas têm como endêmicos 50% de todas as espécies de plantas vasculares e 42% de todos os vertebrados conhecidos (Mittermeier et al. 2004). A Mata Atlântica é considerada como um dos cinco “hotspots” mais diversos (Mittermeier et al. 2004), sendo um conjunto complexo de ecossistemas que abriga uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil.

A Mata Atlântica reúne formações vegetais diversificadas e heterogêneas. À primeira vista, podemos distinguir três tipos de florestas, diferentes em sua composição e aspectos florísticos, mas que guardam, porém, aspectos comuns: as ombrófilas densas, com ocorrência ao longo da costa; semidecíduais e decíduais, pelo interior do Nordeste, Sudeste, Sul e partes do Centro-Oeste; e as ombrófilas mistas (Pinheirais) do Sul do Brasil. Além destas formações florestais, podemos destacar ainda os ecossistemas associados, como restingas, manguezais e campos de altitude (Joly 1991).

Com uma área original de aproximadamente 1.300.000 km² de extensão no Brasil, que corresponde a 15% do território nacional, o bioma Mata Atlântica abrange 17 estados brasileiros, se estendendo do Rio Grande do Sul ao Piauí, e abriga cerca de 61% da população brasileira (SOS Mata Atlântica e INPE, 2009). A Mata Atlântica encontra-se atualmente restrita a menos de 12% de sua cobertura florestal original (SOS Mata Atlântica e INPE, 2011) e menos de 40% da área total remanescente no bioma encontram-se inseridos em áreas oficialmente destinadas à conservação da Biodiversidade (Myers et al. 2000).

Acrescida à significativa perda de área total, a área remanescente no bioma está dividida em 245 mil fragmentos (Ribeiro et al. 2009). O tamanho médio dos remanescentes sob proteção legal é considerado relativamente pequeno (9.210 ha), e parte expressiva da área

total e do número de remanescentes encontram-se inseridos em fragmentos de pequeno tamanho, que apresentam área inferior a 5.000 ha (Gascon et al. 2000). Segundo Ribeiro et al. (2009), mais de 83% dos fragmentos remanescentes de Mata Atlântica possuem menos de 50 ha de área e apenas 0,3% são maiores que 10.000 ha.

O Estado do Espírito Santo, localizado na região Sudeste, possuía quase 90% de sua superfície coberta por Mata Atlântica, entretanto com o processo de colonização portuguesa, ocupação do território e industrialização, restou apenas 8% da cobertura florestal original (Pereira 2007; SOS Mata Atlântica 2010). A Mata Atlântica tem sido representada principalmente por fragmentos isolados localizados em propriedades privadas, sendo as áreas protegidas em geral, ecologicamente pequenas e em sua maioria, sem conectividade (Passamani et al. 2000).

Assim como para outros grupos, a distribuição da riqueza de mamíferos no mundo é bastante heterogênea (Ceballos et al. 2005), sendo os Neotrópicos a região zoogeográfica com o maior número de espécies (Cole et al. 1994) e o Brasil o país com a maior diversidade de mamíferos (Costa et al. 2005), possuindo 701 espécies (Paglia et al. 2012). Dessas 701, 298 espécies ocorrem na Mata Atlântica com 90 espécies endêmicas (Paglia et al. 2012) e 69 são consideradas ameaçadas de extinção segundo a Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) das espécies ameaçadas (Machado et al. 2008).

A perda de habitat e a fragmentação, relacionadas com o desenvolvimento econômico, são as maiores ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil (Costa et al. 2005) e provavelmente no mundo. De fato, Ceballos et al. (2005) constataram que 80% da área do planeta necessária para garantir no mínimo 10% da distribuição geográfica de todas as espécies de mamíferos já foram negativamente afetadas de alguma forma pela agricultura.

A hipótese de que a heterogeneidade de habitat determine o aumento da diversidade, desenvolvida inicialmente por MacArthur e MacArthur (1961), considera que ambientes mais heterogêneos disponibilizariam mais recursos, o que acarretaria em maior número de nichos, suportando maior diversidade de espécies do que ambientes mais simples (Bazzaz 1975). Essa relação positiva entre o aumento da heterogeneidade do habitat e o aumento da riqueza já foi registrada para várias espécies de animais. Porém, dependendo do grupo taxonômico e da escala espacial, a riqueza pode ter relação negativa com o aumento da heterogeneidade de habitat (Tews et al. 2004; González-Megias et al. 2007). A mudança na heterogeneidade de habitat também influencia a composição das assembleias de espécies (Lassau e Hochuli, 2004; Durães et al. 2005). Ambientes com níveis de heterogeneidade estrutural do habitat

variáveis apresentam diferenças nos níveis de luminosidade, temperatura e umidade (Li & Reynolds, 1994). Essas características podem determinar a ocorrência ou não de espécies, dando suporte para a reprodução, nidificação, desenvolvimento e forrageamento das diferentes espécies de animais (August 1983; Halffter 1991).

Com toda a informação existente acerca das espécies neotropicais de mamíferos de médio e grande porte ainda há muitas lacunas no nosso conhecimento (Voss e Emmons, 1996; Costa et al. 2005), principalmente quando comparado com outros grupos de vertebrados como répteis, anfíbios, aves e até pequenos mamíferos. Deste modo, estudos envolvendo distribuição e ecologia de mamíferos de médio e grande porte da região neotropical, têm importância cada vez maior, pois fornecem uma base fundamental a qualquer projeto ligado à conservação (Pardini et al. 2003; Santos 2003; Brito 2004). Existem alguns estudos ecológicos envolvendo densidade populacional e estrutura de comunidades levantados na Reserva Natural Vale, localizada no município de Linhares, Estado do Espírito Santo (Chiarello 1995; Chiarello 1999; Chiarello 2000a; Chiarello e Melo, 2002; Srbek-Araújo e Chiarello, 2013). Porém os dados envolvendo densidade podem estar defasados se consideramos que, apesar de protegida, a pressão de caça, ainda existe e de forma consistente (Chiarello 1999). Vale lembrar também que estes dados de densidade são de um período superior a 10 anos (Chiarello 1995; 1999; 2000a), período este considerado válido para avaliar o critério de declínio populacional, de acordo com a IUCN (Hilton-Taylor 2002).

Nesse sentido, o presente estudo objetivou realizar um levantamento de dados de riqueza, composição, abundância, densidade populacional, período de atividade, distribuição e uso do hábitat por espécies de mamíferos de médio e grande porte, da Reserva Natural Vale (RNV), norte do Espírito Santo. Espera-se que as informações aqui geradas possam contribuir com o incremento no conhecimento da ecologia dos mamíferos neotropicais, bem como fornecer informações desse grupo para subsidiar as políticas e ações ambientais que visem à conservação da biodiversidade.

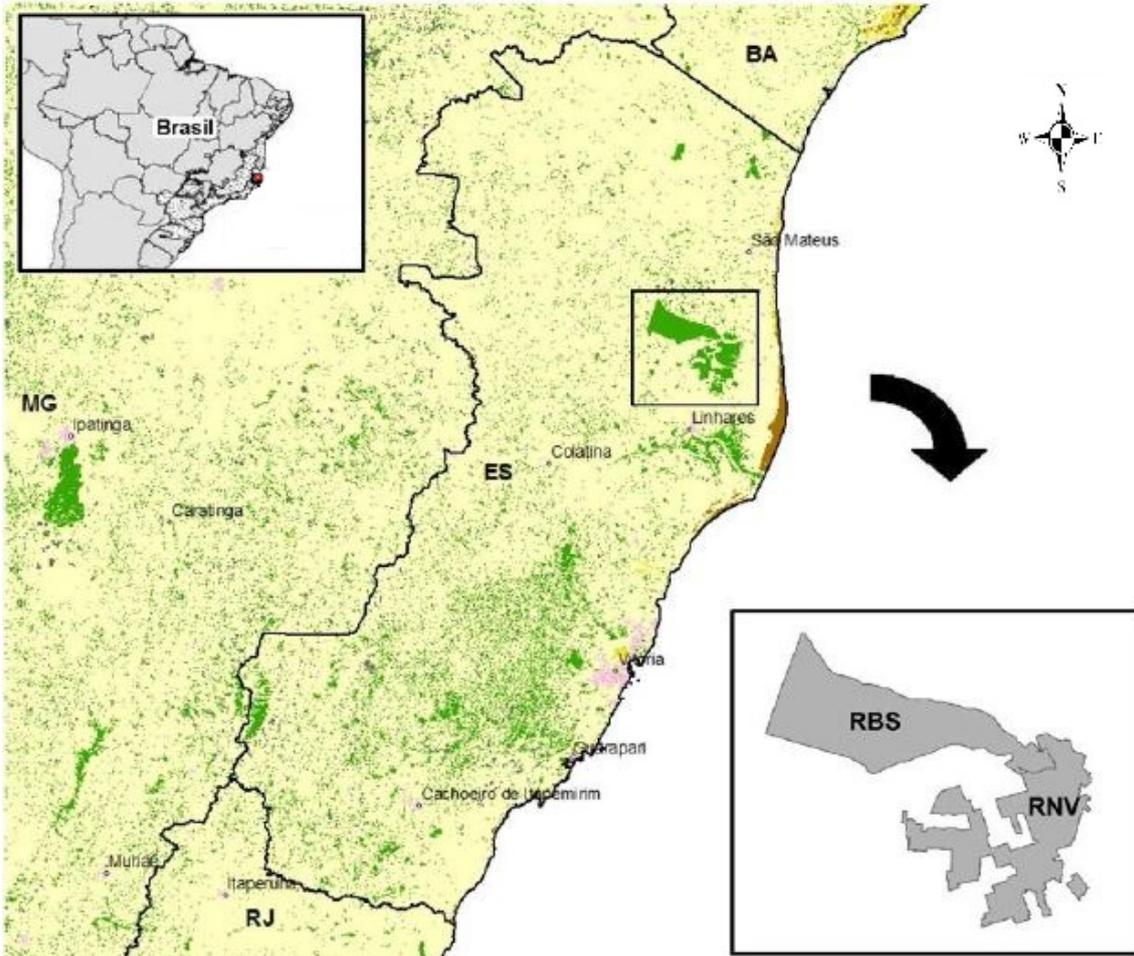
Essa dissertação está dividida em quatro capítulos. O primeiro capítulo teve como objetivo avaliar a riqueza e a composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte nas diferentes fitofisionomias da Reserva, avaliando quais e como os fatores abióticos estão estruturando a comunidade e quais espécies estão presentes em cada uma das principais fitofisionomias da RNV. O segundo capítulo avaliou o status populacional das espécies de mamíferos de médio e grande porte, avaliando a densidade, a abundância e a taxa de encontro das espécies, buscando fornecer dados para a conservação dessas espécies. O terceiro capítulo avaliou uso das diferentes fitofisionomias da RNV pelos mamíferos, tentando identificar quais

e, principalmente, como e onde os fatores bióticos e abióticos podem estar influenciando a ocupação destas espécies, buscando assim identificar possíveis padrões que expliquem a distribuição destas populações na área avaliada. O terceiro capítulo também teve como objetivo avaliar o padrão de atividade das espécies da área de estudo. Por fim, o quarto capítulo teve como objetivo avaliar a relação de simpatria entre duas espécies do gênero *Mazama* (*M. gouazoubira* e *M. americana*), avaliando modelos de partição de habitats entre as espécies e se essas duas espécies segregam no tempo e/ou no espaço.

Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na Reserva Natural Vale (RNV), uma área de 23.500 ha que pertence à companhia Vale, localizada entre os municípios de Linhares e Jaguaré (19°06' – 19°18' S e 39°45' – 40°19' W), ao norte do rio Doce no nordeste do Estado do Espírito Santo (Figura 1). A RNV é adjacente à Reserva Biológica de Sooretama (RBS; 24.250 ha) e a outras três RPPNs (Mutum Preto; Recanto das Antas e Fazenda Cúpidos e Refúgio). Juntas estas reservas formam um bloco contínuo de vegetação nativa (bloco Linhares / Sooretama), interceptado pela Rodovia BR-101, e representam quase 10% da área com cobertura florestal remanescente no Espírito Santo (SOS Mata Atlântica e INPE, 2011).

Figura 1 - Mapa do status de fragmentação do estado do Espírito Santo, demonstrando o formato da Reserva Natural Vale todo recordado conectado a Reserva Biológica de Sooretama que é bloco contínuo.



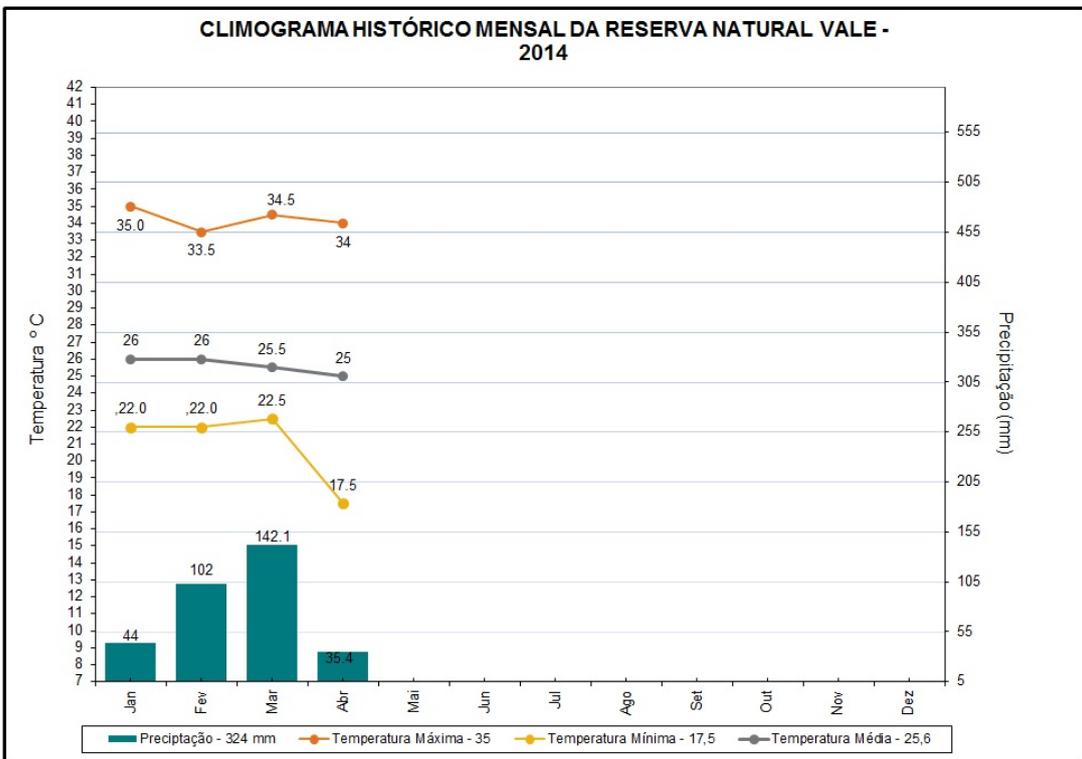
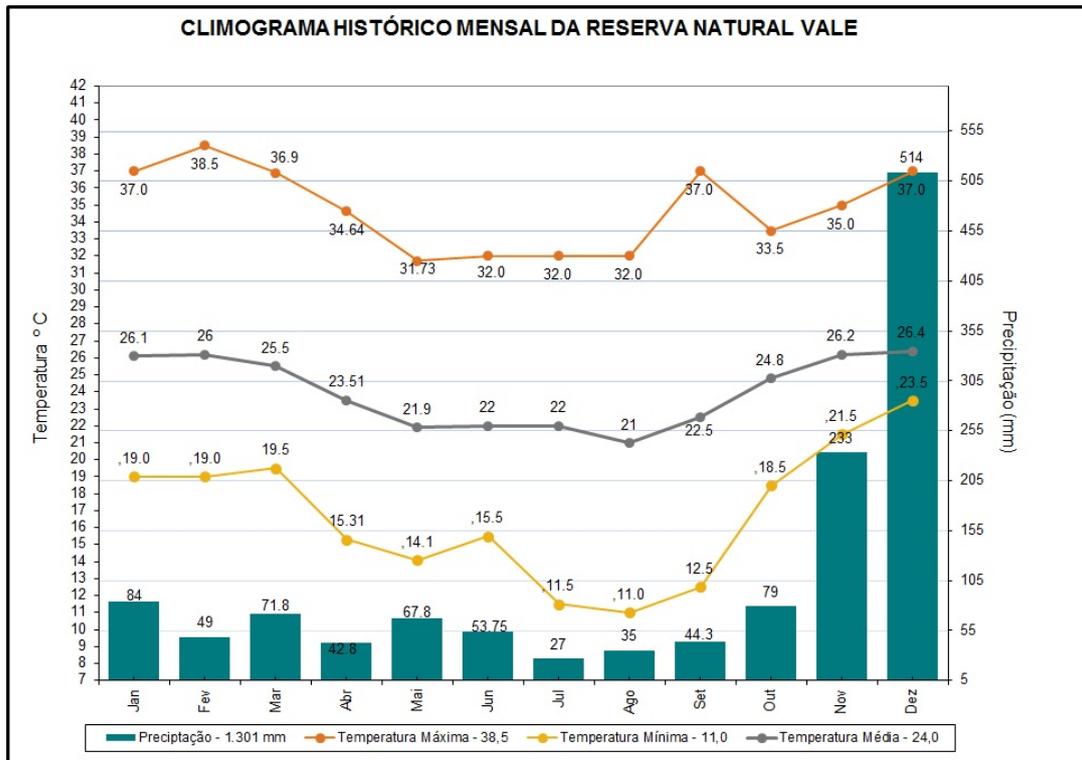
Fonte: O autor, 2014.

A RNV foi formada a partir de um processo gradativo de aquisição de terras, iniciado em 1955, quando a Vale deu início ao processo de aquisição das primeiras propriedades na região (Figura 1). O objetivo inicial da empresa era a produção de dormentes para abastecimento da Estrada de Ferro Vitória-Minas (Jesus e Rolim, 2005). No final da década de 1950, aproximadamente 60% da área atual já se encontrava em posse da empresa, tendo sido realizadas aquisições posteriores, que deram sequência ao processo de expansão da RNV. Felizmente, os resultados iniciais do manejo de uma pequena área, realizado na década de 1960, revelaram que o projeto para utilização dos recursos madeireiros não seria viável economicamente e a floresta foi mantida como reserva pela Vale (Jesus e Rolim, 2005). A RNV atingiu os limites atuais em 1973, estando composta por um bloco principal (aproximadamente 98,1% da área total) e uma pequena área adjacente (fragmento

complementar localizado a sudoeste do bloco principal, denominado Reserva das Ibiribas) apresentando contorno não regular (recortado), resultante da fusão de 103 propriedades. Em 1978 foram iniciadas ações para proteção da área (manutenção de cercas e aceiros, prevenção e combate a incêndios, combate à retirada de madeira, combate à caça, etc.), denominadas Proteção Ecológica, e a RNV foi instituída oficialmente como uma área destinada à conservação da biodiversidade. Em 1998, após a ocorrência de um grande incêndio que atingiu a RBS, as atividades de proteção realizadas na RNV passaram a ser realizadas também na reserva vizinha.

O clima da RNV é do tipo tropical quente e úmido (Aw) de acordo com a classificação de Köppen, com estação chuvosa no verão e seca no inverno (Jesus e Rolim, 2005). A temperatura média anual é de 23° C, com precipitações anuais em torno de 1300 mm (RNV, 2014) (Figura 2).

Figura 2 - Climogramas mensais da Reserva Natural Vale, localizada em Linhares, Espírito Santo, demonstrativos do período de realização do presente estudo.



Fonte: O autor, 2014.

A RNV apresenta relevo relativamente plano, com uma sequência de colinas tabulares, apresentando altitudes entre 28 e 65 m (Jesus e Rolim, 2005). A hidrografia na reserva é composta por uma rede de drenagens de córregos tributários do rio Barra Seca e Pau Atravessado, onde o principal deles para a Reserva é o córrego João Pedro (Jesus e Rolim, 2005).

A RNV, de acordo com o Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE, 1993), está localizada nos domínios da Floresta Ombrófila Densa, mas de acordo com Jesus e Rolim (2005) seria classificada como Floresta Estacional Perenifólia. A reserva é composta por um mosaico de habitats formado por quatro tipos principais de fitofisionomias (adaptado de Jesus, 1987 e Peixoto e Gentry, 1990): Mata de Tabuleiro propriamente dita (mata sempre verde, com dois ou mais estratos superiores e alta ocorrência de lianas e epífitas – aproximadamente 68% da área total), Ecótono (vegetação associada a corpos d'água, com aparência mista, apresentando árvores esparsas e predomínio de palmeiras – cerca de 4% da área da Reserva), Mussununga (vegetação arbórea sobre solos arenosos, sendo fisionicamente semelhante a uma área em estágio inicial ou médio de regeneração – aproximadamente 8% da RNV) e Campo Nativo (campos arenosos abertos com vegetação herbácea, surgindo como enclaves na floresta em áreas que constituíam lagoas em períodos geológicos anteriores – cerca de 6% da área). Além destas formações, cerca de 8% da área total da RNV é ocupada por áreas alagadas (brejos) e corpos d'água (Figura 3). A aparência de cada uma das quatro principais fitofisionomias da reserva está exemplificada na Figura 4.

Figura 4 - Fitofisionomias presentes na Reserva Natural Vale



Legenda: A – Mata de Tabuleiro; B – Mata de Mussununga; C – Transição Mussununga – Campo Nativo; D – Campo Nativo.

Fonte: O autor, 2015.

1 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Considerando as espécies de mamíferos formalmente descritas até o momento, ao menos 701 espécies nativas ocorrem em território brasileiro, as quais estão distribuídas em 12 ordens, sendo elas: 55 Didelphimorphia, oito Pilosa, 11 Cingulata, 174 Chiroptera, 118 Primates, 33 Carnivora, 45 Cetacea, duas Sirenia, uma Perissodactyla, 10 Artiodactyla, 234 Rodentia e uma Lagomorpha (Paglia et al. 2012). Estes números representam aproximadamente 13% da mastofauna existente no mundo e fazem com que o Brasil seja, possivelmente, o país mais diverso do planeta para a classe dos mamíferos (De Vivo 1998; Schipper et al. 2008). Das 701 espécies de mamíferos de ocorrência conhecida no Brasil, 298 ocorrem na Mata Atlântica com 90 sendo endêmicas deste bioma (Paglia et al. 2012). O estado do Espírito Santo possui 138 espécies com ocorrência confirmada segundo a última revisão feita por Moreira et al. (2008) e atualmente, esse número é provavelmente maior se levarmos em conta que uma média de 2,2 novas espécies de mamíferos foram descritas no país semestralmente nos últimos 20 anos (Paglia et al. 2012).

O termo "mamíferos de médio e grande porte" não constitui uma definição de entidade taxonômica ou ecológica clara e geralmente é utilizado para designar comunidades de espécies de mamíferos que apresentam determinado peso corporal mínimo quando adultos, cujo critério varia conforme o autor. Para Hayward e Phillipson (1979), os mamíferos de pequeno porte são aqueles que não ultrapassam 5 kg quando adultos. Desta forma, somente os animais que estão acima de 5 kg podem ser considerados de médio ou de grande porte. Porém, essa classificação não parece muito apropriada para florestas neotropicais, uma vez que metodologias empregadas para estudar mamíferos de médio e grande porte acabam incluindo muitas espécies consideradas de pequeno porte (e.g. espécies de gambá, *Didelphis*, de esquilo, *Guerlinguetus*, de macaco-prego, *Sapajus*, etc.). Nos últimos anos, parece haver uma tendência, por parte dos mastozoólogos da região neotropical, em considerar como de médio e grande porte os mamíferos que apresentam massa acima de 1 kg quando adultos. Neste sentido, Chiarello (1999; 2000a), utilizando metodologias para o estudo de mamíferos de médios e de grande porte, incluiu arbitrariamente em seu trabalho todas as espécies com massa acima de 1 kg. A mesma classificação foi adotada nos estudos de Prado et al. (2008) e Rocha e Silva (2009).

Existem diferentes fatores, tanto abióticos quanto bióticos que podem determinar a composição e abundância das comunidades dos diferentes táxons. São exemplos desses fatores: o histórico das comunidades (Connor e Simberloff, 1979; Pianka 1971), os efeitos indiretos da latitude e altitude (Schall e Pianka, 1978), a predação (Azevedo-Ramos et al. 1999), o parasitismo (Pianka 1994), a competição (Begon et al. 2006), a heterogeneidade espacial (Pianka 1971, 1994; MacArthur 1984; Downes et al. 1998), a abundância de alimento (Lacher e Mares, 1986), os fatores edáficos (Tuomisto et al. 1995), fatores climáticos e a antropização (Peres 2000), dentre outros. Contudo, localmente, em cada comunidade alguns fatores podem atuar através de outros (e.g. Bergallo e Magnusson, 1999).

Um dos primeiros passos para a conservação e uso racional de um ecossistema é avaliar a estrutura e a composição das comunidades em uma dada área (Santos 2003). Estudos que elucidem a influência da heterogeneidade de habitats sobre as comunidades de mamíferos e como as diferentes espécies utilizam estes habitats, são essenciais para o entendimento da biologia e ecologia das espécies de mamíferos, para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação de comunidades (Wilson et al. 1996) e para o planejamento de futuros estudos (Trolle 2003). Com isso, este estudo teve por objetivo avaliar a composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte e analisar como a comunidade estaria estruturada nas diferentes fitofisionomias da RNV.

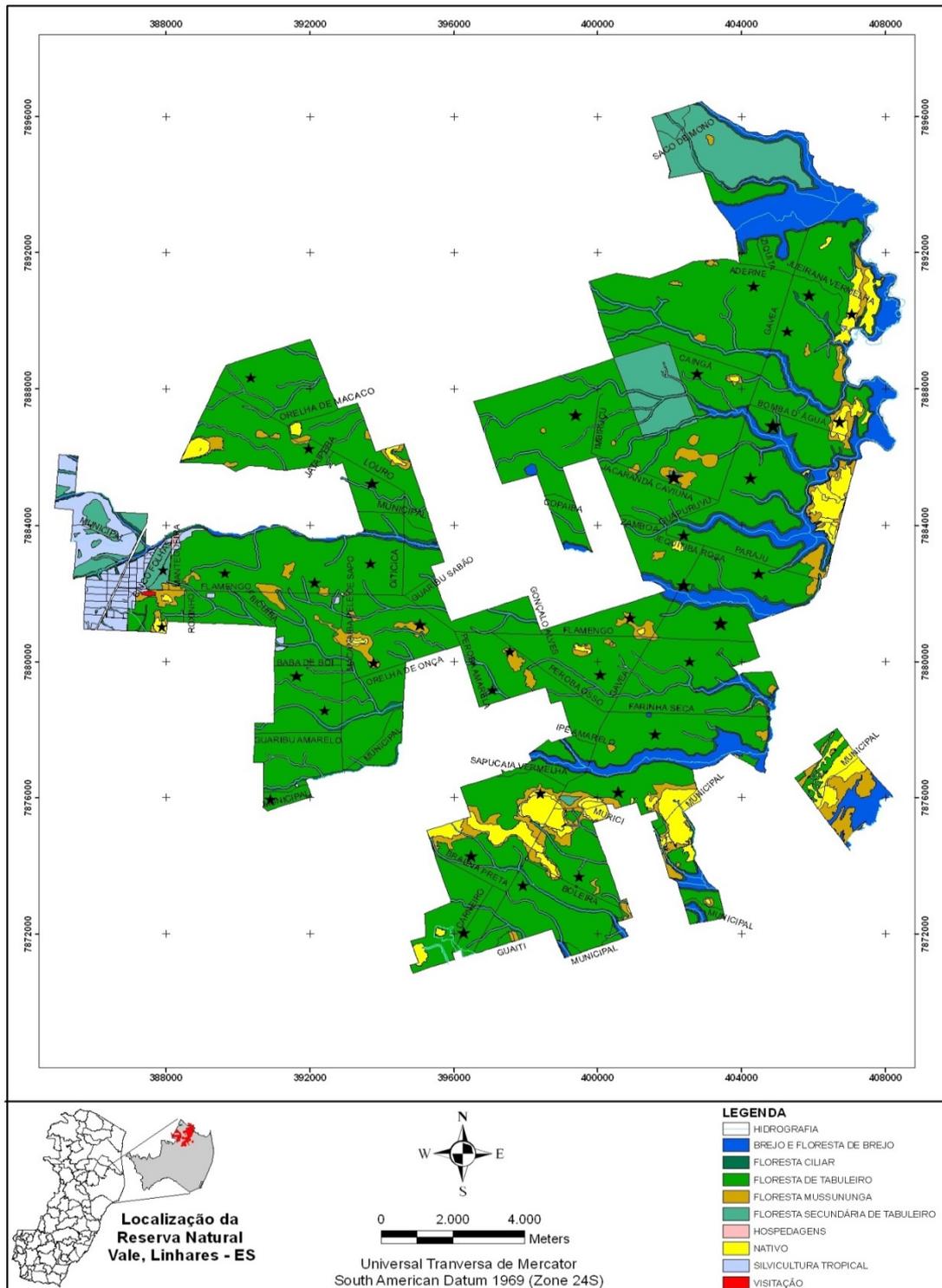
1.1 Material e métodos

Para avaliar a estrutura e a composição da comunidade dos mamíferos de médio e grande porte na RNV foram selecionados 39 pontos de amostragem com armadilha fotográfica de forma aleatória, incluindo todas as quatro principais fitofisionomias da RNV (i.e. Floresta de Tabuleiro, Ecótono, Mussununga e Campo nativo). Para realizar essa aleatorização, o mapa da reserva foi subdividido em grades de 1 km² cada, e desses, 39 delas foram selecionados (Figura 5). Em cada ponto de amostragem, foi instalada uma armadilha fotográfica Bushnell® com sensor infravermelho com função realização de fotos com três disparos seguidos, com intervalos de 10s entre cada seção de disparo. Os pontos de amostragem estavam dispostos com uma distância mínima de 1 km para preservar a independência das amostras.

Todas as armadilhas foram verificadas em intervalos de 20-25 dias para obtenção de imagens realizadas e para a manutenção das mesmas durante a pesquisa. As armadilhas fotográficas foram programadas para operar durante 24 h/d. Os pontos foram amostrados no

período de maio de 2013 a junho de 2014. O esforço amostral das armadilhas foi equivalente ao total de dias de funcionamento, calculado com os minutos e as horas registradas da primeira à última fotografia (câmeras-dias).

Figura 5 - Mapa da Reserva Natural Vale, com a distribuição das armadilhas fotográficas representadas por estrelas.



Fonte: O autor, 2014.

Para avaliar como a comunidade de mamíferos de médio e grande porte estava estruturada, foram consideradas três variáveis: a distância média do recurso hídrico mais próximo (em m), a incidência de caça na RNV e a fitofisionomia. A distância média do recurso hídrico foi calculada através do mapa da RNV no programa de Sistema de informação geográfica (SIG) ArcGIS® 9.0 (Wong e Lee, 2005). A incidência de caça na RNV foi estimada de duas formas: (1) dados do presente estudo através de quantificação do número de caçadores registrados nas armadilhas fotográficas, e (2) através do banco de dados georeferenciados de 10 anos de monitoramento da caça na RNV pela vigilância da reserva (Fonte: Reserva Natural Vale). A partir desse histórico de registros de caça fornecido pela RNV, foi calculado um índice de densidade de caça (registros de caça por km²) em cada grade onde havia sido instalada uma armadilha fotográfica, obtendo-se assim uma estimativa da pressão total de caça em cada grade.

A riqueza observada e estimada, de todas as espécies registradas, foi representada pela curva de rarefação. A curva da riqueza esperada corresponde à riqueza de cada amostra calculada por um dos estimadores (Bootstrap, Chao 1 e 2, Jackknife 1 e 2). O modelo com os estimadores, foi feito com 1000 aleatorizações e calculado no software EstimateS® 8.2.0 (Colwell e Coddington, 1994). Para manter independência entre as fotos processadas em cada armadilha fotográfica, foi considerada a frequência de indivíduos de cada espécie com intervalos de 1 hora de diferença.

Os dados de composição e abundância obtidos a partir das armadilhas fotográficas (pontos de amostragem) foram ordenadas pelo Escalonamento Multidimensional Não Híbrido (NMDS), quanto a sua similaridade na composição e frequência de registros das espécies usando o índice de Bray-Curtis. Essa análise teve como objetivo analisar a existência de algum padrão na ordenação da comunidade. Testamos se havia uma diferença na riqueza entre fitofisionomias através de uma análise de variância (ANOVA) utilizando os resíduos obtidos por uma regressão simples entre riqueza e número de registros por armadilha fotográfica. A regressão simples foi realizada para retirar o efeito do número de registros na riqueza de espécies por fitofisionomia. Também testamos o efeito das variáveis em termos da estruturação da comunidade (distância média do recurso hídrico mais próximo e da incidência de caça), através de regressão múltipla com um único eixo do NMDS. A distância média do recurso hídrico foi utilizada então para a representação gráfica da ordenação da comunidade de mamíferos de médio e de grande porte, no programa COMUNIDATA 1.6. Esses eixos representam os escores de similaridade da frequência de registro e composição das espécies

entre as áreas, reduzidas em um plano bidimensional (Gauch 1982). As análises foram realizadas no programa Systat® 11.0.

1.2 Resultados

Os registros obtidos nas 39 armadilhas fotográficas resultaram em um total de 7.020 dias de monitoramento. Foram observadas 23245 fotos de 26 espécies de mamíferos de médio e grande porte. Uma maior riqueza e frequência de registros ocorreu nas armadilhas estabelecidas na região norte da RNV (Tabela 1). Foram registradas oito espécies ameaçadas de extinção e sete espécies endêmicas para a Mata Atlântica. Os valores da frequência de registros fotográficos por espécie estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 1 - Riqueza e número de fotos registradas em cada armadilha fotográfica (AF) nas diferentes regiões norte (N), sul (S) e oeste (O) e fitofisionomias na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo. (continua)

Armadilha Fotográfica	Região	Fitofisionomia	Riqueza	Nº Fotos
AF4	N	Tabuleiro	21	2769
AF13	N	Tabuleiro	22	2572
AF29	N	Tabuleiro	19	2395
AF23	N	Tabuleiro	21	2285
AF24	N	Tabuleiro	21	1912
AF15	N	Tabuleiro	18	1903
AF38	N	Tabuleiro	18	1864
AF34	N	Tabuleiro	18	1808
AF14	N	Tabuleiro	18	1654
AF12	N	Ecótono	15	1649
AF27	N	Tabuleiro	16	1614
AF20	N	Ecótono	16	1547
AF26	N	Tabuleiro	16	1546
AF18	N	Mussununga	15	1519
AF9	N	Tabuleiro	17	1350
AF35	N	Ecótono	16	1340
AF16	N	Campo nativo	8	1306

Tabela 1 - Riqueza e número de fotos registradas em cada armadilha fotográfica (AF) nas diferentes regiões norte (N), sul (S) e oeste (O) e fitofisionomias na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo. (conclusão).

Armadilha Fotográfica	Região	Fitofisionomia	Riqueza	Nº Fotos
AF17	O	Tabuleiro	17	1064
AF36	S	Tabuleiro	16	1225
AF5	O	Tabuleiro	14	1095
AF33	S	Tabuleiro	17	1091
AF28	S	Tabuleiro	17	1046
AF3	S	Tabuleiro	14	900
AF19	O	Ecótono	12	874
AF37	O	Tabuleiro	13	861
AF25	S	Mussununga	9	845
AF2	O	Ecótono	13	614
AF31	O	Tabuleiro	13	614
AF39	O	Tabuleiro	16	595
AF22	S	Mussununga	11	568
AF1	S	Mussununga	9	496
AF6	O	Tabuleiro	14	482
AF10	O	Tabuleiro	14	476
AF21	O	Tabuleiro	12	415
AF7	O	Tabuleiro	13	377
AF30	S	Ecótono	11	341
AF8	S	Ecótono	13	333
AF32	S	Campo nativo	8	261
AF11	S	Campo nativo	8	251

Tabela 2 - Lista das espécies registradas e a frequência (F) de registros fotográficos, de acordo com as fitofisionomias.

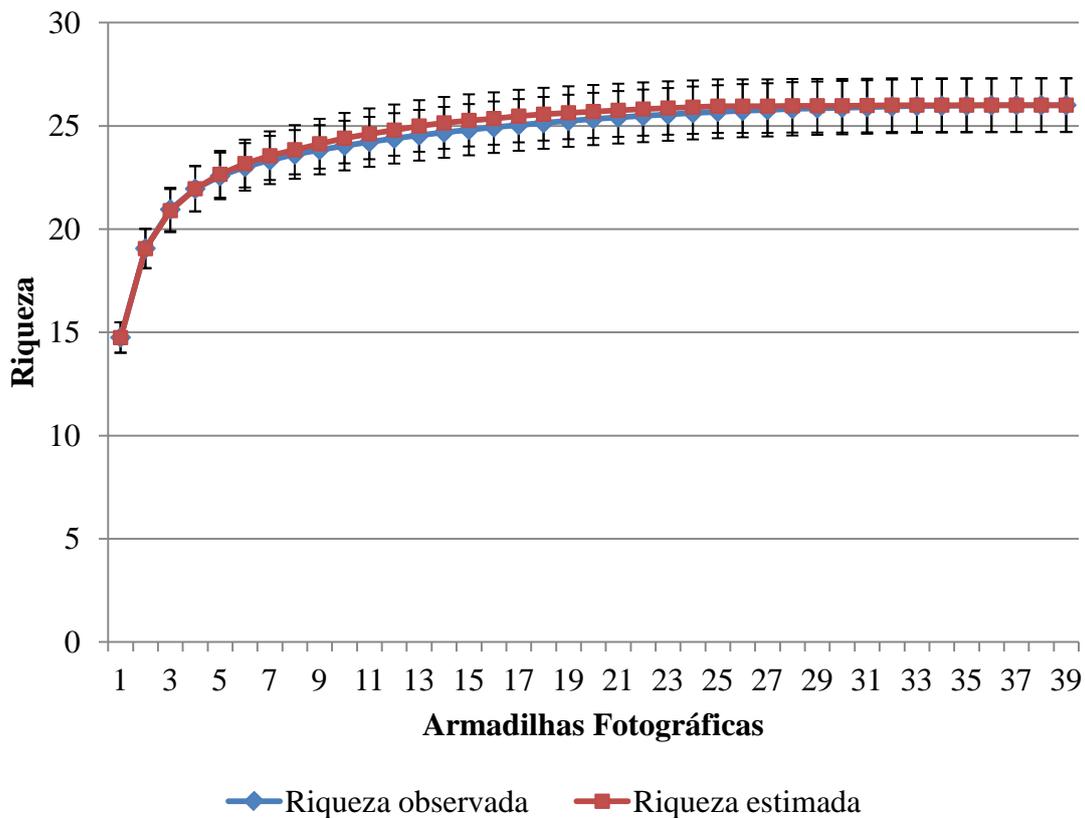
Espécie	Categoria	F	Região	Fitofisionomia
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826) ¹	-	153	S;N;O	Ta; Mus; Ec
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	-	4956	S;N;O	Ta; Mus; Ec
<i>Chaetomys subspinosus</i> (Olfers, 1818) ¹	VU ^{IUCN; BR;}	3	N	Mus, Es
<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)		12	N	Mus; Ec
<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901) ¹		780	S;N;O	Ta; Ec
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)		3463	S;N;O	Ta; Ec
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)		312	S;N;O	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Dasybus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758		1544	S;N;O	Ta; Ec
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)		324	S;N;O	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)		116	S;N;O	Mus; Ec
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825		2	N	Ta
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812) ¹	CR ^{IUCN; BR}	218	S;N	Ta
<i>Sapajus robustus</i> (Kuhl, 1820) ¹	EN ^{IUCN; BR; ES}	1196	S;N;O	Ta; Ec
<i>Callithrix geoffroyi</i> (Humboldt, 1812) ¹		1053	S;N;O	Ta; Mus; Ec
<i>Callicebus personatus</i> (É. Geoffroy, 1812) ¹	VU ^{IUCN; BR; ES}	729	S;N	Ta
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)		891	S;N;O	Ta; Ec
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)		1380	S;N;O	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Tayassu pecari</i> Link, 1814	VU ^{IUCN; BR;} EN ^{ES}	2527	S;N	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Pecari tajacu</i> Linnaeus, 1758		2219	S;N;O	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Tapirus terrestris</i> Linnaeus, 1758	VU ^{IUCN; BR}	6548	S;N;O	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)		105	S;N;O	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Canis lupus familiaris</i> Linnaeus, 1758*		26	O	Ta; Mus
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	VU ^{BR; ES}	481	S;N;O	Ta; Ec
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	VU ^{BR; ES}	3	N	Ta
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)		294	S;N;O	Ta; Mus; Ec; Ca
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1782)		158	N	Ta
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)		5214	S;N;O	Ta; Mus; Ec

Legenda: Mus: Mussununga; Ca: Campo Nativo; Ta: Tabuleiro; Ec: Ecótono) e as regiões norte (N), sul (S) e oeste (O) da Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo. Categorias de ameaça de extinção: Em Perigo (EN), Vulnerável (VU) e Criticamente Em Perigo (CR) de acordo com a lista da IUCN 2012; a lista Nacional (BR) Machado et al. 2008 e a lista de espécies ameaçadas do Espírito Santo (ES) Chiarello et al. 2007.

