



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
DEPARTAMENTO DE SISTEMÁTICA E ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Diversidade de mamíferos de médio porte e ocorrência de cães domésticos como espécie invasora em Unidades de Conservação na Mata Atlântica da Paraíba, Brasil.

ANNA CAROLINA FIGUEIREDO DE ALBUQUERQUE

JOÃO PESSOA, PB
OUTUBRO, 2017

ANNA CAROLINA FIGUEIREDO DE ALBUQUERQUE

Diversidade de mamíferos terrestres de médio porte e ocorrência de cães domésticos como espécie invasora em Unidades de Conservação na Mata Atlântica da Paraíba, Brasil.

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração em Zoologia, em cumprimento às exigências para obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas

Orientador: Dr. Pedro Cordeiro Estrela

Coorientadora: Dra. Fabiana Lopes Rocha

JOÃO PESSOA, PB

OUTUBRO, 2017

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

A345d Albuquerque, Anna Carolina Figueiredo de.

Diversidade de mamíferos terrestres de médio porte e ocorrência de cães domésticos como espécie invasora em Unidades de Conservação na Mata Atlântica da Paraíba, Brasil / Anna Carolina Figueiredo de Albuquerque. - João Pessoa, 2017.

142 f. : il.

Orientação: Pedro Cordeiro Estrela.

Coorientação: Fabiana Lopes Rocha.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCEN.

1. Zoologia. 2. Comunidade de mamíferos - Estrutura. 3. Unidades de conservação - Mata atlântica. I. Estrela, Pedro Cordeiro. II. Rocha, Fabiana Lopes. III. Título.

UFPB/BC

ANNA CAROLINA FIGUEIREDO DE ALBUQUERQUE

**DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES DE MÉDIO PORTE E
OCORRÊNCIA DE CÃES DOMÉSTICOS COMO ESPÉCIE INVASORA EM
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA DA PARAÍBA,
BRASIL.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Paraíba, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração em Zoologia para obtenção do Título de Mestre.

Aprovado em: 31 / 11 / 2017


Dr. Pedro Cordeiro Estrela de Andrade Pinto (orientador)


Dr. Patrício Adriano da Rocha (titular)


Dr. Antônio Christian Andrade Moura (titular)

JOÃO PESSOA, PB

OUTUBRO, 2017

AGRADECIMENTOS

Esses últimos dois anos foram cheios de novidades, e principalmente de aprendizado. Aprendizado tanto intelectual, como também na vida pessoal. A entrada na pós-graduação, me trouxe coisas únicas, como novos amigos, novas experiências, viagens e momentos inesquecíveis. Sou grata a vida e ao destino por me proporcionar tudo no tempo e na hora certa! Serei eternamente grata a todos que passaram por mim durante esse tempo, sempre deixando algo para se somar e/ou aprender. Obrigada a todos por fazerem esse trabalho ter acontecido! Seguimos...

Primeiro, quero agradecer as duas pessoas mais importante da minha vida, meus pais, pelo imenso apoio e confiança para eu conseguir chegar até onde estou, e por ter estado ao meu lado me ajudando de todas as maneiras para que isso fosse realizado. Obrigada por acreditarem! Mainha e Painho, amo vocês! E também quero agradecer a Aloha, minha cadelinha, que sempre me recebia com sua alegria inesgotável nas chegadas em casa depois de dias fora de casa nos campos, e que agora está no céu dos cachorros, nos protegendo de lá. Saudades!

Agradeço aos meus queridos orientadores, Bia e Pedro, pela paciência e aprendizado transferidos durante esses dois anos, sou grata por me fazerem entrar nesse mundo fascinante dos mamíferos, repleto de bichos grandes e lindos, e cheio de marsupiais e roedores tão peculiares que acabam se tornando mais belos do que parece. Obrigada, Bia, pelos conhecimentos repassados e por me proporcionar uma das vivências mais incríveis durante o mestrado, que foi conhecer o Cerrado e ver as raposinhas de perto. E, Obrigada, Pedro, por ter aceitado me orientar, e entrar um pouco no mundo dos mamíferos de médio porte. E, tenho também que agradecer a Malu, a mascote do MAME, pelos sorrisos e horas de sono, para essa dissertação ter sido corrigida!

Os meus mais sinceros agradecimentos, a Vitor Rademaker e ao Prof. Hélder Araújo, pela confiança deposita em nós, ao nos emprestar as armadilhas fotográficas, sem elas nada disso teria acontecido, e esses bichos incríveis não teriam sido registrados! Muito obrigada!

A Rebio Guaribas e Agroindústria Japungu, pelo apoio e logística concedido durante os períodos de campo, e a todos os responsáveis e envolvidos, em especial a: Getúlio

Freitas, Afonso Leal, e a todos os funcionários da Rebio Guaribas; Antônio Campos, pelo apoio da Agroindústria Japungu, Seu Zé Marinho e família, pelo acolhimento durante os dias na RPPN Fazenda Pacatuba e, a seu Chico por nos guiar dentro das matas da RPPN Engenho Gargaú.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, pelos conhecimentos repassados, e conversas durante esses anos, e ao secretário Josias, por sempre nos ajudar a encontrar soluções para os problemas que aparecem ao longo dessa jornada.

Aquele agradecimento especial aos amigos que a vida me trouxe:

A minha parceira e amiga da vida e dos campos, Mayara Beltrão, na vida normal, ou “mãeara”, durante os dias de campo, por estar sempre ao meu lado, seja nos aperreios da vida real, ou nos aperreios da segunda vida mais legal. Gratidão pelos momentos compartilhados, risadas, conselhos, sejam eles bons ou não, discussões e tudo mais que pode estar envolvido em uma relação de amizade verdadeira, S2.

A minha amiga, *bat girl*, Hannah Nunes, pelas conversas, ensinamentos, desabafos e por me ensinar a gostar dos morceguinhos, e também pelos cupcakes compartilhados. Valeu, Hannilds!

A melhor equipe de campo que qualquer um poderia ter, além de todas as brigas, seguidas de um final feliz, e sempre regidos a aquele velho lema “VDC” (vai dar certo!). Valeu, Mayara Beltrão, Lucas Pessoa e Ramon Lima por todos os momentos de companheirismo, preocupação e arranhões na cana e na mata.

A aqueles seres humanos que por nutrir uma bela amizade tiraram umas horinhas do seu dia para me fazer companhia a idas a campo para instalação, reiscagem e retirada de armadilhas fotográficas, os meus mais sinceros agradecimentos a: Mayara Beltrão, Lucas Pessoa, Ramon Lima, Telton Ramos, Felipe Araújo, Lucas Cavalcanti, Emanuel Messias, Jamilah Lucena, Anderson Feijó, Patrício Rocha e Lissa Franzini. Serei eternamente grata a vocês!

Aos colegas e companheiros do Laboratório de Mamíferos pela vivência compartilhada durante esses anos, especialmente a Mayara Beltrão, Hannah Nunes, Anderson Feijó e agregados, como Pamela Brennand, pelas conversas e ensinamentos, seja sobre trabalho ou sobre a vida pessoal, esses anos sem vocês não teriam sido os mesmos!

Aos amigos que de alguma forma me ajudaram a construir esse documento, Mayara Beltrão, Hannah Nunes, Ramon Lima, Fabrício Furni, Yuri Gomes, Felipe Araújo e Telton Ramos. Obrigada pela ajuda e ensinamento, pessoal!

A todos os amigos do PPGCB, que sempre estiveram juntos compartilhando momentos de alegria e aflições pelos corredores do DSE. Galera, malandramente, valeu demais!!

As minha Marias, Amanda Mota, Iana Araújo e Luana Albuquerque, e as amigas, Laís Albuquerque, Isadora Câmara e Flávia Mendes, por sempre entenderem a minha ausência, torcerem para que tudo der certo, e estarem sempre disponíveis para aquela conversa e cervejinha no final-de-semana! Vocês são lindas, e tamo together sempre!

Agradeço também a:

UFPB, pela logística, às vezes, fornecida.

E, a CAPES, pela bolsa concedida durante todo o período de trabalho.

Por fim:

Agradeço aos bichos, meus objetos de estudo, por darem o seu “alô!” nos nossos vídeos. Valeu, bicharada! Resistam, que a vida não tá fácil pra ninguém!!

A todos, o meu mais sincero **MUITO OBRIGADA!!**

RESUMO

No Nordeste do Brasil, a porção de Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco, conhecida como Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE) por ser um *hotspot* de biodiversidade, é a região mais impactada e fragmentada do bioma. A fauna de mamíferos de médio porte é pouco conhecida nessa região, a despeito do seu papel ecológico como espécies-chave na estruturação das comunidades biológicas, especialmente na ausência de grandes predadores. Com os processos de antropização e a expansão de áreas urbanizadas próximas aos ambientes naturais, ocorre o aumento da população de mamíferos domésticos, cães e gatos, que acabam afetando diretamente os mamíferos silvestres por competição, predação ou transmissão de parasitos. Este trabalho objetivou analisar a estrutura das comunidades de mamíferos de médio porte por meio da composição de espécies, riqueza e diversidade, em três Unidades de Conservação de Mata Atlântica no estado da Paraíba. Ainda, avaliamos a presença de cães domésticos como espécie invasora, estimando sua abundância, densidade, padrão de uso do espaço e período de atividade. O estudo foi realizado na Reserva Biológica (Rebio) Guaribas e duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Pacatuba e Engenho Gargaú. Para tanto, utilizamos armadilhas fotográficas espalhadas em grids com intervalo de 1km². Obtivemos 642 registros de mamíferos silvestres pertencentes à 14 espécies e 86 registros de cães e gatos domésticos. A ordem mais representativa foi a Carnívora, e as espécies mais frequentes foram *Dasyprocta iacki* (n= 255; 35%), *Didelphis albiventris* (n= 184; 25%) e *Dasyopus novemcinctus* (n=60; 8%). Destacamos a presença de *Leopardus pardalis*, sendo estes os primeiros registros do animal na área de estudo. Destacamos ainda o registro de *Cabassous tatouay*, devido ao seu baixo número de registros para a região, possuindo apenas dois espécimes na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal da Paraíba, *Coendou prehensilis*, por ser uma espécie com hábitos e habitat arborícola, bem como os primatas *Alouatta belzebul* e *Sapajus flavius*, que estão criticamente ameaçados de extinção. A riqueza de mamíferos silvestres representou a metade do *pool* de espécies regional, podendo isso estar relacionado a elevada fragmentação e perda de habitat da área, como também pode estar ligada a práticas de caça que ocorrem na região, resultando em processo de defaunação. A alta frequência de *Didelphis albiventris*, pode ser um indicativo de áreas perturbadas, bem como a ausência de espécies de carnívoros esperadas para região podem gerar um efeito cascata nas comunidades biológicas. Em relação aos cães domésticos, foram estimadas a abundância e a densidade na Rebio Guaribas SEMA II (n = 90; 3,2 cães/km²) e na RPPN Fazenda Pacatuba (n=29, 6,2 cães/km²), respectivamente. O horário de atividade dos cães nas UCs teve picos entre 1:00-3:00AM e 5:00-07:00AM, e o padrão de uso foi mais frequente nas bordas na RPPN Fazenda Pacatuba, e na Rebio Guaribas, tanto na borda como em suas estradas internas. Os registros de cães domésticos nas UCs são relevantes para a criação de estratégias visando impedir a presença desses animais nas áreas estudadas, tendo em vista que são considerados como espécie invasora que pode trazer efeitos negativos para a fauna local. Ações envolvendo as comunidades do entorno das áreas para o esclarecimento dos problemas de saúde que a interação entre cães e mamíferos silvestres podem causar, como também a realização de censos da população canina concomitantes com estudos epidemiológicos e campanhas de vacinação e castração nos cães das comunidades dos entornos das áreas também devem ser realizadas.

Palavras-chave: Centro de Endemismo de Pernambuco; Unidades de Conservação; Armadilhas fotográficas

ABSTRACT

In Northeastern of Brazil, the Atlantic Forest portion north to the São Francisco River, known as the Pernambuco Endemism Center (PEC), a biodiversity hotspot, is the most impacted and fragmented region of the biome. Little is known about the medium-sized mammalian fauna in this region, despite their ecological role as key species in the structuring of biological communities, especially in the absence of large predators. With the processes of anthropization and the expansion of urbanized areas close to natural environments, there is an increase in the population of domestic mammals, which end up directly affecting wild mammals through competition, predation and/or transmission of parasites. This study aimed to analyze the structure of medium - sized mammal communities through the species composition, richness and diversity, in three Atlantic Forest conservation units in the state of Paraíba. Also, we evaluated the presence of domestic dogs as invasive species, estimating their abundance, density, pattern of use of the space and activity. The study was carried out in the Guaribas Biological Reserve (Rebio) and two Natural Heritage Private Reserves (RPPN), Fazenda Pacatuba and Engenho Gargaú. For that, we used cameras traps distributed in grids with interval of 1km². We obtained 642 records of wild mammals, belonging to 14 species and 86 domestic dogs and cats' records. The most representative order was the Carnivora, and the most frequent species were *Dasyprocta iacki* (n = 255; 35%), *Didelphis albiventris* (n = 184; 25%) and *Dasypus novemcinctus* (n = 60; 8%). We highlight the records of *Leopardus pardalis*, which are the first for the species in the study area We should also note the registration of *Cabassous tatouay*, which has only two specimens in the Mammalian Collection of the Federal University of Paraíba, *Coendou prehensilis*, for being arboreal species, besides the primates, *Alouatta belzebul* and *Sapajus flavius*, which are critically endangered. The wild mammals' richness we found represented half of the regional *pool* of species, which may be related to high fragmentation and habitat loss in the area but may be also related to practices of hunting that occur in the region, resulting in a defaunation process. The high frequency of *Didelphis albiventris*, can be an indicative of disturbed areas, as well as the absence of carnivorous species expected for region can generate a cascade effect in the biological communities. In relation to the domestic dogs, we estimated the abundance and density in Rebio Guaribas SEMA II (n = 90, 3.2 dogs / km²) and RPPN Fazenda. Pacatuba (n = 29, 6.2 dogs / km²), respectively. The activity hours of the dogs in the protected areas had peaks between 1: 00-3: 00 AM and 5: 00-07: 00 AM, and the pattern of use was more frequent at the edges in the RPPN Faz. Pacatuba, and in Rebio Guaribas, on the edge as well on its internal roads. The records found of dogs in the conservation units are relevant strategic planning to avoid the use of these areas by these dogs since they are considered invasive species and can have negative impacts to the fauna. Actions involving the surrounding communities of the areas to explain the health problems between the interaction of wild dogs and mammals. And can cause as well as the accomplishment of canine population censuses concomitant with epidemiological studies and campaigns of vaccination and castration in the dogs of the communities of the areas must also be carried out.