Nota: *espécie exótica; ¹espécies endêmicas da Mata Atlântica.

Na curva de rarefação das espécies em geral, o estimador de riqueza Chao 1 foi que apresentou menor desvio padrão (DP=0,56) em relação a riqueza observada e estimou uma média máxima de 26 espécies (Figura 6), o que foi o mesmo valor da riqueza observada. Os outros estimadores de riqueza (Jackknife 1 e Bootstrap) também estimaram uma média máxima próxima ao valor de riqueza observada 27 e 26, respectivamente.

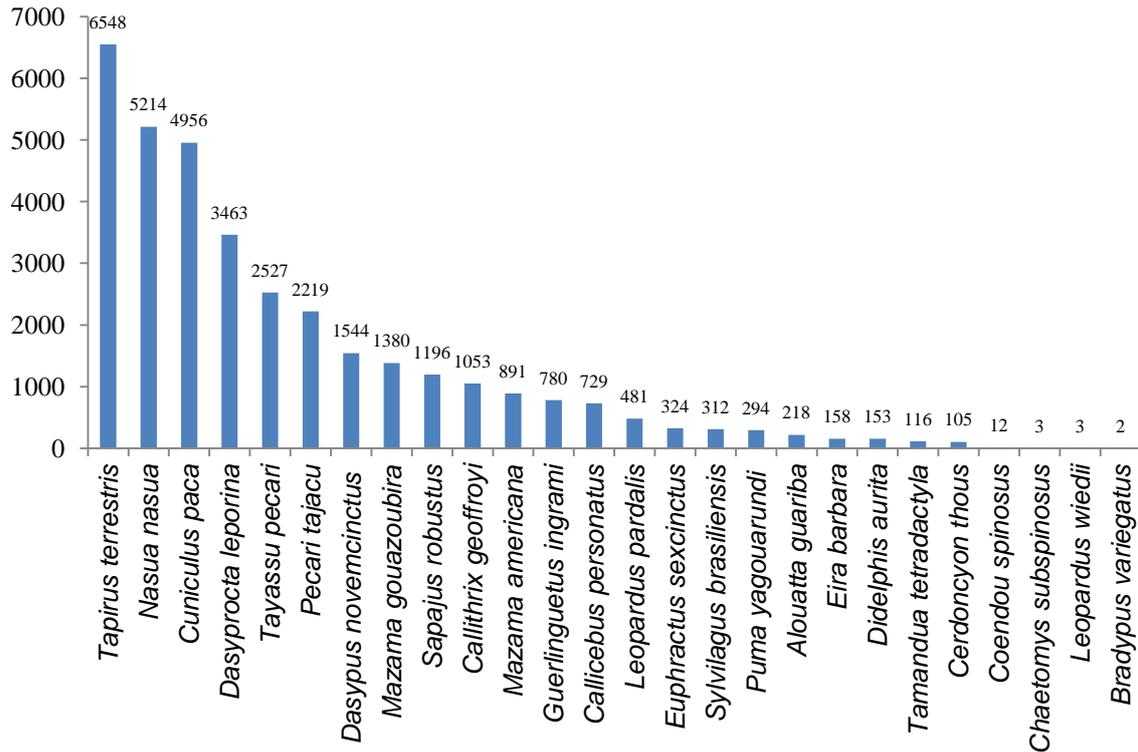
Figura 6 - Curva de rarefação das espécies de mamíferos de médio e grande porte de acordo com os registros obtidos a partir das armadilhas fotográficas (amostras) na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Nota: A riqueza foi melhor estimada pelo estimador Chao 1 (riqueza esperada).

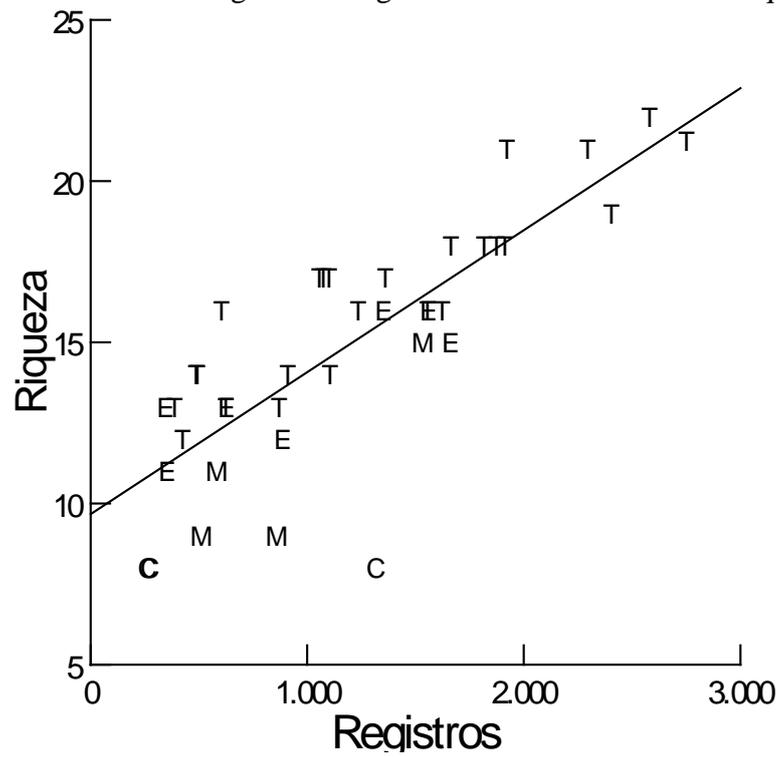
As espécies mais frequentes (Figura 7) foram *Tapirus terrestris* (6543), *Nasua nasua* (5214), *Cuniculus paca* (4956) e *Dasyprocta leporina* (3463). As espécies menos frequentes foram *Chaetomys subspinosus* (3), *Leopardus wiedii* (3) e *Bradypus variegatus* (2).

Figura 7 - Distribuição da frequência das espécies de mamíferos de médio e de grande porte registrados na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



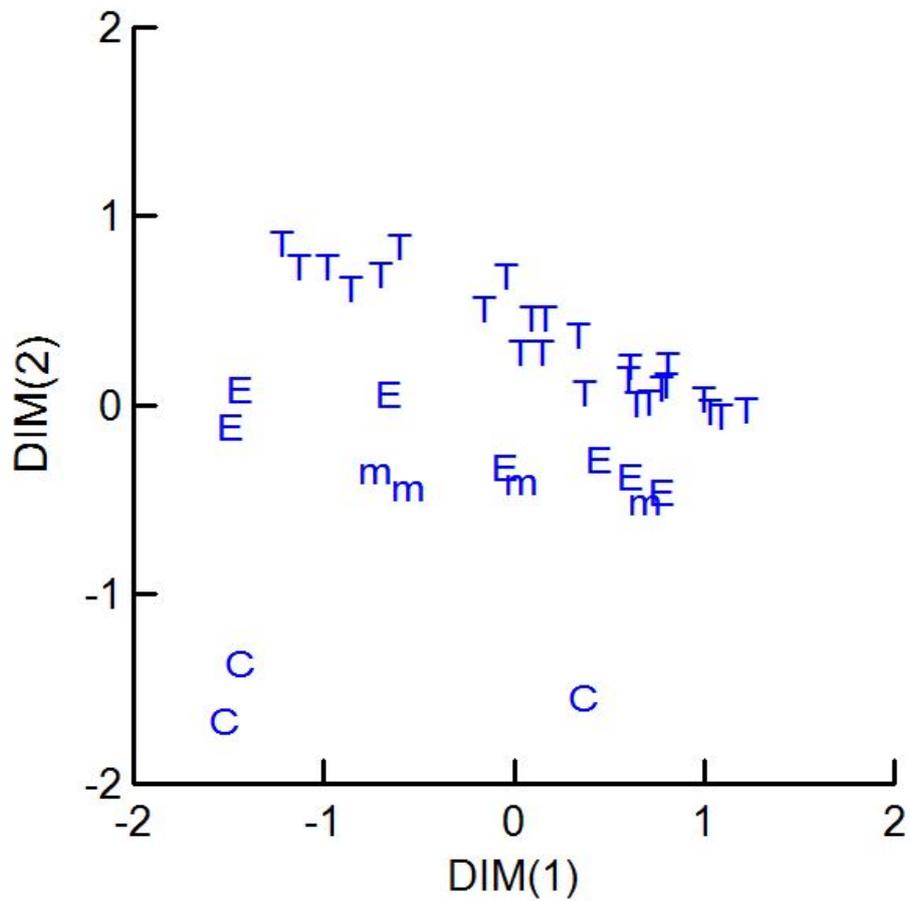
Foram registrados comparativamente mais indivíduos na região norte (11.033), do que nas regiões sul (6.589) e oeste (5.623) (ANOVA, $F=45,344$, $p<0,001$), e consequentemente, a riqueza acompanhou essa tendência ($r^2=0,812$; $F=71,519$; $p<0,001$; Figura 8). A riqueza de espécies também foi maior na região norte da RNV com um total de 22 espécies quando comparada com as regiões sul e oeste com total de 17 espécies (Tabela 1). O gráfico do NMDS mostrou que a composição e a abundância das espécies da comunidade de mamíferos de médio e grande porte diferenciaram entre as fitofisionomias da RNV (Figura 9), sendo que as fitofisionomias florestais da RNV (Tabuleiro e Ecótono) apresentaram uma maior riqueza de espécies (ANOVA, $F=16,02$, $p<0,001$; Figura 10) com relação às áreas não florestadas ou aquelas com vegetação arbustiva (Mussununga e Campo Nativo).

Figura 8 – Relação entre número de registros fotográficos de cada câmera e a riqueza.



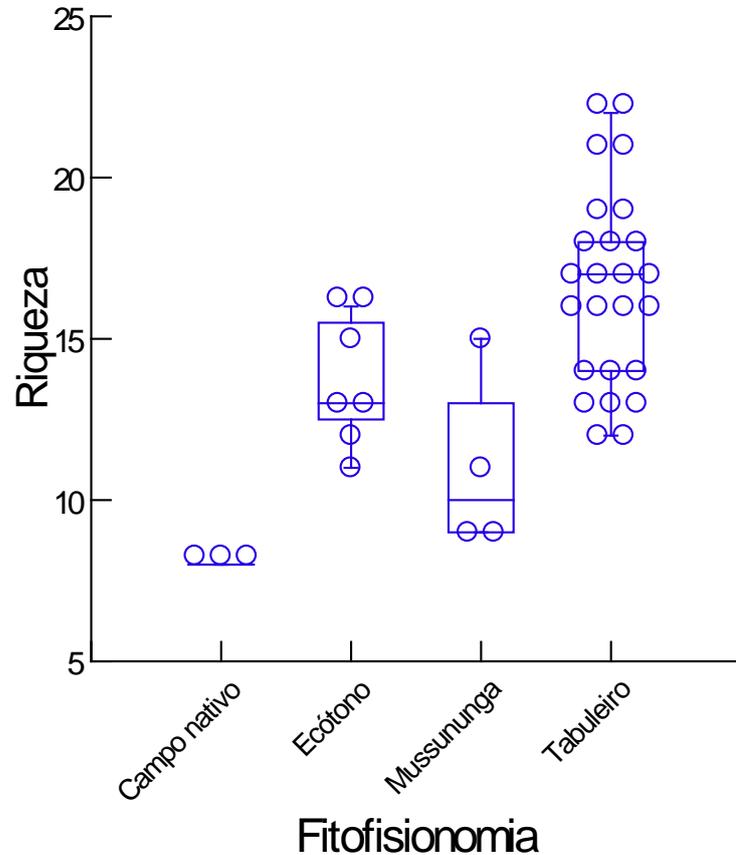
Legenda: As letras correspondem às fitofisionomias presentes na Reserva Natural Vale [Tabuleiro (T), Ecótono (E), Mussununga (M) ou Campo Nativo (C)], em que se encontravam as armadilhas fotográficas na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.

Figura 9 - Escalonamento Multidimensional (MDS) da matriz de distância Bray-Curtis entre a frequência de registros de mamíferos registrados em cada armadilha fotográfica.



Legenda: No gráfico os pontos foram identificados de acordo com as fitofisionomias da Reserva Natural Vale (Município de Linhares, Espírito Santo), onde estavam localizadas as armadilhas, Floresta de Tabuleiro (T), Ecótono (E), Mussununga (m) e Campo Nativo (C).

Figura 10 - Riqueza de espécies registradas em cada fitofisionomia presente na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo (ANOVA, $F=16,02$, $p<0,001$).



A distância do recurso hídrico estava positivamente relacionada com a composição de mamíferos ordenada pelo primeiro eixo do NMDS ($R^2=0,75$; $p<0,001$; Figuras 11, 12 e 13) e a quantidade de registros de caça no presente estudo teve um efeito marginalmente negativo na frequência de registros nas regiões oeste e sul (Figura 14), onde apresentaram uma maior incidência de caça. Também foi registrada uma maior incidência de caça nos últimos 10 anos para as regiões sul e oeste.

Figura 11 - Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) da matriz de distância Bray-Curtis entre a frequência de registros de mamíferos registrados em cada armadilha fotográfica com a distância média do recurso hídrico na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

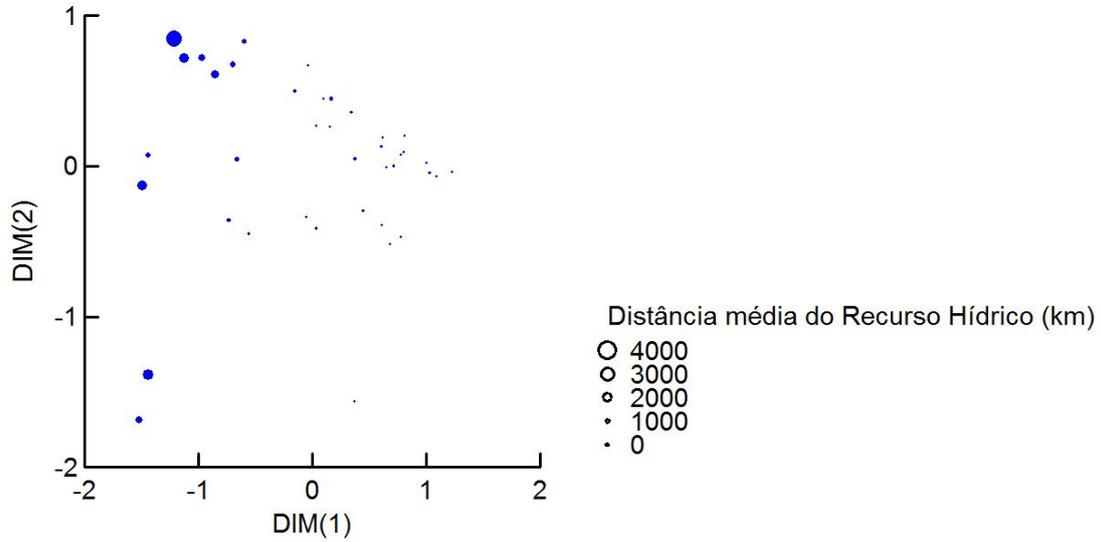


Figura 12 - Relação entre a parcial do eixo 1 do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com a parcial da distância média do recurso hídrico na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo ($R^2=0,75$; $p<0,001$).

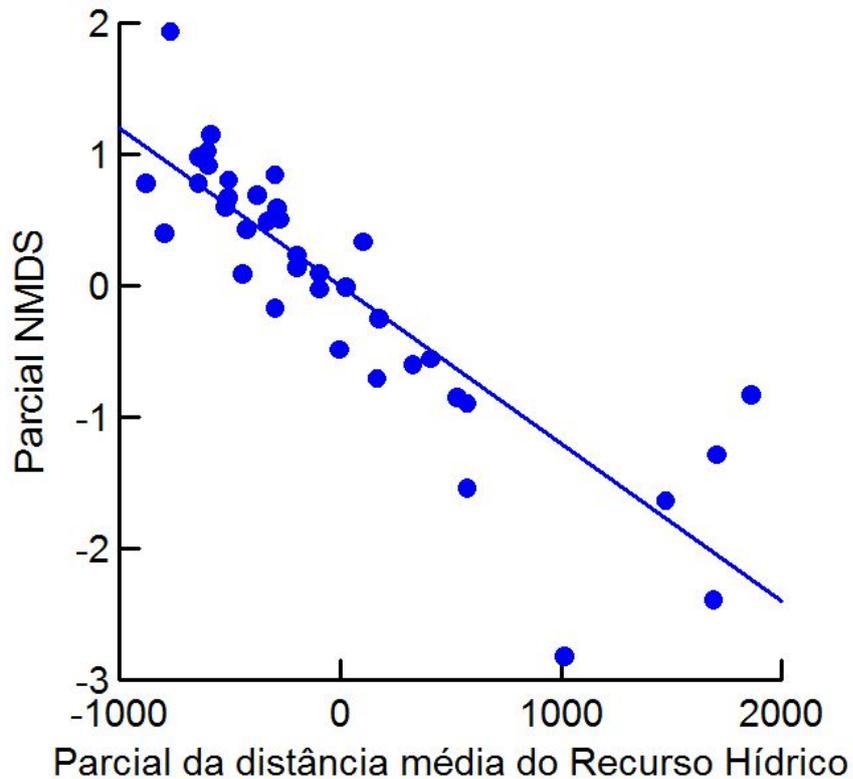


Figura 13 - Distribuição da abundância de mamíferos de médio e grande porte em relação ao primeiro eixo do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) que foi representado pela distância média do recurso hídrico (ordem decrescente da esquerda para a direita) na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

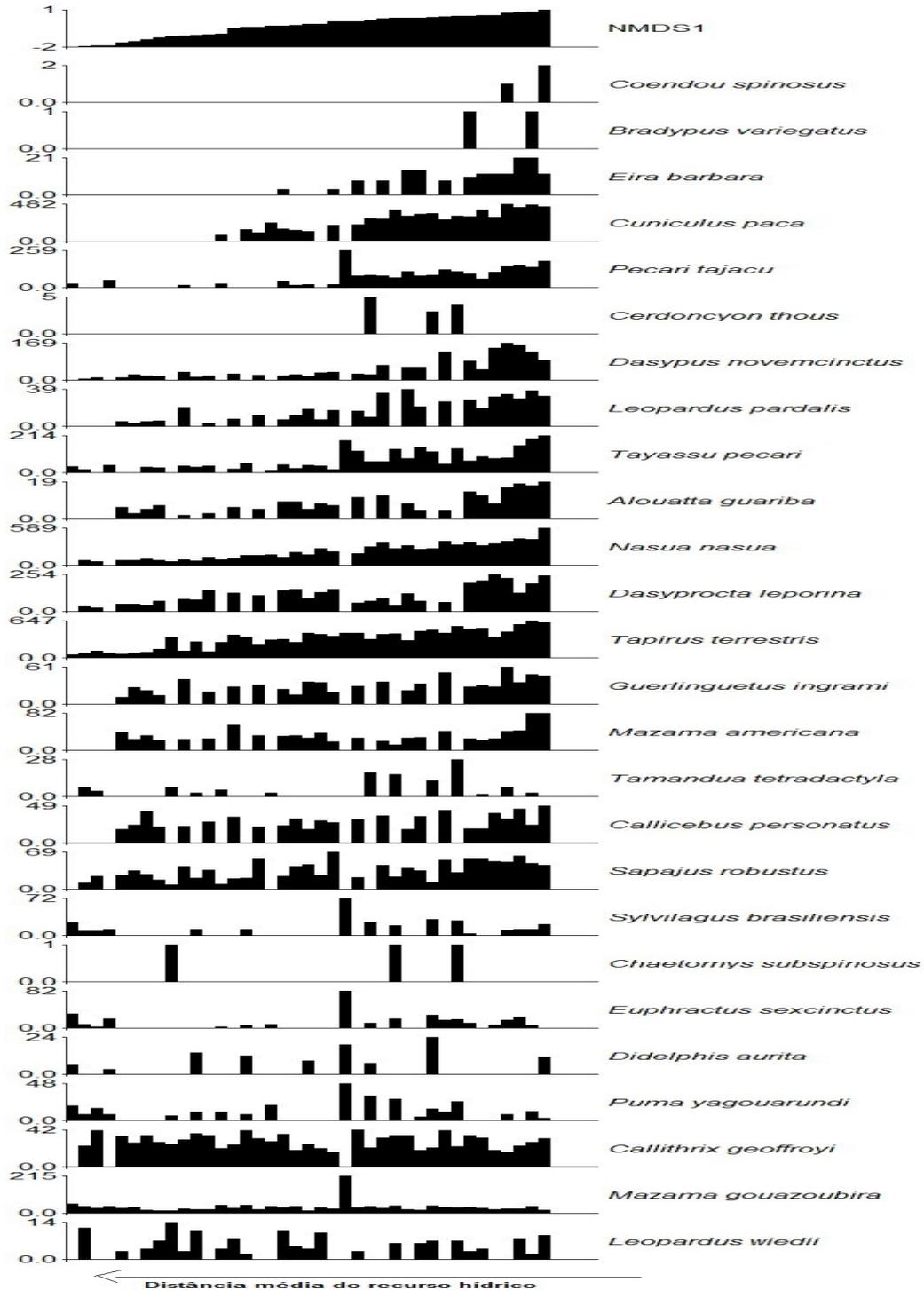
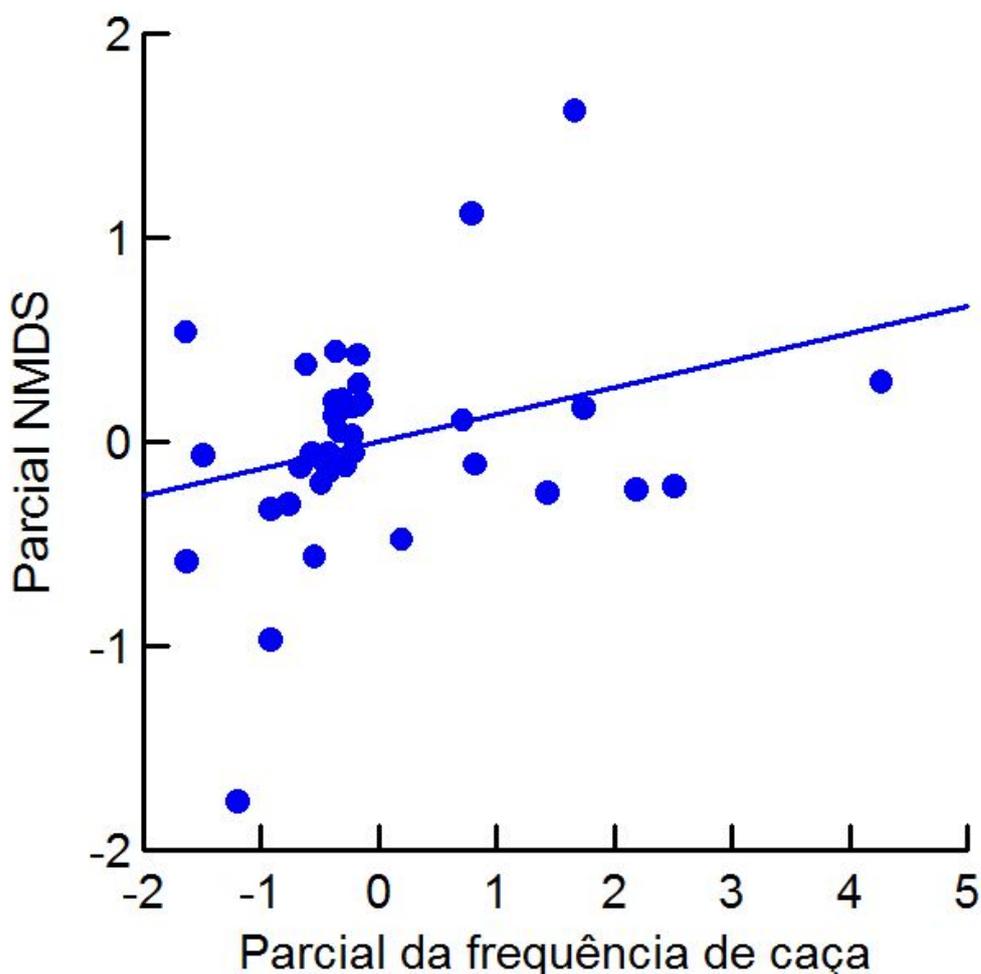


Figura 14 - Relação entre a parcial do eixo 1 do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com a parcial da frequência de caça na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo ($p=0,068$).



1.3 Discussão

A riqueza total observada nesse estudo foi semelhante àquela esperada estimada pelos estimadores de riqueza. As 26 espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas correspondem à cerca de 62% das espécies com ocorrência conhecida no estado do Espírito Santo (Moreira et al. 2008) e cerca de 39% das espécies conhecidas de ocorrerem na Mata Atlântica (Paglia et al. 2012). Adicionalmente, os registros do presente estudo correspondem à cerca de 79% das espécies registradas para o bloco de Mata Atlântica Linhares-Sooretama (Chiarello 1999, 2000b; Srбек-Araújo et al. 2009; Srбек-Araújo e Chiarello, 2013).

Apesar de algumas espécies da comunidade de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem na RNV não terem sido registradas (Srбек-Araújo e Chiarello, 2013), os dados do presente estudo representaram de forma consistente a comunidade da área. Ao comparar os

dados do presente estudo com os de outros estudos feitos com armadilhas fotográficas com esforço amostral semelhante, é possível concluir também que o esforço foi suficiente. Por exemplo, Trolle (2003) registrou 30 espécies no Pantanal, incluindo algumas espécies de pequenos mamíferos, Srbek-Araújo e Chiarello (2005) registraram 21 espécies para a região serrana do ES e Srbek-Araújo e Chiarello (2013) registraram 28 espécies para o bloco Linhares-Sooretama com um esforço próximo ao realizado no presente estudo.

As espécies com ocorrência conhecida na RNV (Srbek-Araújo e Chiarello, 2005; Srbek-Araújo e Chiarello, 2013) e que não foram registradas no presente estudo pelos métodos empregados foram: *Galictis cuja* (furão), *Panthera onca* (onça-pintada), *Puma concolor* (onça-parda), *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), *Cabassous unicinctus* (tatu-do-rabo-mole), *Priodontes maximus* (tatu-canastra), *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara) e *Lontra longicaudis* (lontra). Contudo, durante o estudo foram encontradas pegadas frescas de onça-pintada na região norte da RNV e fezes de capivara nas três áreas da RNV, o que indica que essas espécies ainda ocorrem na reserva mas não foram detectadas pelos métodos utilizados nesse estudo.

As espécies mais frequentemente registradas no presente estudo, *T. terrestris* (anta), *N. nasua* (quati), *C. paca* (paca) e *D. leporina* (cutia), possuem ampla distribuição geográfica e também possuem um maior espectro de utilização do hábitat e da área de vida (Eisenberg e Redford, 1999; Beck-King e Helversen, 1999; Ayala 2002; Jorge e Peres, 2005; Beiegel e Mantovani, 2006) e são frequentemente registradas em estudo de mamíferos de médio e de grande porte (Guedes et al. 2000; Wolff 2001; Haugaasen e Peres, 2005).

Apesar da comunidade amostrada ser considerada representativa, o menor número de registros e a falta de registro fotográfico para as espécies da ordem Carnivora pode ter se devido ao fato da localização das armadilhas fotográficas nesse estudo terem sido distante de trilhas e de estradas, uma vez que as espécies da ordem Carnivora possuem o hábito de utilizar esses ambientes (Wilson e Delahay, 2001).

Os resultados da ordenação da comunidade indicaram que a riqueza e a frequência dos mamíferos de médio e de grande porte, estavam distribuídas em comunidades mais similares de acordo com as quatro fitofisionomias na RNV — Floresta de Tabuleiro, Ecótono, Mussununga e Campo Nativo—, demonstrando que a heterogeneidade do habitat na RNV afetou a riqueza e as frequências de registros influenciando a estrutura e a composição de espécies da comunidade de mamíferos de médio e de grande porte. Esses resultados demonstram que um incremento na heterogeneidade do habitat promove um aumento da riqueza de espécies (Tews et al. 2004). Fitofisionomias mais complexas (Floresta de

Tabuleiro) poderiam apresentar uma maior frequência de registros e maior riqueza de espécies do que aquelas menos complexas (Campo Nativo), uma vez que apresentam uma maior variedade de recursos (August 1983). Outros trabalhos realizados na Mata Atlântica também confirmam essa relação, de que a riqueza é proporcional à complexidade do hábitat (Grelle 2003; Viera e Monteiro-Filho, 2003; Prevedello et al. 2008).

Além da abundância e da riqueza de espécies, as flutuações ambientais também influenciam na estruturação e na composição de espécies de uma comunidade (O'Connell 1989). A estruturação da comunidade de mamíferos encontrada em termos da distância média do recurso hídrico na RNV está relacionada com o fato de que a hidrografia da reserva é composta por uma rede de drenagens de córregos dos rios Barra Seca e Pau Atravessado, sendo um localizado na região norte e outro na região sul, respectivamente (Jesus e Rolim, 2005). Esses córregos em sua grande maioria são temporários, possuindo um período de seca relativamente bem delimitado, com exceção da região norte da reserva o que pode ter resultado no maior número de registros na região norte. Esse período de seca supostamente poderia aumentar a competição por água, que na RNV, pode ser considerado um recurso limitante.

Os registros de caçadores na RNV, tanto com base nos dados do presente estudo quanto nos dados históricos da Reserva Natural Vale, indicam que a caça tem localmente um efeito na estruturação das comunidades de mamíferos de médio e de grande porte. Chiarello (2000b) relatou que a incidência da caça na reserva já era preocupante e que precisava ser mais bem monitorada, mesmo considerando que a RNV era a única reserva das avaliadas por ele com uma patrulha considerada eficiente. Entretanto, os dados levantados por este autor já possuem mais de 10 anos, o que pode ser considerado defasado, uma vez que é notório que a caça continua ocorrendo fortemente na região, de acordo com dados do monitoramento realizado pela vigilância da RNV. A região oeste parece ser a mais afetada pela caça, supostamente por possuir uma maior quantidade de acessos para os caçadores, já que esta é cortada pela BR 101, estradas municipais e por fazendas vizinhas.

A atividade de caça ilegal vem sendo apontada como uma das principais razões pelas quais espécies são atualmente ameaçadas (Redford 1997; Peres 2000; Rowcliffe et al. 2003), uma vez que tem contribuído para a extinção local de espécies e para a diminuição do tamanho de populações mesmo em vastas áreas de mata contínua, como na Amazônia (Peres 1996). Esse processo de extinção local levaria a uma defaunação que resultaria em uma "floresta vazia" (Redford 1992). Essa defaunação reduziria a diversidade de espécies, afetando significativamente o funcionamento do ecossistema (Pardini et al. 2010), uma vez

que grande parte dos mamíferos cinegéticos desempenham um papel importante na dispersão de sementes e na polinização (Galleti e Dirzo, 2013).

Os dados obtidos no presente estudo indicam que a heterogeneidade de habitat é relevante para a estruturação da comunidade de mamíferos da RNV. Outros estudos já mostraram a importância da heterogeneidade de ambientes para as espécies de mamíferos. A heterogeneidade de habitat foi o principal fator que influenciou na riqueza de espécies de mamíferos em regiões mais quentes da América do Norte (Kerr e Packer, 1997), enquanto a existência de diferentes tipos de floresta estacional da Tailândia permitiam a ocorrência de uma grande diversidade de carnívoros (Rabinowits e Walker, 1991). A heterogeneidade de habitats tem sido considerada um importante fator para a coexistência de onça-parda e onça-pintada (Scognamillo et al. 2003), o que parece ser o caso da RNV. Freitas (2005) e Ferreira (2005) constataram que a existência de diferentes fitofisionomias do Cerrado no Parque Nacional Grande Sertão Veredas determinava uma rica comunidade de mamíferos de médio e de grande porte da região.

Os resultados apresentados nesse capítulo contribuem para o aumento do conhecimento sobre riqueza, composição e estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte da RNV, que representa uma grande parcela remanescente dos tabuleiros da Mata Atlântica, sendo o maior bloco contínuo dessa vegetação para o bioma. Esses resultados assim fornecem não só subsídios para o aumento do conhecimento, mas também para futuras estratégias de conservação dessas espécies, principalmente com relação à caça que conforme registrado aqui, que ainda ocorre em alta intensidade na RNV. Sendo assim, uma maior atenção deve ser dada ao monitoramento dessas comunidades no longo prazo.

2 ABUNDÂNCIA E DENSIDADE DOS MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Estimativas de abundância e de densidade são cruciais para os estudos de biologia de populações e para o monitoramento da vida silvestre. O conhecimento sobre a abundância e a densidade das espécies permite a comparação entre diferentes regiões onde já existem estimativas para esses parâmetros. Com o monitoramento no longo prazo das populações em uma dada área, é possível avaliar se houve um aumento, declínio ou estabilidade da população (Glanz 1996; Soulé 1986). Nesse contexto, o estudo da abundância das espécies tem um significado especial por permitir avaliar uma característica básica das populações e, principalmente, devido as questões de conservação relacionadas às espécies raras, as ameaçadas e aquelas de baixas densidades, como é o caso de algumas espécies de mamíferos de médio e de grande porte, que supostamente seriam mais susceptíveis à extinção (Krebs 1978; Arita et al. 1990; Terborgh 1994). Tem sido sugerido que o tamanho da área de distribuição e a densidade são fatores importantes para se determinar quais estratégias de manejo e conservação devem ser adotadas (Arita et al. 1990).

A variação da abundância e da densidade das espécies em diferentes locais é atribuída principalmente às diferenças na composição e na estrutura do habitat (Sheldon 1968; Pianka 1967; August 1983; Peres 1997), na disponibilidade de recursos (Cody 1981; Leighton e Leighton, 1983; Gautier-Hion et al. 1985; Stevenson 2001), na ocorrência de predadores (Cody 1981; Wright 1998), na plasticidade da dieta de algumas espécies (Gautier-Hion et al. 1985; Robison e Redford, 1986; Peres 1997; Stevenson 2001), na competição por recursos (Cody 1981) e no grau de perturbação antrópica, como a caça ilegal e o desmatamento (Peres 1997; Chiarello 2000b; Wright 2003). Essa variação também é atribuída ao fenômeno da compensação da densidade ("*density compensation*"), ou seja, algumas espécies são favorecidas em determinado ambiente, pois há ausência de outras espécies que seriam potencialmente competidoras por alimento e por espaço (MacArthur et al. 1972; Peres e Dolman, 2000).

A maior parte dos estudos recentes relativos aos diferentes grupos de mamíferos nas áreas de Mata Atlântica apenas descreve a ocorrência das espécies, destacando a riqueza e a diversidade local, a frequência de utilização dos tipos florestais, a distribuição geográfica ou as mudanças na dieta (Ávila-Pires e Gouvêa, 1977; Cerqueira et al. 1998; Ferrari 1988; Martins e Setz, 2000; Paschoal e Galetti, 1995; Passamani et al. 2000). Há poucos estudos fornecendo dados sobre a abundância e principalmente densidade de mamíferos de médio e de

grande porte nas áreas remanescentes de Mata Atlântica (Chiarello 1997; Cullen Jr. 1997; Galetti 1996; Galetti e Aleixo, 1998; Guix et al. 1997; Hernández et al. 2002; Martin 2000). No entanto, para os primatas existe um maior número de trabalhos realizados neste bioma, a maioria deles em áreas fragmentadas (Chiarello 1993; Cosenza e Melo, 1998; Price et al. 2002; Kierulff e Rylands, 2003).

Não obstante, o baixo número de estudos com a maioria das espécies de mamíferos de médio e de grande porte em áreas contínuas da Mata Atlântica, a falta de padronização na coleta e até mesmo na análise e na apresentação dos dados, dificulta ou inviabiliza a comparação dos dados apresentados entre grande parte desses estudos (Chiarello e De Melo, 2001).

Um método frequentemente utilizado para obter estimativas de abundância e de densidade populacionais consiste na amostragem de distâncias ("*distance sampling*"), baseado na detecção silenciosa dos animais ao longo de transectos lineares dentro da área de estudo (Buckland et al. 2001). Esse método é frequentemente utilizado para avaliar populações de mamíferos de médio e de grande porte em florestas tropicais (Cullen Jr. 1997; Chiarello 1999, 2000a; Peres 1999; Gonzelez-Soliz et al. 2001). Este método consiste em percorrer transectos do ambiente em uma velocidade lenta e constante, registrando os avistamentos das espécies. A cada avistamento, registra-se a distância perpendicular à trilha entre o observador e o animal (distância de detecção).

A amostragem de distância é um método simples e barato que consegue cobrir grandes áreas em um curto período de tempo. Porém, as seguintes premissas do método devem ser respeitadas: a) a detecção é máxima sobre a trilha; b) animais são detectados em sua localização inicial, e nunca são contados duas vezes; c) as distâncias e ângulos são medidos com exatidão, evitando erros de medidas; d) cada avistamento é um evento independente (Buckland et al. 2001).

Com relação ao método de amostragem de distância, há uma discussão sobre qual seria o delineamento amostral mais adequado para obter resultados confiáveis em estimativas populacionais da fauna silvestre, ou seja, qual a extensão ideal dos transectos e se haveria independência entre os transectos (Peres 1999; Magnusson 2001; Ferrari 2002).

Magnusson (2001) argumentou que um único transecto, de preferência retilíneo e de no mínimo 100 km, seria o ideal para estimativas da população da fauna silvestre. Assim, evita-se percorrer as mesmas trilhas de pequeno comprimento repetidas vezes, pois isto superestima a abundância de espécies que habitam a parte da floresta próxima ao transecto ou utilizam o local devido à presença de árvores frutificando. Por outro lado, Ferrari (2002)

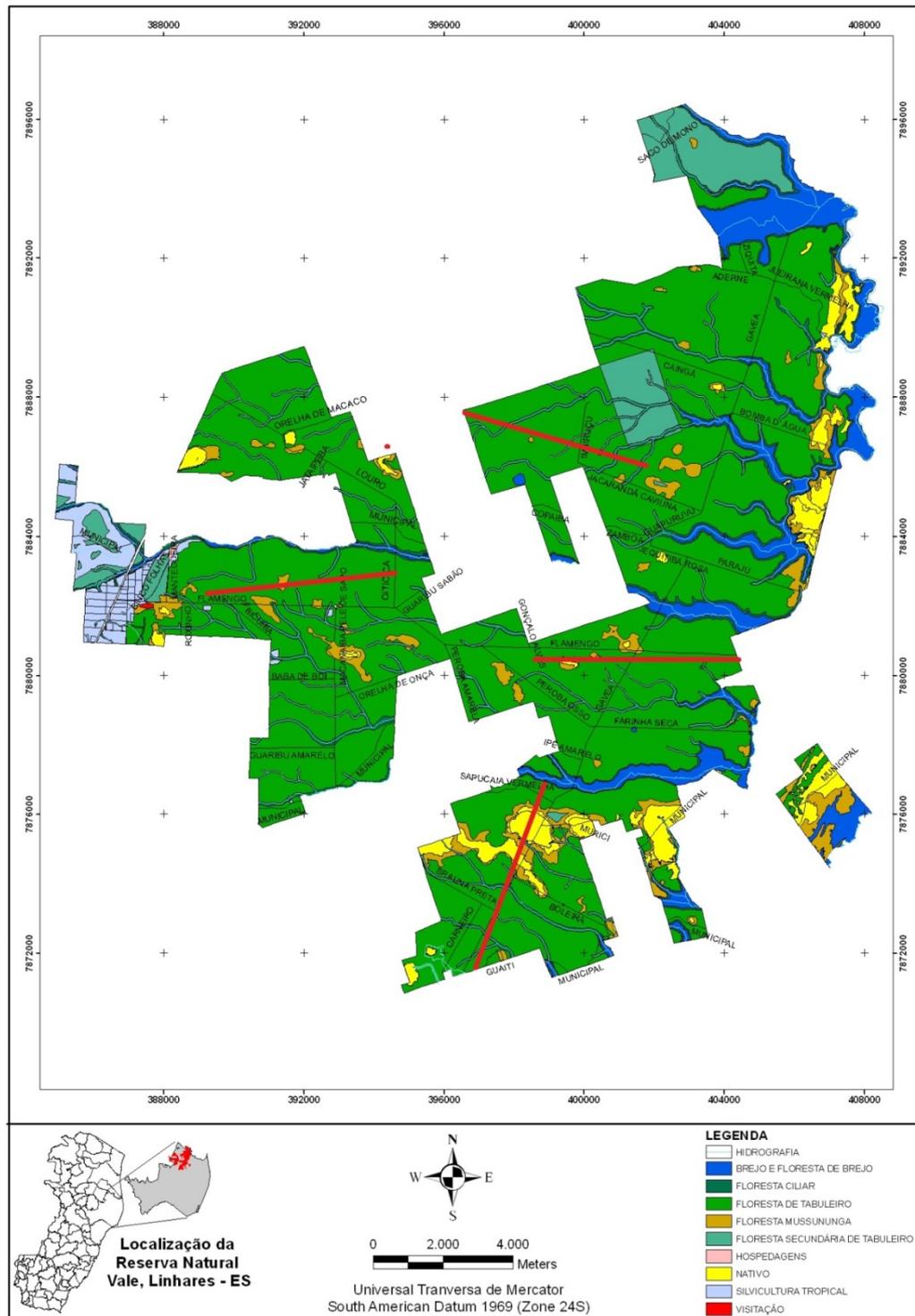
defendeu o uso de transectos de pequeno comprimento, pois no caso de um transecto ser percorrido várias vezes no mesmo dia, um intervalo mínimo de uma hora deveria ser estipulado entre as amostragens para que encontros com o mesmo grupo de animais seja evitado e, dessa maneira, seja garantida a independência das amostras (Peres 1999; Ferrari 2002). Assim, diversos transectos de menor comprimento viabilizam estudos, principalmente em áreas com relevo acidentado e com falta de logística, o que dificultaria a abertura de trilhas retilíneas e extensas (Ferrari 2002). Além disso, em um delineamento amostral com diferentes trilhas de menor tamanho haveria maior probabilidade de se amostrar um ambiente heterogêneo (Janson e Terborgh, 1980; Ferrari 2002).

Os únicos estudos realizados na Reserva Natural Vale foram feitos por Chiarello (1999, 2000a) a mais de 10 anos atrás e envolveu somente algumas espécies da comunidade de mamíferos. Neste contexto, o objetivo desse capítulo foi avaliar o status populacional de mamíferos de médio e grande porte da Reserva Natural Vale, através da abundância e densidade de suas espécies. Os resultados apresentados nesse capítulo permitirão monitorar no longo prazo as populações da RNV e subsidiar medidas de conservação.

2.1 Material e métodos

Para estimar a densidade e a abundância dos mamíferos de médio e de grande porte foram instaladas quatro trilhas com 5 km cada, seguindo a metodologia RAPELD (Magnusson et al. 2005). O local para instalação das trilhas teve como objetivo, incluir o máximo de fitofisionomias possíveis da RNV, para abranger o máximo de sua heterogeneidade ambiental (Figura 15).

Figura 15 - Mapa da Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo



Legenda: localização dos transectos lineares representado pelas linhas vermelhas.

Fonte: O autor, 2014.

Durante o período de 13 meses (Abril 2013 até Maio 2014), foram realizadas transecções lineares seguindo o método proposto por Buckland et al. (2001) de amostragem de distâncias (*Distance Sampling*). Os transectos foram percorridos por um único observador

com uma caminhada de ida pela manhã de acordo com o horário do nascer do sol (iniciando entre 05:30 e 06:30 h), com um tempo de espera no final do transecto de aproximadamente três horas e a volta pelo transecto à tarde (iniciando entre 13:00 e 14:00). A ordem de execução da amostragem nos transectos foi sempre alternada a cada mês. A velocidade utilizada durante a realização das transecções foi de aproximadamente 1 km/h.

Após a definição do transecto e do período de início e a velocidade de percurso do censo, o mesmo era executado da seguinte forma:

- Quando um animal era avistado, era anotada a distância perpendicular (P) com o auxílio de uma trena de 50 m para as espécies terrestres. Para as espécies arborícolas era mensurado o ângulo de avistamento (θ em graus) com auxílio de um clinômetro, a distância do avistamento (em m) e a altura da árvore (em m). Com base nestes valores, a distância perpendicular (P) do animal até o transecto poderia ser calculada mais tarde (Buckland et al. 2001).

Para o cálculo da abundância e da densidade das espécies, foi utilizado o programa Distance 6.2 (Buckland et al. 2001). O programa Distance utiliza as distâncias perpendiculares (animal-trilha) para estimar a faixa efetivamente amostrada da área (chamado ESW ou *effective strip width*), para modelar a função de detecção que melhor se adequa à probabilidade de detecção de um animal numa dada distância da trilha (Buckland et al. 2001; Laake et al. 1994). O melhor modelo de detecção é selecionado pelo Critério de Informação de Akaike (AIC), que se origina da minimização da informação (ou distância) de Kullback-Leibler (K-L) como base para a seleção de modelos (Akaike 1973). A informação K-L é uma medida de distância entre o modelo verdadeiro e um modelo candidato. Na realidade este modelo verdadeiro quase sempre é uma abstração. De fato, é desejável a obtenção de um bom modelo, que represente satisfatoriamente a realidade. Burnham e Anderson (2002) recomendam usar o AIC para selecionar modelos somente quando o número de observações, n , é maior ou igual a 40. Esse número mínimo de observações permite obter estimativas acuradas.

2.2 Resultados

Durante o período de amostragem por transecção linear foi percorrido um total de 908 km distribuídos em quatro transectos (Tabela 3).

Tabela 3 - Comprimento total e comprimento percorrido em cada transecto no presente estudo na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.

Transectos	Comprimento Total (km)	Comprimento percorrido (km)
Flamengo	5	245
Oiticica	5	245
Inbiruçu	5	245
Boleira	3.5	173

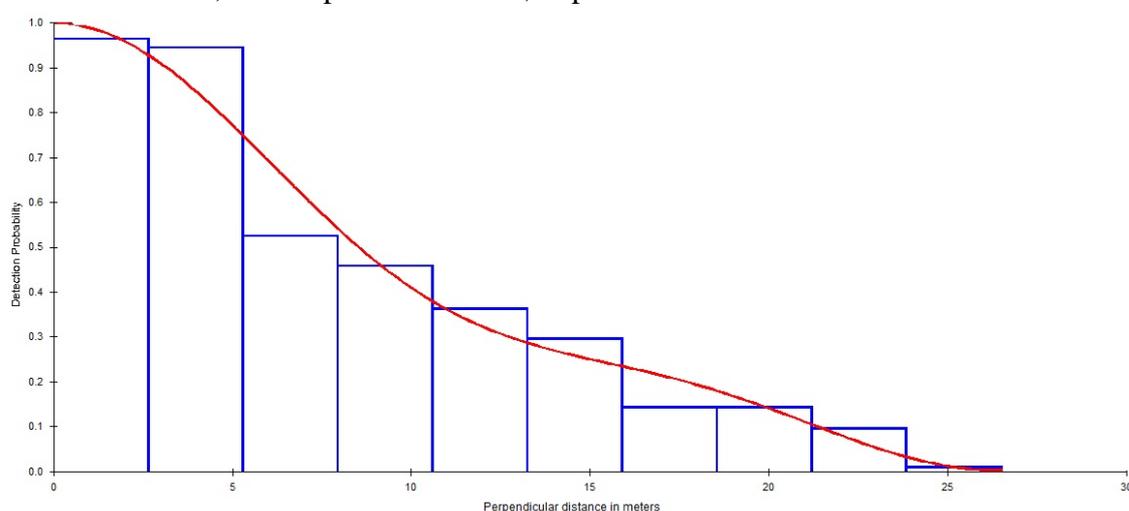
Ao final do estudo foi obtido um total de 1399 registros de observações de mamíferos de médio e de grande porte, distribuídos entre 18 espécies representadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Quantidade de observações para cada espécie registrada no presente estudo na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.

Espécie	Quantidade de observações
<i>Dasyprocta leporina</i>	413
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	93
<i>Euphractus sexcinctus</i>	62
<i>Dasypus novemcinctus</i>	49
<i>Bradypus variegatus</i>	1
<i>Sapajus robustus</i>	93
<i>Callicebus personatus</i>	81
<i>Callithrix geoffroyi</i>	99
<i>Alouatta guariba</i>	46
<i>Pecari tajacu</i>	75
<i>Tayassu pecari</i>	58
<i>Mazama sp.</i>	199
<i>Mazama gouazoubira</i>	74
<i>Mazama americana</i>	44
<i>Tapirus terrestres</i>	63
<i>Nasua nasua</i>	190
<i>Eira barbara</i>	8
<i>Puma yagouaroundi</i>	2
<i>Leopardus pardalis</i>	1

Dasyprocta leporina (cutia) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Uniform" com cosseno (Figura 16). A distância efetiva de avistamento (ESW) foi de $10,4 \pm 0,58$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 26,5 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,21 \pm 0,013$ cutias por hectare e uma abundância de cutias estimada para a área de estudo foi de 5815 ± 368 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 6,33% e a variância total foi dividida em 75,7% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 24,3% variando com a taxa de encontro (detecções/ km percorrido) entre transectos.

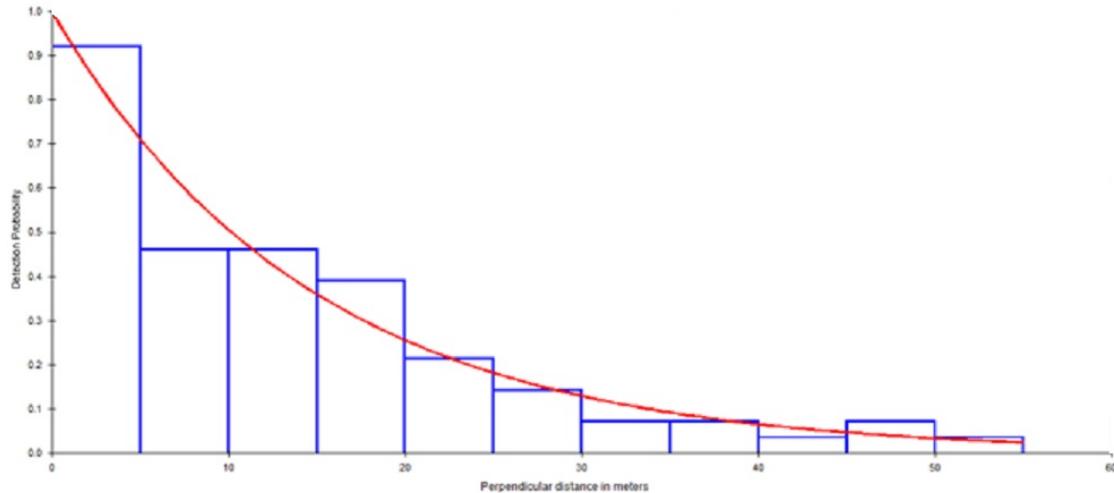
Figura 16 - Modelo de detecção selecionado para *Dasyprocta leporina* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Callicebus personatus (guigó) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Exponencial negativo" com cosseno (Figura 17). Foi encontrado uma ESW de $14,32 \pm 1,8$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 55 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,10 \pm 0,015$ guigós por hectare e uma abundância estimada de guigó para a área de estudo de 2252 ± 372 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 15,53% e a variância total foi dividida em 65,8% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie, 29,1% variando com a taxa de encontro entre transectos e 5,1% variando de acordo com o tamanho de grupo.

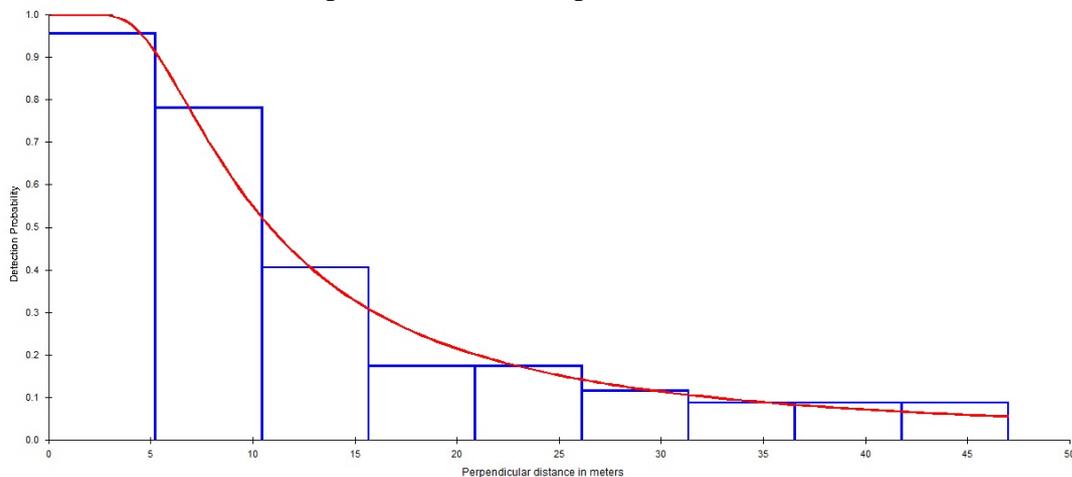
Figura 17 - Modelo de detecção selecionado para *Callicebus personatus* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Callithrix geoffroyi (sagui-da-cara-branca) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Hazard rate" com cosseno (Figura 18). Foi encontrado uma ESW de $14,96 \pm 2,34$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 47 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,33 \pm 0,05$ saguis-da-cara-branca por hectare e uma abundância estimada de sagui-da-cara-branca para a área de estudo de 6580 ± 1120 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 17,32% e a variância total foi dividida em 72,1% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie, 13,5% variando com a taxa de encontro entre transectos e 14,4% variando de acordo com o tamanho de grupo.

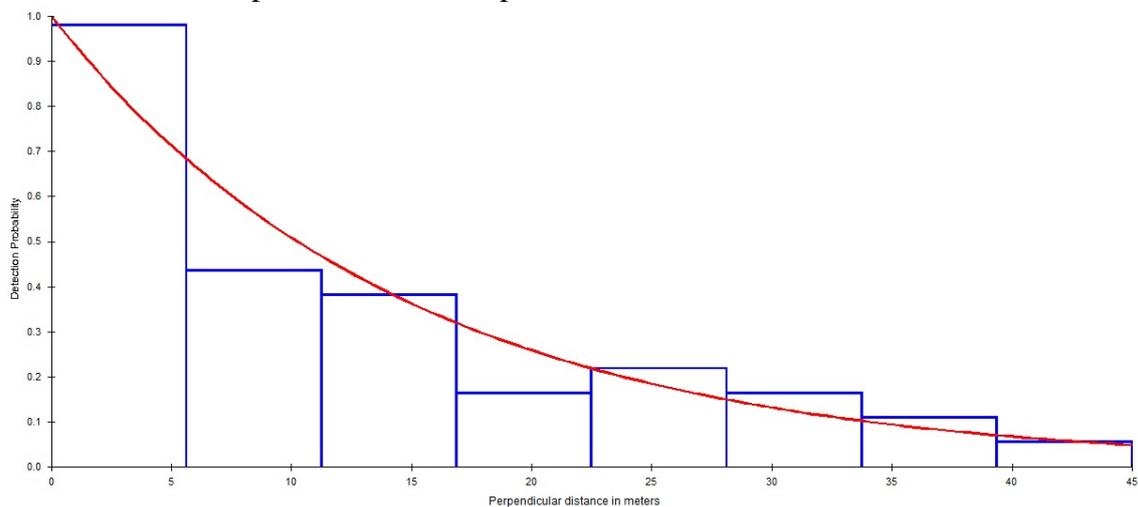
Figura 18 - Modelo de detecção selecionado para *Callithrix geoffroyi* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Alouatta guariba (bugio) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Exponencial negativo" com cosseno (Figura 19). Foi encontrado uma ESW de $14,09 \pm 2,48$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 45 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,06 \pm 0,01$ bugios por hectare e uma abundância estimada de bugio para a área de estudo de 1321 ± 181 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 16,54% e a variância total foi dividida em 63,5% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie, 32,6% variando com a taxa de encontro entre transectos e 3,9% variando de acordo com o tamanho de grupo.

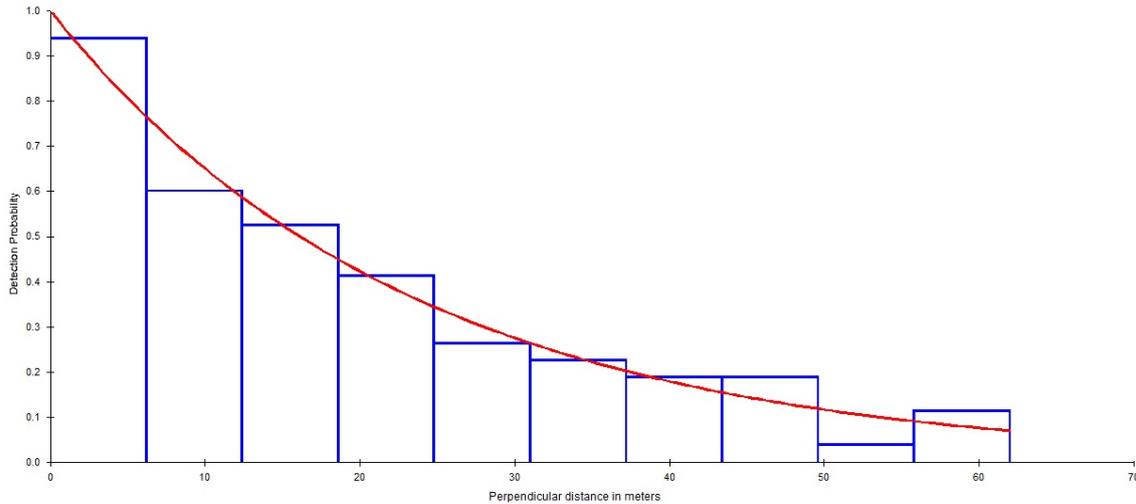
Figura 19 - Modelo de detecção selecionado para *Alouatta guariba* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Sapajus robustus (macaco-prego) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Exponencial negativo" com cosseno (Figura 20). Foi encontrado uma ESW de $21,64 \pm 2,23$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 62 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,16 \pm 0,02$ macacos-prego por hectare e uma abundância estimada de macaco-prego para a área de estudo de 3965 ± 458 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 14,96% e a variância total foi dividida em 68,8% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie, 14,3% variando com a taxa de encontro entre transectos e 16,9% variando de acordo com o tamanho de grupo.

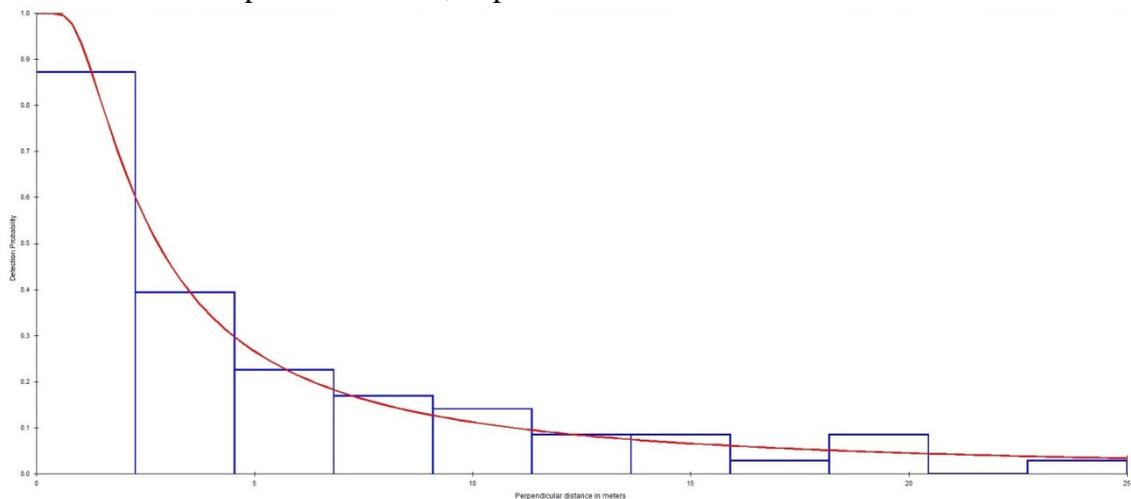
Figura 20 - Modelo de detecção selecionado para *Sapajus robustus* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Pecari tajacu (cateto) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Hazard rate" com cosseno (Figura 21). Foi encontrado uma ESW de $4,8 \pm 1,23$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 25 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,08 \pm 0,02$ catetos por hectare e uma abundância estimada de cateto para a área de estudo de 2025 ± 347 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 12,47% e a variância total foi dividida em 90,9% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 9,1% variando com a taxa de encontro entre transectos.

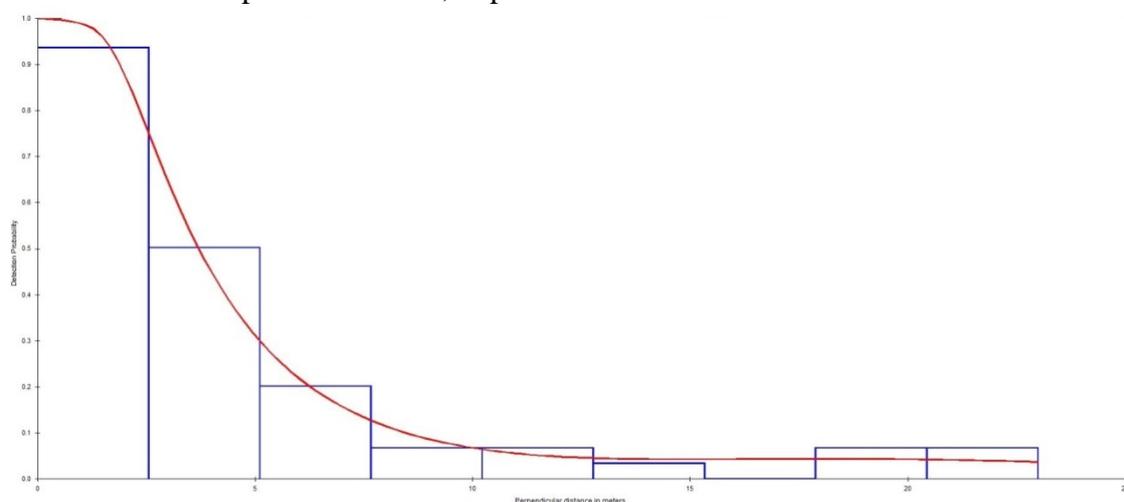
Figura 21 - Modelo de detecção selecionado para *Pecari tajacu* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Tayassu pecari (queixada) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Hazard rate" com cosseno (Figura 22). Foi encontrado uma ESW de $4,95 \pm 0,96$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 23 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,06 \pm 0,01$ queixadas por hectare e uma abundância estimada de cateto para a área de estudo de 1514 ± 256 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 19,47% e a variância total foi dividida em 76,2% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 23,8% variando com a taxa de encontro entre transectos.

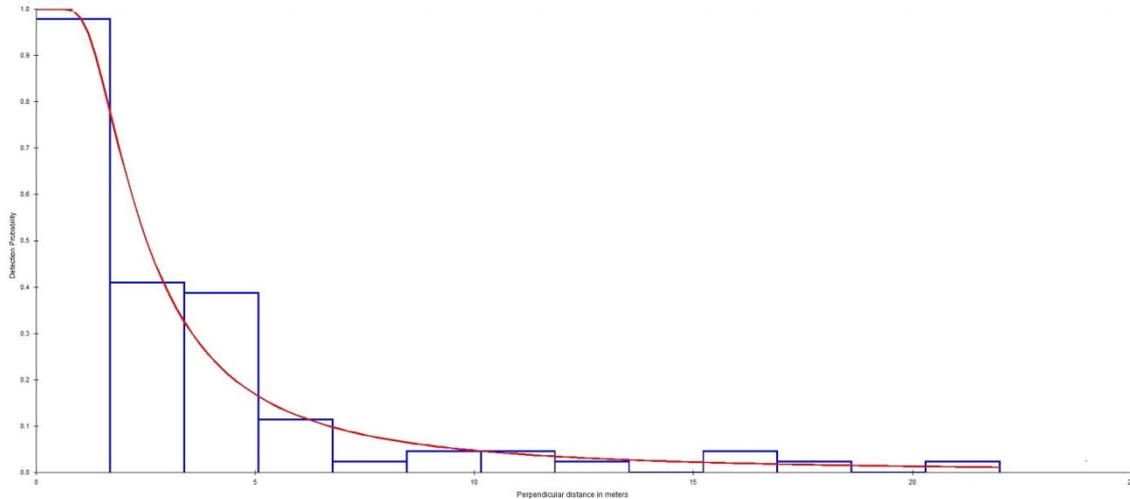
Figura 22 - Modelo de detecção selecionado para *Tayassu pecari* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Guerlinguetus ingrami (esquilo) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Hazard rate" com cosseno (Figura 23). Foi encontrado uma ESW de $3,58 \pm 0,55$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 22 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,14 \pm 0,02$ esquilos por hectare e uma abundância estimada de esquilo para a área de estudo de 3360 ± 580 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 17,28% e a variância total foi dividida em 81,3% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 18,7% variando com a taxa de encontro entre transectos.

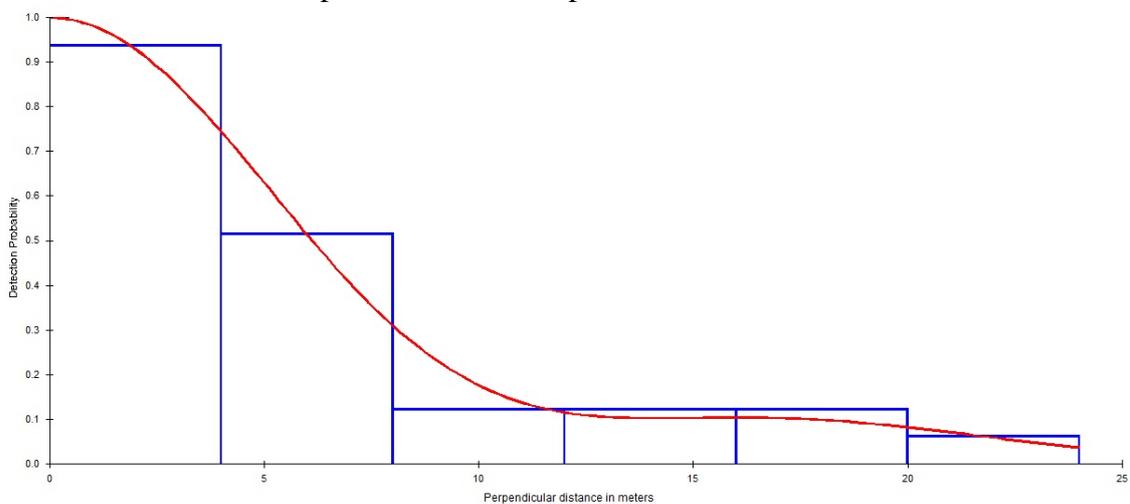
Figura 23 - Modelo de detecção selecionado para *Guerlinguetus ingrami* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Euphractus sexcinctus (tatu-peba) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Half-normal" com cosseno (Figura 24). Foi encontrado uma ESW de $7,50 \pm 0,81$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 24 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,04 \pm 0,006$ tatus-peba por hectare e uma abundância estimada de tatu-peba para a área de estudo de 1070 ± 162 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 15,2% e a variância total foi dividida em 51,6% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 48,4% variando com a taxa de encontro entre transectos.

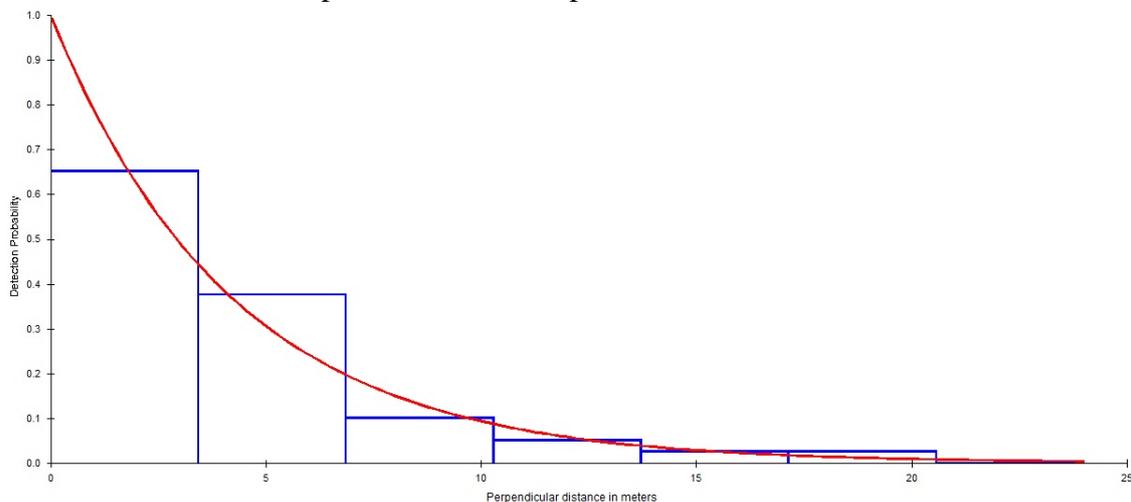
Figura 24 - Modelo de detecção selecionado para *Euphractus sexcinctus* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Dasypus novemcinctus (tatu-galinha) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Exponencial negativo" com cosseno (Figura 25). Foi encontrado uma ESW de $4,21 \pm 0,64$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 24 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,06 \pm 0,01$ tatus-galinha por hectare e uma abundância estimada de tatu-galinha para a área de estudo de 1506 ± 296 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 19,67% e a variância total foi dividida em 60,7% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 39,3% variando com a taxa de encontro entre transectos.

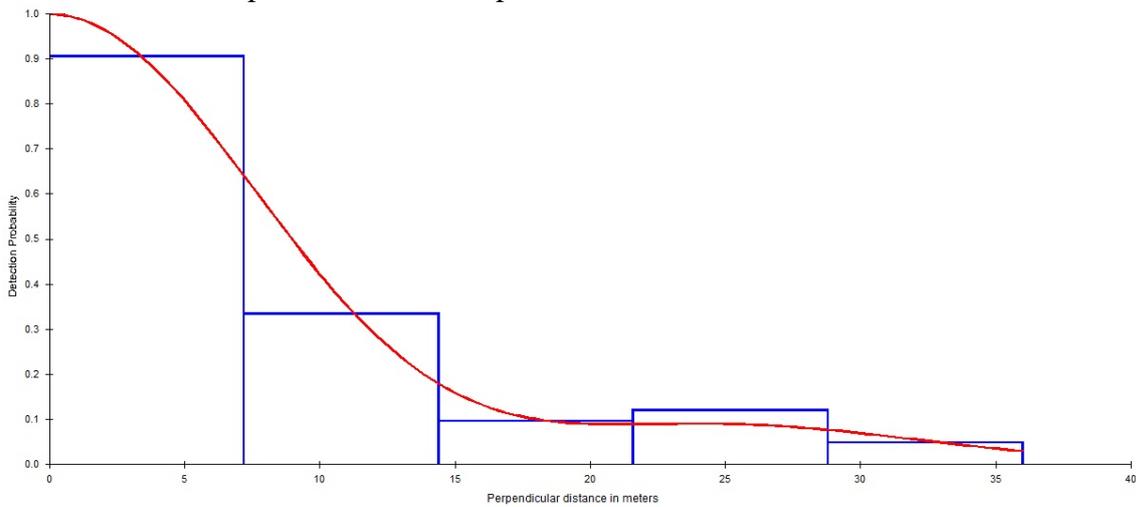
Figura 25 - Modelo de detecção selecionado para *Dasypus novemcinctus* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Tapirus terrestris (anta) - o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Half-normal" com cosseno (Figura 26). Foi encontrado uma ESW de $10,80 \pm 1,12$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 36 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,03 \pm 0,004$ antas por hectare e uma abundância estimada de anta para a área de estudo de 754 ± 110 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 14,60% e a variância total foi dividida em 50,8% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 49,2% variando com a taxa de encontro entre transectos.

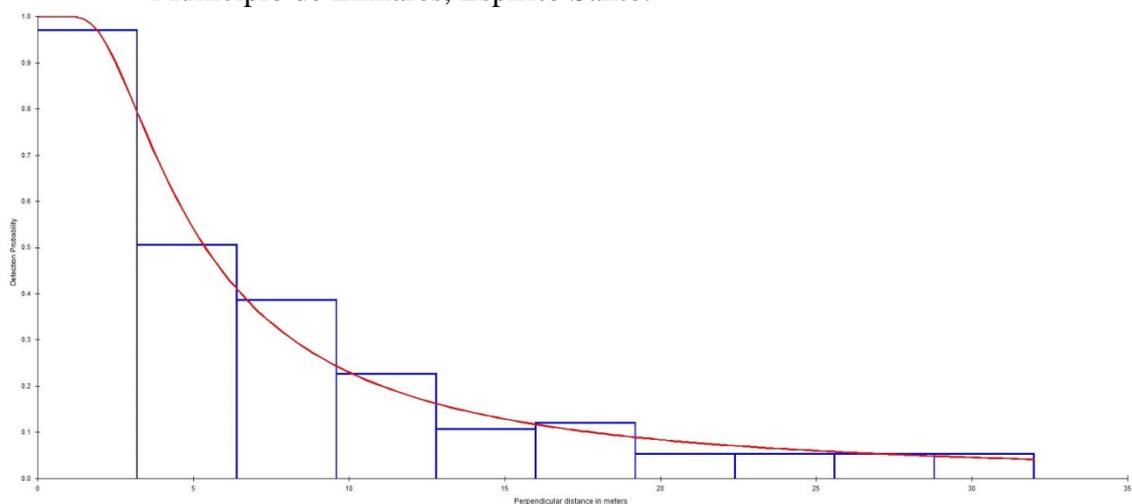
Figura 26 - Modelo de detecção selecionado para *Tapirus terrestres* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Nasua nasua (quati) -o melhor modelo de detecção selecionado para o ajuste das estimativas foi "Hazard-rate" com cosseno (Figura 27). Foi encontrado uma ESW de $8,08 \pm 1,05$ m, com observações sendo obtidas de 0 até 32 m da linha central do transecto. A densidade estimada para a área de estudo foi de $0,12 \pm 0,017$ quatis por hectare e uma abundância estimada de quati para a área de estudo de 3042 ± 408 indivíduos. O coeficiente de variação foi de 13,42% e a variância total foi dividida em 82,6% variando de acordo com a probabilidade de detecção da espécie e 17,4% variando com a taxa de encontro entre transectos.

Figura 27 - Modelo de detecção selecionado para *Nasua nasua* na Reserva Natural Vale, Município de Linhares, Espírito Santo.



Legenda: Eixo X = distância perpendicular ao transecto linear (m) e eixo Y = probabilidade de detecção da espécie.

Os resultados de densidade e abundância das espécies foram resumidos na Tabela 5.

Tabela 5 - Densidade (ind/ha) e abundância das espécies com maiores registros, valores com o intervalo de confiança 95%, na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

Espécie	Densidade	Abundância
<i>Dasyprocta leporina</i>	0,21 (0,19 - 0,24)	5815 (5136 - 6584)
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	0,14 (0,10 - 0,20)	3360 (2394 - 4718)
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0,04 (0,03 - 0,06)	1070 (794 - 1441)
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,06 (0,04 - 0,09)	1506 (1024 - 2215)
<i>Sapajus robustus</i>	0,16 (0,12 - 0,19)	3965 (2856 - 4850)
<i>Callicebus personatus</i>	0,10 (0,07 - 0,13)	2252 (1768 - 3252)
<i>Callithrix geoffroyi</i>	0,33 (0,24 - 0,47)	6580 (5420 - 8650)
<i>Alouatta guariba</i>	0,06 (0,04 - 0,09)	1321 (1101 - 1441)
<i>Pecari tajacu</i>	0,08 (0,04 - 0,15)	2025 (1140 - 2950)
<i>Tayassu pecari</i>	0,06 (0,04 - 0,09)	1514 (977 - 2344)
<i>Tapirus terrestris</i>	0,03 (0,02 - 0,04)	754 (567 - 1005)
<i>Nasua nasua</i>	0,12 (0,09 - 0,16)	3042 (2337 - 3959)

Irei tratar das espécies *Mazama americana* e *Mazama gouazoubira* no Capítulo 4 da presente dissertação.

2.3 Discussão

Ao se avaliar o status de uma espécie, principalmente as ameaçadas de extinção, a densidade deve ser um dos primeiros dados levantados, pois serve de base para vários tipos de estudo da população (Begon et al. 2006). Atualmente, a amostragem por transecção linear tem sido o método de estimativa populacional mais amplamente utilizado, principalmente para primatas (Peres 1999).

As premissas do método de transecções lineares foram respeitadas (Laake et al. 1994; Cassey e Mcardle, 1999; Buckland et al. 2001), o que indica que nossas estimativas de abundância e densidade poderiam apresentar uma alta precisão. Os autores do método preconizam um mínimo de 40 observações independentes para se poder gerar estimativas precisas e, para todas as espécies analisadas nesse estudo foram obtidas mais de 40 observações. O esforço empregado nesse estudo também foi superior ao preconizado pelo método. Além disso, todos os animais foram detectados em sua posição original, ou seja, antes do momento de fuga e as espécies foram mais avistadas próximas à trilha e os avistamentos diminuiram quanto maior a distância à trilha, conforme o esperado.