Keywords: Pernambuco Endemic Center; Protected areas; Camera traps;

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo para o monitoramento de mamíferos de médio porte. Pontos em vermelho indicam os remanescentes florestais da Mata Atlântica Paraibana. As áreas estão localizadas na mesorregião da Mata Paraibana. As três imagens abaixo destacam as áreas de estudo: Reserva Biológica Guaribas, Reserva Particular do Patrimônio Natural Faz. Pacatuba e Eng. Gargaú. 17
- Figura 2. Desenho esquemático dos grids 1km² para monitoramento de mamíferos de médio porte nas áreas de estudos, com a distribuição espacial dos pontos (estações) de armadilhamento fotográfico (em lilás). Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil. 18
- Figura 3. Curvas de acumulação aleatorizada de espécies com dados obtidos a partir de armadilhamento fotográfico coletados de janeiro de 2016 a julho de 2017, para toda a paisagem e para as áreas de estudos Rebio Guaribas e RPPNs Fazenda Pacatuba e Engenho Gargaú no estado da Paraíba Nordeste, Brasil. Foi levando apenas em consideração as espécies de mamíferos silvestres e seus números de registros. A cor cinza representa o intervalo de confiança de 95%. 25
- Figura 4. Distribuição de frequência de ocorrência das espécies de mamíferos registradas estudo através de armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil. 26
- Figura 5. Ocorrência de espécies de mamíferos silvestres e domésticos e seus números de registros por tipo de habitat através de armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil. 27
- Figura 6. Algumas das espécies de mamíferos de médio porte registradas por armadilhamento fotográfico em três unidades de conservação da Mata Atlântica da Paraíba. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017. (A) *Cerdocyon thous*; (B); *Leopardus pardalis*; (C) *Eira barbara*; (D) *Procyon cancrivorus*; (E) *Didelphis albiventris*; (F) *Sapajus flavius*; (G) *Coendou prehensilis*; (H) *Dasyprocta*

iacki; (I) *Sylvilagus brasiliensis*; (J) *Cabassous tatouay*; (K) *Dasypus novemcinctus*; (L) *Tamandua tetradactyla*..... 29

CAPÍTULO 2

Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo para o monitoramento de mamíferos de médio porte. Pontos em vermelho indicam os remanescentes florestais da Mata Atlântica paraibana. As áreas estão localizadas na mesorregião da Mata Paraibana. As três imagens abaixo destacam as áreas de estudo: Reserva Biológica Guaribas, Reserva Particular do Patrimônio Natural Faz. Pacatuba e Eng. Gargaú. 47

Figura 2. Desenho esquemático dos grids 1km² para monitoramento de carnívoros domésticos e mamíferos de médio porte nas áreas de estudos, com a distribuição espacial dos pontos (estações) de armadilhamento fotográfico (em lilás). Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil.....48

Figura 3. Registros de carnívoros domésticos, *Canis familiaris* e *Felis catus* registradas por armadilhamento fotográfico nas Unidade de Conservação: Rebio Guaribas e RPPN Faz. Pacatuba. Dados coletados entre janeiro de 2016 a junho de 201756

Figura 4. Histogramas circulares do padrão de atividade dos cães domésticos em toda a paisagem (A), e nas Unidades de Conservação (Rebio Guaribas (B) e RPPN Faz. Pacatuba (C)) da Mata Atlântica da Paraíba onde tiveram registros obtidos através de armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 a junho de 2017.....58

Figura 5. Mapa de distribuição espacial com representação de Densidade de Kernel fixo de *Canis familiaris*, e os pontos onde os registros foram mais intensos obtidos através de armadilhamento fotográfico na Rebio Guaribas SEMA II e na RPPN Faz. Pacatuba. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017.....59

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Número de registros (n), frequência de ocorrência (%) e riqueza de mamíferos de médio porte amostrados por armadilhamento fotográfico em três unidades de conservação de Mata Atlântica da Paraíba, Nordeste do Brasil. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017. As colunas indicam os fragmentos amostrados (Rebio Guaribas SEMA I, Rebio Guaribas SEMA II, Rebio Guaribas SEMA III, RPPN Faz. Pacatuba e RPPN Eng. Gargaú) e o status de conservação das espécies global na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN, 2016) e nacional pela Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2016). Células em branco indicam ausência de registros.....21

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Número de registros e frequência de ocorrência (%) de cães domésticos e carnívoros silvestres em Unidades de Conservação na Mata Atlântica Paraibana registradas por armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017.53

Tabela 2. Resultados da Análise de POPAN para a Rebio Guaribas SEMA II, mostrando os modelos utilizando para estimar a probabilidade de sobrevivência (ϕ), probabilidade de captura (p) e a probabilidade de entrada (pent) mais verossimilhante de acordo com o Critério de Akaike Corrigido (AICc). Os modelos foram ordenados de acordo com o melhor valor de AICc. São representados valores de AICc, Δ AICc (diferenças de valores de AICc comparados com o melhor modelo), peso dos índices e número de parâmetros utilizados para construção do modelo54

Tabela 3. Resultados da Análise de POPAN para a RPPN Faz. Pacatuba, mostrando os modelos utilizados para estimar a probabilidade de sobrevivência (ϕ), probabilidade de captura (p) e a probabilidade de entrada (pent) mais verossimilhante de acordo com o Critério de Akaike Corrigido (AICc). Os modelos foram ordenados de acordo com o melhor valor de AICc. São representados valores de AICc, Δ AICc (diferenças de valores de AICc comparados com o melhor modelo), peso dos índices e número de parâmetros utilizados para construção do modelo.55

Tabela 4. Valores total das áreas das Unidades de Conservação estudadas na Mata Atlântica da Paraíba, área de amostragem efetiva dos cães, abundância e densidade dos indivíduos registrados. O valor da abundância foi estimado pelo modelo da Análise POPAN.55

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1. Mata Atlântica.....	1
1.1. Mamíferos de médio porte na Mata Atlântica.....	3
1.2. Ocorrência de mamíferos domésticos em remanescentes florestais	4
1.3. Levantamento de mamíferos de médio porte	4
2. OBJETIVOS	7
2.1. Objetivo Geral	7
2.2. Objetivos Específicos	7
Referências Bibliográficas.....	8
3. CAPÍTULO 1 - Diagnóstico da estrutura da comunidade de mamíferos silvestres de médio porte em três unidades de conservação de Mata Atlântica da Paraíba, Centro de Endemismo de Pernambuco, Nordeste do Brasil.	14
3.1. Introdução.....	14
3.2. Metodologia.....	16
3.2.1. Área de estudo.....	16
3.2.2. Amostragem de mamíferos	17
3.2.3. Análise de Dados.....	19
3.3. Resultados.....	20
3.4. Discussão.....	30
4. CAPÍTULO 2 - Cães domésticos como espécie invasora em Unidades de Conservação de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil: estimando abundância, densidade e padrões de uso do espaço	44
4.1. Introdução.....	44
4.2. Metodologia.....	46
4.2.1. Área de estudo.....	46
4.2.2. Amostragem	47
4.2.3. Análise de dados.....	49
4.3. Resultados.....	51

4.3.2. Abundância e Densidade de cães	52
4.3.3. Padrão de atividade	57
4.3.3. Padrão de uso do espaço.....	58
4.4. Discussão.....	59
4.5. Referências Bibliográficas.....	65
5. CONCLUSÃO GERAL	71
ANEXO 1 - Lista de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem e que foram extintos regionalmente no Nordeste do Brasil, Centro de Endemismo de Pernambuco.....	73
ANEXO 2 - Manuscrito: Uncover relict ocelot (<i>Leopardus pardalis</i>) and South American coati 1 (<i>Nasua nasua</i>) populations in the Biodiversity´ hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil.....	75
ANEXO 3 - DATA PAPER: ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America	99

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Mata Atlântica

A Mata Atlântica destaca-se por ter elevados índices de diversidade e por apresentar um alto nível de endemismo (MITTERMEIER *et al.*, 2005; REZENDE *et al.*, 2015). No entanto, sua área total tem sido reduzida a pequenos fragmentos isolados, e atualmente conta com apenas 8-12% da área original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2016).

O bioma vem sofrendo alterações começando antes da chegada dos colonizadores portugueses na costa do Brasil em 1500, onde os nativos já utilizavam dos recursos florestais para sua subsistência (SCARANO; CEOTTO, 2015). Com a colonização portuguesa no século XVI, os níveis de retirada de madeira e processos de uso do solo começaram a aumentar (SCARANO; CEOTTO, 2015). Posteriormente, ao longo do século XVII iniciou-se a intensificação da exploração econômica com a cana-de-açúcar no Nordeste, o café nos séculos XVIII e XIX no Sudeste, e o cacau na Bahia no decorrer dos séculos XIX e XX, esses processos de intensificação do uso do solo levaram também a expansão da pecuária (JOLY *et al.*, 2014; TABARELLI, 2005).

Devido ao histórico de perturbação ao longo do tempo, a Mata Atlântica que possuía no século XVI uma área equivalente a 1.315.460 km² foi sendo fragmentada até chegar ao ponto de no século XXI restar apenas 8,5% dos remanescentes florestais acima de 100 hectares (ha), e somando todos os fragmentos acima de 3ha, em torno de 12,5% de remanescentes originais (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2016).

Com todos esses processos de intensificação de plantações de monoculturas e exploração agropecuária, a Mata também foi sendo convertida em áreas urbanas, abrigando atualmente cerca de 125 milhões de pessoas (JOLY *et al.*, 2014). Logo, com a combinação desses componentes a Mata é composta de pequenos remanescentes com diferentes graus de perturbação, manchas florestais recuperadas de terras agrícolas, ou abandono de pastagem e manchas agroflorestais (FONSECA *et al.*, 2009; JOLY *et al.*, 2014; TABARELLI *et al.*, 2010).

Essa área atual restante da Mata Atlântica pode ser separada biogeograficamente com base na distribuição de plantas e vertebrados (SILVA; CASTELETTI, 2005), em cinco sub-regiões chamadas de centros de endemismo (Bahia, Brejos Nordestinos, Pernambuco,

Diamantina e Serra do Mar) e três sub-regiões de transição (Rio São Francisco, Araucária e Florestas do Interior) (RIBEIRO *et al.*, 2009a; TABARELLI *et al.*, 2010).

A região biogeográfica da Mata Atlântica localizada no Nordeste do Brasil, ao norte do rio São Francisco, é o Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE), e possui o mais alto grau de fragmentação do bioma (2% de remanescentes), devido aos processos históricos, como a ocupação das áreas para as plantações de monocultura de cana-de-açúcar (BERNARD; MELO; PINTO, 2011) e processos culturais, como por exemplo a crescente urbanização dessas áreas de mata, caça e retirada de madeira (CULLEN; BODMER; VALLADARES PÁDUA, 2000; SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2008).

A paisagem dessa porção da Mata Atlântica do Nordeste, é composta por remanescentes de menos de 50 hectares. E, as composições e estrutura das comunidades da flora e da fauna inseridas em paisagens modificadas são alteradas, devido a pressões antropogênicas como perda e fragmentação das áreas, caça, extração de madeira, incêndios superficiais, invasão de espécies exóticas. (SILVA; TABARELLI, 2000; CANALE *et al.*, 2012; TABARELLI *et al.*, 2010; SOUZA; ALVES, 2014).

Dessa forma, alguns grupos são mais afetados pelas modificações da paisagem do que outros. Como por exemplo, os mamíferos de médio e grande porte que são mais vulneráveis à perda e fragmentação de habitat e caça devido à sua baixa densidade e crescimento demográfico lento (CARDILLO *et al.*, 2004; CROOKS, 2002; PERES; PALACIOS, 2007), embora existam evidências de que algumas espécies podem usar ou viver em matrizes agroflorestais que atuam como um hábitat de baixa qualidade ou uma área de alta permeabilidade (SCHROTH *et al.*, 2011; JOLY *et al.*, 2014). Assim, quando se tem uma matriz permeável, o tamanho dos fragmentos e os efeitos causados pela fragmentação conseguem ser relativamente disfarçados quando ocorre a persistência de espécies (PARDINI *et al.*, 2009).

No CEPE, no estado da Paraíba são encontradas 23 Unidades de Conservação, sendo elas a Rebio Guaribas, RPPNs Faz. Pacatuba, Eng. Gargaú e Gurugi dos Paus-ferros, APA do Rio Mamanguape, de Tambaba e Roncador, EE do Pau Brasil, PM Arruda Câmara, FN da Restinga de Cabedelo, ARIE Mata da Goiamunduba e Caranguejo-uçá, RE Mata do Rio Vermelho, PE, APE Mata do Estado, ARIE, PE Mata do Pau-ferro, Mata do Xém-xém, do Aratu, Mata de Jacarpé, Mata do Triunfo e Pico do Jabre RESEX Acaú-Goiana e APP Mata do Buraquinho. Sendo as mais conhecidas, e utilizadas para estudo a Rebio Guaribas, RPPNs Faz. Pacatuba, Eng. Gargaú. APA do Rio Mamanguape e FN da Restinga de Cabedelo, pelo apoio concedido pelos órgãos/empresas que as coordenam.

1.1. Mamíferos de médio porte na Mata Atlântica

No mundo, estima-se ter aproximadamente 5.600 espécies de mamíferos, dentre estas, cerca de 701 são encontrados no Brasil, pertencentes a 243 gêneros, em 50 famílias e 12 ordens. Para a Mata Atlântica são descritas 298 espécies de mamíferos, sendo 30% delas endêmicas. Ainda, ocorrem cerca de 83 espécies de mamíferos de médio e grande porte (mamíferos $\geq 1\text{kg}$), isto é cerca de 27% dos mamíferos da Mata Atlântica (PAGLIA *et al.*, 2012).

Em consequência das alterações que ocorreram em toda a Mata Atlântica, menos de 50% dos mamíferos de médio e grande porte persistem nos remanescentes, principalmente na porção nordestina, que é uma das porções mais impactadas do bioma, desencadeando um provável processo conhecido como “defaunação”, ou seja, o desaparecimento da fauna de vertebrados (CANALE *et al.*, 2012; MENDES PONTES *et al.*, 2016).

No CEPE, além de ser uma área altamente fragmentada, FEIJÓ; LANGGUTH, (2013), apontam que a fauna de mamíferos dessa região é diferenciada, devido a ocorrência de espécies que testemunham a retração das formações florestais durante um passado recente, como por exemplo o “guariba” *Alouatta belzebul* e a “preguiça” *Bradypus variegatus*, que são espécies presentes tanto no leste da Floresta Amazônica, como na Mata Atlântica do Nordeste brasileiro.

As ordens de mamíferos de médio e grande porte encontradas nessa região são oito, sendo elas Artiodactyla, Carnivora, Cingulata, Lagomorpha, Perissodactyla, Pilosa, Primates e Rodentia: Cuniculidae, Dasyproctidae, Erethizontidae e Hydrochoerinae.

Os mamíferos de médio porte possuem um papel ecológico de grande importância em ecossistemas tropicais, no Nordeste com ausência de predadores de grande porte, esses animais assumem o papel de predadores de topo (TERBORGH *et al.*, 2001) ou dispersores e predadores de sementes e plântulas (TABARELLI; PERES, 2002; TERBORGH *et al.*, 2008) assim, eles são considerados espécies-chave na estruturação das comunidades biológicas (CAMPOS; HERNÁNDEZ, 2015), e algumas espécies como por exemplo a jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus 1758), são reguladores populacionais de espécies de presas (TERBORGH *et al.*, 2001).

Dessa forma, as mudanças das paisagens na Mata Atlântica causam o declínio das populações desse grupo de mamíferos causando efeitos nas cadeias tróficas em escalas

espaciais e temporais, afetando a dinâmica das populações e comunidades (BOGONI *et al.*, 2016).

1.2. Ocorrência de mamíferos domésticos em remanescentes florestais

Os cães domésticos são os carnívoros mais comuns do mundo (HUGHES; MACDONALD, 2013; LESSA *et al.*, 2016; VANAK; GOMPPER, 2009), com sua população estimada em 700 milhões distribuídos em todo o planeta (HUGHES; MACDONALD, 2013). Os cães ocorrem em diferentes tipos de paisagens, sendo as urbanas e rurais as mais utilizadas, quase sempre acompanhados por humanos.

Em consequência dos processos de antropização como a expansão de áreas urbanizadas cada vez mais próximas do ambiente silvestre, ocorre o aumento da população de mamíferos domésticos no seu entorno. Em algumas áreas naturais os cães domésticos são os carnívoros mais abundantes (HUGHES; MACDONALD, 2013), incluindo em algumas regiões da Mata Atlântica (PASCHOAL *et al.*, 2012).

No ambiente silvestre, cães e gatos atuam como espécies invasoras e causam interações negativas com a fauna silvestre através da competição por recursos e espaço (CAMPOS *et al.*, 2007; ATICKEM; BEKELE; WILLIAMS, 2010), perturbação, pois cães costumam perseguir e capturar outras espécies apenas por diversão (GOMPPER, 2014), hibridação (DRISCOLL *et al.*, 2011; YOUNG *et al.*, 2011) e transmissão de doenças, visto que essas espécies funcionam como reservatório de parasitas e patógenos que afetam tanto animais silvestres como a população humana (BRADLEY; ALTIZER, 2007; LESSA *et al.*, 2016).

A ocorrência de mamíferos domésticos, está sendo cada vez mais frequente em trabalhos realizados em remanescentes de Mata Atlântica, o que acaba se tornando mais um problema para a conservação de áreas protegidas (PASCHOAL *et al.*, 2012; LESSA *et al.*, 2016)

1.3. Levantamento de mamíferos de médio porte

Estudos sobre inventários/censos de mamíferos de médio porte são realizados com menos frequência na Mata Atlântica do Nordeste (CASSANO; BARLOW; PARDINI, 2012; FERNANDES, 2003; MENDES PONTES *et al.*, 2016; MENDES PONTES; PERES; NORMANDE, 2006; SILVA; MENDES PONTES, 2008) sendo encontrados

alguns estudos feitos com base em coleções científicas (PERCEQUILLO *et al.*, 2007; FEIJÓ; LANGGUTH, 2013; FEIJÓ; NUNES; LANGGUTH, 2016), e, no caso, da Rebio Guaribas, o seu plano de manejo (MMA/IBAMA, 2003).

Existem lacunas de conhecimento sobre a fauna de mamíferos de médio porte dessa região, principalmente do CEPE, um local que abriga espécies endêmicas, e que é considerado um *hotspot* inserido em um *hotspot*, ou seja um refúgio da vida silvestre (CARNAVAL; MORITZ, 2008; MENDES PONTES *et al.*, 2016).

Devido a isso, construímos uma lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem atualmente, e daqueles que desapareceram devido à ação humana ao longo do tempo em todo o CEPE, usando literatura (FERNANDES, 2003; MENDES PONTES; PERES; NORMANDE, 2006; FEIJÓ; LANGGUTH, 2013; FEIJÓ; NUNES; LANGGUTH, 2016; MENDES PONTES *et al.*, 2016) (Anexo 1).

Tendo em vista a dificuldade de registrar os mamíferos de médio porte, devido à baixa detectabilidade e a baixa densidade desses animais nessas áreas (GÁLVEZ *et al.*, 2016) são necessários estudos de longo prazo, para que a mastofauna de uma determinada área seja descrita (SILVEIRA *et al.*, 2010). O uso de alguns tipos de métodos não invasivos, como armadilhas fotográficas são os mais utilizados para esses estudos, onde existe dificuldades de se capturar o indivíduo, por serem animais raros, crepusculares/noturnos e possuírem hábitos esquivos, então ele são utilizados, tendo em vista que causam mínimas perturbações as espécies alvo (ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010).

As armadilhas fotográficas são frequentemente utilizadas para fornecer dados de estrutura de comunidade como riqueza, abundância e composição de espécies (BECA *et al.*, 2017), movimentação de indivíduos, padrão de atividade (CARVALHO; ADANIA; ESBÉRARD, 2013; PORFIRIO *et al.*, 2016) comportamento (TROLLIET *et al.*, 2014) e presença de mamíferos exóticos, como cães, e sua relação com atividades humanas (PASCHOAL *et al.*, 2016; VILLATORO *et al.*, 2016), sendo de grande vantagem pois fornecem registros objetivos e evidências da presença e identidade de um animal (ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010).

Portanto, esse tipo de estudo de levantamento de mamíferos é necessário principalmente em áreas protegidas, uma vez que essas áreas são as ferramentas mais eficazes para a conservação da biodiversidade (PERES, 2005), onde é necessário se ter uma lista das espécies que ocorrem naquela localidade para estimar a diversidade local, e

assim fornecer dados para que se estabeleça estratégias de conservação, tanto para as espécies, como para a conservação do próprio hábitat (NUNES *et al.*, 2013).

Em vista disso, com a detecção de espécies de carnívoros silvestres, como “jaguatirica” *Leopardus pardalis*, “irara” *Eira barbara*, “cachorro-do-mato” *Cerdocyon thous* que são mesopredadores, e são espécie-chaves na estruturação das comunidades biológicas (CAMPOS; HERNÁNDEZ, 2015), e de carnívoros domésticos, como “cão doméstico” *Canis familiaris* e “gato doméstico” *Felis catus*, que exercem papel de predadores e competidores com as espécies silvestres (DOHERTY *et al.*, 2017) é possível traçar planos de ação para a conservação das espécies silvestres.

O presente estudo objetivou contribuir com os dados de riqueza e composição de espécies, fornecendo dados de padrão espacial, e dados de ecologia das espécies, e dessa forma preencher lacunas de informações para as áreas de estudo sobre a fauna de mamíferos de médio porte, ajudando a traçar estratégias para a conservação da vida silvestre.

Ainda, objetivou fornecer dados quantitativos e qualitativos atual dos fragmentos estudados, fornecendo uma nova visão nos estudos da biodiversidade local/regional, conseqüentemente, auxiliando o Cadastro Ambiental Rural, que tem como objetivo avaliar as áreas que devem ser recuperadas ao redor de áreas já impactadas, para assim implementar ações de gestão a cada região da Mata Atlântica. Tendo em vista que os parâmetros estruturais da paisagem, como a alta conectividade entre fragmentos e permeabilidade da matriz circundante (FONSECA *et al.*, 2009; PARDINI *et al.*, 2009) são primordiais para o planejamento de conservação das espécies (RIBEIRO *et al.*, 2009a).

O presente estudo está estruturado em dois capítulos, o primeiro capítulo tem como objetivo apresentar dados de estrutura da comunidade de mamíferos silvestres de médio porte em uma paisagem fragmentada na Mata Atlântica ao norte do Rio São Francisco, enquanto o segundo capítulo aborda os cães domésticos como espécies invasoras em Unidades de Conservação inseridas nessas paisagens fragmentadas.

Adicionalmente, o conjunto de dados deste estudo gerou outros dois produtos: o manuscrito “*Uncover relict ocelot (Leopardus pardalis) and South American coati I (Nasua nasua) populations in the Biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil*” (Anexo 2), submetido na revista *Mammalia*, onde discutimos os primeiros registros dessas espécies na região; e o Data paper “*ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America*” publicado na revista *Ecology*, uma compilação de

estudos com levantamentos de mamíferos de médio e grande porte com armadilhas fotográficas realizados na América do Sul, onde nosso estudo foi o único ao norte do rio São Francisco (ANEXO 3).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Analisar a estrutura da comunidade de mamíferos de médio porte, e verificar a ocorrência de cães domésticos em unidades de conservação da Mata Atlântica da Paraíba, Nordeste do Brasil.

2.2. Objetivos Específicos

1. Estimar riqueza, abundância, diversidade e composição de espécies das comunidades de mamíferos silvestres de médio porte em três unidades de conservação;
2. Identificar a composição de espécies nas fitofisionomias (mata e tabuleiro) encontradas na paisagem;
3. Estimar a abundância e densidade de cães domésticos nos fragmentos florestais;
4. Determinar padrões de uso e atividade de cães domésticos nos fragmentos florestais.

Referências Bibliográficas

ATICHEM, A.; BEKELE, A.; WILLIAMS, S. D. Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia. **African Journal of Ecology**, v. 48, n. 2, p. 401–407, 2010.

BECA, G. *et al.* High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, 2017.

BERNARD, E.; MELO, F. P. L.; PINTO, S. R. R. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic forest in face of bioethanol expansion. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 267–275, 2011.

BRADLEY, C. A.; ALTIZER, S. Urbanization and the ecology of wildlife diseases. **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 2, p. 95-102, 2007.

BOGONI, J. A. *et al.* Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 3, p. 713–725, 2016.

CAMPOS, C. B. *et al.* Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20, 2007.

CAMPOS, R. C.; HERNÁNDEZ, M. I. M. The importance of maize management on dung beetle communities in Atlantic forest fragments. **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, p. 1–12, 2015.

CANALE, G. R. *et al.* Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, 2012.

CARDILLO, M. *et al.* Human population density and extinction risk in the world's carnivores. **PLoS Biology**, v. 2, n. 7, p. 909–914, 2004.

CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187–1201, 2008.

CARVALHO, W. D.; ADANIA, C. H.; ESBÉRARD, C. E. L. Comparison of two mammalian surveys made with camera traps in southeastern Brazil, focusing the

abundance of wild mammals and domestic dogs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 29–36, 2013.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 44, n. 6, p. 818–825, 2012.

CROOKS, K. R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488–502, 2002.

CULLEN, L.; BODMER, R. E.; VALLADARES PÁDUA, C. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, v. 95, n. 1, p. 49–56, 2000.

DRISCOLL, C. et al. A suite of genetic markers useful in assessing wildcat (*Felis silvestris* ssp.)—domestic cat (*Felis silvestris catus*) admixture. **Journal of Heredity**, v. 102, n. Suppl_1, p. S87-S90, 2011.

DOHERTY, T. S. *et al.* The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, n. July 2016, p. 56–59, 2017.

FEIJÓ, A.; LANGGUTH, A. Mamíferos de Médio e Grande Porte do Nordeste do Brasil: Distribuição e Taxonomia, com Descrição de Novas Espécies. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 22, n. 1/2, p. 3–225, 2013.

FEIJÓ, A.; NUNES, H.; LANGGUTH, A. Mamíferos da Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 24, n. 1, p. 57–74, 2016.

FERNANDES, A. **Censo de mamíferos em alguns fragmentos de floresta atlântica no Nordeste do Brasil**. Dissertação de Mestrado, UFPE, Recife, 2003.

FONSECA, C. R. *et al.* Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209–1219, 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório anual**. 2016

GÁLVEZ, N. *et al.* Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. **Biological Conservation**, v. 204, p. 350–359, 2016.

GOMPPER, M. E. Free-ranging dogs and wildlife conservation. **Climate Change 2013 - The Physical Science Basis**, v. 1, p. 312, 2014.

HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, 2013.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

LESSA, I. *et al.* Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza e Conservacao**, v. 14, n. 2, p. 46–56, 2016.

MMA/IBAMA. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Guaribas**. Brasília, 2003

MENDES PONTES, A. R. *et al.* Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PloS one**, v. 11, n. 5, p. e0150887, 2016.

MENDES PONTES, C.; PERES, A.; NORMANDE, P. Diversidade biológica e conservação da Floresta Atlântica ao norte do Rio São Francisco. **Biodiversidade**, v. 14, 2006.

NUNES, A. V. *et al.* Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 2, p. 240–254, 2013.

PAGLIA, A. P. *et al.* **Annotated checklist of Brazilian mammals**. 2º Edição, 2012.

PARDINI, R. *et al.* The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178–1190, 2009.

PASCHOAL, A. M. O. *et al.* Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 1, p. 67–76, 2012.

PASCHOAL, A. M. O. *et al.* Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: Estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, p. 1–15, 2016.

PERCEQUILLO, A. *et al.* MAMÍFEROS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DE JOÃO PESSOA, PARAÍBA. **Biologia geral e experimental**, v. 8, n. 2, p. 17–31, 2007.

PERES, C. A. Why We Need Megareserves in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 728–733, 2005.

PERES, C. A.; PALACIOS, E. Basin wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal mediated seed dispersal. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 304–315, 2007.

PORFIRIO, G. et al. Activity patterns of ocelots and their potential prey in the Brazilian Pantanal. **Mammalian Biology**, v. 81, n. 5, p. 511–517, 2016.

REZENDE, C. L. *et al.* Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 2015.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROVERO, F.; TOBLER, M.; SANDERSON, J. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. **Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring**, n. 6, p. 100–128, 2010.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319–2331, 2015.

SCHROTH, G. *et al.* Conservation in tropical landscape mosaics: The case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 8, p. 1635–1654, 2011.

SILVA, A. P.; MENDES PONTES, A. R. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455–1464, 2008.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. **Mata Atlântica, biodiversidade, ameaças e perspectivas**, p. 472, 2005.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. March, p. 72–74, 2000.

SILVEIRA, L. F. *et al.* Para que servem os inventários de fauna? **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 173–207, 2010.

SOUZA, J. B. DE; ALVES, R. R. N. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 1, p. 145–160, 2014.

SRBEK-ARAUJO, A C.; CHIARELLO, A G. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 771–779, 2008.

TABARELLI, MARCELO *et al.* Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.

TABARELLI, M. *et al.* Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: Implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165–176, 2002.

TERBORGH, J. *et al.* Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, n. 5548, p. 1923–1926, 2001.

TERBORGH, J. *et al.* Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, v. 89, n. 6, p. 1757–1768, 2008.

TROLLIET, F. *et al.* Use of Camera traps for wildlife studies. A Review. **Biotechnology, Agronomy, Society and Environment**, v. 18, n. 3, p. 466–454, 2014.

VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. **Mammal Review**, v. 39, n. 4, p. 265–283, 2009.

VILLATORO, F. J. *et al.* Urban dogs in rural areas: Human-mediated movement defines dog populations in southern Chile. **Preventive Veterinary Medicine**, v. 135, p. 59–66, 2016.

YOUNG, J. K. *et al.* Is Wildlife Going to the Dogs? Impacts of Feral and Free-roaming Dogs on Wildlife Populations. **BioScience**, v. 61, n. 2, p. 125–132, 2011.

3. CAPÍTULO 1 - Diagnóstico da estrutura da comunidade de mamíferos silvestres de médio porte em três unidades de conservação de Mata Atlântica da Paraíba, Centro de Endemismo de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

3.1. Introdução

Estima-se em 5.600 o número de espécies de mamíferos descritos mundialmente (WILSON; REEDER, 2005). No Brasil ocorrem cerca de 701 espécies, ou 12% da mastofauna mundial (PAGLIA *et al.*, 2012). A Mata Atlântica por sua vez possui cerca de 298 espécies mamíferos, sendo aproximadamente 30% endêmicas desse bioma. Destas, 83 espécies são de mamíferos de médio e grande porte (espécies > 1 kg de peso corporal - DIAS; BOCCHIGLIERI, 2016) (PAGLIA *et al.*, 2012).

A Mata Atlântica do Brasil é considerada um *hotspot* de biodiversidade global (MITTERMEIER *et al.*, 2005). De acordo com a FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (2016), somando-se todos as áreas florestadas nativas acima de 3 hectares, restam atualmente em torno de 12,5% de remanescentes originais. A situação da região biogeográfica do Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE) é mais preocupante. Essa porção é composta por apenas 3% dos remanescentes originais, que são restritos aos topos de morros e imersos em uma matriz de cana-de-açúcar (ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA - RELATÓRIO TÉCNICO, 2017).

Processos como perda de habitat, fragmentação, conversão de áreas florestais em agrícolas e urbanas são causados pelas ações humana (RIBEIRO *et al.*, 2009). Tais processos ocorrem nas áreas de Mata Atlântica e são os que atingem diretamente as comunidades de vertebrados (MAGIOLI *et al.*, 2016; PARDINI *et al.*, 2010). Diante disso, têm como consequência um efeito seletivo sobre as comunidade, que tendem a eliminar espécies especialistas, fazendo com que aumente a abundância das generalistas (FERRAZ *et al.*, 2010), levando as comunidades a baixos índices de diversidade e funções ecológicas, e extinções locais (TABARELLI *et al.*, 2010; CANALE *et al.*, 2012; MAGIOLI *et al.*, 2015).