Nenhuma espécie, cuja abundância e densidade populacional foram calculadas, apresentou coeficiente de variação acima de 20%, o valor máximo recomendado para uma estimativa de densidade acurada (Buckland et al. 2001). Isto significa que as estimativas de densidade aqui apresentadas são confiáveis e servem como ponto de partida para monitoração da RNV e para a comparação com outros estudos.

Os dados indicaram que, de forma geral, a distância de detecção foi afetada pela estrutura da vegetação de cada fitofisionomia, pela velocidade de fuga de cada espécie (incluindo o comportamento de cada ao se deparar com o observador). Essas diversas características que afetam a distância de detecção das espécies em campo, as diferenças quanto à própria densidade, às estratégias de fuga e os padrões de movimentação e vigilância diferem entre espécies e também entre diferentes habitats (Paschoal e Galetti, 1995; Kelt et al. 1999). Os primatas apresentaram distância perpendicular média mais elevada do que as demais espécies e isso deve ao habitat arborícola, forrageamento em bando e geralmente sendo mais barulhentos quando ativos (Paglia et al. 2012), o que facilita a visualização destas espécies a uma maior distância, principalmente as espécies que andam em bandos maiores (*S. robustus* e *C. geoffroyi*).

As espécies do gênero *Callithrix* de um modo geral apresentam maiores densidades populacional quando comparadas com espécies de outros gêneros de primatas da Mata

Atlântica (Stevenson e Rylands, 1988), justificando o fato de a maior densidade nesse estudo ser de *C. geoffroyi* (sagui) com relação aos outros primatas *A. guariba*, *C. personatus* e o *S. robustus* e as demais espécies desse estudo. Chiarello (2000a) estimou uma abundância de 7413 indivíduos (IC: 6125 - 8971) para *C. geoffroyi* na mesma área de estudo, estando o valor encontrado no presente estudo dentro do intervalo de confiança por ele encontrado (6580). Saguis possuem de forma geral uma dieta generalista, composta de gomas, insetos, frutos e pequenos vertebrados (Emmons e Feer, 1997). Essa amplitude de itens na dieta permite a colonização das diferentes fitofisionomias da RNV, apresentando uma população que poderia estar distribuída por toda a reserva. O sagui apesar de ser a menor espécie entre os primatas que ocorrem na reserva é também uma das espécies que apresenta um maior sucesso de visualização durante a transecção devido o tamanho do grupo formado e sua vocalização de alerta quando avista o ser humano, apresentando assim um comportamento menos discreto com relação aos demais primatas (Krebs e Davies, 1996; Shettleworth 1998).

Com relação aos demais primatas, *S. robustus* (macaco-prego) também apresentou uma abundância e densidade alta. Esse fator pode estar relacionado com sua dieta, uma vez que a espécie apresenta uma elevada plasticidade, podendo se alimentar de frutos, brotos, pedúnculos, flores, bases foliares, néctar e presa animal, incluindo invertebrados, aves, ovos, anfíbios, répteis e pequenos mamíferos (Izawa 1978, 1979; Freese e Openheimer, 1981, Brown et al. 1984; Fedigan 1990). A detecção da espécie durante a transecção também é maior, uma vez que durante o forrageamento os primatas do gênero *Sapajus* utilizam todos os estratos arbóreos e inclusive o chão da floresta e os membros do grupo podem se espalhar num raio superior a 100 metros mantendo o contato vocal (Freese e Openheimer, 1981). Chiarello (1999, 2000a), autor que avaliou a densidade e abundância para mesma área, encontrou uma abundância de 5059 indivíduos. Porém, o esforço amostral exercido por Chiarello (1999) durante sua coleta de dados na RNV (67 km) foi consideravelmente inferior (cerca de apenas 7,0%) ao esforço empregado no presente estudo (908 km). Talvez esse seja o principal motivo na diferença de resultados entre os estudos e não a efetiva ocorrência de um declínio populacional. Um menor esforço de amostragem pode resultar em estimativas de intervalo de confiança maiores e conseqüentemente médias maiores. Entretanto, é importante manter o monitoramento do macaco-prego para avaliar se a população estaria ou não declinando.

Os outros dois primatas registrados no presente estudo, *C. personatus* (guigó) e *A. guariba* (bugio), tiveram uma abundância estimada comparativamente menor entre os primatas, o que também foi registrado por Chiarello (1995, 2000a). O guigó é uma espécie de

hábitos crípticos, de difícil detecção, que formam pequenos grupos familiares que se deslocam rápido e sutilmente (Mason 1974; Kinzey 1983), dificultando consideravelmente sua detecção durante a transecção. A baixa abundância pode estar relacionada à dieta principalmente frugívora da espécie (Heiduck 1997). Frutos são itens alimentares mais raros, irregularmente distribuídos no espaço e no tempo, mais disponíveis na estação úmida (Morellato e Leitão-Filho 1992). A menor abundância estimada do bugio também pode estar associada à dieta da espécie, que apesar de consumir partes de diferentes espécies vegetais, eles tendem a ser muito seletivos (Glander 1978; Milton 1980). O gênero *Alouatta* é principalmente arborícola, utilizando mais frequentemente o dossel superior e emergente (Crockett e Eisenberd, 1987), o que dificultaria a detecção da espécie. A densidade de bugios encontrada nesse estudo (0,06 ind/ha) é compatível com o encontrado em outras localidades de áreas protegidas consideradas conservadas (Chiarello 1992; Peres 1997; Aguiar et al. 2003; Chiarello 2003).

A densidade de *D. leporina* (cutia) no presente estudo (0,21 ind/ha) foi de cerca de 17,5% maior do que a densidade estimada por Chiarello (2000a) para a mesma espécie, o que poderia estar relacionado com os diferentes esforços empregados nos dois estudos. A densidade foi ainda baixa quando consideramos que a espécie é considerada comum e ocorre em densidade que variam de 40-63 indivíduos por km² ou 0,40-0,63 indivíduos por há (Eisenberg et al. 1979). Essa baixa densidade pode estar relacionada com a pressão de caça existente na reserva, uma vez que as cutias são sensíveis à fragmentação e à pressão de caça (Mamede e Alho, 2008). A cutia apresenta preferências por habitats florestais, associados a corpos d'água (Oliveira e Bonvicino, 2006; Mamede e Alho, 2008), sendo considerada de grande importância para as áreas de floresta devido a sua capacidade de dispersão secundária de sementes através do seu comportamento de estocagem ("scatterhoarding") (Forget e Milleron, 1991; Almeida e Galetti, 2007).

A abundância estimada de *G. ingrami* (esquilo) para o presente estudo (3360), foi de cerca de 45% menor que aquela estimada por Chiarello (2000a). De forma similar, isso poderia estar relacionado a diferenças metodológicas empregadas nos estudos, ou apenas uma flutuação da população de esquilo na RNV. Valores de abundância menores não significam necessariamente um declínio populacional (Begon et al. 2006). O esquilo também é um roedor que realiza estocagem de sementes, portanto apresentando um comportamento essencial para a dispersão e recrutamento de espécies vegetais (Henry 1999). Porém, diferentemente de outros roedores como a cutia, os esquilos realizam dispersão primária

(retirada dos frutos na copa da árvore) e são mais flexíveis em relação à sua dieta (Gautier-Hion et al. 1985).

As espécies da família Tayassuidae, *Tayassu pecari* (queixada) e *Pecari tajacu* (cateto), apresentaram abundâncias diferentes (1514 e 2025, respectivamente). Ambas as espécies apresentam ampla distribuição, sendo animais onívoros, habitantes de florestas e campos e vivem em grupos (Monteiro e Autino, 2004). Os catetos vivem em uma maior diversidade de habitats, conseguindo sobreviver mesmo em áreas devastadas (Sowls 1997). Esse fator de resiliência justificaria a sua abundância ter sido cerca de 38% maior que a abundância do queixada, que apresenta preferência por florestas tropicais úmidas e densas, sempre perto de uma fonte de água (Nowak 1991; Lee e Peres, 2008). Desbiez et al. (2009) no pantanal demonstraram que os queixadas selecionaram principalmente as florestas e suas bordas, com uma preferência menor pelo cerrado. Os queixadas, por formarem grupos maiores do que os catetos e ocupam áreas de vida que podem variar de 22 a 109 km² (Keuroghlian et al. 2004), podendo ser considerada uma espécie indicadora de qualidade ambiental.

As duas espécies da família Dasypodidae (*Dasypus novemcinctus* e *Euphractus sexcinctus*) apresentaram abundância e densidade populacional semelhante a outros estudos realizados em outras regiões (McBee e Baker, 1982; Encarnação 1987). A abundância e densidade baixa dessas espécies estão diretamente relacionadas com a biologia das mesmas. Apesar das espécies terem uma ampla distribuição por todos os biomas brasileiros, elas ocorrem em baixa densidade devido às suas peculiaridades fisiológicas, como baixo metabolismo, baixa temperatura corpórea, alimentos com baixo teor energético como formigas e/ou cupins resultando em uma baixa taxa reprodutiva (Redford e Wetzel, 1985; Nowak 1999). O tatu *D. novemcinctus* (tatu-galinha) teve uma abundância 50% maior do que *E. sexcinctus* (tatu-peba), isso pode estar relacionado com o fato de que o tatu-peba apresenta uma área de vida 10 vezes maior que o tatu-galinha e pode apresentar um deslocamento diário de até 2250 m (Layne e Glover, 1977; McBee e Baker, 1982; Encarnação 1987). A baixa densidade dessas espécies também pode estar relacionada com o fato de ambas serem cinegéticas e fortemente caçadas (Chiarello 1999; Peres 2000; Sanches 2001; Aguiar 2004), além de também serem vítimas frequentes de atropelamentos rodoviários (Viera 1996; Fischer 1997).

A anta *Tapirus terrestris*, foi a espécie que teve os menores valores de abundância e de densidade populacional estimados. A anta é considerada o maior mamífero terrestre ocorrente no Brasil, apresentando um pequeno potencial reprodutivo, longo período de gestação e uma

ampla área de vida (Eisenberg e Redford, 1999). Esses aspectos biológicos da espécie resultam que a mesma ocorra em baixa densidade (Medici 2010), sendo relativamente vulneráveis a extinções locais, devido a variações demográficas, ambientais e perdas de diversidade genética (Medici et al. 2007). Medici (2010) estimou para a anta uma população de aproximadamente 130 indivíduos na Mata Atlântica do Parque Estadual Morro do Diabo, o que seria aproximadamente seis vezes menor do que o valor estimado para essa espécie no presente estudo.

A única espécie da ordem Carnivora que, no presente estudo que teve dados suficientes para obter estimativas acuradas de abundância/densidade foi *Nasua nasua* (quati), e também foi uma das espécies que apresentou a maior distância de observação com relação ao centro do transecto. O fato dos quatis terem sido a única espécie de carnívoro analisada nesse estudo se deve ao fato de que a espécie seja a única da ordem que apresenta formação de bandos, o que facilita sua visualização. Esses bandos geralmente são grandes, apresentando variações ao longo do ano, antes e depois do período reprodutivo podendo chegar até 30 indivíduos em média pós-período reprodutivo (Russel 1996; Gompper 1997). A densidade estimada do quati para o presente estudo (0,12ind/ha) foi similar aos valores encontrados por outros autores em áreas ao longo da distribuição geográfica dos quatis. Hass e Valenzuela (2002) encontrou um valor em torno de 0.10 ind/ha no Arizona e Schaller (1983) descreve que na fazenda Acurizal, no Pantanal Mato-Grossense, *N. nasua* foi o carnívoro com maior densidade registrada, apresentando uma densidade de 0,06 ind/ha na floresta decidual e de 0,13 ind/ha na mata de galeria. Porém outros estudos com o quati registraram uma alta densidade para a espécie, com uma densidade média de 0,42 ind/ha no México (Valenzuela 1998) e 0,33 ind/ha no Parque do Prosa, MS (Costa 2003). Porém, existem indícios de que estes animais aumentam suas densidades na ausência de predadores de topo (Wright et al. 1994; Terborgh 1990), o que não seria o caso da nossa área de estudo, já que para a área da RNV ainda existem registros da ocorrência de duas espécies de predadores de topo (onças pintada e parda).

Embora o estudo tenha sido realizado em apenas uma área, vale lembrar que a RNV, juntamente com a ReBio Sooretama, formam o maior bloco de área protegida dentro do estado do Espírito Santo e também um dos maiores blocos de Mata de Tabuleiro. Assim, para a conservação das espécies que habitam a RNV, é preciso considerar não apenas a reserva isolada, mas todo o bloco Linhares-Sooretama, uma vez que estão conectados permitirão o incremento populacional e as trocas genéticas entre as populações. Somente desse modo será aumentada a probabilidade de sobrevivência e manutenção a longo prazo, das espécies de

mamíferos de médio e grande porte. Assim, os resultados de abundância e densidade populacional apresentados nesse capítulo contribuem para o aumento do conhecimento sobre as populações dos mamíferos de médio e grande porte. Contudo, essa contribuição só será efetiva com o monitoramento dessas espécies em longo prazo.

3 DIFERENCIAÇÃO NA OCUPAÇÃO E PERÍODO DE ATIVIDADE DOS MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Informações sobre como as espécies utilizam o habitat são importantes para a compreensão da ecologia de cada espécie, envolvendo sua distribuição espacial e temporal (Gentile e Cerqueira, 1995; Philips et al. 2004). Cada grupo animal se associa de diferentes formas às características estruturais do habitat (Downes et al. 1998; Tews et al. 2004), como por exemplo, à densidade de palmeiras (Beck e Terborgh, 2002), à presença de cursos d'água (Goulart et al. 2009) e à cobertura do dossel (Tews et al. 2004). Contudo, é importante que a escolha da escala espacial de observação seja apropriada, tendo em vista os atributos ecológicos específicos das espécies em questão (Robison et al. 2000; Lyra-Jorge et al. 2010).

A diferença na seleção dos habitats é uma das principais razões que possibilitam a coexistência das espécies (Rosenzweig 1981). Numa escala evolutiva, atua na regulação das populações, nas interações entre as espécies, nas assembleias das comunidades ecológicas e na origem e manutenção da biodiversidade (Morris 2003). Além da seleção de habitat espacial, o período de atividade das espécies é considerado um dos mais importantes componentes do nicho (Graipel et al. 2003). Além de ser um relevante dado da história natural das espécies, o conhecimento do período de atividade pode ser utilizado como ferramenta para minimizar os esforços em trabalhos de campo (Nascimento et al. 2004). Sendo assim, a identificação dos habitats preferenciais e do período de atividade de cada espécie são fundamentais para a compreensão do funcionamento da espécie no sistema e para permitir a elaboração de planos de conservação e manejo de populações (Brooks e Eisenberg, 1999; Fragoso et al. 2000; Garshelis 2000; Rushton et al. 2004; Desbiez et al. 2009).

Embora a seleção de habitat seja o tema de muitos estudos, ainda é um processo ecológico obscuro em razão da complexidade dos fatores envolvidos presentes nos sistemas naturais (Krebs 2001) e da falta de técnicas precisas para descrever esses padrões de ocupação do habitat (Graipel et al. 2003; Graipel e Glock, 2003). A maioria dos dados presentes na literatura sobre seleção de habitat por mamíferos contemplam os carnívoros predadores de topo (Di Bitetti et al. 2006; Ramalho e Magnusson, 2008; Lyra-Jorge et al. 2010; Sampaio et al. 2010; Davis et al. 2011; Sarmiento et al. 2011). Em resposta a esses problemas da falta de técnicas precisas para quantificar a seleção de habitat, Mackenzie et al. (2002) desenvolveram uma ferramenta chamada modelagem de ocupação de sítios. A grande vantagem dessa metodologia em relação às demais é o uso de dados do tipo presença/ausência, além da correção das estimativas pela probabilidade de detecção das espécies. Tais fatores reduzem o

custo das amostragens em larga escala e ainda permitem estimativas não enviesadas dos parâmetros.

O conceito de ocupação de sítios é definido como a proporção de unidades amostrais ocupadas por certa espécie em uma região (Mackenzie et al. 2005). Essa ideia tem sido amplamente utilizada em ecologia. Em meados da década de 70, a probabilidade de ocorrência de espécies foi estimada em função de características do habitat (Diamond 1975). Essas funções chamadas de "funções de incidência" foram largamente usadas em estudos metapopulacionais. Porém, as espécies podem não ser detectadas no ambiente, mesmo quando presentes em uma área, de modo que a maioria das funções de incidência provavelmente é em algum grau negativamente enviesada (Mackenzie et al. 2002).

A abordagem desenvolvida por Mackenzie et al. (2002) provê um arcabouço teórico flexível que permite estimar as taxas de ocupação de sítios, mesmo quando a probabilidade de detecção é menor do que um. Além disso, o método de máxima verossimilhança, usado nessa abordagem, foi considerado o estimador de probabilidade de ocupação e detectabilidade menos enviesado em uma série de metodologias alternativas (Wintle et al. 2004).

Desta forma, como a modelagem de ocupação é uma excelente ferramenta para determinar os fatores que influenciam na seleção do habitat e no período de atividade, é importante obter esses resultados para minimizar o esforço empregado em trabalhos de campo. Com isso, esse capítulo objetivou: 1) avaliar a dependência das variáveis ambientais de cada espécie de mamífero de médio e de grande porte, através dos modelos de ocupação, às diferentes fitofisionomias presentes na Reserva Natural Vale; 2) avaliar a influência da caça na detectabilidade das espécies; e 3) avaliar os padrões no período de atividade das espécies na reserva.

3.1 Material e Métodos

Selecionamos 39 sítios de amostragem em delineamento aleatório, incluindo todos os tipos de vegetação encontrados na RNV (ou seja, Floresta de Tabuleiro, Mata Ciliar, Mussununga e Campo Nativo), a fim de modelar a probabilidade de ocupação, a detectabilidade e obter o período de atividade das espécies de mamíferos de médio e grande porte (Figura 6). Para essa aleatorização estabelecemos uma grade ao longo do mapa digital da reserva com cada quadricula de tamanho mínimo de 1km² e geramos pontos aleatórios dentro da grade. As armadilhas fotográficas foram instaladas no centro das quadriculas selecionadas. Em cada local de amostragem, nós instalamos uma armadilha fotográfica de

infravermelho Bushnell®, a cerca de 40-50 cm acima do solo. Todas as estações foram verificadas em intervalos de 20-25 dias para mudar as baterias das câmeras, se necessário. As câmeras foram programadas para operar durante 24 h / d, na função “imagem”. Os sítios foram amostrados de maio de 2013 a junho de 2014. Nós dividimos esse período em 27 ocasiões de amostragem definidas como intervalos de 5 dias em que as espécies-alvo ou foram detectadas ou não detectadas pelas armadilhas fotográficas.

Em cada ponto de armadilha fotográfica foram estabelecidas quatro faixas (norte, sul, leste e oeste) com 50 metros de comprimento cada e 30 metros de largura (15 m para cada lado). Nestas faixas, foram mensurados o diâmetro da altura do peito (DAP) de todas as árvores com DAP >10 cm, a distância entre árvores para posteriormente calcular a média dessa distância por ponto, a cobertura do sub-bosque e a densidade de lianas. Para avaliar a cobertura do sub-bosque e densidade de lianas a largura da faixa amostrada foi considerada de 10 metros (5 m para cada lado da linha central). A densidade de lianas incluiu somente lianas enraizadas dentro da faixa amostral. Para a cobertura do sub-bosque, a cada 10 metros uma escala de 2 m foi utilizada, onde cada 50 cm dessa escala representava uma porção de 25% de cobertura, totalizando 100% com os 2 m. Por faixa foram realizadas cinco medidas de cobertura do sub-bosque (i.e. calculado a partir da visibilidade da escala utilizada) para se estimar a cobertura média por faixa e depois calcular a cobertura média por parcela.

A frequência de caça foi calculada a partir de um banco de dados de 10 anos georreferenciado criado pela segurança da Reserva Natural Vale, filtrado somente pelas evidências de caça relacionadas à fauna (i.e. poleiros, canhões, caça abatida e ceva). A partir desses registros foi calculada uma densidade de registros de caça para cada quadrícula onde estava localizada a armadilha fotográfica.

Foram selecionadas de acordo com hipóteses *a priori* três covariáveis espaciais para modelar a ocupação das espécies que foram: (1) distância a estrada secundária mais próxima, (2) distância do córrego mais próximo e (3) distância até a rodovia BR 101. Essas covariáveis foram quantificadas para cada um dos 39 sítios de amostragem através de ferramentas do programa Arc Map (ESRI*ArcMap 10.1).

As covariáveis de hábitat e espaciais foram nomeadas como: densidade de árvores (dens_arv), distância entre árvores (dist_arv), cobertura do sub-bosque (cob_sub), densidade de lianas (dens_lian), frequência de caça por ponto (caça), distância a estrada secundária (dist_estrada), distância do córrego mais próximo (dist_rehidro) e distância até a rodovia BR 101 (dist_br).

Para modelar a probabilidade de ocupação foram considerados intervalos de amostragem de cinco dias como uma ocasião, em um total de 27 vezes. Utilizando o método descrito por Mackenzie et al. (2005), estimamos a ocupação dos sítios, Ψ , e a probabilidade de detecção, p , para aquelas espécies com registros suficientes. Para esta abordagem, haviam três resultados possíveis: (1) o local foi ocupado e a espécie foi detectada, $\Psi \times p$; (2) a espécie estava presente, mas não foi detectada, $\Psi \times (1-p)$; e (3) a espécie não estava presente e, por isso não foi detectada, $1-\Psi$.

A probabilidade de ocupação é um parâmetro projetado em uma estimativa de máxima verossimilhança da proporção de sítios ocupados (Ψ). Durante o período de amostragem, verificamos que a ocupação foi fechada (ou seja, não se alterou) para todas as espécies utilizando os modelos *single-season* (Mackenzie et al. 2005). Esta etapa considerou que o estado de ocupação para cada espécie foi constante ao longo do estudo, o que nos permitiu utilizar os modelos de ocupação fechados (Mackenzie et al. 2005) para testar as hipóteses estabelecidas *a priori*.

Em nossa primeira análise, assumiu-se que a probabilidade de detecção e ocupação dos sítios foi constante ao longo do tempo e do espaço. Nós usamos este modelo para fornecer uma descrição básica (neste caso, *naïve*) para comparação com a proporção não ajustada de sítios onde foi detectada uma espécie. Embora o modelo constante de ocupação e detecção de espécies não seja a melhor representação dos dados, ele é importante para comparar com modelos onde testamos o efeito das covariáveis. Na segunda análise, avaliamos as covariáveis que podem afetar a ocupação de cada espécie. Nós construímos um conjunto constituído por oito modelos candidatos com as seguintes combinações de fatores: (1) nós modelamos a probabilidade de ocupação como constante em todos os sites e (2) como variando de acordo com as covariáveis de habitat e espaciais.

Os modelos de ocupação foram realizados no programa PRESENCE (Mackenzie e Royle, 2005) com 2000 bootstraps para acessar o ajuste das estimativas (p) e o parâmetro de sobredispersão “c-hat” (\hat{c}). Normalmente, o valor de c-hat é 1,00, o que significa que os dados não são sobredispersos, ou seja, não houve variação extrabinomial. O valor de c-hat não pode ser $< 1,00$, pois isso significaria que não existe razão biológica para esse modelo que iria gerar dados que falhariam em detectar a realidade biológica (Mackenzie e Royle, 2005). Para a avaliação do melhor modelo de ocupação e os fatores que influenciaram tanto na ocupação e na detecção, classificamos todos os modelos de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC, Akaike 1973). Consideramos qualquer modelo com $\Delta AIC < 2$ como modelos equivalentes. Nós estimamos o quanto cada modelo influenciava na ocupação

através do peso de cada um dentro de todo o conjunto de modelos gerado (w), o que indica a quantidade de evidências em favor de um determinado modelo. O peso de cada modelo foi usado para testar as hipóteses e tirar nossas conclusões.

Os padrões de atividade de 24 horas para as espécies foram deduzidos com base em fotos obtidas a partir de armadilhas fotográficas. Para evitar pseudo-repetição mais de 1 h teve que passar para que pudéssemos considerar os registros como independentes. A análise foi realizada no programa R (R Development Core Team 2008) com o pacote "circular". As análises circulares (Lund e Agostinelli, 2007) foram utilizadas para determinar o tempo total médio de atividade das espécies. Uma abordagem de re-amostragem foi usada para derivar estimativas imparciais sobre os intervalos de confiança de 95% (IC 95%), sendo que a média circular a partir de uma amostra aleatória de 100 pontos de dados de cada uma das espécies foi calculada 10.000 vezes, com substituição, a fim de gerar estimativas confiáveis de 0,025 e 0,975 quantis.

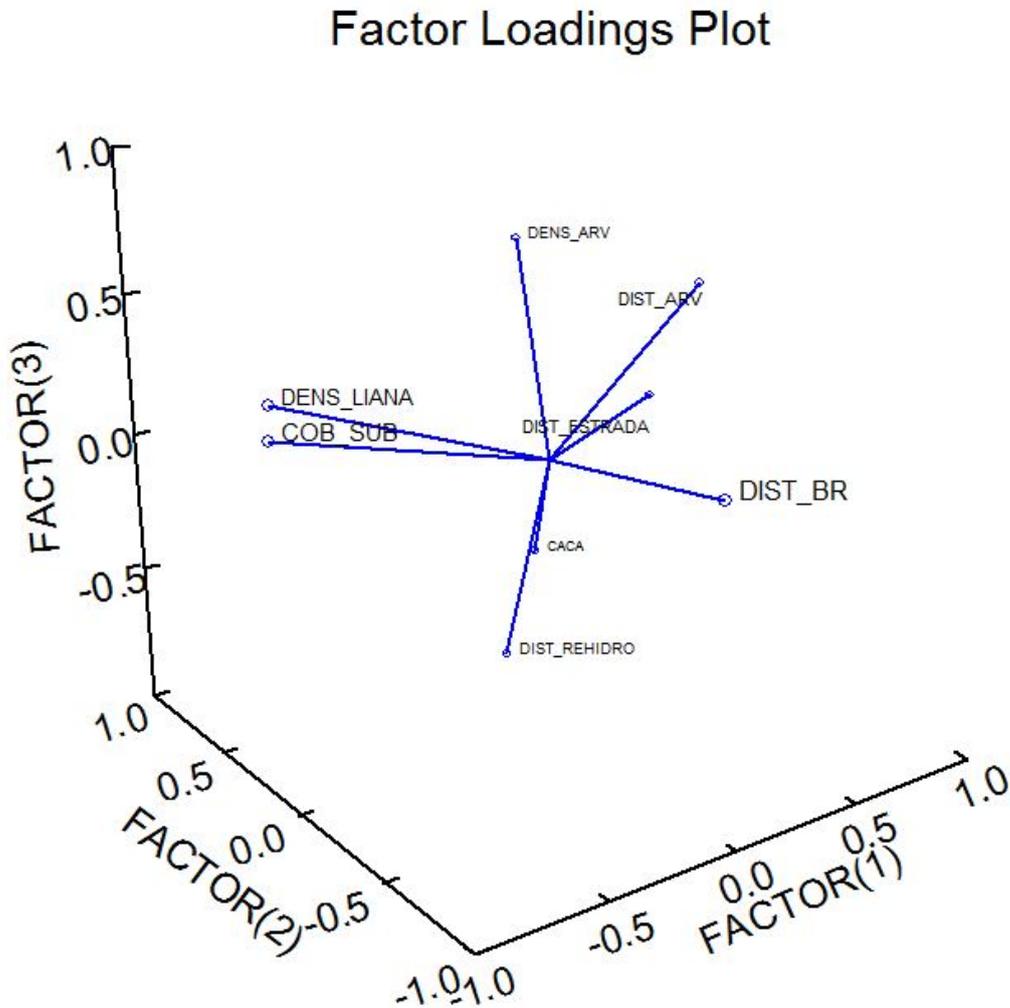
3.2 Resultados

Um total de 13 espécies da comunidade de mamíferos de médio e de grande porte tiveram registros suficientes para avaliar o período de atividade e modelar a probabilidade de ocupação e detectabilidade (Tabela 6). A análise dos componentes principais (PCA) mostrou que algumas covariáveis estavam correlacionadas e, dessa forma ao se modelar a ocupação foi escolhida apenas uma das covariáveis (Figura 28). As variáveis que foram utilizadas na modelagem foram: (1) dens_liana = densidade de lianas; (2) dens_arv – densidade de árvores; (3) dist_arv = distância entre árvores; (4) dist_estrada = distância da estrada; (5) cob_sub = cobertura do sub bosque; (6) caça = frequência da caça; (7) dist_rehidro = distância do recurso hídrico; (8) dist_br = distância da BR 101.

Tabela 6 - Espécies de mamíferos de médio e de grande porte que foram avaliadas quanto a sua ocupação, com o número de registros e sua ocupação na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Brasil.

Espécie	Nº Registros	Ocupação Naïve
<i>Didelphis aurita</i>	153	1
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	392	0,53
<i>Dasyprocta leporina</i>	1529	0,74
<i>Cuniculus paca</i>	2683	0,64
<i>Euphractus sexcinctus</i>	324	0,79
<i>Dasypus novemcinctus</i>	823	0,64
<i>Tamandua tetradactyla</i>	116	0,33
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	312	0,41
<i>Pecari tajacu</i>	1469	0,61
<i>Tayassu pecari</i>	893	0,56
<i>Tapirus terrestris</i>	3268	1
<i>Nasua nasua</i>	2762	1
<i>Leopardus pardalis</i>	382	0,53
<i>Puma yagouaroundi</i>	294	0,59

Figura 28 - Análise dos principais componentes (PCA) para verificar quais covariáveis estão correlacionadas na avaliação dos modelos de ocupação e detectabilidade de espécies de mamíferos na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



As covariáveis estão representadas pelos códigos utilizados nos modelos de ocupação e detectabilidade: (1) dens_liana = densidade de lianas; (2) dens_arv – densidade de árvores; (3) dist_arv = distância entre árvores; (4) dist_estrada = distância da estrada; (5) cob_sub = cobertura do sub bosque; (6) caça = frequência da caça; (7) dist_rehidro = distância do recurso hídrico; (8) dist_br = distância da BR 101.

Dasyprocta leporina - a cutia foi observada em 30 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,74. A partir dos oito modelos de ocupação e detectabilidade produzidos (Tabela 7), a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância entre árvores, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com

uma distância maior que 4 m (Figura 29). A probabilidade de ocupação em sítios menores que 4 m reduziu de 0,6 até chegar a um valor de 0,2 em sítios onde a distância entre árvores foi zero. A detectabilidade estava influenciada pela frequência de caça em cada sítio e, uma alta frequência de caça no sítio resultou em uma detectabilidade de 0,2 (Figura 30). Obtivemos 1529 registros de cutias nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi diurno, onde observamos dois picos de maior atividade (as 10:00 e 14:00 horas), tendo sido encontrada atividade durante todo o período diurno para essa espécie (Figura 31).

Tabela 7 - Modelos de ocupação para *Dasyprocta leporina* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014,

Modelos	AIC	AICwqt	nº parâmetros	P	Ĉ
$\Psi(\text{dist_arv});p(.)$	1228,19	0,62	3	0.18	1.21
$\Psi(.);p(\text{caça})$	1230,12	0,34	3	0.18	1.22
$\Psi(.);p(.)$	1236,56	0,02	2	0.19	1.21
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	1239,26	0,008	3	0.17	1.19
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	1243,63	0,004	3	0.18	1.23
$\Psi(\text{dist_br});p(.)$	1269,56	0,004	3	0.19	1.22
$\Psi(\text{dens_lian});p(.)$	1269,82	0,004	3	0.19	1.23

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 29 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Dasyprocta leporina* e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

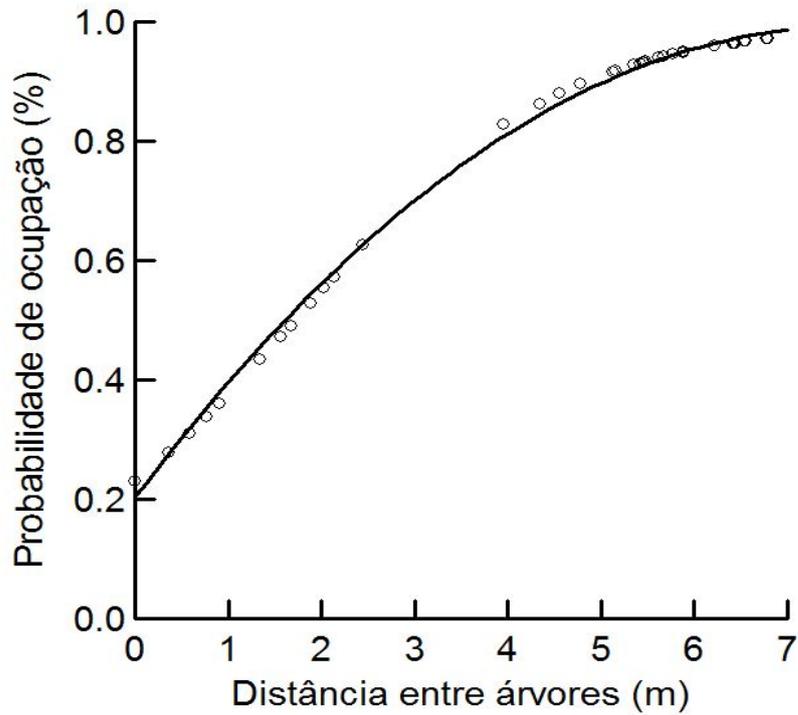


Figura 30 - Relação entre a detectabilidade de *Dasyprocta leporina* e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

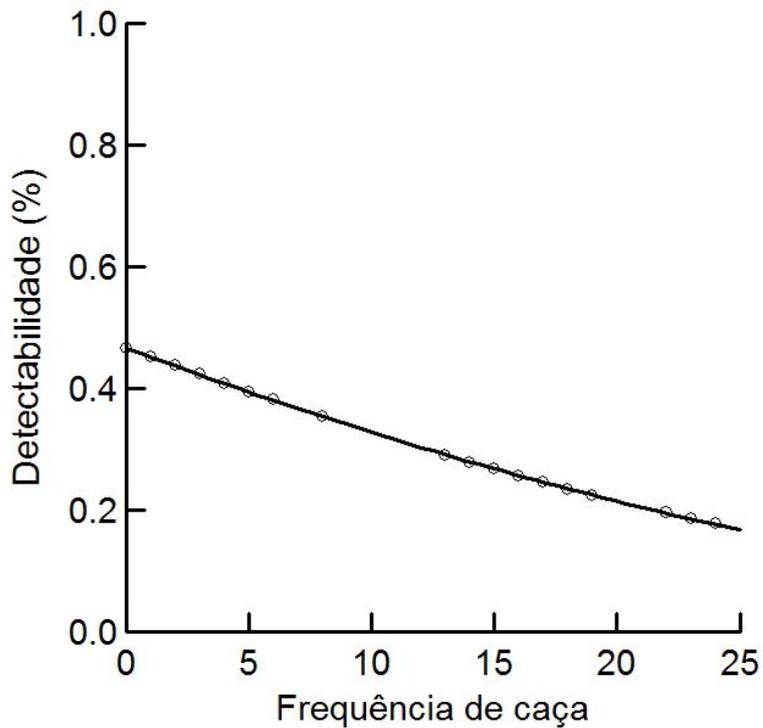
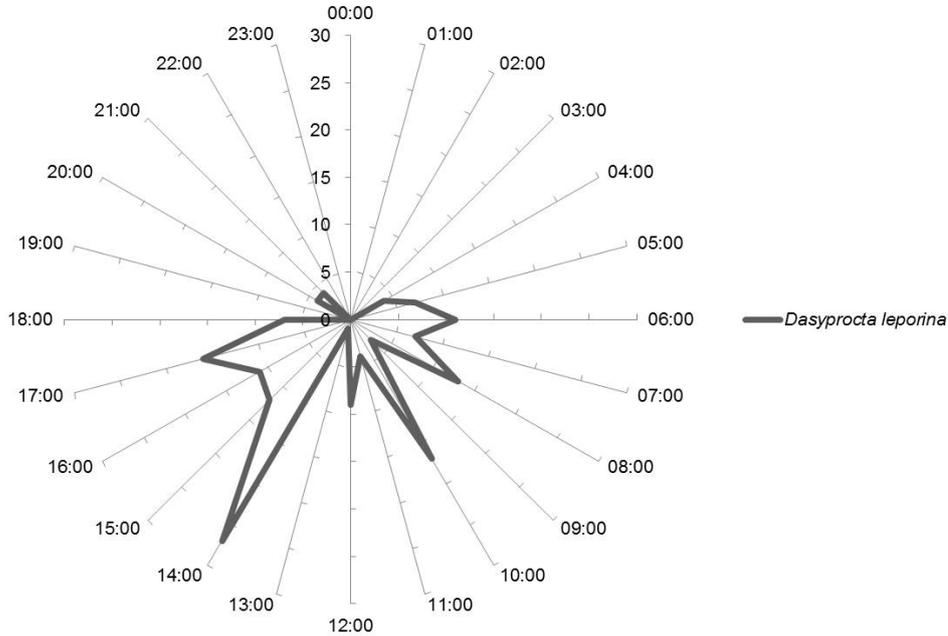


Figura 31 - Período de atividade de *Dasyprocta leporina* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Pecari tajacu - o porco cateto foi observado em 25 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,61. A partir dos oito modelos de ocupação e detectabilidade produzidos (Tabela 8) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância do recurso hídrico mais próximo, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com uma distância menor do que 500 m (Figura 32). A probabilidade de ocupação em sítios maiores do que 500 m foi reduzindo até atingir zero em sítios com uma distância maior do que 2200 m. A detectabilidade foi influenciada pela frequência de caça em cada sítio e, uma alta frequência de caça no sítio resultou em uma detectabilidade de 0,1 (Figura 33). Obtivemos 1469 registros de catetos nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros variou bastante, com a espécie apresentando picos tanto durante o período diurno (08:00 e 12:00 horas) quanto durante a noite (20:00 horas), foi encontrada uma redução na atividade no período da tarde entre as 14:00 e 17:00 horas (Figura 34).

Tabela 8 - Modelos de ocupação para *Pecari tajacu* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Modelos	AIC	AICwqt	nº parâmetros	p	\hat{c}
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(\cdot)$	1107,43	0,67	3	0.14	1.17
$\Psi(\cdot);p(\text{caça})$	1108.53	0.28	3	0.15	1.18
$\Psi(\cdot);p(\cdot)$	1113.36	0,04	2	0.14	1.17
$\Psi(\text{dist_arv});p(\cdot)$	1116.65	0.005	3	0.13	1.16
$\Psi(\text{dens_lian});p(\cdot)$	1125.36	0.001	3	0.16	1.18
$\Psi(\text{dist_br});p(\cdot)$	1125.69	0.001	3	0.15	1.17
$\Psi(\text{dist_estrada});p(\cdot)$	1126.39	0.001	3	0.17	1.18

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 32 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Pecari tajacu* e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

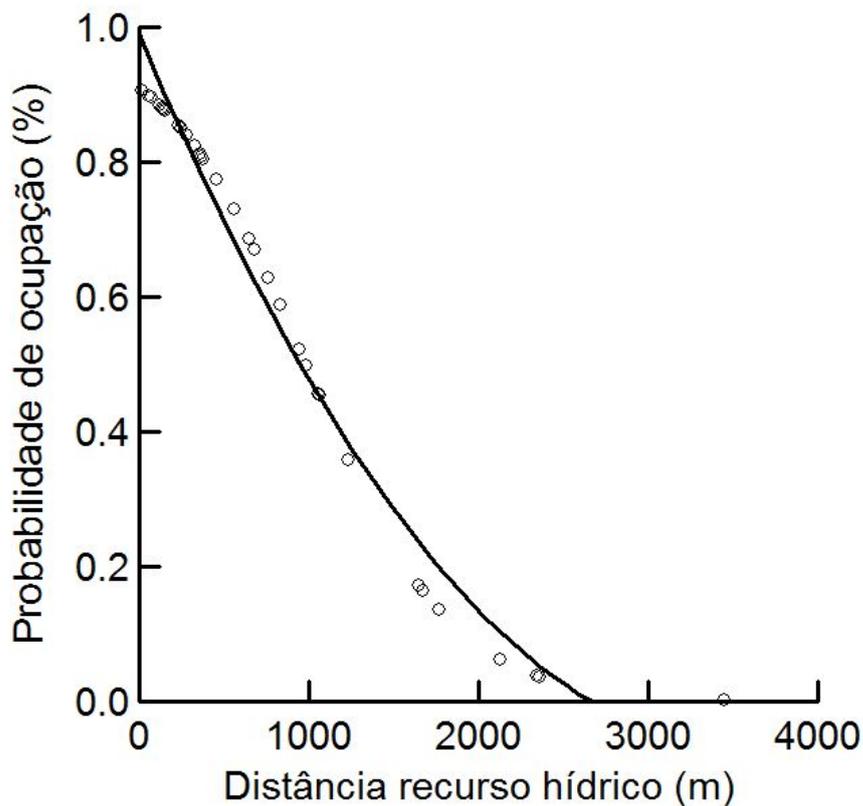


Figura 33 - Relação entre a detectabilidade de *Pecari tajacu* e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

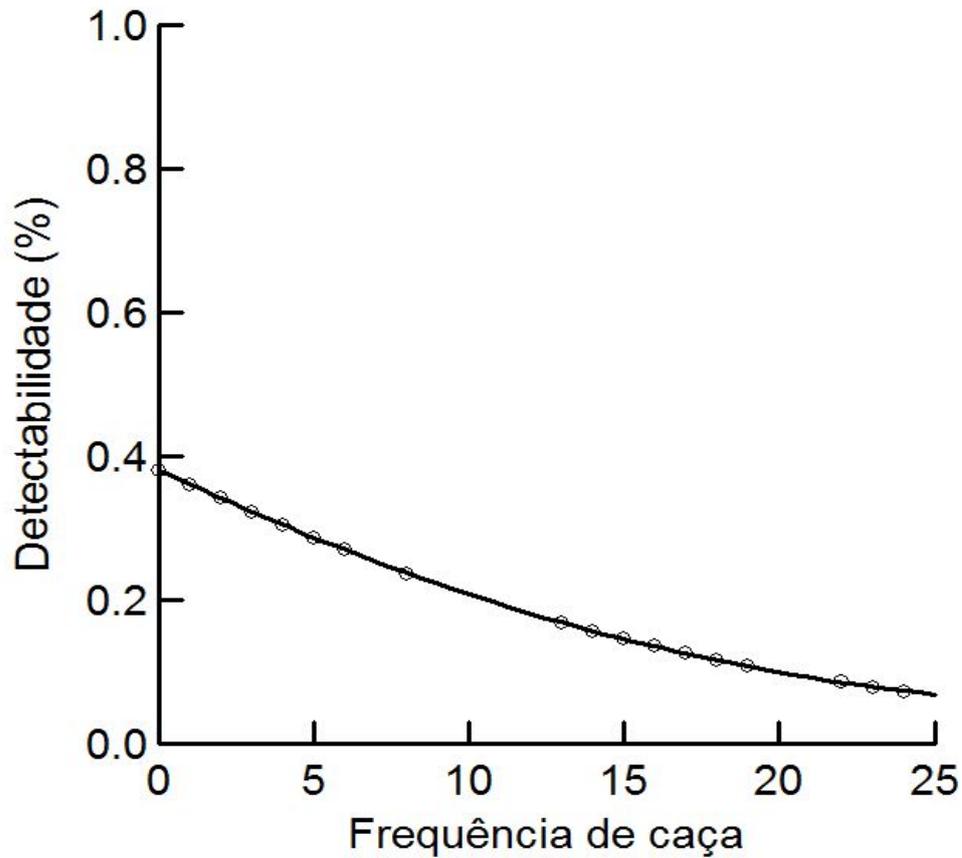
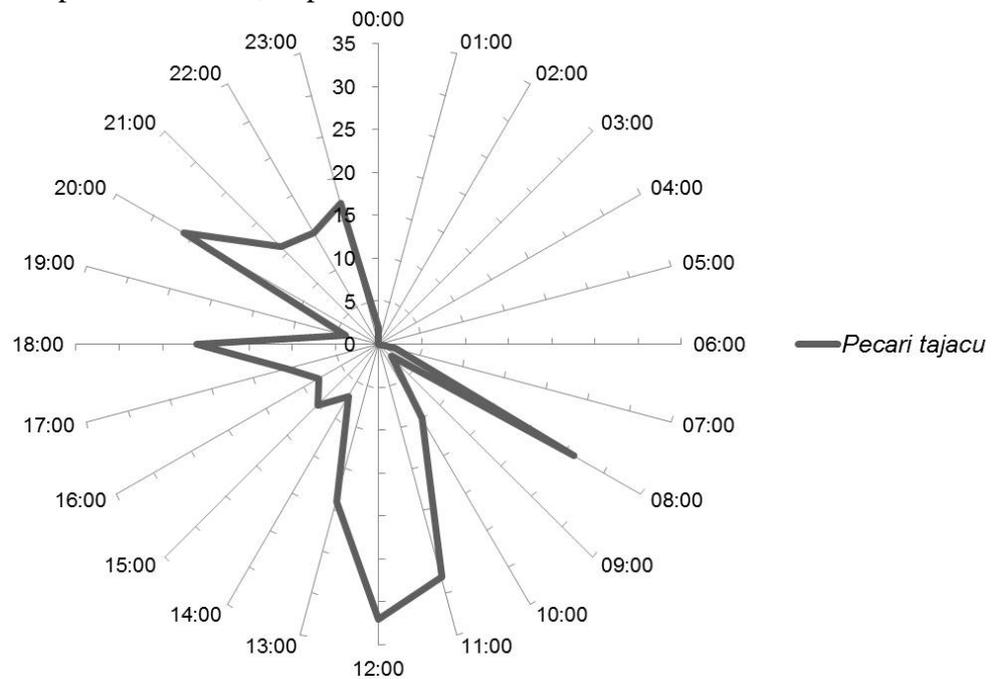


Figura 34 - Período de atividade de *Pecari tajacu* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Tayassu pecari - o porco queixada foi observado em 22 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naíve de 0,56. A partir dos oito modelos de ocupação e detectabilidade produzidos (Tabela 9) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância do recurso hídrico mais próximo, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com uma distância menor do que 500 m (Figura 35). A probabilidade de ocupação em sítios com distância maior que 500 m foi reduzindo até atingir a zero em sítios com uma distância maior do que 2300 m. A detectabilidade foi influenciada pela frequência de caça em cada sítio, uma alta frequência de caça no sítio resultou em uma detectabilidade de 0,16 (Figura 36). Obtivemos 893 registros de queixadas nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi diurno, com a espécie apresentando um pico de atividade às 07:00 horas (Figura 37).

Tabela 9 - Modelos de ocupação para *Tayassu pecari* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Modelos	AIC	AICwqt	n° parametros	p	ê
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	982,23	0,78	3	0.19	1.12
$\Psi(.);p(\text{caça})$	984,12	0,14	3	0.18	1.13
$\Psi(.);p(.)$	989,36	0,06	2	0.19	1.12
$\Psi(\text{dist_arv});p(.)$	990,45	0,01	3	0.2	1.14
$\Psi(\text{dens_lian});p(.)$	998,63	0,003	3	0.21	1.12
$\Psi(\text{dist_br});p(.)$	1012,36	0,003	3	0.2	1.13
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	1012,52	0,003	3	0.19	1.14

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 35 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Tayassu pecari* e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

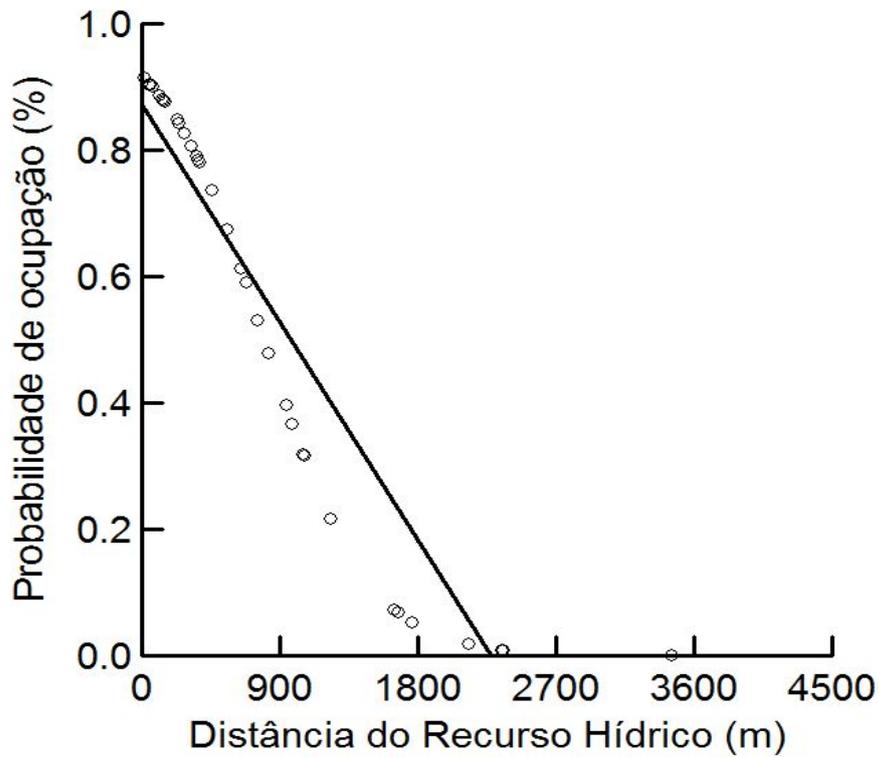


Figura 36 - Relação entre a detectabilidade de *Tayassu pecari* e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale município de Linhares, Espírito Santo.

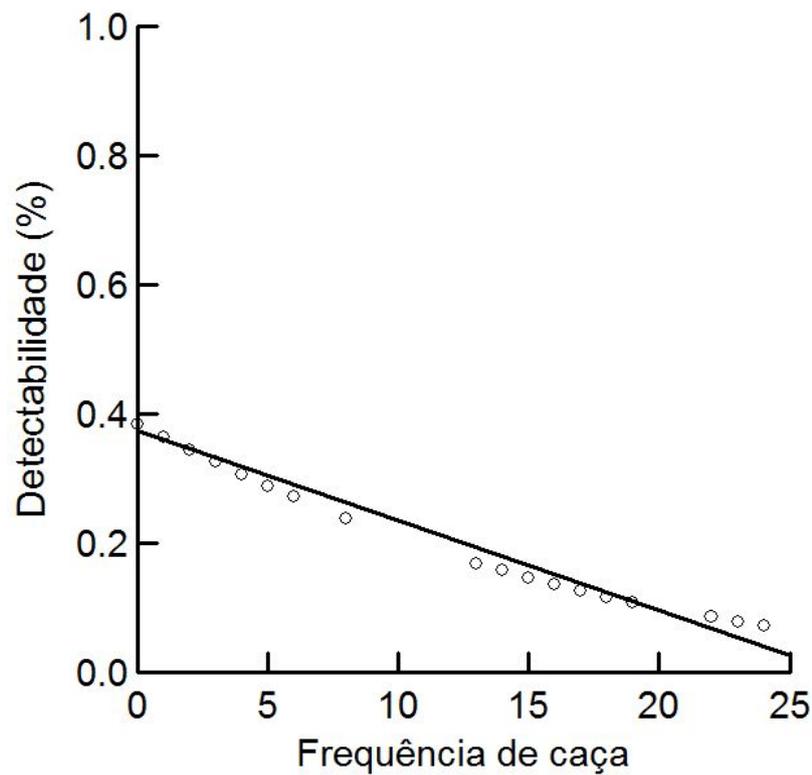
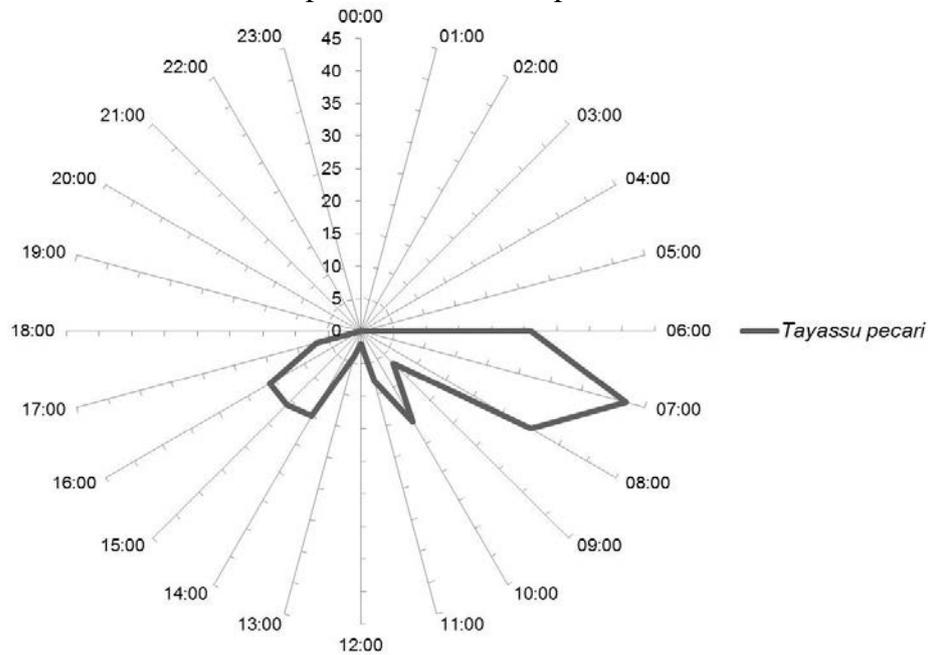


Figura 37 - Período de atividade de *Tayassu pecari* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Guerlinguetus ingrami - o esquilo foi observado em 21 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,53. A partir dos oito modelos de ocupação e detectabilidade produzidos (Tabela 10) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância entre árvores, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com uma distância maior do que 5 m (Figura 38). A probabilidade de ocupação em sítios com distância menor do que 3 m foi reduzindo até atingir um valor próximo de zero. Obtivemos 392 registros de esquilos nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi diurno, mais precisamente matutino com um pico de indivíduos ativos entre 06:00 e 08:00 horas (Figura 39).

Tabela 10 - Modelos de ocupação para *Guerlinguetus Ingrami* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Modelos	AIC	AICwqt	nº parâmetros	p	\hat{C}
$\Psi(\text{dist_arv});p(.)$	586,84	0,82	3	0,22	1,10
$\Psi(.);p(.)$	592,36	0,12	2	0,22	1,09
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	596,12	0,04	3	0,21	1,11
$\Psi(\text{dens_liana});p(.)$	597,36	0,01	3	0,23	1,10
$\Psi(\text{dist_br});p(.)$	598,45	0,006	3	0,21	1,11
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	598,63	0,002	3	0,24	1,09
$\Psi(.);p(\text{caça})$	599,71	0,002	3	0,24	1,11

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 38 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Guerlinguetus Ingrami* e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

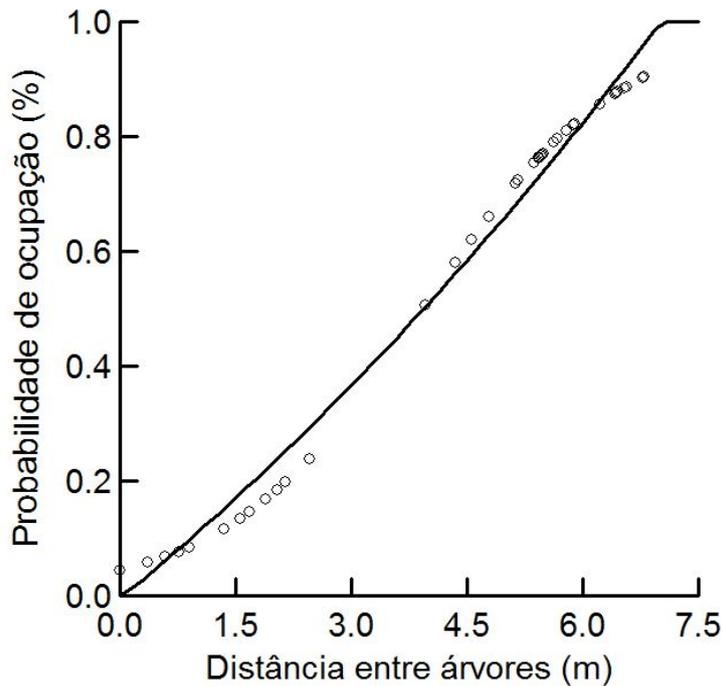
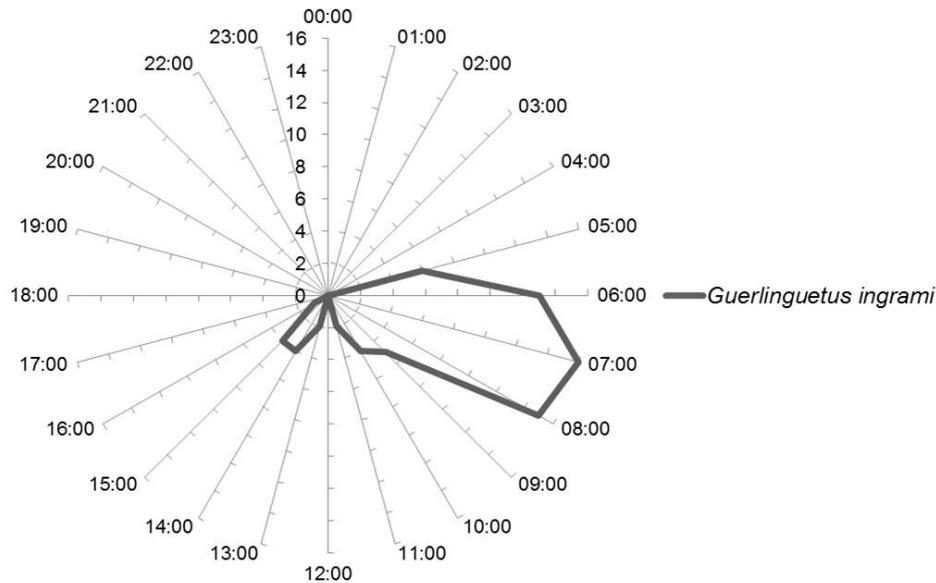


Figura 39 - Período de atividade de *Guerlinguetus ingrami* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, Estado do Espírito Santo, Brasil, município de Linhares, Espírito Santo.



Euphractus sexcinctus – o tatu-peba foi observado em 30 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,79. A partir dos seis modelos de ocupação e de detectabilidade produzidos (Tabela 11) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância da estrada, apresentando uma relação negativa, em que a probabilidade de ocupação aumentava conforme se reduzia a distância a partir da estrada, variando entre 1,0 até 0,18 (Figura 40). A detectabilidade foi afetada pela frequência de caça em cada sítio variando de 0,94 até 0,56 em sítios com maior frequência de caça (Figura 41). Obtivemos 324 registros de tatu-peba nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi diurno, com uma atividade bimodal com um pico durante a manhã as 10:00 horas e um no período da tarde as 14:00 horas (Figura 42).

Tabela 11 - Modelos de ocupação para *Euphractus sexcinctus* na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AIC wqt	n° parameters	p	\hat{C}
$\Psi(\text{dist_estrada});p(\cdot)$	1106.52	0.59	3	0.23	1.21
$\Psi(\cdot);p(\text{caça})$	1105.20	0.36	3	0.23	1.24
$\Psi(\cdot);p(\cdot)$	1098.32	0.03	2	0.22	1.25
$\Psi(\text{dens_3456});p(\cdot)$	1096.23	0.01	3	0.21	1.25
$\Psi(\text{cob_sub});p(\cdot)$	1092.58	0.005	3	0.22	1.24
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(\cdot)$	1092.46	0.005	3	0.21	1.24

Legenda: Com as seguintes covariadas: densidade de árvores com diâmetro da altura do peito (DAP) > 50 cm “dens_3456”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; cobertura do sub bosque “cob_sub”.

Figura 40 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Euphractus sexcinctus* e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

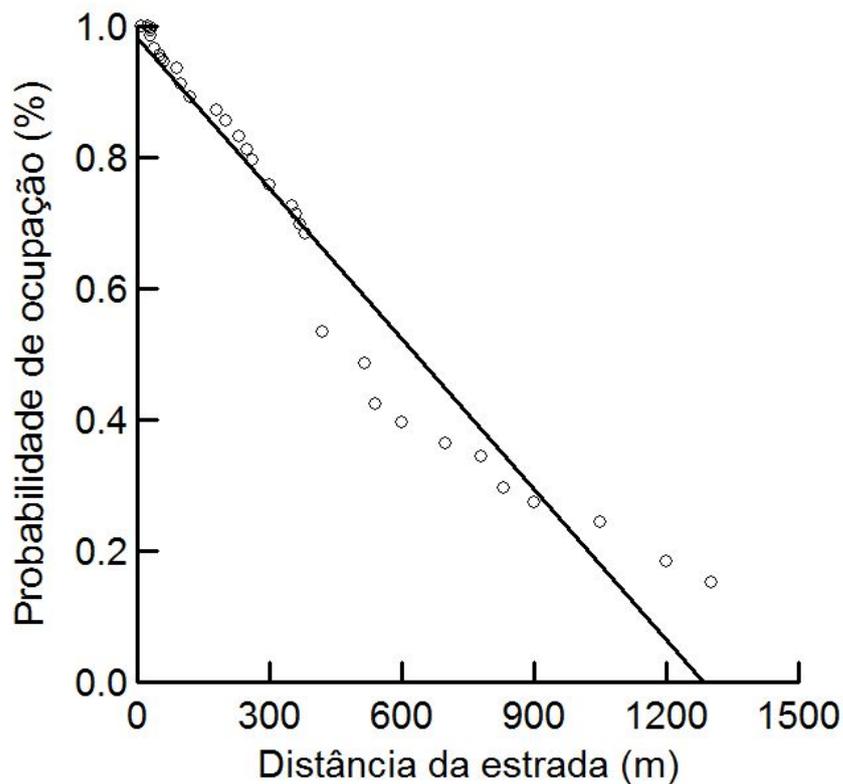


Figura 41 - Relação entre a detectabilidade de *Euphractus sexcinctus* e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

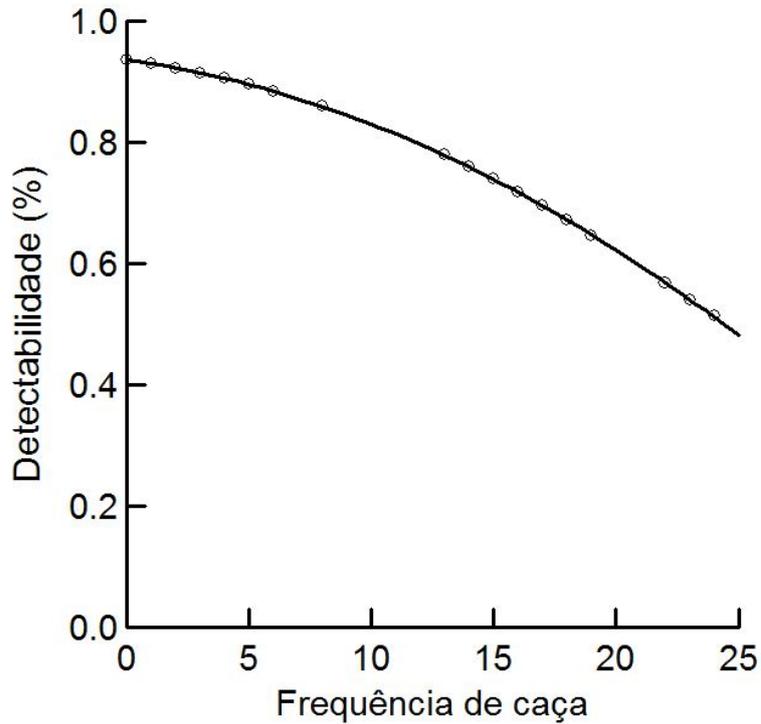
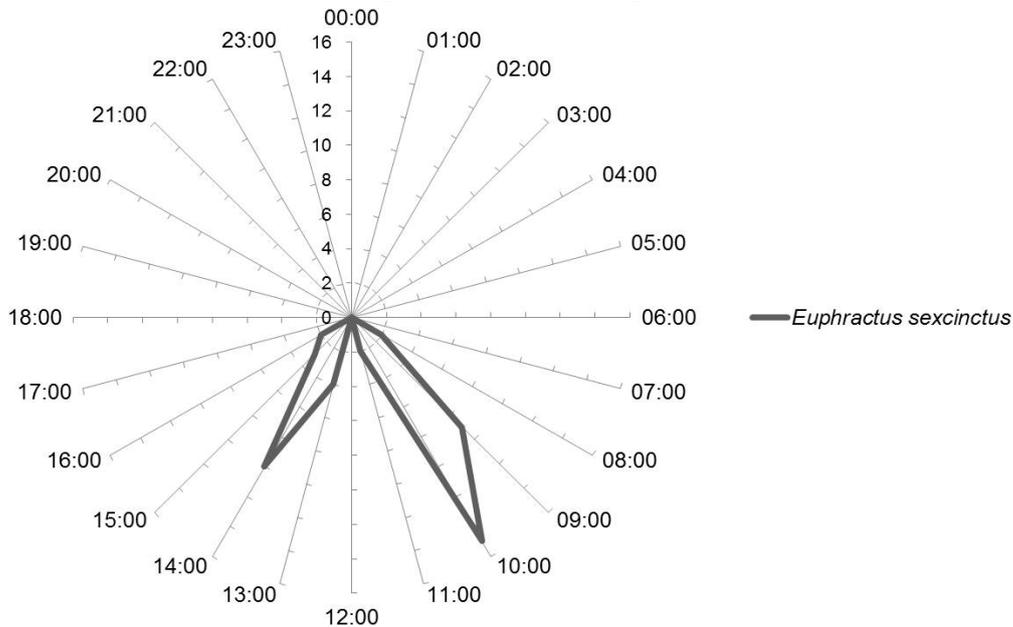


Figura 42 - Período de atividade de *Euphractus sexcinctus* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Dasypus novemcinctus - o tatu-galinha foi observado em 25 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,64. A partir dos seis modelos de ocupação e detectabilidade produzidos (Tabela 12) a probabilidade de ocupação foi melhor

descrita por duas covariáveis: (1) distância da estrada, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com uma distância maior que 750 m, apresentando uma relação positiva (Figura 43); (2) distância do recurso hídrico mais próximo, para a qual houve uma relação negativa, mostrando que com o aumento da distância a ocupação se reduzia até atingir em 0,47 em sítios com uma distância de 3600 m do recurso hídrico mais próximo (Figura 44). A detectabilidade foi afetada pela frequência de caça em cada sítio variando de 0,85 até 0,51 em sítios com maior frequência de caça (Figura 45). Obtivemos 823 registros de tatu-galinha nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi noturno, apresentando três picos de atividade nas horas 18:00, 21:00 e 02:00, respectivamente (Figura 46).

Tabela 12 - Modelos de ocupação para *Dasypus novemcinctus* na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AIC wqt	n° parameters	p	Ĉ
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	950.18	0.59	3	0.22	1.24
$\Psi(.);p(\text{caça})$	949.36	0.21	3	0.19	1.23
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	948.26	0.12	3	0.18	1.24
$\Psi(.);p(.)$	937.36	0.05	2	0.18	1.22
$\Psi(\text{dens_3456});p(.)$	936.45	0.02	3	0.21	1.25
$\Psi(\text{cob_sub});p(.)$	932.12	0.01	3	0.22	1.25

Legenda: Com as seguintes covariadas: densidade de árvores com diâmetro da altura do peito (DAP) > 50 cm “dens_3456”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; cobertura do sub bosque “cob_sub”.

Figura 43 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Dasytus novemcinctus* e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

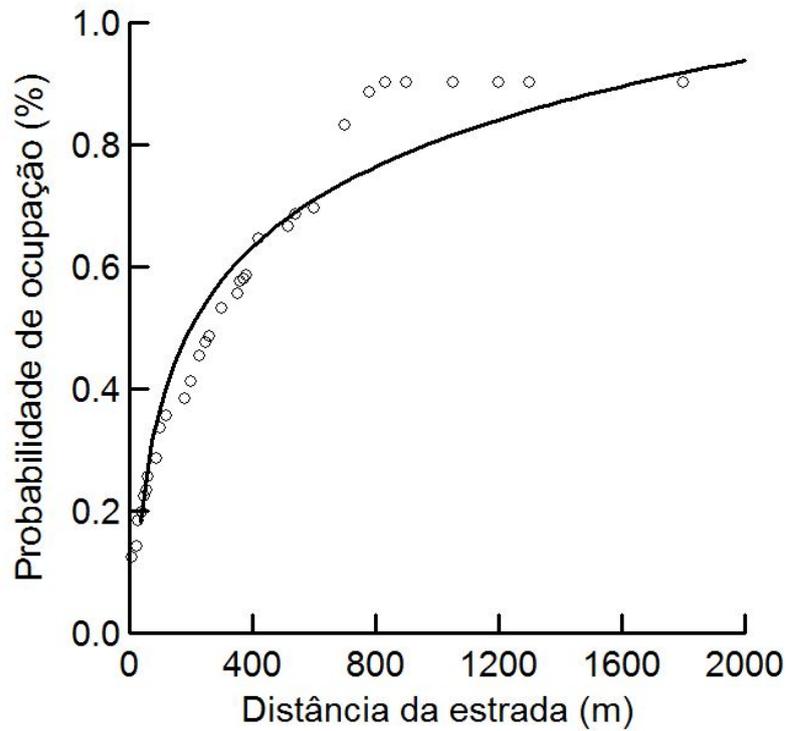


Figura 44 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Dasytus novemcinctus* e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

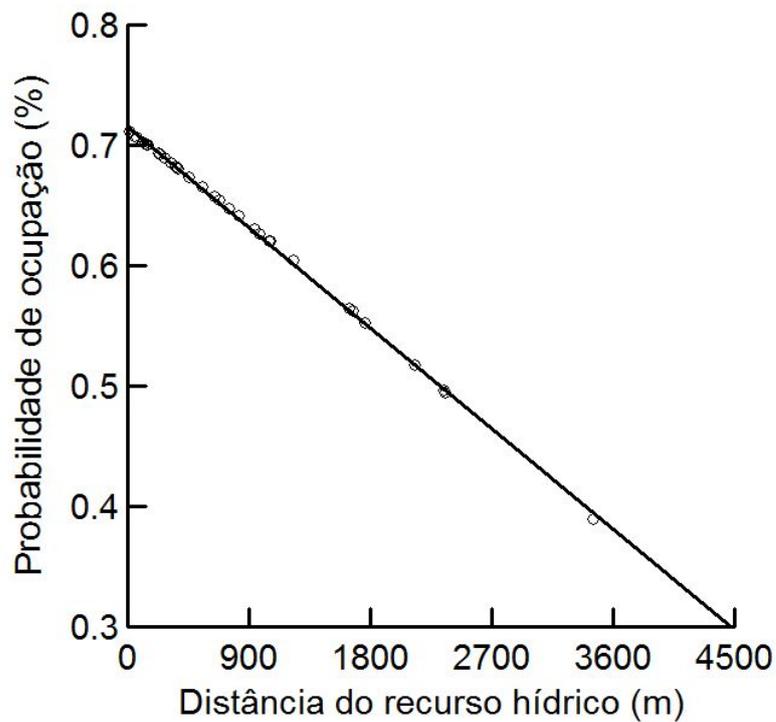


Figura 45 - Relação entre a detectabilidade de *Dasyopus novemcinctus* e a frequência de caça, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

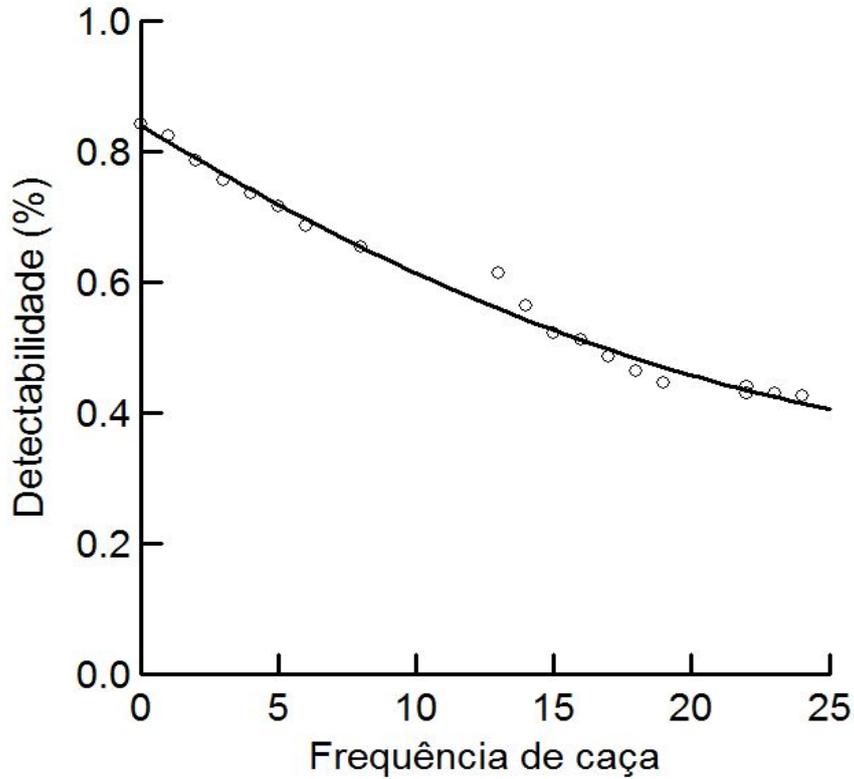
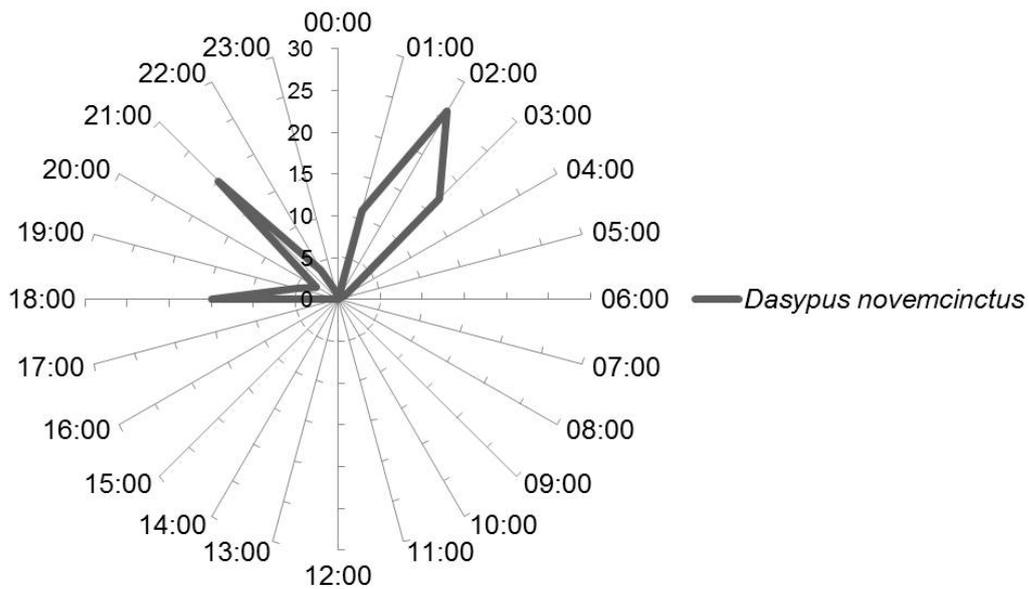


Figura 46 - Período de atividade de *Dasyopus novemcinctus* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



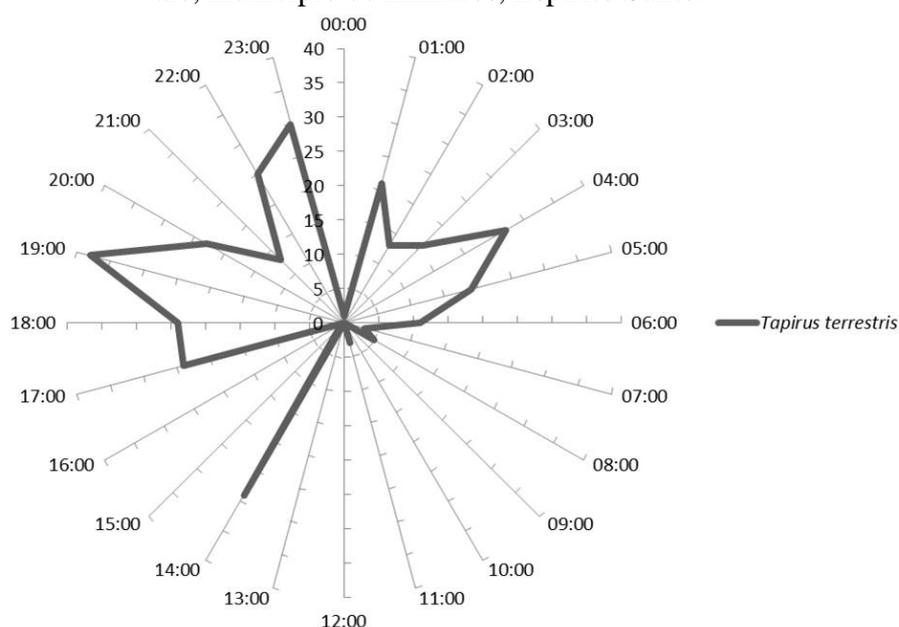
Tapirus terrestres - a anta foi observada em todos os 39 sítios, o que resultou em uma ocupação naïve igual a 1. A partir dos oito modelos de ocupação produzidos (Tabela 13), verificou-se que nenhuma das covariáveis afetou a probabilidade de ocupação e a detectabilidade para essa espécie. Obtivemos 3268 registros de anta nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros variou bastante, apresentando diferentes picos de atividade. Os picos de maior atividade foram nas seguintes horas 01:00, 04:00, 14:00, 19:00 e 23:00, respectivamente (Figura 47).