Assim, com as alterações causadas nas comunidades biológicas, todos os serviços ecossistêmicos são afetados, tendo em vista que a fauna de vertebrados exerce papéis fundamentais nos ecossistemas, tais como polinização e controle biológico (LUCK *et al.*, 2012), portanto a redução vertebrados pode resultar em efeitos cascata em escalas

espaciais e temporais (BOGONI *et al.*, 2016). Sendo algumas espécies consideradas espécies guarda-chuva, pois são fundamentais para a existência de outras assumindo um efeito top-down na cascata trófica e, dessa forma, são utilizadas como espécies indicadoras para planejamentos de conservação (ROBERGE; ANGELSTAM, 2004).

Mamíferos sofrem com os processos de perda e fragmentação de habitat (MAGIOLI *et al.*, 2016; PARDINI *et al.*, 2010), que no Nordeste ocorre devido as matrizes de plantações de monocultura e pastagens, que acabam se tornando um filtro seletivo para a espécies (FAHRIG, 2003). A caça, perseguição, comércio ilegal e introdução de espécies exóticas são outros fatores que favorecem o desaparecimento das espécies desse grupo de animais (CANALE *et al.*, 2012; GALETTI *et al.*, 2009).

De acordo com critérios da União Internacional da Conservação da Natureza (IUCN) para uma espécie ser considerada ameaçada é necessário se ter dados de distribuição geográfica, dados populacionais e características ecológicas da espécie. Dentro desses critérios, que são os mesmos utilizados nacionalmente, cerca de 110 espécies de mamíferos que ocorrem no Brasil são avaliadas em algum grau de ameaça pela Lista Nacional de Espécies ameaçadas (MMA/ICMBIO, 2016). As categorias de risco de extinção são as mesmas tanto internacionalmente como nacionalmente que são: Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase Ameaçada (NT) e Menos Preocupante (LC) (MMA/ICMBIO, 2016; IUCN, 2016).

O levantamento de mamíferos através de armadilhas fotográficas são de grande importância, devido ao fato de fornecer dados de estrutura de comunidade, como riqueza, abundância e composição de espécies (BECA *et al.*, 2017). Sabendo que informações sobre as espécies desse grupo nos remanescentes florestais da Paraíba são escassas, e que existem lacunas de conhecimento sobre autoecologia, ecologia, estimativas e densidade de populações das espécies desse grupo, o estudo com armadilhas fotográficas fornecem registros objetivos e evidências da presença de animais (ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010), que ocorrem nas áreas de estudo. Até o momento, o que se sabe sobre as espécies desse grupo na região são dados de ocorrência compilados de coleções científicas (FEIJÓ; NUNES; LANGGUTH, 2016), trabalhos com espécies de primatas (CAMARGO *et al.*, 2008; FIALHO; GONÇALVES, 2008; FIALHO *et al.*, 2014) e trabalhos etnozoológicos com espécies cinegéticas (SOUZA; ALVES, 2014; ALVES *et al.*, 2017).

Nesse cenário, este estudo teve como objetivo descrever a estrutura das comunidades de mamíferos de médio porte em fragmentos de Mata Atlântica na Paraíba, por meio da riqueza, abundância, diversidade e composição de espécies.

3.2. Metodologia

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em três unidades de conservação de Mata Atlântica do Nordeste, localizados na mesorregião da Mata Paraibana no Estado da Paraíba, sendo uma Reserva Biológica (Rebio) e duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) e em algumas de suas áreas adjacentes.

A Rebio Guaribas (-6.741955° S / -35.141963° O) possui uma área de 4.028,55 ha, e é constituída por três áreas denominadas SEMA I (673,64 ha), II (3.016,09 ha) e III (338,82 ha), localizadas nos municípios de Mamanguape e Rio Tinto – PB. As áreas são caracterizadas por fitofisionomias dos biomas Mata Atlântica e Cerrado (tabuleiro), inseridas em um polo canavieiro do Estado (MMA/IBAMA, 2003). A RPPN Fazenda Pacatuba (-7.041147 S / -35.155929 O), localizada no município de Sapé, possui uma área de 266,53 ha de floresta contínua (BONVICINO, 1989). A RPPN Engenho Gargaú (-7.012222 S / -34.956944 O), situada no município de Santa Rita, possui uma área de 1.058 ha coberta com floresta em diferentes estágios sucessionais entremeada por áreas alagadas e abertas. As duas RPPNs, são propriedade Japungu Agroindustrial S/A (Usina Japungu).

A vegetação da região, segundo o Manual de Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), é composta de Florestas ombrófilas, Floresta estacionais decíduais e semidecíduais, e Savanas (tabuleiros costeiros). Esses tabuleiros são áreas de transição com elementos florísticos da vegetação de matas, caatingas, cerrados e cerradões (MMA/IBAMA, 2003). De acordo com a classificação de Koeppen, o clima da região enquadra-se no tipo As (quente e úmido), com uma estação seca iniciando em setembro e prolongando até janeiro e uma estação chuvosa entre fevereiro a agosto. Em virtude das condições climáticas da região, as temperaturas médias anuais variam entre 24°C a 26°C com registros pluviométricos de 1.750 a 2.000 mm/ano (MMA, 2003).

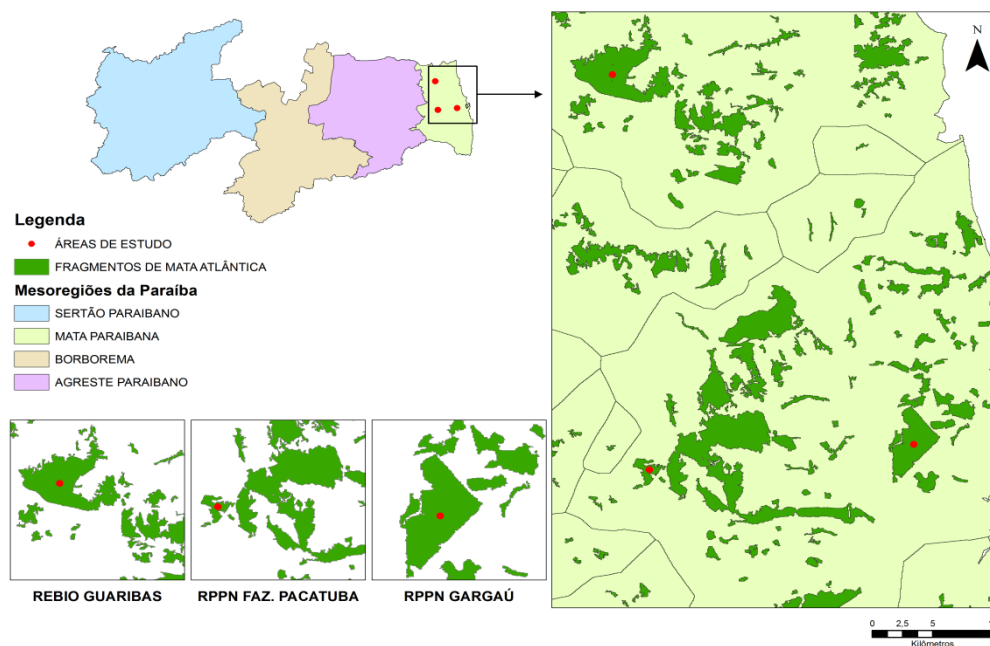


Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo para o monitoramento de mamíferos de médio porte. Dados coletados de janeiro de 2016 a junho de 2017. Pontos em vermelho indicam os remanescentes florestais da Mata Atlântica paraibana. As áreas estão localizadas na mesorregião da Mata Paraibana. As três imagens abaixo destacam as áreas de estudo: Reserva Biológica Guaribas, Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Pacatuba e Engenho Gargaú.

3.2.2. Amostragem de mamíferos

Os dados foram coletados durante o período de janeiro de 2016 a junho de 2017. Para a amostragem sistemática de mamíferos de médio porte foram utilizadas 15 armadilhas fotográficas (Bushnell® Trophy Cam™) que foram revezadas nos remanescentes florestais. Para tanto, foram desenhados *grids* regulares de 1km² no Google Earth® cobrindo toda a área de cada remanescente florestal. Dentro de cada *grid* foram sorteados pontos aleatoriamente para a instalação de uma armadilha fotográfica, esses pontos foram chamados de estações de armadilhamento. Esse desenho foi estabelecido para os três fragmentos. Proporcionalmente ao tamanho da área, foram amostrados sete pontos da Rebio Guaribas SEMA I, 45 pontos na Rebio Guaribas SEMA II e cinco na Rebio Guaribas SEMA III, 21 na RPPN Faz. Pacatuba e 16 na RPPN Eng. Gargaú 16 pontos. Alguns pontos fora dos *grids* também foram amostrados na Rebio Guaribas SEMA II e na RPPN Faz. Pacatuba.

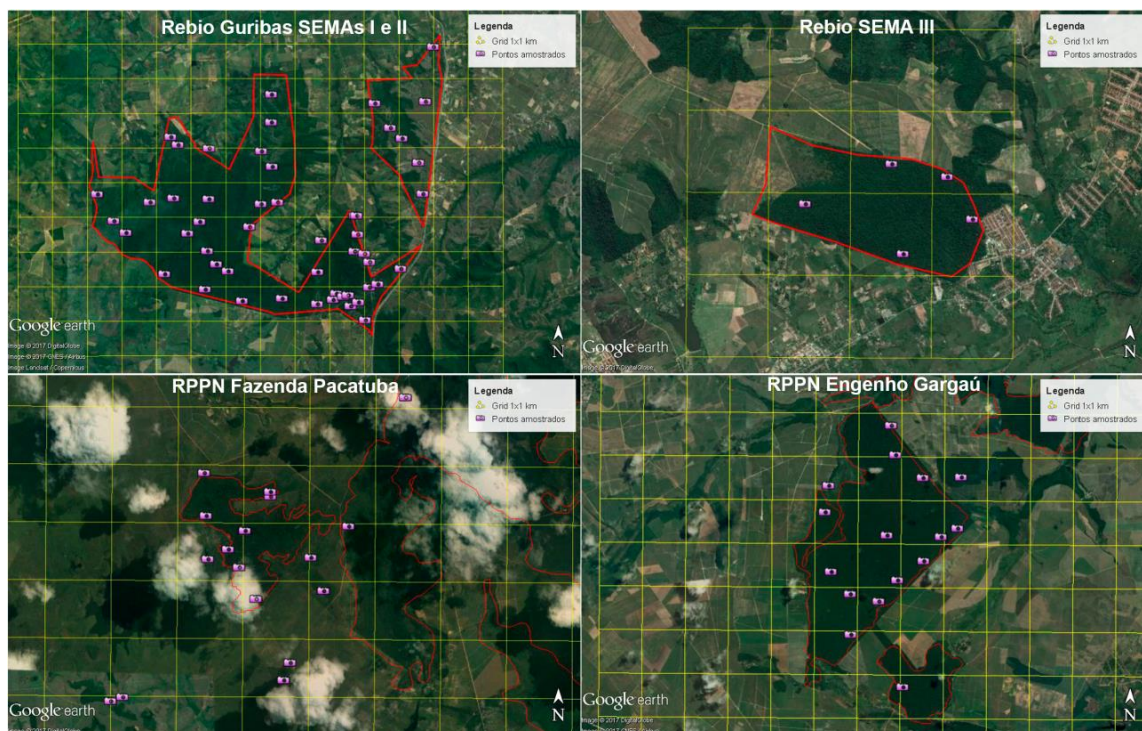


Figura 2. Desenho esquemático dos *grids* 1km² para monitoramento de mamíferos de médio porte nas áreas de estudos, com a distribuição espacial dos pontos (estações) de armadilhamento fotográfico (em lilás). Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil.

As armadilhas fotográficas foram fixadas em troncos de árvores numa altura variando entre 30 a 40 cm (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005) do solo. Essas armadilhas funcionam por meio de um sensor de movimento e calor. Assim que um movimento ou fonte de calor é detectada, o sensor ativa a câmera fotográfica que registra uma foto ou vídeo. As armadilhas fotográficas ficaram ativas durante 24 horas no modo vídeo, com um minuto de intervalo entre os vídeos, durante um período de aproximadamente 30 dias cada. Todas as estações de armadilhamento foram georreferenciados com receptor GPS (modelo eTrex 10 Garmin®).

As armadilhas foram iscadas no dia da sua colocação em campo com sardinha, Emulsão Scott, e em algumas também foram colocadas iscas de cheiro (lure - Hawbakers) para felino e *raccoon*, essas iscas foram colocadas alternadamente e após 15 dias as armadilhas eram visitadas para serem reiscadas (NUNES *et al.*, 2013; SANTOS; PACHECO; PASSAMANI, 2016), e também para verificação da carga da bateria.

Cada vídeo obtido foi considerado um registro independente. Porém, quando um indivíduo aparecia na mesma estação, em um intervalo menor do que uma hora, apenas o primeiro registro era considerado (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2013).

Os mamíferos registrados foram identificados a através de características morfológicas externas com o apoio do guia de Mamíferos do Brasil (REIS *et al.*, 2006), e algumas espécies das famílias Dasypodidae e Felidae foram identificados por especialistas.

O projeto foi licenciado através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO/ICMBio (nº 43641-4).

3.2.3. Análise de Dados

O esforço de captura foi calculado usando número de armadilhas multiplicado pelo número de dias em que as armadilhas ficaram ativas em campo, e o sucesso de captura de cada armadilha foi calculado como porcentagem do número de registros em relação ao esforço amostral. Ambos os cálculos foram realizados para a paisagem total, para cada fragmento e para os diferentes tipos de hábitat.

Para estimar a abundância de registros, foi utilizado o número de registros independentes obtidos por câmera. Para a frequência de ocorrência de espécies foi utilizada a soma do número de registros obtidos dividido pelo número total de registro de uma determinada área multiplicado por 100.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi utilizado para estimar a diversidade da comunidade de mamíferos silvestres na paisagem e nos fragmentos florestais estudados. A riqueza de espécies foi estimada a partir de 1000 aleatorizações da matriz de registros sem reposição, para cada fragmento, por extrapolação da riqueza de espécies observada em relação ao número de registros obtidos, utilizando um estimador de incidência Jackknife 1. Esse estimador se baseia na presença ou ausência de espécies, e não na abundância de espécies (SMITH ; PONTIUS, 2006), sendo assim o mais adequado para esse tipo de estudo, pois o estimador Jackknife assume que não há variação temporal na probabilidade de registros para todas as espécies (TOBLER *et al.*, 2008).

Posteriormente, para verificar se o esforço amostral para cada paisagem foi suficiente, construímos curvas de acumulação de espécies. Para tanto, utilizamos o programa EstimateS versão 9 (COLWELL, 2013) e as curvas de acumulação foram

geradas utilizando a função *specaccum*, disponível no pacote ‘vegan’ (OKSANEN *et al.*, 2012) no programa R (R CORE TEAM, 2016).

Para definir o *status* de ameaça global e nacional de cada espécie foram consultadas a última lista vermelha da IUCN Red List (IUCN, 2016) e a lista brasileira de espécies ameaçadas (MMA/ICMBIO, 2016), respectivamente.

3.3. Resultados

O esforço de captura foi em torno de 30 (± 13) dias para cada estação de armadilhamento fotográfico, totalizando 2.882 armadilhas/dias por estações (pontos) dentro e fora do *grid*, com um sucesso de captura de 25,3%. Foram registradas para toda a paisagem 14 espécies, distribuídas em 6 ordens e 12 famílias, totalizando 642 registros de espécies de mamíferos silvestres e 86 registros de espécies de carnívoros domésticos (Tabela 1).

Na Rebio Guaribas SEMA I, obteve-se 252 armadilhas/dias de esforço de captura com um sucesso de 4,76%, na SEMA II, 1.539 armadilhas/dias, e 30,66% de sucesso de captura, na SEMA III, 214 armadilhas/dias, e um sucesso de captura de 14,95%. Já na RPPN Faz. Pacatuba, foi obtido um total de 279 armadilhas/dias, com um sucesso de captura de 27,75%, e por fim na RPPN Eng. Gargaú, 598 armadilhas/dias, e um sucesso de captura de 28,09%.

Tabela 1. Número de registros (n), frequência de ocorrência (%) e riqueza de mamíferos de médio porte amostrados por armadilhamento fotográfico em três unidades de conservação de Mata Atlântica da Paraíba, Nordeste do Brasil. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017. As colunas indicam os fragmentos amostrados (Rebio Guaribas SEMA I, Rebio Guaribas SEMA II, Rebio Guaribas SEMA III, RPPN Faz. Pacatuba e RPPN Eng. Gargaú) e o status de conservação das espécies global na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN, 2016) e nacional pela Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA, 2016). Células em branco indicam ausência de registros.

Táxon	Rebio Guaribas I	Rebio Guaribas II	Rebio Guaribas III	RPPN Faz. Pacatuba	RPPN Eng. Gargaú	Total	Status de conservação	
							IUCN	BRASIL
ORDEM CARNIVORA								
Família Canidae								
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	3 (25)	2 (0,42)		3 (6,81)	1 (0,59)	9 (1,23)	LC	LC
Família Felidae								
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)		6 (1,27)	2 (6,25)		2 (1,19)	10 (1,37)	LC	LC
<i>Leopardus</i> sp.		2 (0,42)			1 (0,59)	3 (0,41)		
Família Mustelidae								
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)		5 (1,05)				5 (0,68)	LC	LC
Família Procyonidae								
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)				1 (2,27)		1 (0,13)	LC	LC
ORDEM DIDELPHIMORPHIA								
Família Didelphidae								
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	3 (25)	127 (26,79)	3 (9,37)	4 (9,09)	47 (27,97)	184 (25,27)	LC	LC

Táxon	Rebio Guaribas I	Rebio Guaribas II	Rebio Guaribas III	RPPN Faz. Pacatuba	RPPN Eng. Gargaú	Total	Status de conservação	
							IUCN	BRASIL
ORDEM PRIMATES								
Família Atelidae								
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)				1 (2,27)		1 (0,13)	VU	CR
Família Cebidae								
<i>Sapajus flavius</i> (Schreber, 1774)					46 (27,38)	46 (6,31)	CR	EN
ORDEM RODENTIA								
Família Erethizontidae								
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)				1 (2,27)		1 (0,13)	LC	LC
Família Dasyproctidae								
<i>Dasyprocta iacki</i> (Feijó e Langguth, 2013)	4 (33,33)	194 (41,1)	15 (46,87)	3 (6,81)	39 (23,21)	255 (35,02)	DD	DD
ORDEM Lagomorpha								
Família Leporidae								
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)		23 (4,87)				23 (3,15)	LC	LC
ORDEM XENARTHRA								
Família Dasypodidae								
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)		4 (0,84)			4 (2,38)	8 (1,09)	LC	LC
<i>Dasypus novemcintus</i> (Linnaeus, 1758)		47 (9,95)			13 (7,73)	60 (8,24)	LC	LC
Família Myrmecophagidae								
<i>Tamandua tetradactyla</i> Linnaeus, 1758	1 (8,33)	15 (3,17)	3 (9,37)	2 (4,54)	15 (8,92)	36 (4,94)	LC	LC
REGISTROS DOMÉSTICOS								
<i>Canis familiaris</i>	1 (8,33)	47 (9,95)	4 (12,5)	29 (65,9)		81 (11,12)		
<i>Felis catus</i>			5 (15,65)			5 (0,68)		
Total de registros silvestres	11	425	23	15	168	642		

Total de registros domésticos	1	47	9	29		86
Riqueza de espécies silvestres	4	10	4	7	9	14

Status de Conservação: CR - Criticamente em Perigo, DD - Dados deficientes, EN - Em perigo, LC - Menor preocupação e VU – Vulnerável

A riqueza estimada para a paisagem foi de 16,96 dessa forma o número de espécies observadas (14), representou 82% de espécies esperadas (Figura 2). Para os remanescentes amostrados apenas a Rebio Guaribas Sema II e III, tiveram a riqueza estimada igual a observada sendo elas 10 e 4, representando 100% das espécies registradas, enquanto na Sema I a riqueza estimada foi de 5,5 e a observada foi 4, representando 72% do esperado. Na Faz. Pacatuba a riqueza estimada foi de 10,5 e a observada foi 7 assim representando 66% e por fim, no Eng. Gargaú a riqueza estimada foi de 10,88 enquanto que a observada foi de 9, representado 82% de espécies registradas (Figura 3).

O índice de diversidade de Shannon para a paisagem foi de 1,69, enquanto para as áreas variou de 1,02 a 1,81, sendo na RPPN Faz. Pacatuba o índice mais elevado, 1,81, seguido pela RPPN Eng. Gargaú com 1,67, Rebio Guaribas SEMA II com 1,45, SEMA I 1,29 e SEMA III com 1,02.

A efetividade da amostragem de riqueza de espécies é observada através das curvas de acumulação, e apenas duas das áreas de estudos tiveram uma suficiência amostral (Rebio Guaribas SEMA II e III), sendo isso confirmado através das curvas construídas, onde foram registradas o número máximo de espécies. Enquanto para as outras áreas (Rebio Guaribas SEMA I, RPPN Faz. Pacatuba e RPPN Gargaú) seria necessário continuar a amostragem para que a curva se estabilize e ocorra uma suficiência amostral (Figura 3).

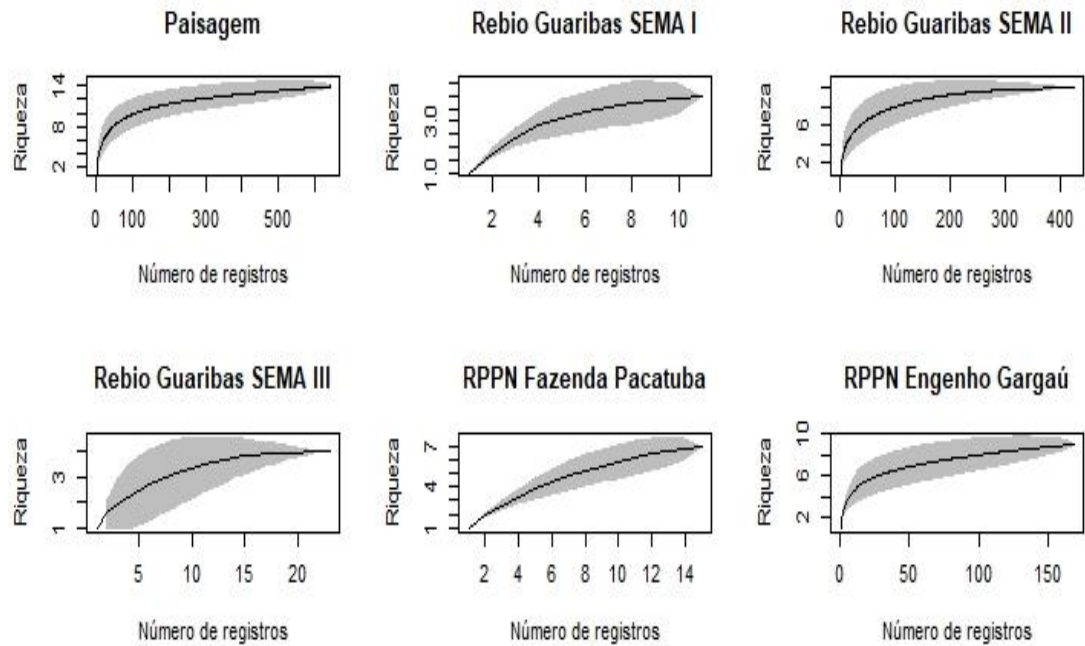


Figura 3. Curvas de acumulação aleatorizada de espécies com dados obtidos a partir de armadilhamento fotográfico coletados de janeiro de 2016 a julho de 2017, para toda a paisagem e para as áreas de estudos Rebio Guaribas e RPPNs Fazenda Pacatuba e Engenho Gargaú no estado da Paraíba Nordeste, Brasil. Foi levando apenas em consideração as espécies de mamíferos silvestres e seus números de registros. A cor cinza representa o intervalo de confiança de 95%.

A ordem mais representativa em riqueza foi a Carnívora correspondendo a 35,7% ($S=5$) dos registros de espécies, seguido por Xernarthra (21,4%; $n= 3$), Rodentia e Primates (14,2%; $n=2$, cada) e Didelphimorphia e Lagomorpha (7,14%; $n= 1$, cada).

As espécies com maior frequência de ocorrência foram *Dasyprocta iacki* ($n= 255$; 35,02), *Didelphis albiventris* ($n= 184$; 25,27) e *Dasybus novemcinctus* ($n=60$; 8,24). Na Rebio Guaribas *D. iacki* foi a mais frequente, enquanto na RPPN Faz. Pacatuba, foi *C. familiaris* e, já na RPPN Eng. Gargaú *S. flavius* e *D. albiventris* tiveram frequências semelhantes (Figura 3).

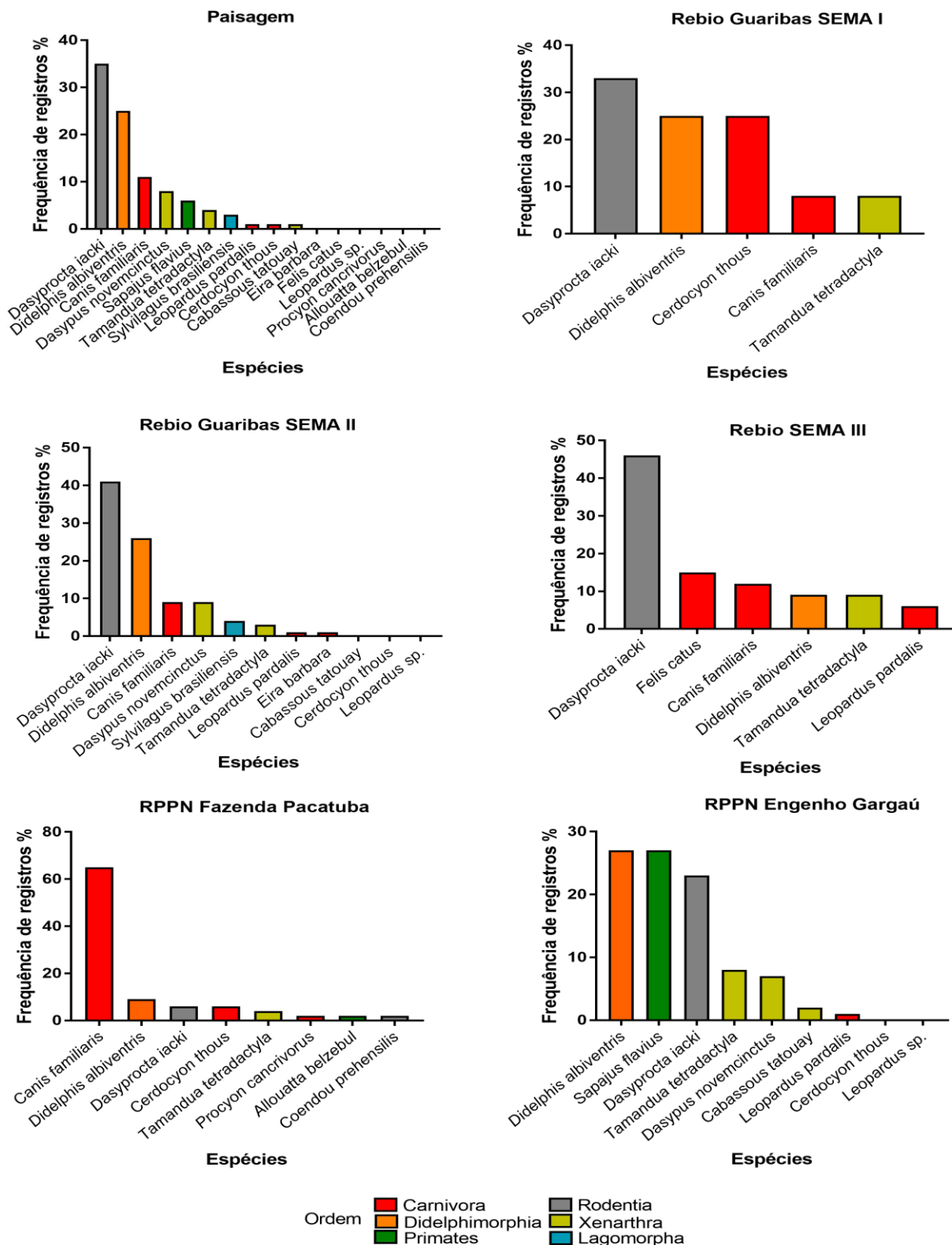


Figura 4. Distribuição de frequência de ocorrência das espécies de mamíferos registradas estudo através de armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil.

Em áreas florestadas o número de registros foi de 521 e um esforço de captura de 1941 armadilhas/dias, enquanto em áreas de tabuleiro obtivemos 207 registros de animais e um esforço de 941 armadilhas/dias, com um sucesso de captura de 26,84% e 21,99%, respectivamente. Algumas espécies como *Cerdocyon thous* e *Sylvilagus brasiliensis* foram mais registradas em áreas de tabuleiro, com 7 e 20 registros, respectivamente, embora também tenham sido registradas em áreas florestadas. As demais espécies obtiveram um maior número de registros nas áreas de Mata secundária (Figura 4).

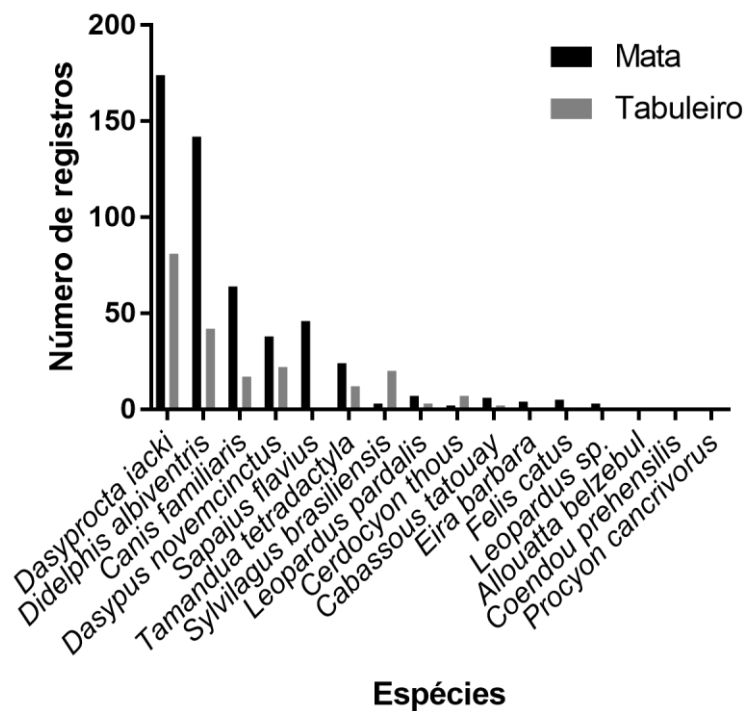


Figura 5. Ocorrência de espécies de mamíferos silvestres e domésticos e seus números de registros por tipo de habitat através de armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil.