Tabela 13 - Modelos de ocupação para *Tapirus terrestres* na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	n° parameters	p	\hat{c}
$\Psi(\cdot);p(\cdot)$	1225,36	0,85	2	0,18	1,23
$\Psi(\cdot);p(\text{caça})$	1236,65	0,10	3	0,19	1,22
$\Psi(\text{dens_lian});p(\cdot)$	1237,25	0,02	3	0,18	1,21
$\Psi(\text{dist_br});p(\cdot)$	1237,25	0,003	3	0,19	1,23
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(\cdot)$	1241,36	0,003	3	0,17	1,22
$\Psi(\text{dist_estrada});p(\cdot)$	1241,36	0,003	3	0,18	1,23

Legenda: Com as seguintes covariadas: frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 47 - Período de atividade de *Tapirus terrestres* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



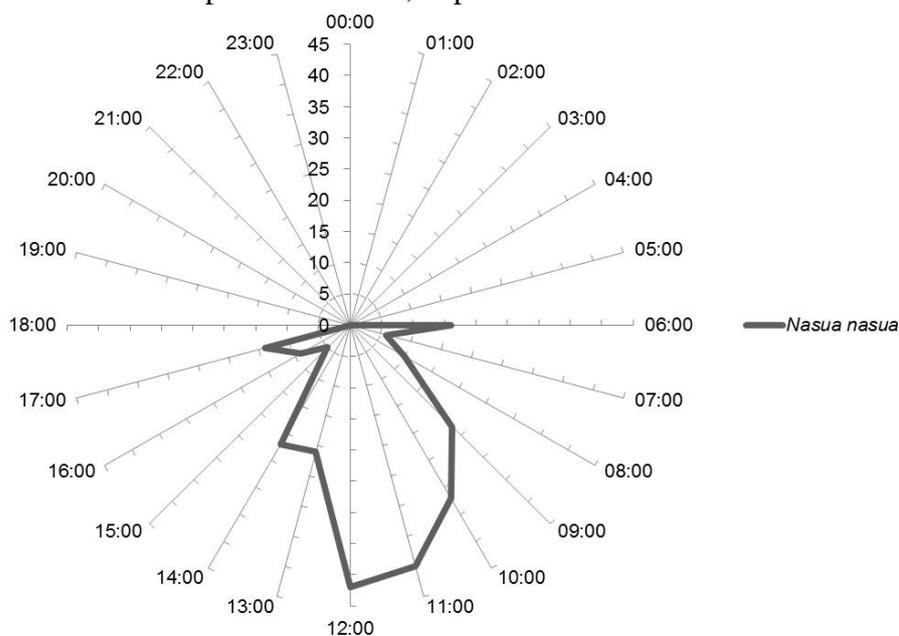
Nasua nasua – o quati foi observado em todos os 39 sítios, o que resultou em uma ocupação naïve igual a 1. A partir dos oito modelos de ocupação produzidos (Tabela 14), verificou-se que nenhuma das covariáveis afetou a probabilidade de ocupação e a detectabilidade para essa espécie. Obtivemos 2762 registros de quati nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi diurno, apresentando um pico de atividade entre as 09:00 e 14:00 horas (Figura 48).

Tabela 14 - Modelos de ocupação para *Nasua nasua* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	n° parameters	p	\hat{c}
$\Psi(\cdot);p(\cdot)$	1169,36	0,88	2	0,22	1,17
$\Psi(\cdot);p(\text{caça})$	1182,25	0,08	3	0,21	1,16
$\Psi(\text{dist_estrada});p(\cdot)$	1182,25	0,02	3	0,20	1,17
$\Psi(\text{dens_liana});p(\cdot)$	1182,25	0,002	3	0,22	1,15
$\Psi(\text{dist_br});p(\cdot)$	1188,36	0,002	3	0,21	1,16
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(\cdot)$	1188,36	0,002	3	0,22	1,15
$\Psi(\text{dist_arv});p(\cdot)$	1188,36	0,002	3	0,22	1,15

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 48 - Período de atividade de *Nasua nasua* Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Puma yagouaroundi – o gato mourisco foi registrado em 24 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,59. A partir dos oito modelos de

ocupação e detectabilidade produzidos (Tabela 15) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância entre árvores, em que a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com uma distância menor do que 3 m (Figura 49). A probabilidade de ocupação em sítios com distância maior que 3 m foi reduzindo até atingir um valor próximo de 0,2. Obtivemos 294 registros do gato mourisco nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi diurno, com dois picos de maior atividade às 07:00 e às 15:00 horas (Figura 50).

Tabela 15 - Modelos de ocupação para *Puma yagouaroundi* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	n° parameters	p	ê
$\Psi(\text{dist_arv});p(\cdot)$	813,03	0,72	3	0,21	1,12
$\Psi(\cdot);p(\cdot)$	816,38	0,16	2	0,22	1,13
$\Psi(\text{dist_estrada});p(\cdot)$	817,65	0,06	3	0,21	1,12
$\Psi(\text{dens_lian});p(\cdot)$	817,65	0,02	3	0,23	1,11
$\Psi(\text{dist_br});p(\cdot)$	826,32	0,003	3	0,21	1,12
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(\cdot)$	826,32	0,003	3	0,23	1,13
$\Psi(\cdot);p(\text{caça})$	826,32	0,003	3	0,22	1,13

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 49 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Puma yagouaroundi* e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

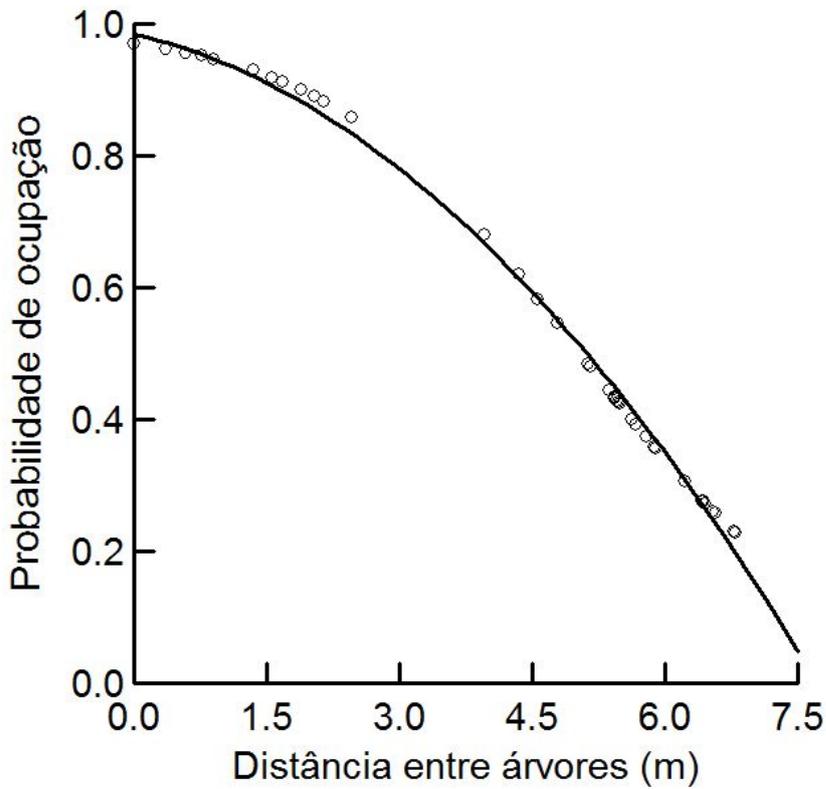
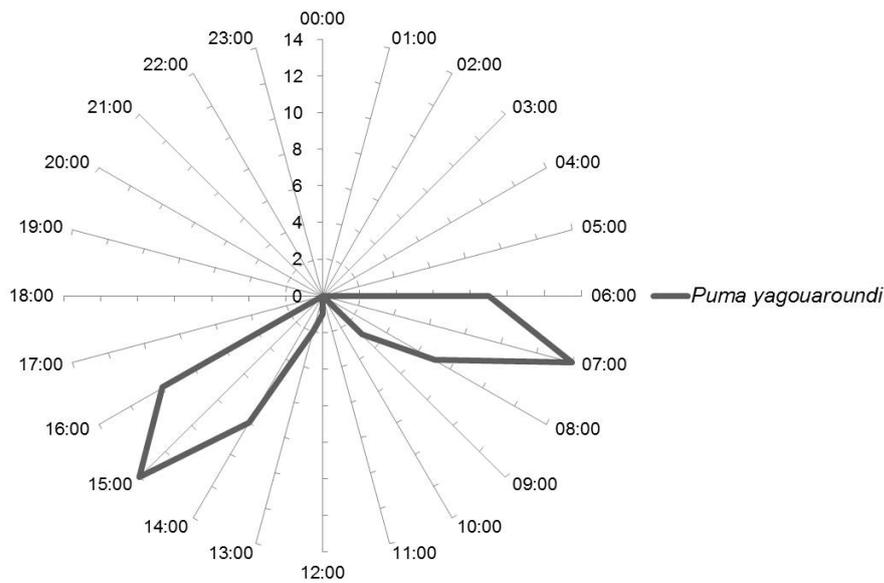


Figura 50 - Período de atividade de *Puma yagouaroundi* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Leopardus pardalis - a jaguatirica foi observada em 21 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,53. A partir dos oito modelos de ocupação e de detectabilidade produzidos (Tabela 16) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância entre árvores, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com uma distância maior do que 6 m (Figura 51). A probabilidade de ocupação em sítios com uma distância menor que 6 m foi reduzindo até atingir um valor próximo de zero. Obtivemos 382 registros de jaguatirica nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros incluiu os períodos diurno e noturno, com dois picos de maior atividade às 06:00 e às 22:00 horas (Figura 52).

Tabela 16 - Modelos de ocupação para *Leopardus pardalis* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	n° parameters	p	\hat{c}
$\Psi(\text{dist_arv});p(.)$	916,94	0,69	3	0.18	1.21
$\Psi(.);p(.)$	922,32	0,11	2	0.18	1.22
$\Psi(.);p(\text{caça})$	922,32	0,10	3	0.19	1.21
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	928,15	0,07	3	0.17	1.19
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	929,35	0,02	3	0.18	1.23
$\Psi(\text{dist_br});p(.)$	929,35	0,005	3	0.19	1.22
$\Psi(\text{dens_lian});p(.)$	929,35	0,005	3	0.19	1.23

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 51 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Leopardus pardalis* e a distância entre árvores, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

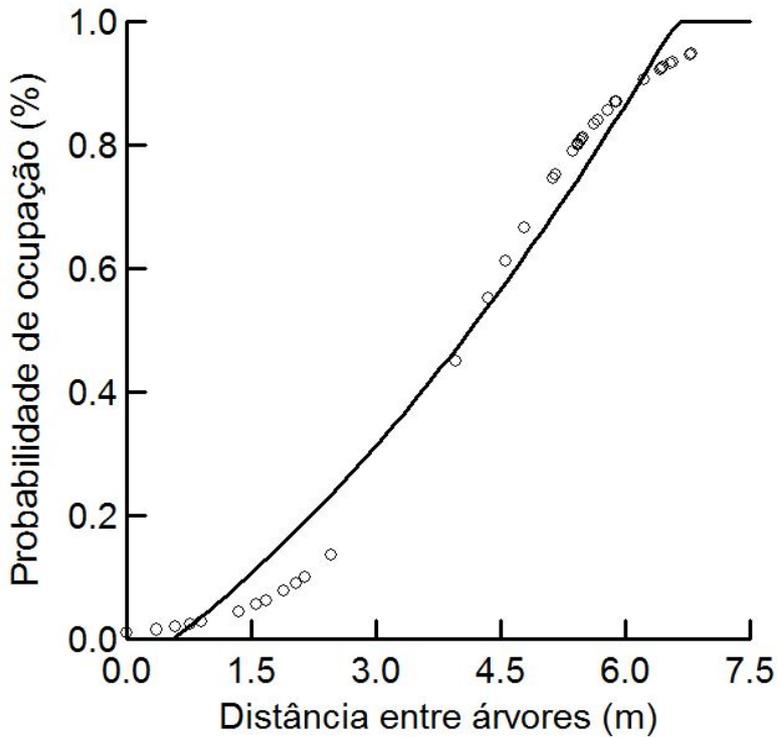
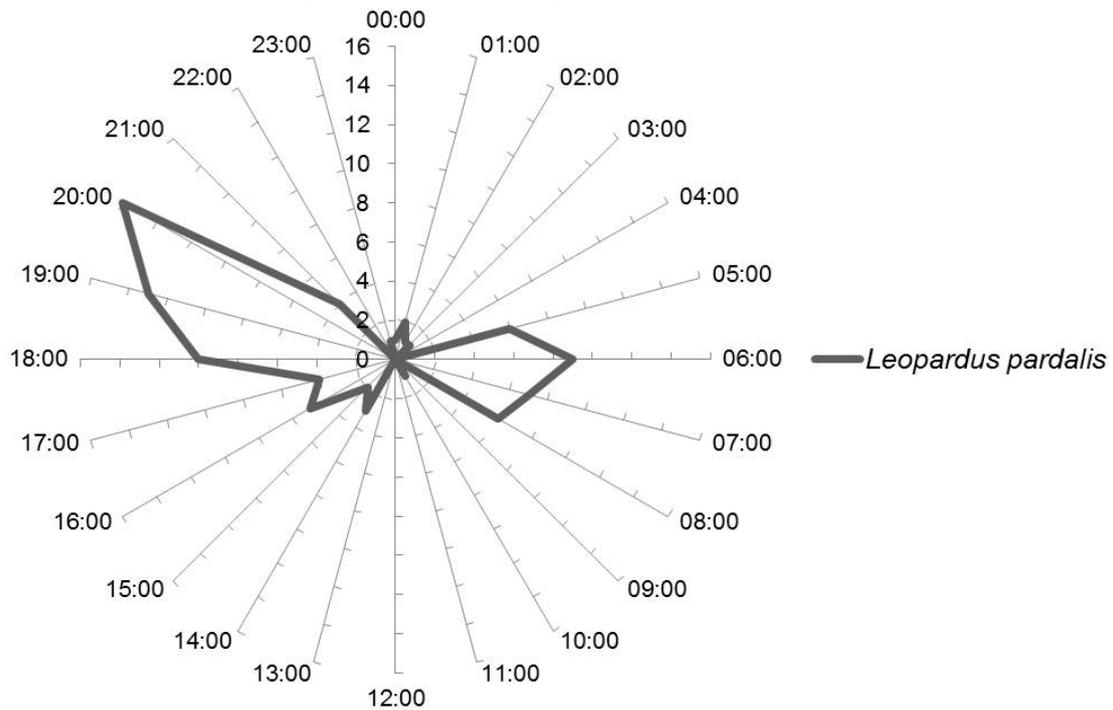


Figura 52 - Período de atividade de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Cuniculus paca - a paca foi observada em 25 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,64. A partir dos oito modelos de ocupação e de detectabilidade produzidos (Tabela 17), a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância do recurso hídrico mais próximo, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com uma distância menor que 900 m (Figura 53). A probabilidade de ocupação em sítios com distância maior do que 900 m foi reduzindo até atingir a zero em sítios com uma distância maior que 2400 m. Obtivemos 2683 registros de paca nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi noturno, com a espécie apresentando três picos de maior atividade nas seguintes horas, 18:00, 22:00 e 01:00, respectivamente (Figura 54).

Tabela 17 - Modelos de ocupação para *Cuniculus paca* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	n° parameters	p	ê
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	962,59	0,68	3	0,14	1,18
$\Psi(.);p(.)$	969,33	0,10	2	0,15	1,17
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	969,33	0,10	3	0,15	1,18
$\Psi(.);p(\text{caça})$	969,33	0,10	3	0,16	1,17
$\Psi(\text{dens_lian});p(.)$	978,45	0,01	3	0,15	1,19

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 53 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Cuniculus paca* e a distância do recurso hídrico mais próximo, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

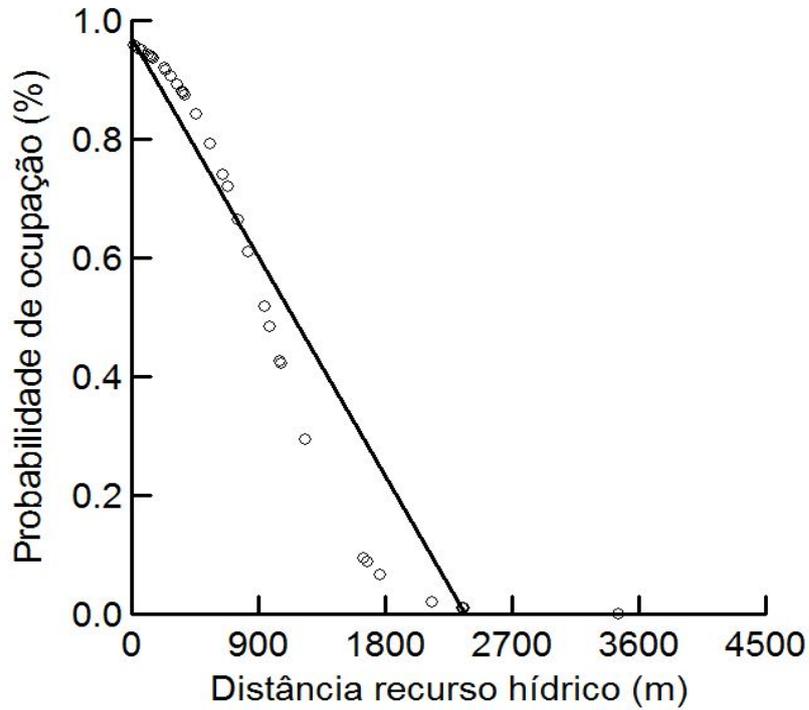
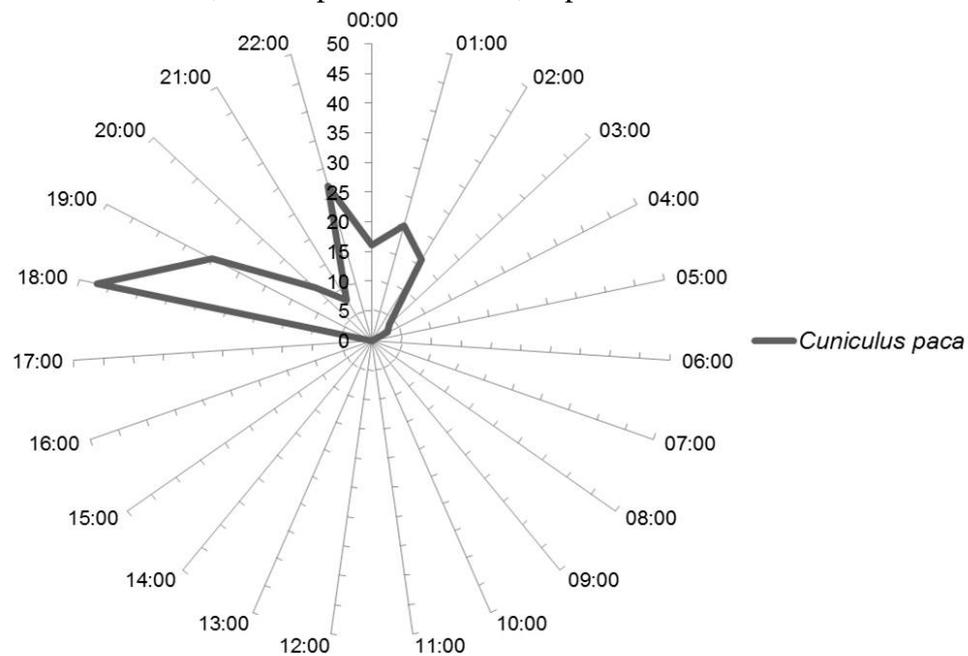


Figura 54 - Período de atividade de *Cuniculus paca* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Sylvilagus brasiliensis - o tapiti foi observado em 17 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,41. A partir dos oito modelos de ocupação e de detectabilidade produzidos (Tabela 18) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita pela distância da estrada, em que a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,6$) em sítios com uma distância menor do que 300 m (Figura 55). A probabilidade de ocupação em sítios com distância maior do que 300 m foi reduzindo até atingir a zero em sítios com uma distância maior que 800 m. Obtivemos 312 registros de tapiti nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi noturno, com a espécie apresentando quatro picos de maior atividade nas seguintes horas, 18:00, 20:00, 22:00 e 03:00, respectivamente (Figura 56).

Tabela 18 - Modelos de ocupação para *Sylvilagus brasiliensis* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	n° parameters	p	\hat{c}
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	429,47	0,78	3	0,17	1,25
$\Psi(.);p(.)$	434,45	0,09	2	0,18	1,23
$\Psi(\text{dens_lian});p(.)$	438,35	0,06	3	0,18	1,24
$\Psi(\text{dist_arv});p(.)$	438,35	0,06	3	0,17	1,25
$\Psi(\text{dist_br});p(.)$	442,32	0,003	3	0,19	1,23
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	442,32	0,003	3	0,16	1,24
$\Psi(.);p(\text{caça})$	442,32	0,003	3	0,18	1,26

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 55 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Sylvilagus brasiliensis* e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

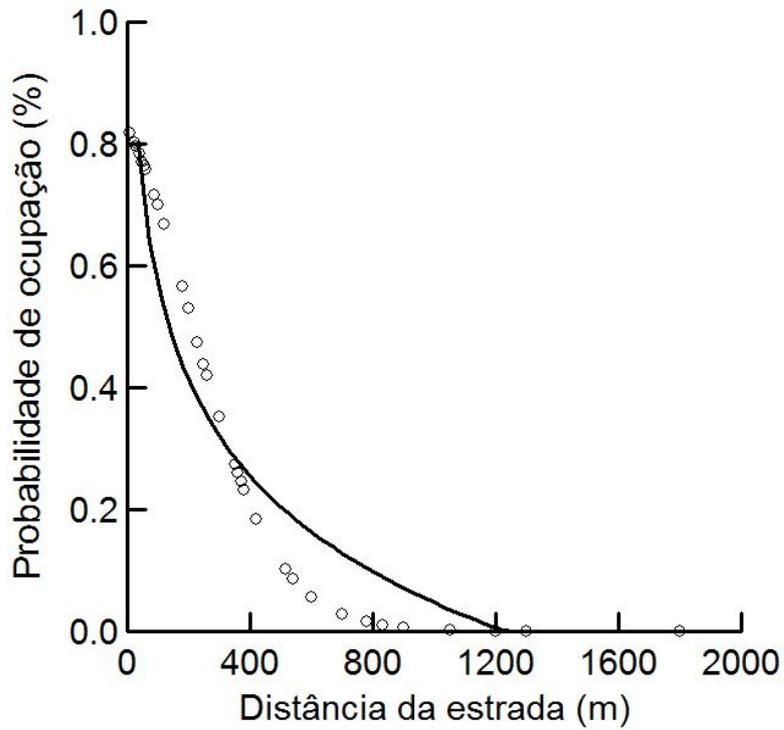
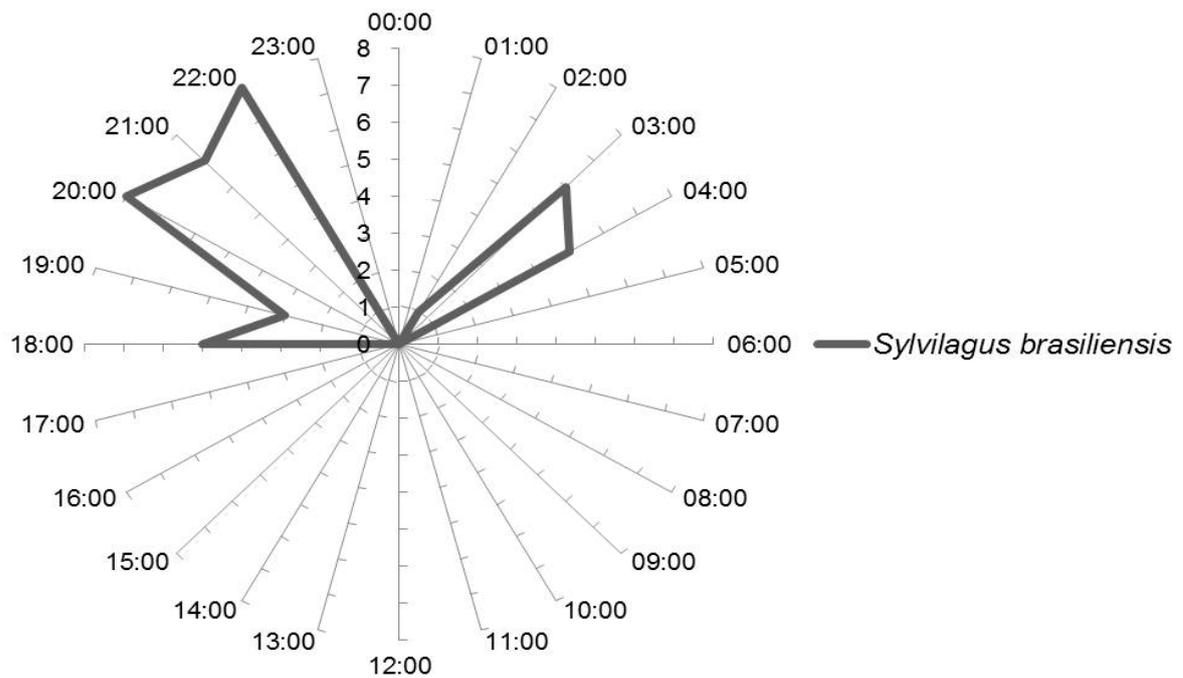


Figura 56 - Período de atividade de *Sylvilagus brasiliensis* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



Tamandua tetradactyla - o tamanduá-mirim foi registrado em 10 dos 39 sítios amostrados, o que resultou em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,33. A partir dos oito modelos de ocupação e de detectabilidade produzidos (Tabela 19) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita por duas covariáveis: (1) densidade de lianas, onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,6$) e se manteve constante a partir de uma densidade de 250 lianas por hectare (Figura 57); (2) a distância da estrada influenciou negativamente na ocupação do tamanduá, em que os sítios mais próximos da estrada (cerca de 100 metros) apresentaram uma probabilidade de ocupação de $> 50\%$ (Figura 58). Obtivemos 116 registros de tamanduá-mirim nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi basicamente noturno, com a espécie apresentando um maior pico de atividade as 21:00 horas (Figura 59).

Tabela 19 - Modelos de ocupação para *Tamandua tetradactyla* na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	nº parameters	P	\hat{c}
$\Psi(\text{dens_liana});p(.)$	382,56	0,59	3	0,22	1,28
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	383,45	0,34	3	0,21	1,27
$\Psi(.);p(.)$	387,26	0,02	2	0,22	1,28
$\Psi(\text{dist_arv});p(.)$	388,65	0,01	3	0,23	1,26
$\Psi(\text{dist_br});p(.)$	388,79	0,003	3	0,20	1,29
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	393,12	0,003	3	0,21	1,28
$\Psi(.);p(\text{caça})$	395,85	0,003	3	0,22	1,26

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 57 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Tamandua tetradactyla* e a densidade de lianas, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

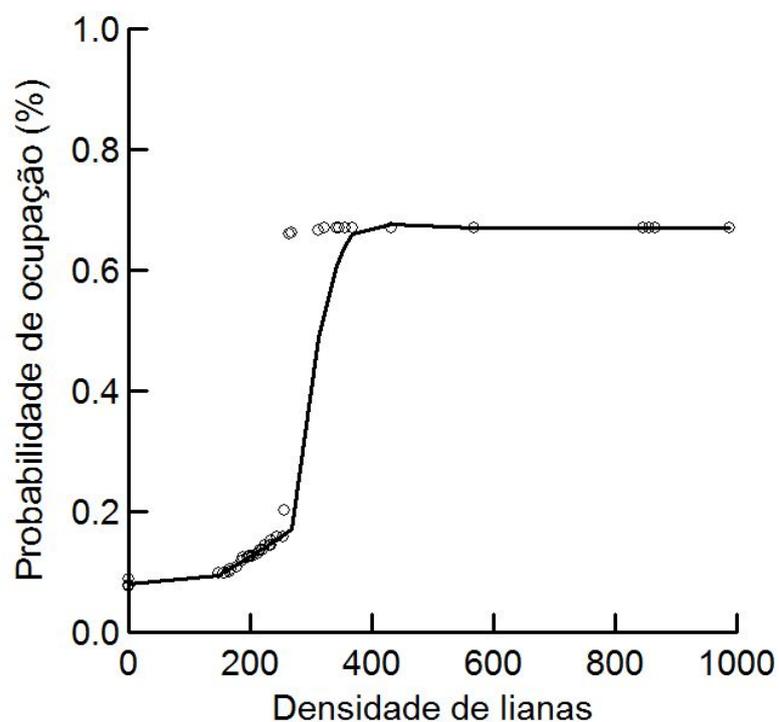


Figura 58 - Relação entre a probabilidade de ocupação por *Tamandua tetradactyla* e a distância da estrada, estimada para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

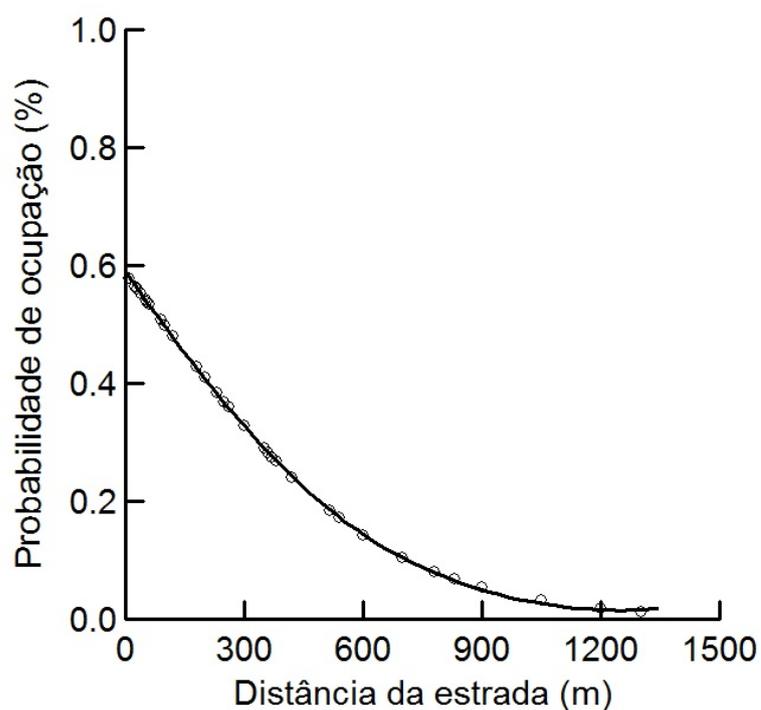
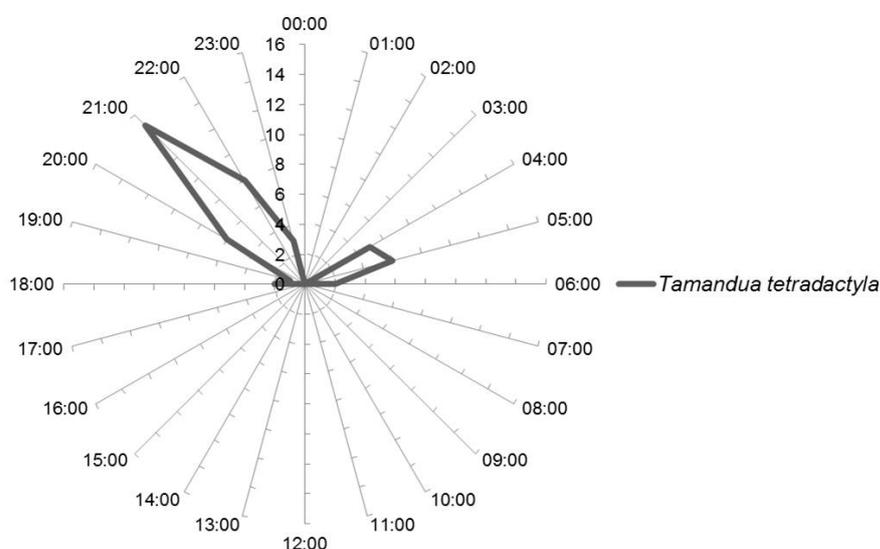


Figura 59 - Período de atividade de *Tamandua tetradactyla* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



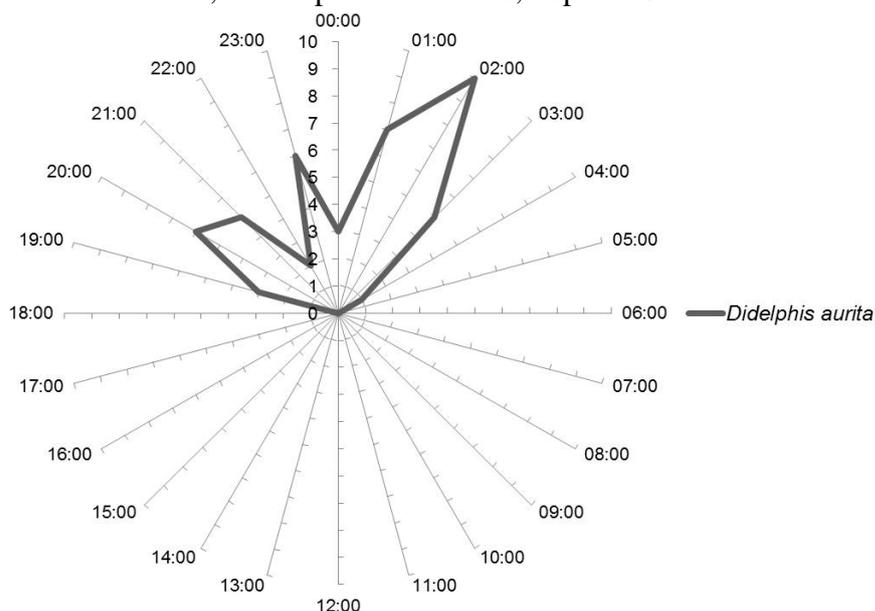
Didelphis aurita - o gambá foi observado em 12 dos 39 sítios, o que resultou em uma ocupação naïve igual a 0.35. A partir dos oito modelos de ocupação produzidos (Tabela 20), verificou-se que nenhuma das covariáveis afetou a probabilidade de ocupação e a detectabilidade para essa espécie. Obtivemos 153 registros de gambá nas armadilhas fotográficas. O período de atividade estimado a partir desses registros foi noturno, apresentando três picos de atividade as 20:00, 23:00 e por volta das 02:00 horas (Figura 60).

Tabela 20 - Modelos de ocupação para *Didelphis aurita* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimado por armadilhas fotográficas no período de maio de 2013 a junho 2014.

Model	AIC	AICwqt	nº parameters	p	\hat{c}
$\Psi(\cdot);p(\cdot)$	389,63	0,86	2	0,19	1,29
$\Psi(\text{dist_estrada});p(\cdot)$	398,12	0,12	3	0,18	1,28
$\Psi(\cdot);p(\text{caça})$	399,25	0,004	3	0,20	1,29
$\Psi(\text{dens_lian});p(\cdot)$	401,45	0,004	3	0,21	1,30
$\Psi(\text{dist_br});p(\cdot)$	405,36	0,004	3	0,19	1,33
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(\cdot)$	405,36	0,002	3	0,20	1,32
$\Psi(\text{dist_arv});p(\cdot)$	405,89	0,002	3	0,18	1,29

Legenda: Com as seguintes covariadas: distância média entre árvores (m) “dist_arv”; frequência média de caça por armadilha fotográfica “caça”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”.

Figura 60 - Período de atividade de *Didelphis aurita* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



3.3 Discussão

Os dados indicaram que dos roedores analisados no presente capítulo, a cutia e o esquilo apresentaram uma relação positiva com habitats florestais uma vez que sua probabilidade de ocupação foi afetada pela distância entre árvores. Isto seria esperado de ocorrer uma vez que, ambas as espécies estão de forma geral fortemente associadas aos ambientes florestais (Oliveira e Bonvicino, 2006; Henry 1999). Por outro lado, a paca, não foi afetada pela distância entre árvores, mas sim pela distância do recurso hídrico mais próximo, o que também seria esperado para esta espécie, pois a mesma ocorre geralmente associada a córregos e margem de rios (Eisenberg e Redford, 1999). Dos três roedores, somente a cutia teve sua detectabilidade influenciada pela frequência da caça na reserva, o que pode ser justificado pela maior sensibilidade da espécie à pressão de caça, sendo considerada uma boa indicadora da qualidade ambiental (Mamede e Alho, 2008). A paca apesar de também ser uma espécie cinegética não teve sua detectabilidade influenciada pela frequência da caça, pois essa espécie é geralmente abundante nas áreas onde ocorre (Emmons 1990). Em termos do período de atividade, a cutia e o esquilo são espécies essencialmente diurnas (Eisenberg e Redford, 1999), enquanto a paca é noturna (Eisenberg e Redford, 1999). A diferença no período de atividade entre a cutia e a paca pode ser uma adaptação evolutiva para evitar competição

(fantasma da competição), uma vez que essas duas espécies utilizam o habitat de forma semelhante e apresentam uma dieta similar (Dubost e Henry, 2006).

Os porcos, queixada e cateto, apresentaram uma probabilidade de ocupação negativamente relacionada com a distância do recurso hídrico. Essas duas espécies apesar de apresentarem amplas áreas de vida, ocorrem com maior frequência em geral em ambientes próximos à uma fonte de água (Nowak 1991). A densidade de ambas as espécies foi diferente na reserva (veja capítulo 2) e a detectabilidade desses dois porcos foi igualmente influenciada pela frequência da caça na reserva. Apesar da probabilidade de ocupação e a detectabilidade terem sido similares para o queixada e cateto, essas duas espécies segregaram em termos do período de atividade. O queixada teve picos de atividade diurna, com maior atividade nas primeiras horas da manhã enquanto o cateto teve um período de atividade relativamente variado, com picos de atividade noturnos. Nascimento et al. (2004) encontraram resultados similares para essas duas espécies no Pantanal, sugerindo que essa diferenciação seria uma estratégia para evitar interações entre os grupos sociais das duas espécies, já que alguns recursos são compartilhados, incluindo habitats.

Apesar do tatu-galinha possuir uma flexibilidade com relação à preferência de habitat, ocorrendo tanto em áreas de vegetação aberta como em áreas florestais, houve uma predominância da espécie para habitats mais complexos, como matas ciliares e florestas clímax (Bonato 2002; Anacleto e Diniz-Filho, 2008). Isso confirma a maior probabilidade de ocupação do tatu-galinha para os sítios mais distantes da estrada secundária (borda da mata). Além da distância da estrada, a probabilidade de ocupação foi afetada pela distância do recurso hídrico mais próximo e isto pode ser explicado pelo fato de que existe uma maior facilidade da construção de tocas próximas às margens de rios e riachos (McBee e Baker, 1982). Por outro lado, o tatu-peba é muito mais comum em áreas abertas com árvores esparsas e arbustos (Redford e Wetzel, 1985), embora esses mesmos autores também tenham descrito a presença desta espécie na borda da floresta. Outros autores citam a utilização de habitats florestais bem como áreas abertas, para a espécie (Emmons e Feer, 1997). Isto explica a relação negativa com a distância da estrada com a probabilidade de ocupação estimada neste estudo. No Parque Nacional da Serra da Canastra - MG, o tatu-peba ocorreu em habitats de pastagens e de campo cerrado e nenhum indivíduo foi registrado em áreas de mata de galeria (Carter e Encarnação, 1983). A caça é também um fator que ameaça tatus, uma ação negativa de forte impacto, que tem reduzido a abundância de espécies de mamíferos em áreas neotropicais (Glanz 1996; Peres, 1990) O fato da detectabilidade ter sido inferior em áreas com maior frequência de caça provavelmente se deve ao fato de tatus estarem entre as

espécies cinegéticas mais procuradas (Anacleto 2001; Ojeda et al. 2002), e essa preferência pode ser explicada pela considerável palatabilidade de sua carne e sua fácil captura.

A diferença no período de atividade encontrada para as duas espécies de tatus, foi similar às estimativas encontradas para outros estudos em diferentes regiões (Loughry e McDonough, 1997; Schaller 1983). O fato do tatu-galinha ter tido um período de atividade noturno está relacionado com a habilidade de termorregulação da espécie que é menor do que a do tatu-peba (MacNab 1985).