Foi construída uma tabela com o *pool* de espécies (Anexo 1) que ocorrem no presente ou já ocorreram e foram extintas no Nordeste/Centro de Endemismo de Pernambuco, assim pode-se observar nesta tabela um pool de 39 espécies, sendo destas, 10 espécies ausentes ou extintas nas unidades de conservação da Paraíba. Dessa espécies, 28 espécies ocorrem nas áreas de estudos, que são elas: *Cerdocyon thous*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus*, *Leopardus wiedii*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Eira barbara*, *Galictis cuja*, *Lonta longicaudis*, *Nasua nasua*, *Potos flavius*, *Procyon cancrivorus*, *Didelphis albiventris*, *Sylvilagus brasiliensis*, *Alouatta belzebul*, *Calitrix*

jacchus, *Sapajus flavius*, *Dasyprocta prymnolopha*, *Dasyprocta iacki*, *Coendou prehensilis*, *Coendou speratus*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Cabassou tatouay*, *Dasypus novemcinctus*, *Dasypus septemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Bradypus variegatus*, *Cyclopes didactylus* e *Tamandua tetradactyla*.

Dessas, 15 não registradas durante o armadilhamento fotográfico sendo elas: *Leopardus tigrinus*, *Leopardus wiedii*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Galictis cuja*, *Lonta longicaudis*, *Nasua nasua*, *Potos flavius*, *Calitrix jacchus*, *Dasyprocta prymnolopha*, *Coendou speratus*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Dasypus septemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Bradypus variegatus* e *Cyclopes didactylus*.

Com relação ao grau de ameaça, duas espécies da ordem Primates encontram-se nas listas de espécies ameaçadas, sendo elas o *Allouatta belzebul* classificada como Vulnerável na IUCN e Criticamente em Perigo na lista nacional, e *Sapajus flavius* como Criticamente em Perigo na IUCN e em Perigo na lista nacional, o restante das espécies registradas foram classificadas como Menor preocupação e Dados deficientes (Tabela 1).



Figura 6. Algumas das espécies de mamíferos de médio porte registradas por armadilhamento fotográfico em três unidades de conservação da Mata Atlântica da Paraíba. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017. (A) *Cerdocyon thous*; (B); *Leopardus pardalis*; (C) *Eira barbara*; (D) *Procyon cancrivorus*; (E) *Didelphis albiventris*; (F) *Sapajus flavius*. (G) *Coendou prehensilis*; (H) *Dasyprocta iacki*; (I) *Sylvilagus brasiliensis*; (J) *Cabassous tatouay*; (K) *Dasybus novemcinctus*; (L) *Tamandua tetradactyla*

3.4. Discussão

No presente estudo, descrevemos as comunidades de mamíferos de médio porte encontradas através do uso de armadilhas fotográficas em fragmentos florestais na Mata Atlântica da Paraíba, inseridos no CEPE. Foram demonstradas riqueza, abundância, diversidade e composição dessas comunidades de mamíferos em três Unidades de Conservação. Esse estudo foi o primeiro estudo utilizando essa metodologia na Mata Atlântica da Paraíba. Das áreas amostradas, apenas a Rebio Guaribas tinha informação prévia sobre a comunidade de mamíferos de médio porte, mas que não era baseada em estudo sistemático focado nesse grupo.

A maioria dos estudos encontrados na Mata Atlântica com armadilhas fotográficas possuem esforços elevados, CASSANO; BARLOW; PARDINI (2012) na Bahia em uma área florestada rodeada por uma matriz de cacau obtiveram um esforço de 3.975 armadilhas/dias, sendo 18 áreas amostradas, e encontrada uma riqueza de 19 espécies, porém em cada área era utilizada duas armadilhas fotográficas, onde uma era colocada mais próxima do solo, e a outra no sub-bosque, com a intenção de capturar espécies com hábito arborícola. Enquanto em um estudo realizado por BECA *et al.*, (2017) em 22 fragmentos na Mata Atlântica do sudeste rodeados por matriz de cana-de-açúcar obteve um esforço de 5.280 armadilhas/dias com uma riqueza de 27 espécies. Com isso, observamos que embora nosso esforço seja proporcionalmente similar aos estudos citados, obtivemos uma menor riqueza de espécies. Isso pode estar relacionado ao tamanho dos fragmentos, visto o grau de fragmentação das áreas do CEPE, que tem como consequência populações de animais reduzidas e em processo de “defaunação” (MENDES PONTES *et al.*, 2016).

A riqueza de espécies registrada no presente estudo (14) é semelhante a apenas um trabalho realizado no CEPE, que registrou 12 espécies (MENDES PONTES; PERES; NORMANDE, 2006), enquanto difere, sendo inferior a de outros trabalhos, que variaram entre 18 e 25 (FERNANDES, 2003; MENDES PONTES *et al.*, 2016; SILVA; MENDES PONTES, 2008). Esses valores podem estar relacionados ao uso de métodos adicionais nos trabalhos, como transectos lineares, visualizações de pegadas e vocalizações, embora o uso de armadilhas fotográficas em levantamento de mamíferos de médio porte seja considerada a técnica mais adequada e também mais eficaz em qualquer condição ambiental (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; TROLLIET *et al.*, 2014).

No presente estudo nós registramos apenas 50% do *pool* de espécies esperado para o CEPE, dentre algumas espécies esperadas e que não foram registradas neste estudo, a preguiça-comum (*Bradypus variegatus*) e o *Callithrix jacchus* (sagui-do-tufo-branco), embora sejam comumente avistados na copa das árvores como também no solo na nossa área de estudo, nossa metodologia não foi desenhada para espécies arborícolas. Já a capivara (*Hydrochoeris Hydrochaeris*), é vista com frequência nos açudes do entorno (ANNA CAROLINA ALBUQUERQUE, *observação pessoal*), porém é uma espécie que não frequenta áreas florestadas e geralmente está associada com corpos d'água (BONVICINO; OLIVEIRA; NACIONAL, 2008), os quais não ocorrem no interior das UCs amostradas.

A ausência de mesocarnívoros como o quati (*Nasua nasua*), o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus*), o gato-vermelho (*Herpailurus yagouaroundi*) e o furão (*Galictis cuja*) pode indicar extinção local ou baixa densidade populacional, embora sua presença na região seja confirmada por raros registros de atropelamento (RAMON LIMA, *dados não publicados*) e poucos espécimes depositados na Coleção de Mamíferos da UFPB. Os felinos *P. yagouaroundi* e *L. tigrinus*, podem ser afetados devido à perda e a fragmentação de habitat, apesar de serem encontrados em outras regiões utilizando áreas de matriz agrícolas que estejam associadas a áreas florestadas. Segundo ALMEIDA *et al.* (2013) e OLIVEIRA; ALMEIDA; BEISIEGEL (2013), sendo esse problema mais acentuado em ambientes de Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado.

Enquanto o “tatu-peba” *Euphractus sexcinctus*, “quati” *Nasua nasua*, e o “furão” *Galictis cuja*, além de serem afetados pela perda de habitat e por atropelamentos, são espécies apreciadas como caça (BEISIEGEL & CAMPOS, 2013; KASPER *et al.*, 2013; CHIARELLO *et al.*, 2015). Dentre essas espécies, exceto o *Callithrix jacchus*, sabe-se que não sofrem tão intensamente desses impactos, pois é uma espécie abundante e comum no local e na região, porém VALENÇA-MONTENEGRO *et al.* (2012), indica que as principais ameaças para a espécie são agricultura, pecuária, vulnerabilidade a epidemias, desmatamento, redução de habitat e apanha.

FEIJÓ; NUNES; LANGGUTH (2016) fizeram um levantamento dos mamíferos da Rebio Guaribas através de material encontrado em coleções científicas, e registram 19 espécies de mamíferos de médio porte, enquanto no presente estudo apenas 10 espécies foram encontradas na área. Espécies como *Lontra longicaudis*, *Bradypus variegatus*, *Cyclopes didactylus* foram registradas nesse estudo citado acima, porém não foram

registrados pelo armadilhamento fotográfico por terem hábitos específicos, sendo necessário métodos de amostragem direcionados para essas espécies.

A ordem mais representativa quanto a riqueza foi a Carnívora, e isso tem sido observado em outros estudos realizado tanto na Mata Atlântica como no Cerrado (CARVALHO; OLIVEIRA; PIRES, 2014; DELCIELLOS, 2016; ESTRELA *et al.*, 2015; HENDGES; SALVADOR; NICHELE, 2015; GALETTI *et al.*, 2016; SANTOS; PACHECO; PASSAMANI, 2016). Essa maior representatividade pode estar relacionado pelo fato dessa ordem ter uma elevada riqueza de mamíferos de médio e grande porte nesses biomas (PAGLIA *et al.*, 2012), assim como uma grande mobilidade e plasticidade ecológica para se adaptar a ambientes antropizados (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; ŠÁLEK; DRAHNÍKOVÁ; TKADLEC, 2014).

Aqui destacamos o baixo número de registros de *Cerdocyon thous*, em contraponto ao que se encontra em diversos estudos realizados por armadilhamento fotográfico (GOULART *et al.*, 2009; ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011; TORTATO; TESTONI; ALTHOFF, 2014). Esta espécie é aparentemente comum na região, visto que já foram visualizadas pegadas e avistados usando as matrizes de cana-de-açúcar no entorno das áreas de estudos (FABIANA ROCHA, *comentário pessoal*), e também possuem um elevado número de registros por atropelamentos (RAMON LIMA, *dados não publicados*) Entretanto, embora a espécie tenha alta plasticidade e seja generalista (FERRAZ *et al.*, 2010), em algumas regiões pode apresentar uma preferência por áreas abertas (BEISIEGEL *et al.*, 2013). De fato, oito dos nove registros que obtivemos foram nos tabuleiros. Outra possibilidade é que a espécie esteja explorando a matriz de cana-de-açúcar, tendo em vista que essa espécie pode usar a área para deslocamento e forrageamento, devido ao seu hábito generalista tendem a expandir sua área de vida colonizando novos habitats na paisagem (FERRAZ *et al.*, 2010).

A cutia (*Dasyprocta iacki*) e o gambá-da-orelha-branca ou timbú (*Didelphis albiventris*) foram as espécies mais registradas e encontradas em todos os fragmentos estudados. O número de registros de gambá-da-orelha-branca pode indicar alterações na estrutura da comunidade, visto que uma alta abundância dessa espécie pode ser resultado de uma comunidade empobrecida e indicar um ambiente perturbado (CÁCERES, 2000), por essa espécie ser uma das mais tolerantes a alterações no habitat (SILVA; PASSAMANI, 2009 ; CÁCERES, 2012). Ainda, essa elevada abundância, tanto da cutia quanto do gambá, pode ser um efeito da baixa densidade de predadores e e uma alta abundância de recursos, como por exemplo, sementes de árvores do gênero *Hymenaea*

que são predadas pelas cutias (MORENO; KAYS; SAMUDIO, 2006; ROEMER; GOMPPER; VAN VALKENBURGH, 2009).

Obtivemos registros relevantes para as Unidades de Conservação, como os primeiros registros para a Paraíba em armadilhas fotográficas de “jaguaririca” *L. pardalis*, esses animais foram encontrados na Rebio SEMA II e III, e na RPPN Eng. Gargaú, e são importantes pois atuam como predadores de topo, uma vez que de todos os mamíferos de grande porte estão extintos localmente, e então essa espécie atua como reguladora das comunidades biológicas (MORENO; KAYS; SAMUDIO, 2006). Anteriormente a esses registros, a informação que se tinha sobre a espécie era um registro de atropelamento, sendo esse o primeiro registro do animal na natureza no estado da Paraíba. Uma vez que se pensava que a espécie estava extinta, assim não se tem informações como dados populacionais, autoecologia, padrões de uso e padrão de atividade da mesma. Segundo, OLIVEIRA; ALMEIDA; CAMPO (2013), os indivíduos de *L. pardalis*, podem ser encontrados tanto em ambientes preservados quanto em alterados, (como em áreas agrícolas), uma vez que essas paisagens tenham associações com remanescentes florestais, sendo essas as paisagens encontradas no entorno das áreas de estudo. Com isso, esses dados contribuiriam com planos de ações para a conservação da espécie, que possivelmente ocorrem em baixa densidade nas áreas.

Outro registro de destaque foi o *Coendou prehensilis*, pelo fato de ter sido registrado no solo, pois segundo BONVICINO; OLIVEIRA; NACIONAL (2008), essa espécie possui tanto o hábito como hábitat arborícola, outros estudos também obtiveram registros da espécie em armadilhas fotográficas e por visualizações diretas (PIRES; CADEMARTORI, 2012; ESTRELA *et al.*, 2015; FORNITANO *et al.*, 2015; BECA *et al.*, 2017). Entretanto, em um trabalho realizado com cães em fragmentos florestais em Minas Gerais, os autores apontam que cerca de 28,9% dos entrevistados relatam que os animais voltam machucados para casa, e mais frequentemente com espinhos de *Coendou prehensilis* (MARTINEZ *et al.*, 2013). Enquanto JOHNSON *et al.* (2006) relatou 296 casos entre 1998 e 2002 de acidentes envolvendo cães domésticos e “porcos-espinhos” em um hospital no Canadá. Com isso, supõe-se que essa espécie não possui hábitos apenas arborícolas, usando o chão para se alimentar e sendo observados no solo apenas quando não existem conexões entre as árvores na rota desempenhada pelo animal (FARIA; GINÉ, 2010; OLIVEIRA, 2006; ROBERTS; BRAND; MALINIAC, 1985).

Outro registro foi o da espécie *Cabassous tatouay*, com apenas dois espécimes depositadas na coleção mastozoológica da UFPB, essa espécies está presente em várias

localidades da Mata Atlântica, porém raramente é avistado, e existe poucos registros sobre sua ocorrência (UBAID; MENDONÇA; MAFFEI, 2008; FEIJÓ; LANGGUTH, 2013). Assim, pouco se sabe sobre dados populacionais, devido ao baixo número de registros, de acordo com CHIARELLO *et al.* (2015), isso acontece por essa espécie ter um hábito fossorial associada a uma baixa densidade natural, fazendo com que essas populações se tornem isoladas, além de serem ameaçadas pela modificação do ambiente natural para agropecuária, caça e da matriz rodoviária.

A maioria das espécies foram registradas em áreas florestadas, porém espécies como *Sylvilagus brasiliensis* e *Cerdocyon thous* tiveram um maior percentual de registros em áreas abertas. De acordo com REIS *et al.* (2006) os indivíduos de *S. brasiliensis* habitam região de mata até campos, e são típicos de regiões onde ocorre transição entre bosques e áreas abertas. Enquanto *C. thous*, usualmente, prefere bordas e ambientes mais abertos a matas densas para habitar (BEISIEGEL *et al.*, 2013). É comum observar nas áreas de estudos a fitofisionomia dominante de Florestas, porém também são encontradas manchas de Tabuleiros Costeiros que são áreas com vegetação savânica aberta e aglomerações arbóreo-arbustivas, e que podem ser também áreas de transição contendo espécies vegetais de Mata Atlântica (MMA/IBAMA, 2003)

Dasyus novemcinctus, o “tatu-galinha”, é uma espécie amplamente distribuída, e comum nas áreas de estudos, no entanto durante o período de amostragem, essa espécie não foi registrada nas áreas que são rodeadas por comunidades humanas, RPPN Faz. Pacatuba e na Rebio Guaribas Sema III. Esse fato pode estar relacionado a pressão antrópica que esses fragmentos sofrem devido a essa proximidade, dessa forma, ocorre um maior uso dessas áreas por pessoas das comunidades, que conseqüentemente podem usar as áreas para caça e retirada de madeira para lenha. Em um estudo realizado por SOUZA; ALVES (2014) sobre a caça e o uso da fauna silvestre em remanescentes da Mata Atlântica no Nordeste, ele afirma que as espécies mais caçadas são aquelas que fornecem a maior quantidade de produtos e sub produtos para o consumo humano, sendo os tatus as espécies mais apreciadas.

As espécies de primatas *Alouatta belbezul* e *Sapajus flavius* são espécies endêmicas do Brasil, e estão na lista nacional e internacional de espécies ameaçadas, sendo categorizadas pela IUCN como Vulnerável, e Criticamente em Perigo, enquanto na lista nacional, como Criticamente em Perigo e Em perigo, respectivamente. Tendo em vista os graus de ameaça, as áreas onde elas são encontradas RPPN Faz. Pacatuba, Rebio Guaribas e RPPN Eng. Gargaú são áreas prioritárias para a conservação dessas

populações na porção paraibana de Mata Atlântica (MMA, 2000), visto que essas espécies sofrem com o processo de fragmentação, o que pode afetar na viabilidade populacional, e também as perturbações antrópicas, como a caça e o corte seletivo de madeira o que podem diminuir a sobrevivência da população (FIALHO; GONÇALVES, 2008; TORRES JUNIOR; VALENÇA-MONTENEGRO; CASTRO, 2016).

Além das espécies de mamíferos silvestres, espécies de animais domésticos também foram visualizados, como boi (*Bois taurus*) e burro (*Eqqus africanus asinus*), que podem modificar as áreas, causando compactação do solo e transformação da vegetação em pastagem (BILOTTA; BRAZIER; HAYGARTH, 2007). Destacam-se também os gatos (*Felis catus*) e cão domésticos (*Canis familiaris*) sendo essa última, a espécie mais registrada na RPPN Faz. Pacatuba. Esses registros nas Unidades de Conservação pode estar relacionado ao fato da proximidade com comunidades humanas e suas propriedades rurais (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2008; LESSA *et al.*, 2016). Tal pressuposto é corroborado pelo registro de pessoas dentro da Rebio Guaribas SEMA II e RPPN Faz. Pacatuba, alguns desses acompanhados de cães. Um desses registros na Rebio Guaribas, foi durante o período da noite, o que sugere que esses animais auxiliam os humanos na caça (KOSTER, 2008; YOUNG *et al.*, 2011).

No nosso estudo foi encontrado a metade do *pool* de espécies esperados para o CEPE, podendo isso estar relacionado à elevada fragmentação e perda de habitat da área, como também pode estar ligada a práticas de caça que ocorrem na região. Devido a esses processos que ocorrem nas áreas, a alta abundância de *D. albiventris*, pode ser um indicativo de áreas perturbadas, bem como a ausência de espécies de carnívoros esperadas para região podem gerar um efeito cascata nas comunidades biológicas, já que esses mamíferos assumem o topo da cadeia trófica na ausência predadores de grande porte. Por outro lado, registramos espécies como *C. tatouay* e *L. pardalis*, espécies de grande importância por possuírem poucos registros na natureza para a região, e também os registros de *A. belzebul* e *S. flavius*, que são espécies criticamente ameaçadas de extinção. As áreas são de relevante importância para essas espécies de mamíferos por serem os últimos refúgios da Mata Atlântica no estado da Paraíba, e estarem inseridas em uma matriz antropizada. Os registros encontrados de cães nas UCs, são relevantes para servir como base para que estratégias sejam traçadas, e dessa forma se possa evitar o uso dessas áreas por essa espécie, visto que os cães são considerados espécies invasoras e possam trazer efeitos negativos tanto para a fauna. Com isso, contribuímos para o conhecimento da riqueza, composição de mamíferos de médio porte em UCs no estado da Paraíba.

3.5. Referências Bibliográficas

ALMEIDA L. B. *et al.* Avaliação do estado de conservação do Gato-mourisco *Puma yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3(1), 99-106, 2013

ALVES, R. R. N. *et al.* Perception and use of biodiversity in the vicinity of an urban conservation area, North eastern Brazil. **Indian Journal of Traditional Knowledge**, v. 16, n. 1, p. 44–50, 2017.

ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA - RELATÓRIO TÉCNICO, 2017.

BECA, G. *et al.* High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, 2017.

BEISIEGEL, B. D. M. *et al.* Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 138–145, 2013.

BEISIEGEL, B. M. & CAMPOS, C. B. do risco de extinção do Quati *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Brasil **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 269-276, 2013

BILOTTA, G. S.; BRAZIER, R. E.; HAYGARTH, P. M. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. **Advances in agronomy**, v. 94, p. 237-280, 2007.

BOGONI, J. A. *et al.* Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 3, p. 713–725, 2016.

BONVICINO, C. R. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na Mata Atlântica. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 6, n. 2, p. 149–179, 1989.

BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A DE; NACIONAL, M. **Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. p. 120, 2008.

CÁCERES, N. C. Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. **Ciencia e Cultura(Sao Paulo)**, v. 52, n. 3, p. 171-174, 2000.

CÁCERES, N. C. (Ed.). **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação**. Editora UFMS, 2012.

CAMARGO, C. C. *et al.* Variação sazonal e longitudinal nos padrões de comportamento em uma população de *Alouatta belzebul* (Primates: Atelidae) do Nordeste brasileiro. **A primatologia no Brasil**, v. 9, 2008.

CANALE, G. R. *et al.* Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS one**, v. 7, n. 8, 2012.

CARVALHO, I. D.; OLIVEIRA, R. DE; PIRES, A. DOS S. Medium and large-sized mammals of the Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 3, 2014.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 44, n. 6, p. 818–825, 2012.

CHIARELLO, A.G. *et al.* Avaliação do Risco de Extinção de *Priodontes maximus* (Kerr, 1792) no Brasil. **Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira**. ICMBio. 2015.

COLWELL, R. K. EstimateS, Version 9.1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. 2013.

DELICIELLOS, A. C. Mammals of four Caatinga areas in northeastern Brazil: Inventory, species biology, and community structure. **Check List**, v. 12, n. 3, 2016.

ESPARTOSA, K. D.; PINOTTI, B. T.; PARDINI, R. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 12, p. 2815, 2011.

ESTRELA, D. DA C. *et al.* Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. **Check List**, v. 11, n. 11, p. 1–18, 2015.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FARIA, D.; GINÉ, G. A. F. **Plano de ação nacional para conservação do ouriço-preto**. 2010

FEIJÓ, A.; LANGGUTH, A. Mamíferos de Médio e Grande Porte do Nordeste do Brasil: Distribuição e Taxonomia, com Descrição de Novas Espécies. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 22, n. 1/2, p. 3–225, 2013.

FEIJÓ, A.; NUNES, H.; LANGGUTH, A. Mamíferos da Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 24, n. 1, p. 57–74, 2016.

FERNANDES, A. Censo de mamíferos em alguns fragmentos de floresta Atlântica no nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

FERRAZ, D. B. K. M. P. M. *et al.* Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 74, n. 3, p. 275–280, 2010.

FIALHO, M. DE S. *et al.* Ocorrência de *Sapajus flavius* e *Alouatta belzebul* no Centro de Endemismo Pernambuco. **Neotropical Primates**, v. 2, n. 2, p. 214–219, 2014.

FIALHO, M. DE S.; GONÇALVES, G. F. Primates Da Rppn Gargaú, Paraíba, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 15, n. 2, p. 50–54, 2008.

FORNITANO, L. *et al.* Medium to large-sized mammals of the Augusto Ruschi biological reserve, São Paulo state, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 19 n. 1, p. 232-243, 2015.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório anual**. 2016.

GALETTI, M. *et al.* Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, p. 1–12, 2016.

GALETTI, M. *et al.* Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, 2009.

GOULART, F. V. B. *et al.* Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, v. 74, n. 3, p. 182–190, 2009.

HENDGES, C. D.; SALVADOR, C. H.; NICHELE, M. A. Mamíferos de médio e grande porte de remanescentes de Floresta Estacional Decidual no Parque Estadual Fritz Plaumann e em áreas adjacentes, Sul do Brasil. **Biotemas**, v. 28, n. 3, p. 121–134, 2015.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2012.

JOHNSON, M. D. *et al.* Porcupine quill injuries in dogs: A retrospective of 296 cases (1998-2002). **Canadian Veterinary Journal**, v. 47, n. 7, p. 677–682, 2006.

KASPER, C. B. *et al.* Avaliação do risco de extinção do furão *Galictis cuja* (Molina, 1782) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 1, p. 203-210, 2013.

KOSTER, J. M. Hunting with Dogs in Nicaragua: An Optimal Foraging Approach. **Current Anthropology**, v. 49, n. 5, p. 935–944, 2008.

LESSA, I. *et al.* Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46–56, 2016.

LUCK, G. W. *et al.* Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, n. 5, p. 1065–1076, 2012.

LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 7, p. 1573–1580, 2008.

MAGIOLI, M. *et al.* Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431–446, 2016.

MAGIOLI, M. *et al.* Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, 2015.

MARTINEZ, E. et al. Domestic dogs in rural area of fragmented Atlantic Forest: potential threats to wild animals. **Ciência Rural**, v. 43, n. 11, p. 1998–2003, 2013.

MENDES PONTES, A. R. *et al.* Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PloS one**, v. 11, n. 5, p. 1-26, 2016.

MENDES PONTES, C.; PERES, A.; NORMANDE, P. Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco. **Biodiversidade**, v. 14, 2006.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005.

MMA. **Avaliação e Ações Prioritárias Para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos** (H. Heringer, M. M. Montenegro, Eds.). Conservation International do Brasil. Brasília, 2000. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/Sumario Mata Atlantica.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/Sumario_Mata_Atlantica.pdf)>

MMA/IBAMA. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Guaribas**. Brasília, 2003.

MMA/ICMBIO. Sumário Executivo - **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília, 2016.

MORENO, R. S.; KAYS, R. W.; SAMUDIO, R. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 808–816, 2006.

NUNES, A. V. *et al.* Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 2, p. 240–254, 2013.

OKSANEN, A. J. *et al.* Community Ecology Package. **Ecology Package**, p. 263, 2012.

OLIVEIRA, P A. **Ecologia de fêmeas de ouriço-preto *Chaetomys subspinosus* (Olfers 1818) (Rodentia: Erethizontidae) nas florestas de restinga do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, Espírito Santo**. 2006. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.

OLIVEIRA, T. G. DE; ALMEIDA, L. B. DE; CAMPOS, C. B. DE; Avaliação do risco de extinção da Jaguatirica *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 66–75, 2013.

OLIVEIRA; T. G. *et al.* Avaliação do risco de extinção do Gato-do-mato *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n.1, p. 56-65, 2013.

PAGLIA, A. P. *et al.* Lista anotada dos mamíferos do Brasil 2ª Edição Annotated checklist of Brazilian mammals. **Occasional papers in conservation biology**, v. 6, p. 76, 2012.

PARDINI, R. *et al.* Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS one** v. 5, n. 10, 2010.

PIRES, D. P. DE S.; CADEMARTORI, C. V. Medium and large sized mammals of a semideciduous forest remnant in southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 0, 2012.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2016.

REIS, N. R. DOS; *et al.* **Mamíferos do Brasil**. 2a Edição ed. Londrina, 2006.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROBERGE, J. M.; ANGELSTAM, P. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 76–85, 2004.

ROBERTS, M.; BRAND, S.; MALINIAK, E. The Biology of Captive Prehensile-Tailed Porcupines, *Coendou prehensilis*. **Journal of Mammalogy**, v. 66, n. 3, p. 476–482, 1985.

ROEMER, G. W.; GOMPPER, M. E.; VAN VALKENBURGH, B. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. **BioScience**, v. 59, n. 2, p. 165–173, 2009.

ROVERO, F. TOBLER, M.; SANDERSON, J. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. **Manual on field recording techniques and protocols for All**

Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring. The Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative, p. 100-128, 2010.

ŠÁLEK, M.; DRAHNÍKOVÁ, L.; TKADLEC, E. Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient. **Mammal Review**, v. 45, n. 1, p. 1–14, 2014.

SANTOS, K. K.; PACHECO, G. S. M.; PASSAMANI, M. Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 12, n. 1, 2016.

SILVA, A. P.; MENDES PONTES, A. R. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455–1464, 2008.

SILVA, L. D.; PASSAMANI, M. Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais no município de Lavras, MG. **Ecologia**, v. 11, n. 2, p. 137–144, 2009.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. **Biological Conservation**, v. 114, n. 3, p. 351–355, 2003.

SMITH, C. D.; PONTIUS, J. S. Jackknife Estimator of Species Richness with S-PLUS. **Journal of Statistical Software**, v. 15, n. 3, 2006.

SOUZA, J. B. DE; ALVES, R. R. N. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 1, p. 145–160, 2014.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 68, n. 4, p. 771–779, 2008.

SRBEK-ARAUJO, 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.; 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.

TABARELLI, M. *et al.* Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TOBLER, M. W. *et al.* An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169–178, 2008.

TORRES JUNIOR, E. U.; VALENÇA-MONTENEGRO, M. M.; CASTRO, C. S. S. Local Ecological Knowledge about Endangered Primates in a Rural Community in Paraíba, Brazil. **Folia Primatologica**, v. 87, n. 4, p. 262–277, 2016.

TORTATO, F. R.; TESTONI, A. F.; ALTHOFF, S. L. Mastofauna terrestre da Reserva Biológica Estadual do Sassafrás, Doutor Pedrinho, Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biotemas**, v. 27, n. 3, p. 123–129, 2014.

TROLLIET, F. *et al.* Use of Camera Traps for Wildlife Studies. A Review. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, v. 18, n. 3, p. 466–454, 2014.

UBAID, F. K.; MENDONÇA, L. S.; MAFFEI, F. Contribuição ao conhecimento da distribuição geográfica do Tatu-de-Rabo-Mole-Grande *Cabassous tatouay* no Brasil: revisão, status e comentários sobre a espécie. **Edentata**, v. 11, n. 1, p. 22–28, 2010.

VALENÇA-MONTENEGRO, M.M.; Oliveira, L.C.; Pereira, D.G.; Oliveira, M.A.B.; Valle, R.R. Avaliação do Risco de Extinção de *Callithrix jacchus* (LINNAEUS, 1758) no Brasil. **Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira**. ICMBio. 2012

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (Ed.). **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. JHU Press, 2005.

YOUNG, J. K. *et al.* Is Wildlife Going to the Dogs? Impacts of Feral and Free-roaming Dogs on Wildlife Populations. **BioScience**, v. 61, n. 2, p. 125–132, 2011.

4. CAPÍTULO 2 - Cães domésticos como espécie invasora em Unidades de Conservação de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil: estimando abundância, densidade e padrões de uso do espaço

4.1. Introdução

Os ecossistemas cada vez mais sofrem com as mudanças causadas por espécies invasoras, e assim tornam-se um grande ameaça a biodiversidade (PASCHOAL *et al.*, 2016). Com o aumento da população humana, também aumentou a introdução dessas espécies invasoras nos biomas (HUGHES; MACDONALD, 2013), como por exemplo, o cão doméstico (*Canis familiaris*) na Mata Atlântica (FRIGERI; CASSANO; PARDINI, 2014; LESSA *et al.*, 2016; TORRES; PRADO, 2010). A presença desse tipo de espécies, geralmente, causa sérios impactos negativos sobre a biodiversidade, envolvendo questões ecológicas, sociais, culturais, políticas e econômicas relacionados com as populações locais (HUGHES; MACDONALD, 2013).