Para a anta, o quati e o gambá nenhuma das covariáveis mensuradas no presente estudo afetou a probabilidade de ocupação e de detectabilidade. O fato de que nenhuma covariável das diferentes fitofisionomias da reserva ter afetado na ocupação dessas espécies provavelmente está relacionado com a alta mobilidade das mesmas na paisagem (Cordeira e Oliveira, 2006; Hass 2002; Loreto e Vieira, 2005), já que podem utilizar os mais diversos tipos de habitats, desde áreas com vegetação aberta, monoculturas, e áreas florestadas (Cáceres 2003; Cordeiro e Oliveira, 2006; Hass 2002). Em termos do período de atividade dessas três espécies, os resultados apresentados no presente estudo corrobora e fortalece os resultados presentes na literatura. Wallace et al. (2002) relatou para a anta, picos de atividade preferencialmente crepusculares e noturnos, conforme o resultado do presente estudo. Já os quatis são conhecidos de permanecer ativos durante todo o dia, podendo apresentar diferentes picos de atividade ao longo da manhã e tarde (Eisenberg e Redford, 1999). Os gambás foram descritos como predominantemente noturnos (Emmons e Feer, 1997).

As duas espécies da família Felidae, o gato mourisco e a jaguatirica, tiveram sua probabilidade de ocupação influenciada pela distância entre árvores. A jaguatirica apresentou uma relação positiva de sua ocupação com a distância entre árvores, o que pode ser relacionado com o fato de que a espécie apresenta uma preferência por habitat florestais conforme relatado em outros estudos (Crawshaw 1995; Jacob 2002). O gato mourisco teve no presente estudo uma maior probabilidade de ocupação em áreas de vegetação arbustiva e aberta da reserva e em estudo anterior foi já reportado para diversos tipos de habitats, como florestas tropicais, áreas com vegetação arbustiva e campos abertos (Oliveira 1994). O período de atividade dessas espécies também foi similar ao encontrado na literatura, com a jaguatirica apresentando maior atividade a noite e o gato mourisco com maior atividade diurna (Oliveira 1994; Silva 1994). A sobreposição no período de atividade dessas espécies por volta das 06:00 h, pode ser compensada pelo fato de que essas espécies apresentaram uma partição espacial do habitat. Essa diferenciação espacial poderia ser considerada uma

adaptação evolutiva para reduzir efeitos negativos da competição, uma vez que, esses dois felinos apresentam uma dieta similar, se alimentando de pequenos vertebrados (Silva 1994).

O tapiti apresentou uma forte relação da probabilidade de ocupação com as estradas da reserva, o que pode resultar na preferência da espécie por áreas de campo aberto (Eisenberg e Redford, 1999). Parera (2002) em Jujuy na Argentina encontrou uma maior preferência da espécie por bordas de florestas, regiões de transição entre bosques e em áreas abertas. O período de atividade crepuscular e noturno encontrado para a espécie no presente estudo foi semelhante ao que já tem sido relatado para a espécie na literatura (Eisenberg e Redford, 1999, Parrera 2002).

Os dados indicaram que a ocupação do o tamanduá mirim teve significativa relação com a distância da estrada, e com adensidade de lianas. Isto provavelmente resulta do fato de que esta espécie possui hábito escansorial, podendo estar ativa tanto no solo quanto acima, sobre as árvores. De fato, tem sido sugerido que a ocorrência dessa espécie em ambientes com maior quantidade de lianas tem função de facilitar sua movimentação na paisagem (Nowak 1999). A espécie apresenta hábitos predominantemente noturnos, conforme encontrado nesse estudo (Montgomery 1985).

Nossos resultados mostram que essas espécies não estão distribuídas uniformemente dentro da reserva, com a ocupação das mesmas tendo sido afetada por quatro principais covariáveis: (1) distância entre árvores; (2) distância da estrada; (3) distância do recurso hídrico mais próximo e (4) densidade de lianas por hectare. A detectabilidade das espécies que são consideradas cinegéticas foi afetada pelo histórico de registros de caça. A maioria das espécies registradas que tiveram uma probabilidade de ocupação alta são raras ou até mesmo localmente extintas em outras áreas de domínio da Mata Atlântica. Adicionalmente nossos dados confirmam que a RNV abriga uma fauna de mamíferos de médio e grande porte rica, incluindo grandes herbívoros, dispersores de sementes e alguns carnívoros.

4 DENSIDADE, OCUPAÇÃO E PERÍODO DE ATIVIDADE DE DUAS ESPÉCIES SIMPÁTRICAS DE VEADOS (GÊNERO: *MAZAMA*) NA MATA ATLÂNTICA, BRASIL.

A coexistência de espécies simpátricas pertencentes a um mesmo gênero pode ser resultado de diferentes adaptações seletivas que reduzem potenciais efeitos da competição entre essas espécies (MacArthur e Levins, 1967; Bulmer 1974; Leibold 1998). Geralmente, a competição envolve o uso de diferentes recursos que regulam o padrão de utilização do habitat (utilização de alimentos e espaço), e pode haver ajustes para manter o equilíbrio entre as duas espécies. Espécies estreitamente relacionadas que têm morfologia ou hábitos semelhantes, muitas vezes não ocorrem no mesmo habitat, e quando ocorrem em simpatria, exploram diferentes recursos, apresentando uma diferenciação de nicho temporal, espacial ou na dieta (Abrams 1983).

As espécies de veados do gênero *Mazama* são morfologicamente adaptadas a viver em habitats florestais (Bourlière 1973). Na verdade, todas as espécies de *Mazama* estão associadas aos vários tipos de florestas Neotropicais ao longo de sua ampla distribuição geográfica, que se estende do sul do México até porções centrais da Argentina e se estendem por todo o território brasileiro (Duarte 1996; Eisenberg e Redford, 1999; Weber e Gonzalez, 2003). O veado mateiro e o catingueiro (*Mazama americana* e *M. gouazoubira*, respectivamente) são simpátricos na maior parte de suas distribuições geográficas (Eisenberg e Redford, 1999; Weber e Gonzalez, 2003; Rivero et al. 2005; Chiaravalloti et al. 2010). A associação com habitats florestais parece ocorrer em graus diferentes para estes dois veados. *Mazama americana* é geralmente descrita como altamente dependentes de florestas maduras, enquanto *M. gouazoubira* foi também relacionada com áreas de vegetação mais esparsa, incluindo terras agrícolas, pastagens, e mesmo áreas perturbadas (Schaller 1983; Eisenberg e Redford 1999; Leeuwenverd et al. 1999), mantendo sua independência de habitats florestais (Desbiez et al. 2009; Desbiez et al. 2010).

Estudos sobre a seleção de habitat por indivíduos ou populações continuam a desempenhar um papel importante nos esforços para gerar conhecimentos suficientes para um manejo eficaz da vida selvagem (Otis 1997). Entretanto, os fatores que determinam os padrões de uso do habitat e a distribuição das espécies do gênero *Mazama* são praticamente desconhecidos. Este fato, combinado com a falta de pesquisas intensivas na natureza, sugere que as distribuições atualmente relatadas (Eisenberg e Redford, 1999; Weber e Gonzalez, 2003) refletem apenas as distribuições históricas ou potenciais destas espécies, uma vez que

são baseadas principalmente no conhecimento empírico, e em estudos com um esforço relativamente pequeno de amostragem ou relatos locais de ocorrência das espécies.

Com o objetivo de contribuir para o conhecimento ecológico e a conservação dos mamíferos, realizamos um estudo que avaliou a densidade, abundância e padrões de atividades dos veados mateiro e catingueiro em um remanescente de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil. Nós também modelamos a probabilidade de ocupação para as duas espécies para avaliar se existem diferentes respostas para algumas covariáveis entre as espécies, e para analisar se as duas espécies tendem a se evitar em algum grau. Também comparamos o período de atividade para avaliar se isso poderia constituir um mecanismo para prover algum grau de separação de nicho entre as duas espécies simpátricas.

4.1 Material e métodos

Para estimar a densidade e a abundância das duas espécies de veado, foram instaladas quatro trilhas com 5 km de extensão, seguindo a abordagem RAPELD (Magnusson et al. 2005). A localização dos transectos objetivou incluir todos os tipos de vegetação para cobrir a heterogeneidade ambiental da reserva, evitando que as trilhas se cruzassem e obedecendo a uma distância de no mínimo 4 km entre si.

Durante um período de 13 meses (abril de 2013 a maio 2014), as trilhas foram amostradas utilizando a técnica de amostragem de distância (Buckland et al. 2001) (Figura 15). Os transectos foram amostrados por um único observador, começando na manhã de acordo com o nascer do sol (a partir 05:30 - 06:30 h), com um mínimo de uma hora até um máximo de três horas de espera até reiniciar o transecto por volta de 13:00-14:00 h. A ordem de realização de cada transecto foi alternada a cada mês. A velocidade de observador foi de aproximadamente 1 km/h durante a realização do transecto. Para cada observação, registramos as espécies e a distância perpendicular do centro do transecto (em m), o tipo de vegetação, a data, a hora de início e fim de cada transecto, a identificação de cada transecto, e o comprimento transecto.

A observação foi considerada como não identificada quando a determinação da espécie era incerta, dada a aparência semelhante das duas espécies de veado. Para lidar com essas observações não identificadas, aplicamos uma estratégia para corrigir o erro de não identificação, que de outra forma iria subestimar a densidade e abundância. Para isso, foi aplicado aleatorizações das observações de observações não identificadas, usando a proporção de cada espécie de acordo com o número total de observações em que foram identificados

usando armadilha fotográfica e dados de observação direta. Esta aleatorização foi realizada com base em 1.000 bootstraps usando o programa R (R Development Core Team 2008). Em seguida, cada registro não identificado foi distribuído aleatoriamente para cada espécie, de acordo com a proporção das espécies identificadas em toda a amostra, que foram semelhantes para as duas metodologias aplicadas, sendo 36 a 40% para *Mazama americana* e 59 a 64% para *M. gouazoubira*.

Selecionamos 39 sítios de amostragem em delineamento aleatório, incluindo todos os tipos de vegetação encontrados na RNV (ou seja, Tabuleiro Floresta, Mata Ciliar, Mussununga e Campo Nativo), a fim de modelar a probabilidade de ocupação e obter o padrão de atividade das duas espécies de veado (Figura 6). Para essa aleatorização nós sobreposamos uma grade ao longo do mapa digital da reserva com cada quadricula de tamanho mínimo de 1 km² e geramos pontos aleatórios dentro da grade. As armadilhas fotográficas foram instaladas no centro das quadriculas selecionadas. Em cada local de amostragem, nós instalamos uma câmera de infravermelho Bushnell® em função de imagem, a cerca de 40-50 cm acima do solo. Todas as estações foram verificadas em intervalos de 20-25 dias para mudar as baterias, se necessário. Câmeras foram programadas para operar durante 24 h / d. Os sítios foram amostrados de maio de 2013 a junho de 2014, com 27 ocasiões de amostragem definidas como intervalos de 5 dias em que as espécies-alvo ou foram detectadas ou não detectadas pelas armadilhas fotográficas.

Utilizamos as mesmas seis covariáveis para modelar a probabilidade de ocupação das duas espécies de veado. Essas covariáveis foram escolhidas *a priori* para representar tipos de habitats-chave ou características que provavelmente atraem ou são evitadas pela espécie, e testamos as hipóteses para cada covariável. As covariáveis testadas foram a distância a estrada secundária (*dist_est_sec*), a densidade de árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) > 50 cm (*dens_3456*), a densidade de lianas (*dens_lian*), a distância do córrego mais próximo (*dist_rehidro*), a cobertura do sub bosque (*cob_sub*) e a distância até a estrada principal (*dist_br*).

A densidade populacional foi estimada com base no número total de observações em que as espécies dos veados foram identificadas com segurança e também com as observações dos indivíduos com a correção das observações não identificadas, mais o identificado. Para estimar as densidades utilizamos o software DISTANCE 6.2 (Buckland et al. 2001). Para modelar a probabilidade de ocupação foram considerados intervalos de amostragem cinco dias como uma ocasião, em um total de 27 vezes. Utilizando o método descrito por Mackenzie et al. (2005), estimamos ocupação dos sítios, Ψ , e probabilidade de detecção, p ,

para as duas espécies de veado. Para esta abordagem, havia três resultados possíveis: (1) o local foi ocupado e a espécie foi detectada, $\Psi \times p$; (2) a espécie estava presente, mas não foi detectada, $\Psi \times (1-p)$; e (3) a espécie não estava presente e, por isso não foi detectada, $1-\Psi$.

A probabilidade era um parâmetro projetado em uma estimativa de máxima verossimilhança da proporção de sítios ocupados (Ψ), durante o período de amostragem. Verificamos que a ocupação foi fechada (ou seja, não se alterou) para todas as espécies utilizando os modelos *single-season* (MacKenzie et al. 2005). Esta etapa considerou que o estado de ocupação para cada espécie foi constante ao longo do estudo, o que nos permitiu utilizar os modelos de ocupação fechado (MacKenzie et al. 2005) para testar as hipóteses estabelecidas *a priori*.

Para a análise de ocupação, consideramos cada espécie separadamente e avaliamos as covariáveis que podem afetar a ocupação de cada espécie. Nosso objetivo era determinar se existiriam diferenças na preferência de habitat entre as duas espécies simpátricas. Nós construímos um conjunto constituído por oito modelos candidatos com as seguintes combinações de fatores: (1) nós modelamos a probabilidade de ocupação como constante em todos os sites e (2) como variando de acordo com as covariáveis de habitat.

Os modelos de ocupação foram realizados no programa PRESENCE (MacKenzie e Royle, 2005) com 2000 bootstraps para acessar o ajuste das estimativas (p) e o parâmetro de sobredispersão (\hat{c}). Para a avaliação do melhor modelo de ocupação e os fatores que influenciaram tanto na ocupação e detecção, classificamos todos os modelos de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC, Akaike 1973). Consideramos qualquer modelo com $\Delta AIC < 2$ como modelos equivalentes. Nós estimamos o quanto cada modelo influenciava na ocupação através do peso de cada um dentro de todo o conjunto de modelos gerados (w), o que indica a quantidade de evidências em favor de um determinado modelo. O peso de cada modelo foi usado para testar as hipóteses e tirar nossas conclusões.

A atividade ao longo das 24 horas para ambas as espécies foram deduzidas com base em fotos obtidas a partir de armadilhas fotográficas. Para evitar pseudo-repetição foi necessário que transcorresse mais do que uma hora para que se os registros pudessem ser considerados como independentes. A análise foi realizada no programa R (R Development Core Team 2008) com o pacote de "circular". Essas análises circulares (Lund e Agostinelli 2007) foram utilizadas para determinar o tempo total médio de atividade das espécies. Uma abordagem de reamostragem foi usada para derivar estimativas imparciais sobre os intervalos de confiança de 95% (IC 95%), sendo que a média circular a partir de uma amostra aleatória

de 100 pontos de dados de cada uma das espécies foi calculada 10.000 vezes, com substituição a fim de gerar estimativas confiáveis de 0,025 e 0,975 quantis.

4.2 Resultados

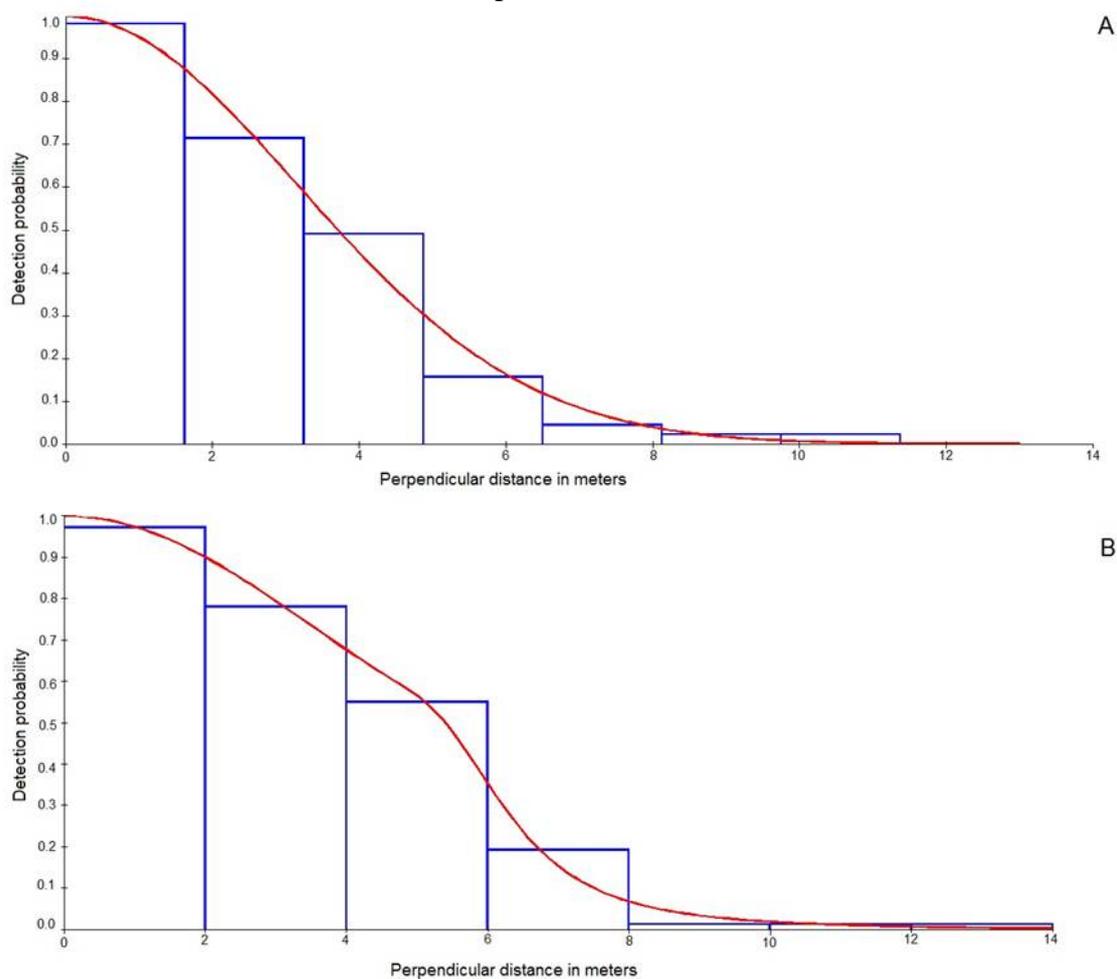
Um total de 908 km de transectos (196 amostras) foi amostrado neste estudo, quando em 44 vezes durante o estudo foram avistados indivíduos de *Mazama americana* e em 74 vezes *M. gouazoubira*. Foram registradas 199 observações adicionais onde não foi possível identificar a espécie.

Mazama americana - A densidade não corrigida (não incluindo os indivíduos não identificados) foi $0,07 \pm 0,01$ veado-mateiro / ha e o tamanho da população não corrigida foi de 2045 ± 316 indivíduos. A faixa efetivamente amostral (ESW) foi estimada em $3,19 \pm 0,26$ com observações obtidas de 0 a 6 m a partir da linha central do transecto. O modelo que melhor se ajustou aos dados foi uma curva uniforme com ajuste cosseno. O coeficiente de variação para ambos os parâmetros foi 15,4%. A probabilidade de detecção e a taxa de encontro foram responsáveis por 28,2% e 71,8% da variância total, respectivamente. As estimativas corrigidas foram melhor ajustadas por uma curva semi-normal com ajuste cosseno. A ESW corrigida foi de $3,95 \pm 0,27$ m, com observações sendo obtidas de 0 a 12 m a partir da linha central do transecto. A densidade estimada na área de estudo foi $0,15 \pm 0,015$ para o veado-mateiro/ha, com um tamanho de população de 3.569 ± 354 indivíduos. O coeficiente de variação de ambos os parâmetros foi 9,92% e a probabilidade de detecção e a taxa de encontro foram responsáveis por 49% e 51% da variação total, respectivamente (Figura 61A).

Mazama gouazoubira - A densidade não corrigida (não incluindo indivíduos não identificados) foi $0,12 \pm 0,01$ veados catíngueiro/ha e o tamanho da população não corrigida foi de 2892 ± 367 indivíduos. A ESW foi estimada em $3,31 \pm 0,29$ m com observações obtidas de 0 a 7 m da linha central de transecto. O modelo que melhor se ajustou os dados foi a curva seminormal com ajuste cosseno. O coeficiente de variação para ambos os parâmetros foi de 12,7%. A probabilidade de detecção e a taxa de encontro foram responsáveis por 47,8% e 52,2% da variância total, respectivamente. Estimativas corrigidas foram mais bem ajustadas por uma curva Hazard-rate com ajuste cosseno. A ESW foi de $5,07 \pm 0,44$ m, com observações obtidas 0 a 15 m da linha central do transecto. A densidade corrigida na área de

estudo foi estimada em $0,21 \pm 0,02$ veados catingueiro/ha com o tamanho da população estimada em 5816 ± 545 indivíduos. O coeficiente de variação para ambos os parâmetros foi de 9,37% e a probabilidade de detecção e a taxa encontro foram responsáveis por 88,6% e 11,4% da variância total, respectivamente (Figura 61B).

Figura 61 - Modelos de detecção de (A) *Mazama americana* e (B) *Mazama gouazoubira* resultante dos dados corrigidos para indivíduos não identificados na Reserva Natural Vale, Estado do Espírito Santo, Brasil.



Legenda: Eixo x = distância perpendicular ao transecto linear (m); eixo y = probabilidade de detecção.

Mazama americana - o veado mateiro foi observado em 29 dos 39 sítios amostrados, resultando em uma probabilidade de ocupação naïve de 0,74. A partir dos oito modelos de ocupação produzidos (Tabela 21) a probabilidade de ocupação foi melhor descrita por duas covariáveis: (1) a densidade de árvores com DAP > 50 cm (dens_3456), onde a probabilidade de ocupação foi maior ($\Psi > 0,8$) em sítios com densidade de árvores maior que 800 árvores por hectare (Figura 62), (2) a distância de estradas secundárias (dist_estrada), resultando em uma maior probabilidade de ocupação ($\Psi > 0,9$) em sítios localizados em distâncias maiores de 500 m das estradas (Figura 63).

Tabela 21 - Modelos de ocupação para *Mazama americana* na Reserva Natural Vale, Brasil, estimada no período de maio de 2013 a junho 2014.

Modelo	AIC	AICwqt	nº parametros	p	ê
$\Psi(\text{dens_3456});p(.)$	1082.5	0.75	3	0.11	1.12
$\Psi(\text{dist_estrada});p(.)$	1083.6	0.21	3	0.11	1.12
$\Psi(.);p(.)$	1087.6	0.03	2	0.12	1.21
$\Psi(\text{dist_rehidro});p(.)$	1088.5	0.002	3	0.14	1.22
$\Psi(\text{cob_sub});p(.)$	1095.33	0.002	3	0.14	1.22
$\Psi(\text{dist_br});p(.)$	1097.44	0.002	3	0.15	1.21
$\Psi(\text{dens_lian});p(.)$	1098.67	0.002	3	0.21	1.22
$\Psi(\text{dist_estrada;cob_sub});p(.)$	1099.52	0.002	4	0.23	1.25

Legenda: Com as seguintes covariadas: densidade de árvores com diâmetro na altura do peito (DAP) > 50 cm “dens_3456”; distância média do recurso hídrico (m) “dist_rehidro”; distância média de estrada (m) “dist_estrada”; distância média de BR 101 (m) “dist_br”; densidade de lianas “dens_lian”; cobertura do sub bosque “cob_sub”.

Figura 62 - Relação entre a ocupação de Mata Atlântica por *Mazama americana* e a densidade de árvores com DAP > 50 cm, estimadas para a Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.

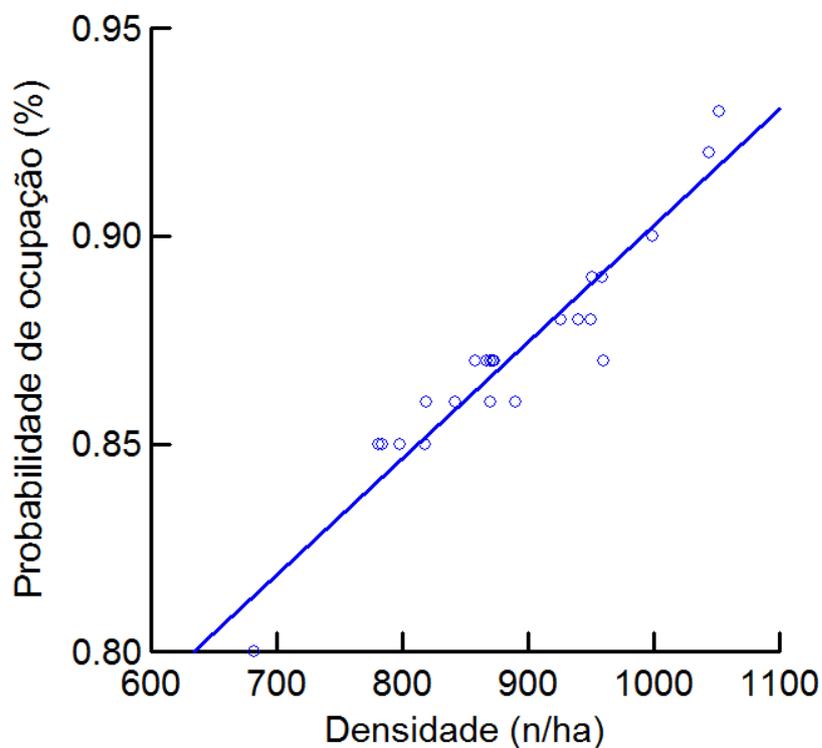
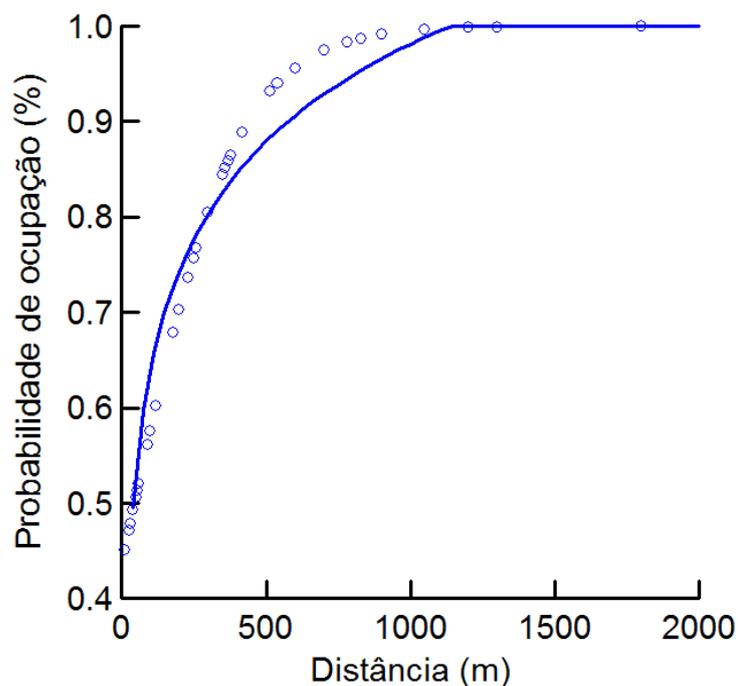


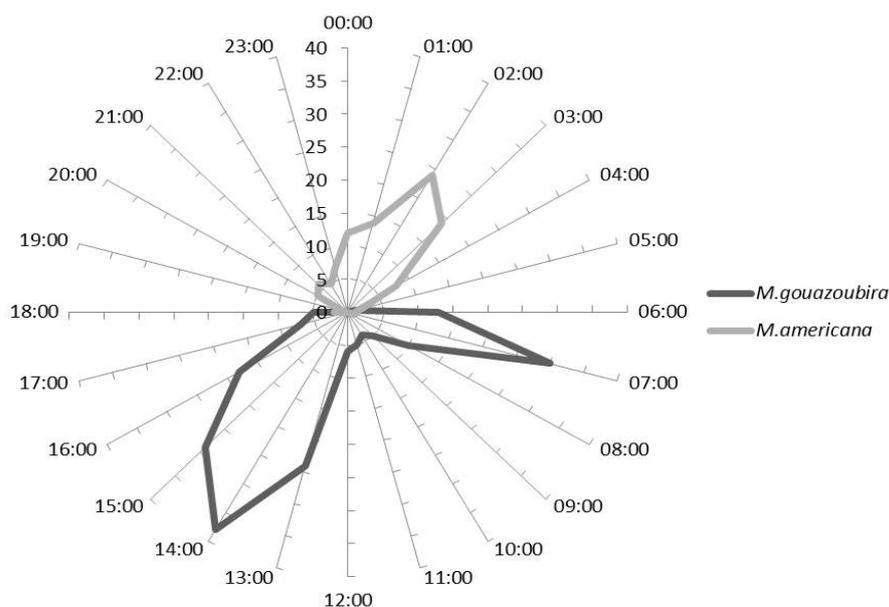
Figura 63 - Relação entre a ocupação da Mata Atlântica por *Mazama americana* e da distância das estradas secundárias na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Estado do Espírito Santo.



Mazama gouazoubira - o veado catingueiro foi observado em todos os 39 sítios, o que resultou em uma ocupação naïve igual a 1. Na análise de ocupação, verificou-se que nenhuma das covariáveis afetou a probabilidade de ocupação para essa espécie. Pelas mesmas covariáveis que melhor descreveram a *M. americana* (dens_3456 e dist_estrada), as probabilidades de ocupação foram igual a 1.

Obtivemos 1560 fotos de *M. americana* e 2.523 fotos de *M. gouazoubira*. A atividade de *M. americana* foi principalmente noturna (pico 1:00 - 4:00 h), enquanto que a atividade de *M. gouazoubira* teve tendência oposta, permanecendo em geral ativa durante o período diurno (com dois picos, um entre as 06:00 e 09:00 h, e o outro 13:00 - 17:00 h) (Figura 64).

Figura 64 - Período de atividade de *Mazama americana* e *M. gouazoubira* na Mata Atlântica na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo.



4.3 Discussão

Ao avaliar o status de uma espécie, especialmente aquelas com pouca informação disponível, a densidade deve ser um dos primeiros dados coletados como a base para vários outros tipos de estudo que envolve a população (Begon et al. 2006). Atualmente, a amostragem de distâncias (Buckland et al. 2001) tem sido o método mais amplamente utilizado e aceito para estimar parâmetros populacionais quando os animais podem ser observados diretamente, o que representaria uma detectabilidade menor que 1. No entanto, estudos que fornecem dados sobre a abundância e densidade de médios e grandes mamíferos

não-primatas (como ungulados) em florestas tropicais neotropicais são raros, com poucos estudos que utilizaram este método para obter estimativas populacionais de táxons em florestas tropicais (Cullen Jr. 1997; Peres 1999; Gonzalez-Solis et al. 2001).

Uma das premissas básicas dessa abordagem é a identificação correta das espécies alvo da pesquisa (Buckland et al. 2001). Descobrimos que, com a violação desta premissa, a densidade e o tamanho específico da população podem ser fortemente tendenciosos, resultando em subestimativas notáveis se os indivíduos não identificados não forem contabilizados. Pior seria a utilização desta abordagem no presente cenário, onde as observações não são identificadas com certeza, o que resulta em estimativas não confiáveis. No entanto, espécies morfologicamente semelhantes do gênero *Mazama* coexistem em grandes porções de sua distribuição geográfica, tornando difícil produzir estimativas confiáveis para cada espécie, sem a influência de identificações equivocadas para uma ou outra espécie, mesmo que a equipe de campo seja experiente. Schaller (1983) enfrentou este problema com as mesmas espécies de veado durante pesquisas no Pantanal, e simplesmente separou todas as observações em 50% para cada um, tentando obter estimativas em transectos lineares (não contabilizando detecção <1).

Nossa estratégia de incorporar as observações onde as espécies não foram identificadas com base na proporção das observações de indivíduos identificados produziu uma maior precisão em nossos resultados, uma vez que foram contabilizados todos os indivíduos que estavam presentes nas amostras, e assim aumentando o tamanho da amostra. No nosso caso, a falta desta estratégia de correção produziu tamanho populacional semelhante entre as espécies, um problema que mascararam o fato de que *M. gouazoubira* é mais abundante em nossa área de estudo, o que também foi confirmado por um prévio estudo na Bolívia (Rivero et al. 2005). Dadas as curtas distâncias em que *M. americana* foi avistado (ESW aproximadamente 4 m), podemos supor que o fato de esta espécie ser noturna pode ter tido pouca influência em nossa amostragem, uma vez que, os indivíduos seriam detectados a maior parte do tempo, mesmo considerando que nossas pesquisas foram realizadas no período diurno.

As estimativas corrigidas apresentaram maior precisão, como resultado do aumento do tamanho da amostra. Esta precisão está diretamente relacionada ao tamanho da amostra (número de observações), neste estudo, que foi maior do que o número mínimo de 80 observações independentes proposto (Buckland et al. 2001). Este número mínimo tem sido sugerido como uma referência para a obtenção de resultados que sejam confiáveis e precisos. Nosso estudo também empregou um esforço de amostragem superior quando comparado a

outros estudos na região, que utilizou a técnica de amostragem de distância para estimar parâmetros populacionais (Chiarello 2000a; Rocha et al. 2008). Chiarello (2000a) produziu estimativas que poderiam subestimadas devido ao esforço amostral menor (67 km) para as espécies de mamíferos avaliadas, no entanto, para confirmar que esse baixo esforço possa ter causado um viés na análise, seria necessário conhecer o coeficiente de variação, que não foi relatado pelo autor.

A influência da taxa de encontro na variância final das estimativas indica uma estratificação dos dados de observação de *M. americana*. Esta estratificação pode estar relacionada com a posição de transectos, que foram destinados a cobrir todos os tipos de vegetação da RNV. Como resultado desta cobertura, alguns transectos ou trechos dos transectos foram estabelecidos em áreas com vegetação aberta, não produzindo nenhuma observação de veados mateiro, uma vez que essas espécies geralmente tendem a evitar este tipo de habitat (Emmons 1990; Eisenberg e Redford, 1999; Di Bitelli et al. 2008). No entanto, este fato não resultou em valores elevados de erro-padrão ou em coeficientes inadequados de variação. Por isso, os dados não foram analisados separadamente em estrato.

Como esperado, a faixa de registro da espécie (ESW) corrigida foi relativamente estreita em ambas as espécies, o que poderia ser explicado pelo fato de que 80% da RNV é composta por florestas (Jesus e Rolim, 2005), com sub-bosque denso, resultando em uma detecção muito baixa de acordo com o aumento da distância dos transectos além de 3 m. Isso fica evidente quando comparamos os nossos resultados com pesquisas realizadas em floresta com habitats abertos (por exemplo, Tomás et al. 2001; Desbiez e Tomás, 2004; Grabin et al. 2012).

Os dados são sugestivos de que as duas espécies de veado têm preferência por florestas densas. De fato, a relação positiva entre a probabilidade de ocupação por *M. americana* e a distância das estradas secundárias aponta para um uso preferencial de porções mais densas de vegetação na floresta. Alguns estudos (Eisenberg e Redford, 1999; Rivero et al. 2005; Chiaravalloti et al. 2010) tem mostrado uma preferência de espécies de veado por florestas densas. Tabarelli et al. (1999) demonstraram que a criação abrupta de áreas abertas em ambientes de floresta pode causar mudanças nas condições micro-climáticas, promovendo, assim, o estabelecimento de espécies não-florestais, especialmente com o aumento de espécies resistentes à insolação, como bambus, cipós e trepadeiras. Este processo é conhecido como efeito de borda, e é comumente observado em áreas de beira de estrada. Este então pode ser o fator que explica a "evitação" de estradas secundárias por *M. americana*, uma vez que as estradas são raramente utilizadas na reserva.

Um estudo realizado por Tabarelli e Montovani (1999) sobre o processo de sucessão ecológica da Mata Atlântica no Estado de São Paulo, indica que as florestas em estágios sucessionais tardios apresentam menores densidades de árvores, bem como árvores maiores, quando comparadas com as florestas em estágios sucessionais anteriores. O sub-bosque em estágios sucessionais tardios tende a ser menos denso, favorecendo assim a ocupação por *M. americana*, como o nosso resultado sugere.

A alta sobreposição entre as espécies em uma determinada dimensão pode ser um deslocamento por uma sobreposição baixa em outra dimensão co-existente (Schoener 1974). Alguns estudos mostram que *M. gouazoubira* ocorre tanto em ambientes abertos e florestais (Eisenberg e Redford 1999; Rivero et al. 2005; Tiepolo e Tomás, 2006), mostrando assim um nicho realizado maior do que *M. americana*, que demonstra uma forte associação com ambientes florestais (Rivero et al. 2005; Tiepolo e Tomás 2006; Chiaravalloti et al. 2010). *Mazama gouazoubira* também é encontrada frequentemente em habitats de savana e ecótonos na América do Sul (Eisenberg e Redford 1999; Rivero et al. 2005; Chiaravalloti et al. 2010), o que indica uma alta plasticidade deste veado a respeito do uso do habitat.

A existência da co-ocorrência entre os veados mateiro e catingueiro, associado ao período de atividade diferencial indica um partição no nicho temporal entre eles. Apenas a diferenciação no nicho permitiria uma coexistência estável em longo prazo, em espécies que estão tão intimamente relacionadas (Pianka 1988; Begon et al. 2006). Para Roughgarden (1996) as diferenças de nicho ecológico podem ser expressas a partir de vários parâmetros, incluindo diferenças nos padrões de atividade e no uso de espaço. Ferrari (2005) sugere que quando as espécies filogeneticamente relacionadas compartilham similaridades morfológicas e ecológicas e vivem em simpatria, elas tendem a ser diferentes na utilização dos recursos. Além disso, a partição temporal em escala diária pode facilitar a convivência, evitando assim o confronto direto (Kronfeld-Schor e Dayan, 2003). Na Bolívia, Rivero et al. (2005) relataram que *M. americana* é mais ativo à noite e *M. gouazoubira* é mais ativo ao amanhecer, quando eles estão em simpatria, especulando que este comportamento é uma forma de reduzir a competição interespecífica. Por outro lado, Ferrari (2005) relata que *M. americana* e *M. nana* na Argentina mantêm os mesmos padrões de atividade sendo simpátricos ou não. Alguns estudos indicam hábitos noturnos e crepusculares para *M. americana* (Santos 1984; Silva 1984; Rivero et al. 2005; Chiaravalloti et al. 2010). Hábitos diurnos foram relatados para *M. gouazoubira* por Barrientos e Maffei (1999), que encontraram dois picos de atividade (das 06:00 às 10:00hs e das 16:00 às 18:00h) em dois animais com rádio-colares.

Nossos dados corroboram esses relatos, uma vez que em nossa área de estudo, *M. gouazoubira* apresentou um padrão de atividade diurna, concentrando-se um pico nas horas mais quentes do dia, enquanto *M. americana* é principalmente noturna. Juntamente com os nossos resultados sobre modelagem de ocupação e análise de co-ocorrência, estes resultados sugerem fortemente uma partição de nicho temporal entre as duas espécies de veados.

Este estudo apresentou resultados consistentes sobre o uso de habitat com base em modelos de ocupação, os parâmetros da população e padrões de atividade de duas espécies de veado simpátricos na RNV ao longo de um período de 1 ano. A análise dos dados indica fortemente que, com base na grande sobreposição na dieta descrita por outros autores (SANTOS, 1984; SILVA, 1984; RIVERO *et al.*, 2005), as espécies compartilham principalmente os habitats florestais, mas não parecem evitar uma a outra. No entanto, *M. gouazoubira* é mais flexível e utiliza uma grande variedade de habitats, enquanto *M. americana* é restrito para o interior dos habitats florestais. Isso fornece algumas evidências da partição de nicho, mas a maior evidência da estratégia de coexistência parece ser na diferenciação nos padrões de atividade entre as duas espécies.

Gilbert *et al.* (2006) sugerem que, provavelmente devido à enorme semelhança morfológica encontrada entre os cervídeos na América Latina, adaptações similares e independentes podem ter ocorrido ao longo do tempo para o gênero *Mazama*, o que explicaria a segregação temporal entre as espécies. Em um trabalho recente na história evolutiva dos cervídeos do gênero *Mazama*, Duarte *et al.* (2008) sugeriram que há uma diferença entre o veado mateiro e o veado catingueiro e que este último deve ser considerado em um gênero distinto, que são mais recentes na história evolutiva e é um grupo derivado de *M. americana*.

No entanto, estudos adicionais sobre o uso de habitat, dieta e padrões de espécies de veados em situações de simpatria e alopatria ainda são necessários para conduzir conclusões consistentes sobre a ecologia destas espécies. Para aumentar o valor para a conservação com o nosso estudo, estudos futuros na área devem acompanhar as tendências da população ao longo do tempo para ter uma melhor compreensão dos dois veados simpátricos em relação a possíveis mudanças no uso do habitat e de interações entre espécies, especialmente para *M. americana* que é mais sensível à perda e fragmentação de habitat.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O presente estudo demonstrou que a composição, riqueza e abundância da comunidade de mamíferos de médio e grande porte respondem à variação na complexidade do habitat na Reserva Natural Vale devido as diferentes fitofisionomias presentes na reserva. Fitofisionomias com maior complexidade (i.e. Floresta de Tabuleiro e Ecótono) abrigam uma maior abundância e riqueza de espécies com relação às fitofisionomias com menor complexidade (i.e. Campo Nativo e Mussununga). Duas covariáveis tiveram um efeito grande na estruturação da comunidade, a distância do recurso hídrico que é um dos mais limitantes na Reserva e a frequência de caça, tanto histórica quanto atual.
- Os dados populacionais apresentados nesse estudo demonstram que esse bloco de Mata Atlântica de baixada abriga populações das espécies avaliadas com números consideráveis para a conservação. Os resultados apontam para o efeito de muitos fatores sobre a abundância e ocupação das espécies, refletindo assim a complexidade destes sistemas naturais e a necessidade de estudos de longa duração para verificar tendências populacionais nessas espécies.
- A falta de padronização e muitas vezes a quebra de premissas básicas das técnicas utilizadas dificultam as comparações de dados obtidos em diversos trabalhos ao longo desse bioma, gerando subestimativas, o que atrasa possíveis avanços no conhecimento e até mesmo na implantação de ações efetivas de manejo nestas áreas.
- A Reserva Natural Vale, juntamente com a Reserva Biológica de Sooretama, foram o maior remanescente de florestas de Mata Atlântica do estado do Espírito Santo, podendo ser considerado uma das mais importantes áreas para a preservação deste bioma, devido a sua riqueza faunística, qualidade dos remanescentes existentes, presença de espécies endêmicas, raras e/ou ameaçadas de extinção e também por sua localização biogeográfica. Além desta reserva ser a maior área preservada de Mata Atlântica do Espírito Santo, a região possui grande variação na paisagem e habitats quase inexistentes em outras áreas protegidas deste bioma.
- Apesar da proximidade da área estudada com universidades e órgãos de pesquisa, pouco se conhece quanto a dinâmica populacional de grande parte das espécies de vertebrados que ocorrem na reserva. Sendo que ainda existem muitas áreas

cientificamente inexploradas, lacunas a serem preenchidas, que podem revelar inclusive a presença de espécies ainda não registradas e eventualmente até mesmo o aparecimento de novas espécies. Portanto, dentre as ações prioritárias para a conservação da reserva, estariam também à realização de inventários e implantação de estudos de longa duração (i.e. RAPELD) que, através do monitoramento dos indivíduos de forma padronizada, contribuiriam para um melhor entendimento da dinâmica, padrões e efeitos bióticos e abióticos nestas populações.

REFERÊNCIAS

- ABRAMS, P. The theory of limiting similarity. **Ann. Rev. Ecol. Syst**, v. 14, p. 76 – 359, 1983.
- AGUIAR, L.M., REIS, N.R., LUDWIG, G. ; ROCHA, V.J. Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do estado do Paraná. **Neotropical Primates**, v. 11, n. 2, p. 78-86, 2003.
- AGUIAR, J.M. Species summaries and species discussions. In: FONSECA, G., AGUIAR, J., RYLANDS, A., PAGLIA, A., CHIARELLO, A. ; SECHREST, W. (Org.). **The 2004 Edentate species assessment workshop**. Edentata, n. 6, p. 3-26, 2004.
- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: PRETOV, B.N. ; CSAKI, F. (Ed.). **Second international symposium on information theory**. Budapest: Academiai Kiado, 1973. p. 267-281.
- ALMEIDA, L.B. ; GALETTI, M. Seed dispersal and spatial distribuiton of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado in southeastern Brazil. **Acta Oecologica**, Paris, v. 32, n. 2, p. 180-187, 2007.
- ANACLETO, T. C. S. **A pressão de caça sobre a mastofauna de Nova Xavantina, MT**. Page 82 in 12o Encontro de Biólogos. Conselho Regional de Biologia 1, Campo Grande, MS, 2001.
- ANACLETO, T. C. S. ; DINIZ-FILHO, J. A. F. Efeitos da alteração antrópica do Cerrado sobre a comunidade de tatus (Mammalia, Cingulata, Dasypodidae). **In:** REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. S. D. (Org.). **Ecologia de Mamíferos**. Londrina: Technical Books, 2008. p. 55-67
- ARITA, H.T., ROBINSON, J.G. ; REDFORD, K.H. Rarity in neotropical forest mammals and its ecological correlates. **Conservation Biology**, v. 4, n. 2, p. 181-192, 1990.
- ARRHENIUS, O. Species and area. **Journal of Ecology**, v. 9, n. 1, p. 95-99, 1921.
- AUGUST, P.V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, p. 1495-1507, 1983.
- ÁVILA-PIRES, F.D. ; GOUVÊA, E. Mamíferos do parque nacional de itatiaia. **Boletim do Museu Nacional**, n. 291, p. 1-29, 1977.
- AYALA, G. Tapir ranging behaviour and activity patterns in the tropical dry forests of the Gran Chaco. **Tapir Conservation**, v. 11, p. 15, 2002.
- AZEVEDO-RAMOS, C., MAGNUSSON, W. ; BAYLISS, P. Predation as key factor structuring tadpole assemblages in a savanna area in Central Amazônia. **Copeia**, v. 1, p. 22-23, 1999.

BARRIENTES, J.; L. MAFFEI. Radio telemetría de la urina (*Mazama gouazoubira*) en el campamento Cerro Cortado, Izozog, Santa Cruz, Bolivia. **Estudios de investigación y manejo de fauna en el Izozog y Parque Nacional Kaa Iya**, CABI-WCS, Santa Cruz: p. 161–164, 1999.

BAZZAZ, F.A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology** v. 56, p. 485-488, 1975.

BECK, H. ; TERBOGH, J. Groves versus isolates: how spatial aggregation of *Astrocaryum murumuru* palms affects seed removal. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 2, p. 275-288, 2002.

BECK-KING, H. ; HELVERSEN, O.V. Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A Study Using Alternative Methods. **Biotropica**, v. 31, n. 4, p. 675-685, 1999.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. ; HARPER, J.L. **Ecology: From individuals to ecosystems**. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

BEISIEGEL, B.M. & MANTOVANI, W. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. **Journal of Zoology**, v. 269, n. 1, p. 77-87, 2006.

BERGALLO, H.G. ; MAGNUSSON, W.E. Effects of Climate and Food Availability on Four Rodent Species in Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 80, p. 472-486, 1999.

BONATO, V. **Ecologia e história natural de tatus no Cerrado de Itirapina, São Paulo**. 2002. 85p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Campinas, Campinas, Brazil, 2002.

BOURLIÈRE, F. The comparative ecology of rain forest mammals in Africa and tropical America: some introductory remarks. In: MEGGERS, B.J., E.S. AYENSY, ; W.D. DUCKWARTH (Ed). **Comparative ecology of rain forest mammals**, Washington, D.C: Smithsonian Institution Press, 1973. p. 279-292.

BRITO, D. Lack of adequate taxonomic knowledge may hinder endemic mammal conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2135-2144. 2004.

BROOKS, D.M. ; EISENBERG, J.F. Estado y biología de los tapires neotropicales: perspectiva general. In: FANG, T.G., MONTENEGRO, O.L. ; BORDMER, R.E. (Ed). **Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina**. La Paz, Bolívia: Instituto de Ecología, 1999.

BROWN, A.; CHALUKIAN, S.; MALMIERCA, L. **Habitat y alimentacion de *Cebus apella* en el N.O. Argentino y la disponibilidad de frutos en el dosel arboreo**. Museu Argentino de Ciencias Naturales – Zoología, Tomo XIII. 1984, 28.

BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L., BORCHERS, D.L. ; THOMAS, L. **Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological population**. Oxford: Oxford University Press, 2001. 432p.

BULMER, M.G. Density-dependent selection and character displacement. **American Naturalis**, v. 108, p. 45–58, 1974.

BURNHAM, K.P. ; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference: A practical information and theoretic approach**. 2 ed. [s.l]: Springer, 2002. 488p.

CÁCERES, N.C. Use of the space by the opossum *Didelphis aurita* in a forest fragment of southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 315-322, 2003.

CARTER, T.S. ; ENCARNAÇÃO, C. Characteristics and use of burrows by four species of armadillos in Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 64, p. 103-108, 1983.

CASSEY, P. ; MCARDLE, B.H. An assessment of distance sampling techniques for estimating animal abundance. **Environmentrics**, v. 10, p. 261-278, 1999.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; SOBERÓN, J.; SALAZAR, I.; FAY, J.P. Global mammal conservation: what must we manage? **Science** v. 309, p.603-607. 2005.

CERQUEIRA, R., MARROIG, G. ; PINDER, L. Marmosets and lion-tamarins distribution (Callitrichidae, Primates) in Rio de Janeiro state, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 62, p. 213-226, 1998.

CHIARAVALLI, R.M., TOMÁS, W.M., CAMILO A.R. ; AIZA, M. Separação de nicho entre duas espécies simpátricas de veados do gênero *Mazama* em uma paisagem complexa no pantanal. **Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal**, 5. Embrapa Pantanal, Corumbá Mato Grosso do Sul, 2010.

CHIARELLO, A.G. **Dieta, padrão de atividades e área de vida de um grupo de bugios (*Alouatta fusca*) na reserva de Santa Genebra, Campinas, SP**. 1992. 80p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP. 1992.

CHIARELLO, A.G. Home range of the brown howler monkey, *Alouatta fusca*, in a forest fragments in southeastern Brazil. **Folia Primatologica**, v. 601, p. 73-175, 1993.

CHIARELLO, A.G. Density and Habitat use of primates at Atlantic forest reserve of Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 1, p. 105-110, 1995.

CHIARELLO, A.G. **Mammalian community and vegetation structure of Atlantic forest fragments of southeastern Brazil**. 1997. 120p. Thesis (Ph.D.), Cambridge University, Cambridge, 1997.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic Rainforest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v.87, p. 71-82. 1999.

CHIARELLO, A.G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology** v.14, n. 6, p. 1649-1657. 2000a.

CHIARELLO, A.G. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 11, n. 12, p. 229-247, 2000b.

CHIARELLO, A.G. Primates of the Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation in survival. **In: MARSH, L.K. (Ed.). Primates in fragments: Ecology and conservation.** New York: Kluwer academic/Plenum Publishers, 2003. p. 99-118.

CHIARELLO, A.G. ; MELLO, F.R. Primate Population Densities and Sizes in Atlantic Forest Remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 22, p. 379-396. 2002.

CHIARELLO, A.G., COSTA, L.P., LEITE, Y.L.R., PASSAMANI, M., SICILIANO, S. ; ZORTEA, M. Os mamíferos ameaçados de extinção no estado do Espírito Santo. **In: PASSAMANI, M. ; MENDES, S.L.(Ed.). Espécies da fauna ameaçadas da extinção no estado do Espírito Santo**, Vitória: Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 2007. p. 29-45.

CODY, M.L. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. **Bioscience**, v. 31, n. 2, p. 107-113, 1981.

COLE, F.R.; REEDER, D.M.; WILSON, D.E. A synopsis of distribution patterns and the conservation of mammal species. **Journal of Mammalogy** v. 75, p. 266-276. 1994.

COLWELL, R. K., ; CONDDINGTON J. A. **Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation.** Philosophical Transactions of Royal Society (Série B). 2ed. 354p. 1994.

CONNOR, E.F. ; SIMBERLOFF, D. The assembly of species communities: chance or competition? **Ecology**, v. 60, n. 6, 1979.

CORDEIRO, J.P. ; OLIVEIRA, L.F.B. DE. **Seleção de habitat, abundância e distribuição potencial de *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) em um mosaico de paisagem do nordeste do Pantanal, Mato Grosso, Brasil.** Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre na Amazônia e América Latina, Ilhéus, 2006.

COSENZA, B.A.P. ; MELO, F.R. Primates of the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 6, n. 1, p. 18-20, 1998.

COSTA, E.M.J. **Movimentação, frugivoria e dispersão de sementes por quatis (*Procyonidae: Nasua nasua*) no Parque do Prosa, Campo Grande, Mato Grosso do Sul.** 2003. 88p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2003.

COSTA, L.P.; LEITE, Y.L.R.; MENDES, S.L.M.; DITCHFIELD, A.D. Mammal conservation in Brazil. **Conservation Biology** v. 19, p. 672-679. 2005.

CRAWSHAW, P.G. **Comparative ecology of the ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina.** 1995. Dissertação (Thesis, PhD) - University of Florida, Gainesville, 1995.

CROCKETT, C.M. ; EISENBERG, J.F. Howlers: variation in group size and demography. **In: SMUTS, B.B., CHENEY, D.L., SEYFARTH, R.M., WRANGHAM, R.W. ; STRUHSAKER, T.T. (Ed.). Primates Societies.** Chicago: University of Chicago Press, 1987. p. 54-68.

CULLEN JR., L. **hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil**. 1997. 134p. Dissertação (Mestrado) - University of Florida Florida, University of Florida, 1997.

DE VIVO, M. Diversidade de mamíferos de Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP, 1998. p. 53-66

DESBIEZ, A.L.J., SANTOS, S.A., KEUROGHLIAN, A. ; BODMER, R.E. Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 119-128, 2009a.

DESBIEZ, A.L.J., BODMER, R.E. ; SANTOS, S.A. Wildlife habitat selection and sustainable resources management in a Neotropical wetland. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, v. 1, p. 11-20, 2009b.

DESBIEZ, A.L.J., SANTOS, S.A. ; TOMAS, W.M. Habitat partitioning and biomass of four species of deer in the central region of the Brazilian Pantanal. **IUCN Deer Specialist Group Newsletter**, v. 23, p. 8-16, 2009c.

DESBIEZ, A.L.J., BODMER, R.E. ; TOMAS, W.M. Mammalian densities in a Neotropical wetland subject to extreme climatic events. **Biotropica**, v. 42, p. 372-378, 2010.

DI BITELLI, M.S., PAVIOLO, A., FERRARI, C.A., ANGELO, C. ; DI BIANCO Y. Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *Mazama nemorivaga*). **Biotropica**, v. 40, n. 5, p. 636-645, 2008.

DIAMOND, J. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, v. 7, n. 2, p. 129-146, 1975.

DI BETETTI, M.S., PAVIOLO, A. ; DE ANGELO, C. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Journal of Zoology**, v. 270, p. 153-163, 2006.

DOWNES, S.J., HANDASYDE, K.A. ; ELGAR, M.A. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forest. **Conservation Biology**, v. 11, p. 718-726, 1997.

DOWNES, B.J., LAKE, P.S., SCHREIBER, E.S.G. ; GLAISTER, A. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony upland stream. **Ecological Monographs**, v. 68, n. 2, p. 237-257, 1998.

DUARTE, J.M.B. **Guia de identificação de cervídeos brasileiros**. Jaboticabal: FUNEP, 1996.

DUARTE, J.M.B., GONZALEZ, S. ; MALDONADO, J.E. The surprising evolutionary history of South American deer. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 49, p. 17-22, 2008.

DUBOST, G. ; HENRY, O. Comparison of diets of the accouchy, agouti and paca, the three largest terrestrial rodents of French Guianan Forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 641-651, 2006.

DURÃES, R., MARTINS, W.P., VAZ-DE-MELLO, F.Z. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural forest-cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. **Neotropica Entomology**, v. 34, p.721-731. 2005.

EISENBERG, J.F. ; REDFORD, K.H. **Mammals of the Neotropics**, v. 3. Chicago: Chicago University Press, 1999.

EISENBERG, J.F., O'CONNEL, M.A. ; AUGUST, P.V. Density, productivity, and distribution of mammal in two Venezuelan habitats. In: EISENBERG, J.F. (Ed.). **Vertebrate ecology in the northern Neotropics**. Washington, Smithsonian Institution, p. 187-207, 1979.

EMMONS, L. H. **Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide**. 2nd ed. Chicago: University of Chicago Press, 1990. 281p.

EMMONS, L.H. ; FEER, F. **Neotropical Rainforest Mammals**. 2ed. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307p.

ENCARNAÇÃO, C.D. **Contribuição à ecologia dos tatus (Xernathra, Dasypodidae) da Serra da Canastra, Minas Gerais**. 1987. 210p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, , 1987.

FEDIGAN, L. M. Vertebrate Predation in *Cebus capucinus*: Meat eating in a Neotropical monkey. **Folia Primatologica**, v. 54, p. 196-205, 1990.

FERREIRA, G.B. **Comparação da comunidade de mamíferos de médio e grande porte nas principais fitofisionomias do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Minas Gerais e Bahia, através do registro de rastros**. Monografia de conclusão de curso em Ciências Biológicas. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, 2005.

FERRARI, C.A. **Abundância, uso del hábitat y horarios de actividad de la corzuela roja (*Mazama americana*) y la corzuela enana (*Mazama nana*) en la selva Paranaense**. Thesis - Universidade Nacional de Mar Del Plata, Mar Del Plata, 2005.

FERRARI, S.F. **The behavior and ecology of the buffy-headed marmoset *Callithrix flaviceps* (O. Thomas, 1903)**. 1988. 100p. Thesis (Ph.D) - London, University College London, 1988.

FERRARI, S.F. Multiple transects or multiple walks? A response to Magnusson (2001). **Neotropical Primates**, v. 10, n. 3, p. 131-132, 2002.

FISCHER, W.A. **Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalista para a conservação da região do Pantanal, MS**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 1997.

FREITAS, R.L.A. **Diversidade de mamíferos em diferentes fitofisionomias do Cerrado do Parque Nacional Grande Sertão Veredas: um estudo com fotoarmadilhas**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Minas Gerais, 2005.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2005-2008**. Relatório Parcial. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica ; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. 324p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA ; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2000-2010**. Relatório Final. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica ; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2010. 356p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA ; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2008-2010**. Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo. 2011. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2008-10_relatorio%20final_versao2_julho2011.pdf Acesso em: 29 de Set. de 2014

GALETTI, M. ; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GARSHELIS, D.L. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. **In: BOITANI, L. ; FULLER, T.K. (Ed). Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press, 2000. p.111-164.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G.B. ; FONSECA, G.A.B. Receding Forest Edges and Vanishing Reserves. **Science**, v. 288 p. 1356-1358. 2000.

GAUCH, H.G. **Multivariate Analysis in Community Ecology**. Cambridge, England: Cambridge, England, 1982. p. 298.

GENTILE, R. ; CERQUEIRA, R. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 671-677, 1995.

GILBERT, C., ROPIQUET, A. ; HASSANIN, A. Mitochondrial and nuclear phylogenies of Cervidae (Mammalia, Ruminantia): Systematics, morphology, and biogeography. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 40, n. 1, p. 101-117, 2006.

GLANZ, W.E. The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: censuses and long-term changes. **In: LEIGH JR., E.G., RAND, A.S. ; WINDSOR, D.M. (Ed.). The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes**. Washington, Smithsonian: Institution Press, 1996. p. 455-466.

GONZÁLEZ-MEGIAS, A., GÓMES, J.G., SÁNCHEZ-PIÑERO, F. Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. **Ecography**, v. 30, p. 31-41. 2007.

GONZALEZ-SOLIS, J., GUIX, J.C., MATEOS, E. ; LLORENS, L. Density estimates, group size, and habitat use of monkeys (mammals: Cebidae). **In: MATEOS, E., GUIX, J.C., SERRA, A. ; PISCIOTTA, K. (Ed.). Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the paranapiacaba fragment**. Barcelona: Universitat de Barcelona, 2002. p. 111-125.

GOULART, F.V.B., CÁCERES, N.C., GRAIPEL, M.E., TORTATO, M.A., GHIZONI JR., I.R., GUSTAVO, L. ; OLIVEIRA-SANTOS, R. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, v. 74, p. 182-190, 2009.

GRABIN, D.M., TOMAS, M.A. ; TOMAS, W.M. Densidade de *Rhea americana* em três paisagens diferentes do pantanal da Nhecolândia, MS. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 4, p. 905-913, 2012.

GRAIPEL, M.E. ; GLOCK, L. Uso de sistemas para determinação do horário de captura de pequenos mamíferos. **Biotemas**, v. 16, p. 91-108, 2003.

GRAIPEL, M.E., MILLER, P.R.M. ; GLOCK, L. Padrão de atividade de *Akodon montensis* e *Oryzomys russatus* na reserva Volta Velha, Santa Caratina, Sul do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 10, n. 2, p. 255-260, 2003.

GRELLE, C.E.V. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic Forest, Southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, p. 81-85, 2003.

GUEDES, P.G., SILVA, S.S.P., CAMARDELLA, A.R., ABREU, M.F.G., BORGES-NOJOSA, D.M.; SILVA, J.A.G. ; SILVA, A.A. Diversidade de mamíferos do Parque Nacional de Ubajara (Ceará, Brasil). **Mastozoología Neotropical**, v. 7, p. 95-100, 2000.

HALFFTER, G. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae:Scarabaeinae). **Folia Entomologia Mexicana**, v. 82. p. 195-238. 1991.

HASS, C.C. Home-range dynamics of white-nosed coatis in southeastern Arizona. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 4, p. 934-946, 2002.

HAUGASSEN, T. ; PERES, C.A. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, p. 133-145, 2005.

HAYWARD, G.F. ; PHILLIPSON, J. Community structure and functional role of small mammals in ecosystems. **In: STODDART, D.M. (Ed.). Ecology of small mammals**, Londres: Chapman and Hall, 1979. p. 135-211.

HENRY, O. Frugivory and the importance of seeds in the diet of the orange-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, p. 291-300, 1999.

HILTON-TAYLOR, C. **IUCN Red List of Threatened Species**. 30 p., 2002. Disponível em: <<http://www.redlist.org/>> Acesso em: 29 de Set. de 2014

IBGE. Mapa de Vegetação do Brasil. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1993.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2012.1. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 29 de set. 2014.

- JACOB, A.A. **Ecologia e conservação da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, São Paulo**. 2002. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2002.
- JESUS, R.M. Mata Atlântica de Linhares: Aspectos Florestais. **In: SEMA, IWRB ; CVRD. (Ed). Desenvolvimento Econômico e Impacto Ambiental em Áreas de Trópico Úmido Brasileiro: a experiência da CVRD**. Rio de Janeiro: CVRD. 1987. p. 35-53.
- JESUS, R.M. ; ROLIM, S.G. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. **Boletim Técnico da Sociedade de Investigações Florestais**, v. 19, p. 1-149, 2005.
- JOLY, A.B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. São Paulo: Editora Nacional, 1991. 777p.
- JORGE, M.S.P. ; PERES, C.A. Population density and home range size of Red-Rumped Agoutis (*Dasyprocta leporina*) within and outside a natural Brazil nut stand in Southeastern Amazonia. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 317-321, 2005.
- KERR, J.T. ; PACKER, L. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. **Nature**, v. 385, p. 252–254, 1997.
- KREBS, C.J. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. 5th ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2001.
- KRONDEL-SCHOR, N., ; DAYAN, T. Partitioning of time as an ecological resource. **Annual Review in Ecology Evolution and Systematics**, v. 34, p. 81-153, 2003.
- LACHER, T.E. ; MARES, M.A. The structure of Neotropical mammal communities: an appraisal of current knowledge. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 59, p. 121-134, 1986.
- LASSAU, S.A., HOCHULI, D.F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, v. 27, p. 157-164, 2004.
- LEEUEWENBERG, F., OLIVEIRA-CABRAL, I. ; LARA-RESENDE, S. Gray brocket deer (*Mazama gouazoubira*) in the brazilian savanne. **Deer Specialist Group News**, v. 15, n.14, 1999.
- LEIBOLD, M.A. Similarity and local coexistence of species from regional biotas. **Evolutionary Ecology**, v. 12, p. 95-100, 1998.
- LI, H., REYNOLDS, J.L. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. **Ecology** v. 74, p. 2446-2455. 1994.
- LIEBERMAN, S.S. Ecology of a leaf litter herpetofauna of a neotropical rain forest: La Selva, Costa Rica. **Acta Zoologica Mexicana**, v. 15, p. 1-72, 1986.
- LORETO, D. ; VIEIRA, M.V. The effects of reproductive and climatic seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826). **Journal of Mammalogy**, v. 86, n. 2, p. 287-293, 2005.

LOUGRY W. J. ; MCDOUNOUGH C. M. Survey of the Xenarthrans inhabiting Poço das Antas Biological Reserve. **Edentata**, v. 3, n. 1, p. 5-7, 1997.

LUND, U., ; C. AGOSTINELLI. 2007. **circular: circular statistics**. R package version 0.3-8. <http://CRAN.R-project.org/package=circular>. Acesso em: 5 set. 2014.

LYRA-JORGE, M.C., RIBEIRO, M.C., CIOCHETI, G., TAMBOSI, L.R. ;PIVELLO, V.R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Wildlife Research**, v. 56, p. 359-368, 2010.

MACARTHUR, R.H., MACARTHUR, J.W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, p. 594-598. 1961.

MACARTHUR, R.H. **Geographical Ecology: Patterns in the distribution of species**. 2 ed. New Jersey: Princeton University Press, 1984.

MACARTHUR, R., ; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, v. 101, n. 921, p. 377-385, 1967.

MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M. ; PAGLIA, A.P. (Ed.) **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2008.

MACKENZIE, D.I., ; ROYLE, J.A. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 1105-1114, 2005.

MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., LACHMAN, G.B., DROEGE, S., ROYLE, J.A. ; LANGTIMM, C.A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, p. 2248-2255, 2002.

MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J., ROYLE, J., POLLOCK, K., BAILEY, L. ; HINES, J. **Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence**. [s. l]: Elsevier Publishing, 2005.

MAGNUSSON, W.E, LIM, A.P., LUIZÃO, R., LUIZÃO, F., COSTA, F.R.C., CASTILHO, C.V. ; KINUPP, V.F. RAPELD: Uma modificação do método de Gentry para o levantamento da biodiversidade em áreas. **Biota Neotropica**. 5 - available online, 2005.

MAMEDE, S.B. ; ALHO, C.J.R. **Impressões do Cerrado & Pantanal: subsídios para a observação de mamíferos silvestres não voadores**. Corumbá: UFMS, 2008. 206p.

McBEE, K. ; BAKER, R. J. Mammalian species: *Dasybus novemcinctus*. **The American Society of Mammalogists**, v. 162, p. 1-9, 1982.

MCNAB, B.K. Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and extinct. In: MONTGOMERY, G.G. (Ed.). **The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1985. p.219-232.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited**. México: CEMEX/Agrupación, 2004. 390p.

MONTGOMERY, G.G. Impacts of vermilinguas (Cyclopes, Tamandua: Xenarthra = Edentata) on arboreal an populations. **In: MONTGOMERY, G.G. (Ed.). The Ec **The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas.**** Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1985. p.219-232.

MOREIRA, D.O., COUTINHO, B.R. ; MENDES, S.L. O status do conhecimento sobre a fauna de mamíferos do Espírito Santo baseado em registros de museus e literatura científica. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, 2008.

MORRIS, D.W. How can we apply theories of habitat selection to wildlife conservation and management? **Wildlife Research**, v. 30, p. 303-319, 2003.

MYERS, N. Tropical forests and their species: Going, going...? In: WILSON, E.O. ; PETER, F.M. (Ed.). **Biodiversity**. Wasington, DC: National Academic Press, 1988. p. 28-35.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. ; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** v. 403, p. 853-858. 2000.

NASCIMENTO, V.L., FERREIRA, J.A., DE FREITAS, D.M., SOUZA, L.L., BORGES, A.L. ; TÓMAS, W.M. **Período de atividade de alguns vertebrados do Pantanal, estimado por fotografia remota.** IV Simpósio sobre recursos naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Corumbá, Mato Grosso do Sul, 2004.

NOWAK, R.M. **Walker's mammals of the world, v. 2.** 5 ed. Londres: The Johns Hopkins University Press, 1991. p. 1629.

O'CONNELL, M.A. Population dynamics of Neotropical small mammals in seasonal habitats. **Journal of Mammalogy**, v. 70, n. 3, p. 532-548, 1989.

OJEDA, R. A., BORGHI, C. E. ; ROIG V. G. Mamíferos de Argentina. **In: CEBALLOS, G. ; SIMONETTI J. A. (Ed.). Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales.** Conabio-UNAM, México, DF, 2002. p. 23-63.

OLIVEIRA, T.G. **Cats: Ecological and conservation.** São Luís: Edusma, 1994. 244p.

OLIVEIRA, J.A. ; BONVICINO, C.R. Ordem Rodentia. **In: REIS, N.R., PERACCHI, A.L., PEDRO, W.A. ; LIMA, I.P. (Ed.). Mamíferos do Brasil.** Londrina: Edifurb, 2006. p. 347-406.

OTIS, D.L. Analysis of habitat selection studies with multiple patches within cover types. **Journal of Wildlife Management**, v. 61, p. 1016–1022, 1997.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L.M.S.; CHIARELLO, A.G.; LEITE, Y.L.T.; COSTA, L.P., SICILIANO, S.; KIERULFF, M.C.M.; MENDES, S.L., TAVARES, V., MITTERMEIER, R.A. ; PATTON, J.L. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd Ed. **Occasional Paper in Conservation Biology.** Arlington, Conservation International, 2012. p. 76.

- PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN-JR., L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. Levantamento rápido de mamíferos de médio e grande porte. **In:** CULLEN-JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.) **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo de Vida Silvestre**. Paraná: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2003. p. 181-201.
- PARDINI, R., BUENO, A.A., GARDNER, T.A., PRADO, P.I. ; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos One**, v. 5, n. 10, 2010.
- PARRERA, A. **Los mamíferos de la Argentina y la región austral de sudamérica**. Buenos Aires, El Ateneo, p. 454, 2002.
- PASSAMANI, M. Análise da comunidade de marsupiais em Mata Atlântica de Santa Teresa, Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão** v. 11, n. 12, p. 215–228. 2000.
- PEIXOTO, A.L. ; GENTRY, A. Diversidade e composição florística da Mata de Tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 13, p. 19-25, 1990.
- PEREIRA, O.J. A cobertura vegetal do Espírito Santo. **In:**SIMONELLI, M. ; FRAGA, C.N. (Ed.). **Espécies da flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Vitória: IPEMA, 2007. p. 29–34.
- PERES, C.A. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**, v. 54, p. 47-59, 1990.
- PERES, C.A. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. **Biological Conservation**, v. 77, p. 115-123, 1996.
- PERES, C.A. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, v. 7, n.1, p. 11-16, 1999.
- PERES, C.A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. **Conservation Biology**. v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000.
- PHILLIPS, M.L., CLARK, W.R., NUSSER, S.M., SOVADA, M.A. ; GREENWOOD, R.J. Analysis of predator movement in prairie landscapes with contrasting grassland composition. **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 187-195, 2004.
- PIANKA, E.R. Species diversity. **In: Topics in the study of life**. New York: Harper & Row, 1971. p. 401-406.
- PIANKA, E.R. **Evolutionary Ecology**. 5 ed. New York: Harper & Collins, 1994. p. 486.
- PRADO, M.R., ROCHA, E.C. ; LESSA, G. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, p. 741-749, 2008.

PREVEDELLO, J.A., FERREIRA, P., PAPI, B.S., LORETTO, D. ; VIEIRA, M.V. Uso do espaço vertical por pequenos mamíferos no Parque Nacional Serra dos Orgãos, RJ: Um estudo de 10 anos utilizando três métodos de amostragem. **Espaço & Geografia**, v.11, n. 1, p. 35-58, 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2008. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>> Acesso em: 15 oct. 2014.

RABINOWITZ, A.R.; WALKER, S.R. The carnivore community in a dry tropical forest mosaic in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, p. 37-47, 1991.

RAMALHO, E.E. ; MAGNUSSON, W.E. Uso do habitat por onça-pintada (*Panthera onca*) no entorno de lagos de várzea, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM). **Uakari**, v. 4, n. 2, p. 33-39, 2008.

REDFORD, K.H. The empty forest. **Bioscience**, v. 42, p. 412-422, 1992.

REDFORD, K.H. A floresta vazia. **In: Manejo e conservação da vida silvestre** (C. Valladares-Pádua ; R.E. Bodmer, orgs). Sociedade Civil Mamirauá, Belém, p. 1-22, 1997.

REDFORD, K.H. ; WETZEL, R.M. *Euphractus sexcinctus*. **Mammalian species**, v. 252, p. 1-4, 1985.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J. ; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p.1141-1153. 2009.

RIVERO, K.G., RUMIZ, B. ; TABER, A.B. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *Mazama gouazoubira*) in seasonal Chiquitano Forest of Bolívia. **Mammalia**, v. 69, n. 2, p. 169-183, 2005.

ROBISON, J.G. ; BENNET, E.L. Caring capacity limits to sustainable hunting in tropical forest. **In: ROBISON, J.G. ; BENNET, E.L. (Ed). Hunting for sustainability in tropical forest**. Columbia University Press, New York, USA, 2000.

ROCHA, E.C., SILVA, E., FEIO, R.N., MARTINS, S.V. ; LESSA, G. Densidade populacional de raposa-do-campo *Lycalopex vetulus* (Carnivora, Canidae) em áreas de pastagem e campo sujo, Campinápolis, Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 98, n. 1, p. 78-83, 2008.

ROCHA, E.C. ; SILVA, E. Composição da mastofauna de médio e grande porte na Reserva Indígena "Parabubure", Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 451-459, 2009.

ROSENZWEIG, M.L. A theory of habitat selection. **Ecology**, v. 62, n. 2, p. 327-335, 1981.

ROUGHGARDEN, J. **Theory of population genetics and evolutionary ecology: An Introduction**. Prentice Hall, New Jersey, 1996.

ROWCLIFFE, J.M., COWLISHAW, G. ; LONG, J. A model of human hunting impacts in multiprey communities. **Journal of Applied Ecology**. v. 40, n. 5, p. 872-889, 2003.

RUSHTON, S.P., ORMEROD, S.J. ; KERBY, G. New paradigms for modeling species distributions. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, p. 193-200, 2004.

SANTOS, S. **Entre o gambá e o macaco**. 5 ed. Itatiaia, Belo Horizonte, 1984.

SANTOS, A.J. Estimativas de Riqueza em Espécies. **In:** CULLEN-JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.) **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo de Vida Silvestre**. Paraná: Editora da Universidade Federal do Paraná, p. 19-41, 2003.

SARMENTO, P.B., CRUZ, J., EIRA, C. ; FONSECA, C. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. **European Journal of Wildlife**, v. 57, p. 119-131, 2011.

SCHALL, J.J. & PIANKA, E.R. Geographical trends in number of species. **Science**, v. 201, p. 679-686, 1978.

SCHALLER, G. B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, v. 31, n. 1, p. 1-36, 1983.

SCHIPPER, J. et al. The status of the world's land and marine mammals: Diversity, threat, and knowledge. **Science**, v. 322, p. 225-230, 2008.

SCHOENER, T.W. Resource partitioning. **In:** J. KIKKAWA, D.J. ANDERSON (Ed.). **Community Ecology: Pattern and Processes**. Palo Alto, CA: Blackwell, p. 26-91, 1986.

SCOGNAMILLO, D., MaAXIT, I.E., SUNQUIST, M., POLISAR, J. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. **Journal of Zoology**, v. 259, p. 269–279, 2003.

SILVA, F. **Mamíferos silvestres - Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, p. 246, 1994.

SRBEK-ARAÚJO, A.C ; CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.21, n. 1, p. 121-125, 2005.

SRBEK-ARAÚJO, A.C. ; CHIARELLO, A.G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 51-62, 2013.

SRBEK-ARAÚJO, A.C., SCOSS, L.M., HIRSCH, A. ; CHIARELLO, A.G. Records of the giant-armadillo *Priodontes maximus* (Cingulata: Dasypodidae) in the Atlantic Forest: area Minas Gerais and Espírito Santo the last strongholds of the species?. **Zoologia**, v. 26, n. 3, p. 461-468, 2009.

TABARELLI, M., ; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M., MANTOVANI, W. ; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127, 1999.

TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBORGER, K., WICHMANN, M.C., SCHWAGER, M., JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 79-92, 2004.

TIEPOLO, L.M. ; TOMAS, W.M. Ordem Artiodactyla. In: REIS, N.R., PERACCHI, A.L., PEDRO, W.A. ; LIMA, I.P (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, p. 283-300, 2006.

TOMAS, W.M., MSCHEA, W., MIRANDA, G.H.B., MOURÃO, G. ; LIMAS BORGES, P. A survey of a pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus leucogaster* (Artiodactyla, Cervidae), population in the Pantanal wetland, Brazil, using the distance sampling technique. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 1, p. 101-106, 2001.

TROLLE, M. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 823-836, 2003.

TUOMISTO, H., RUOKOLAINEN, K., KALLIOLA, R., LINNA, A., DANJOY, W. ; RODRIGUEZ, A. Dissecting amazonian biodiversity. **Science**, v. 269, p. 167-173, 1995.

VIEIRA, E.M. ; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 501-507, 2003.

VOSS, R.S. ; EMMONS, L.H. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: A preliminary assessment. **Bulletin American Museum of Natural History**. v. 230, p. 1-115. 1996.

WALLACE, R., AYALA, G. ; GÓMEZ, H. Lowland tapir activity patterns and capture frequencies in lowland moist tropical forest. **Tapir Conservation**, v. 11, p. 14, 2002.

WEBER, M. ; GONZALEZ, S. Latin american deer diversity and conservation: A review on status and distributions. **Ecoscience**, v. 10, n. 4, p. 443-454, 2003.

WILSON, G.J. ; DELAHAY, R.J. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. **Wildlife Research**, v. 28, p. 151-164, 2001.

WILSON, D.E., NICHOLS, J.D., RUDRAN, R. ; SOUTHWELL, C. Introduction. In: WILSON, D.E., COLE, F.R., NICHOLS, J.D., RUDRAN, R. ; FOSTER, M.S. **Measuring and monitoring biological diversity: standart methos for mammals**. Whashington, Smithsonian Press, 1996.

WINTLE, B.A., MCCARTHY, M.A., PARRIS, K.M. ; BURGMAN, M.A. Precision and bias of methods for estimating point survey detection probabilities. **Ecological Applications**, v. 14, p. 703-712, 2004.

WHITMORE, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURENCE, W.F. ; BIERREGAARD JR., O. (Ed.). **Tropical Forest Remnants**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 3-12

WOLFF, F. Vertebrate ecology in Caatinga: **A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids**. 2001. Dissertação (Mestrado em Biologia) - University of Missouri-St. Louis, 2001.

WONG, W.S.D. ; LEE, J. **Statistical analysis of geographic information with ArcView GIS and ArcGIS**. Hoboken, New Jersey: Wiley, p. 446, 2005.