A região da Mata Atlântica abriga cerca de 60% da população brasileira (PINTO; BEDÊ; PAESE; FONSECA, 2006), e destaca-se pelos seus elevados índices de diversidade e endemismo (MITTERMEIER *et al.*, 1998; MYERS *et al.*, 2000). Alguns fatores estão ligados diretamente com o crescente processo de ocupação e urbanização dessas áreas (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2008), como a caça (CULLEN; BODMER; VALLADARES PÁDUA, 2000; SOUZA; ALVES, 2014) incêndios e espécies invasoras (FRIGERI; CASSANO; PARDINI, 2014; LESSA *et al.*, 2016). A ocorrência e abundância dessas espécies invasoras, como os cães, resultam em interações de vários níveis com as espécies nativas (YOUNG *et al.*, 2011).

Os cães e os gatos domésticos são os carnívoros mais comuns do mundo, e que podem viver em associação com comunidades humanas (VANAK; GOMPPER, 2009; HUGHES; MACDONALD, 2013; LESSA *et al.*, 2016). Os cães têm sua população estimada em 700 milhões distribuídos em todo o planeta (HUGHES; MACDONALD, 2013), e ocorrem em diferentes tipos de paisagens, sendo as urbanas e rurais as mais utilizadas, quase sempre acompanhados por humanos e também podem ser encontrados em áreas protegidas (SNUC - LEI 9.985/2000).

A lei do SNUC (2000) estabelece que as duas categorias de UCs, Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso sustentável, essas UCs têm o mesmo objetivo

principal de preservar e conservar a diversidade biológica, porém as UCs de proteção integral são áreas públicas, onde apenas a pesquisa é permitida como também visitas com intuítos educacionais enquanto, as UCs de uso sustentável são áreas privadas, e é permitido a pesquisa científica e a visitação turística, recreacional e educativa.

A Mata Atlântica possui algumas áreas protegidas, então somando todas as unidades de conservação de proteção integral e reservas particular do patrimônio natura totaliza cerca de aproximadamente de 2.500.000 hectares (PINTO; BEDÊ; PAESE; FONSECA, 2006). As áreas de proteção integral, ocupam menos de 2% da área do bioma, e são elas que possuem uma maior relevância para a conservação da biodiversidade. No Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE), região ao norte do rio São Francisco, denominação usada para a Mata Atlântica dessa região do Nordeste, possui cerca de 40.000 hectares de áreas de proteção integral (PINTO; BEDÊ; PAESE; FONSECA, 2006), e 4899,74 há de RPPNs, áreas de uso sustentável. Com a presença dos cães nessas áreas protegidas e em seus arredores, elas podem ser consideradas ameaçadas (LESSA *et al.*, 2016), e a eficácia na conservação da biodiversidade pode ser reduzida.

Assim, a fauna nativa pode ser afetada negativamente através da predação direta (SILVA-RODRÍGUEZ; ORTEGA-SOLÍS; JIMÉNEZ, 2010) aumento na competição e transmissão de doenças, pois os cães domésticos podem ser hospedeiros e vetores patogênicos (CAMPOS *et al.*, 2007; FURTADO *et al.*, 2016). Além disso pode ocorrer a hibridização de cães com canídeos silvestres (BASSI *et al.*, 2017; VILÃ; WAYNE, 1999).

Pouco se sabe sobre a presença de cães domésticos e seus efeitos em Unidades de Conservação no Nordeste do Brasil (FRIGERI; CASSANO; PARDINI, 2014), sendo escassas essas informações em todo o país (GALETTI; SAZIMA, 2006; SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2008; LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009; TORRES; PRADO, 2010; SEPÚLVEDA *et al.*, 2014; PASCHOAL *et al.*, 2016) . Nesse sentido, o uso de métodos como armadilhas fotográficas, que são não invasivos, podem fornecer informações como presença, abundância e movimento de mamíferos invasores e a relação existente entre eles e as atividade humanas (CARVALHO, W. D.; ADANIA, C. H.; ESBÉRARD, 2013). Tais informações são fundamentais para subsidiar ações de manejos podem ser realizadas para a presença dos cães nas áreas protegidas (LESSA *et al.*, 2016; YOUNG *et al.*, 2011) auxiliando na criação de medidas mitigadoras.

Esse capítulo tem como objetivo fazer um levantamento de cães domésticos e estimar a abundância, densidade e padrões de atividades dessa espécie em Unidades de Conservação no Nordeste do Brasil. Esses dados serão relevância para avaliar os

potenciais impactos dos cães domésticos nas UCs, e assim esses dados podem auxiliar no planejamento de gestão e manejo das mesmas.

4.2. Metodologia

4.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em remanescentes de Mata Atlântica do Nordeste, localizados na mesorregião da Mata Paraibana no Estado da Paraíba, sendo uma Reserva Biológica (Rebio), duas Reserva Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e em algumas de suas áreas adjacentes. De acordo com a Lei Federal nº 9985, Sistema Nacional de Unidades de Conservação-SNUC (2000) a Rebio Guaribas se encaixa na categoria de proteção integral, enquanto as RPPNs pertencem à categoria de uso sustentável.

A Rebio Guaribas (-6.741955° S/ -35.141963° O) possui uma área de 4.028,55 ha, e é constituída por três áreas denominadas SEMA I (673,64 ha), II (3.016,09 ha) e III (338,82 ha), localizadas nos municípios de Mamanguape e Rio Tinto – PB. As áreas são caracterizadas por fitofisionomias dos biomas Mata Atlântica e Cerrado (tabuleiro), inseridas em um polo canavieiro do Estado (MMA/IBAMA, 2003). A RPPN Fazenda Pacatuba (-7.041147 S / -35.155929 O), localizada no município de Sapé, e possui uma área de 266,53 ha de floresta contínua (BONVICINO, 1989). A RPPN Engenho Gargaú (-7.012222 S/-34.956944 O), situada no município de Santa Rita, possui uma área de 1.058 ha coberta com floresta em diferentes estágios sucessionais entremeada por áreas alagadas e abertas. Sendo essas duas RPPN, remanescentes florestais pertencentes à Japungu Agroindustrial S/A (Usina Japungu).

As UCs são todas rodeadas por comunidades humanas e pequenos municípios e distritos. A Rebio SEMA I e II são rodeadas por 15 comunidades, que são elas: Pau D'arco, Zumbi, Caiana, Pipina, Jardim, Brejinho, João Pereira, Sítio Açude, Imbiribeira, Água Fria, Várzea, Piabuçu, Águas Claras, Cajarana, e Campart II, já a SEMA III é inserida dentro do município de Rio Tinto. A RPPN Faz. Pacatuba é rodeada pelas comunidades do Xã, Moreno e Souza, enquanto a RPPN Eng. Gargaú é próxima aos distritos do município de Santa Rita: Lerolândia, Livramento, Forte Velho, entre outras comunidades menores (Dados fornecidos pelos gestores das UC da Rebio Guaribas; ANNA CAROLINA ALBUQUERQUE, *observação pessoal*).

De acordo com a classificação de Koeppen, o clima da região enquadra-se no tipo As (quente e úmido), com uma estação seca iniciando em setembro e prolongando até janeiro e uma estação chuvosa entre fevereiro a agosto. Em virtude das condições climáticas da região, as temperaturas médias anuais variam entre 24°C a 26°C com registros pluviométricos de 1.750 a 2.000 mm/ano (MMA, 2003).

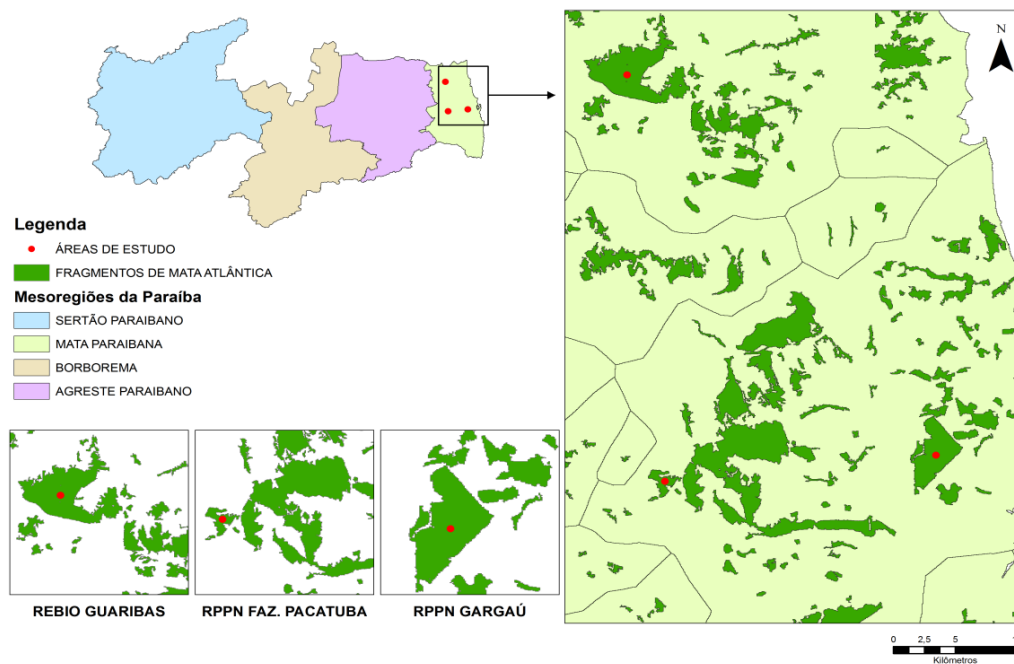


Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo para o monitoramento de mamíferos de médio porte. Pontos em vermelho indicam os remanescentes florestais da Mata Atlântica paraibana. As áreas estão localizadas na mesorregião da Mata Paraibana. As três imagens abaixo destacam as áreas de estudo: Reserva Biológica Guaribas, Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Pacatuba e Engenho Gargaú.

4.2.2. Amostragem

Os dados foram coletados durante o período de janeiro de 2016 a junho de 2017. Para a amostragem sistemática de carnívoros silvestres e mamíferos de médio porte foram utilizadas 15 armadilhas fotográficas (Bushnell® Trophy Cam™) nos remanescentes florestais.

Nas paisagens foram desenhados *grids* regulares com quadrados de 1km² no Google Earth® cobrindo toda a área de cada remanescente florestal. Dentro de cada *grid* foram escolhidos pontos aleatoriamente para a instalação de uma armadilha fotográfica, esses pontos são chamados de estações de armadilhamento. Esse desenho foi estabelecido para os três fragmentos, independentemente do tamanho da área. Porém alguns pontos

fora dos *grids* também foram amostrados. Foram amostrados 7 pontos da SEMA I, 45 pontos na SEMA II e 5 na Rebio SEMA III, enquanto que na RPPN Pacatuba foram 21 pontos e na RPPN Gargaú 16. (Figura 2)

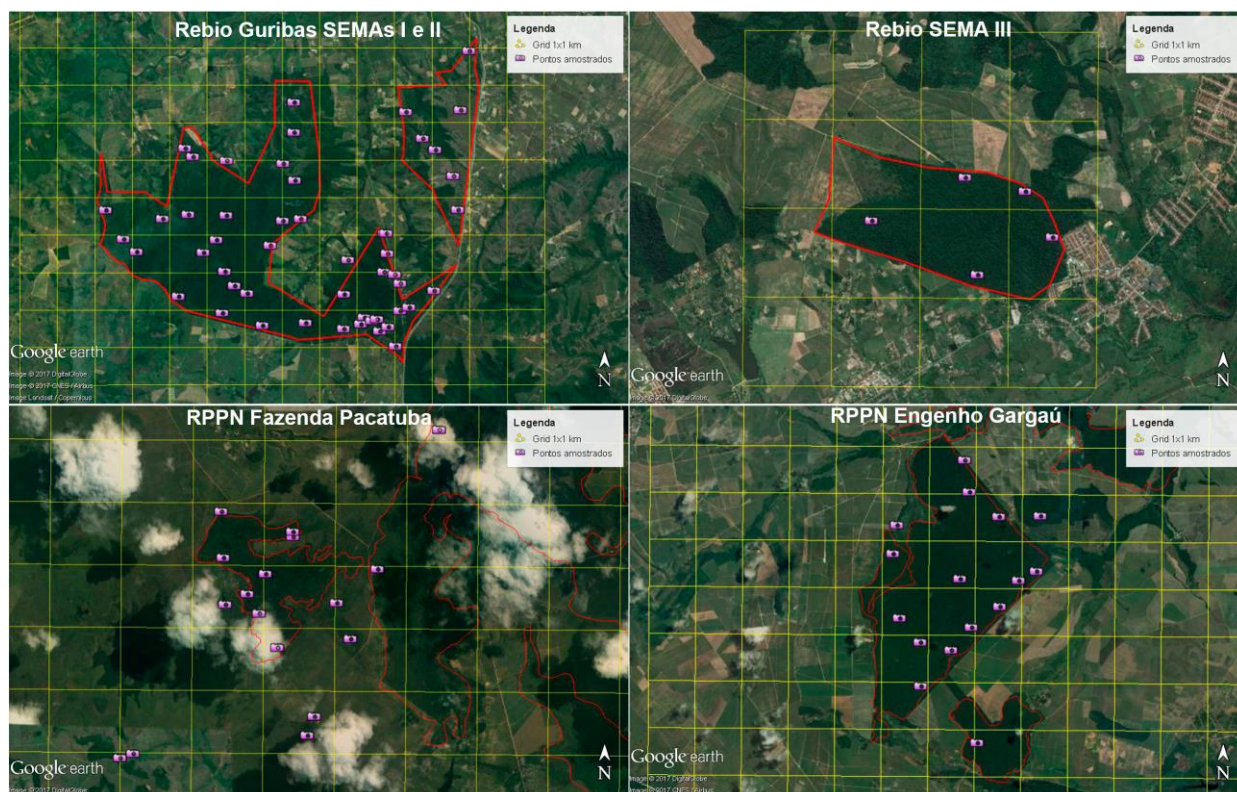


Figura 2. Desenho esquemático dos *grids* 1km² para monitoramento de carnívoros domésticos e mamíferos de médio porte nas áreas de estudos, com a distribuição espacial dos pontos (estações) de armadilhamento fotográfico (em lilás). Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017 em três unidades de conservação de Mata Atlântica na Paraíba, Nordeste do Brasil.

As armadilhas fotográficas foram fixadas em troncos de árvores numa altura variando entre 30 a 40 cm (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005) do solo. Essas armadilhas funcionam por meio de um sensor de movimento e calor. Assim que um movimento ou fonte de calor é detectada, o sensor ativa a câmera fotográfica que registra uma foto ou vídeo. Elas ficaram ativas durante 24 horas com um minuto de intervalo entre os vídeos, durante um período de aproximadamente 30 dias cada. E, todas as estações de armadilhamento foram georreferenciados com GPS (Garmin eTrex 10).

As armadilhas foram iscadas no dia da sua colocação em campo com sardinha, Emulsão Scott, e em algumas também foram colocadas iscas de cheiro (lure - Hawbakers) para felino e *raccoon*, essas iscas foram colocadas alternadamente e após 15 dias as armadilhas eram visitadas para serem reiscadas, tendo em vista um maior sucesso de

captura (NUNES *et al.*, 2013; SANTOS; PACHECO; PASSAMANI, 2016), e também para verificação da carga da bateria. Algumas estações de câmeras foram colocadas em estradas de terra e trilhas abertas para assim aumentar o sucesso de captura de registros de mamíferos carnívoros (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005; TROLLE; KÉRY, 2005).

Cada vídeo obtido durante o armadilhamento fotográfico foi considerado um registro independente. Porém, quando um indivíduo aparecia na mesma estação, em um intervalo menor do que uma hora, apenas o primeiro registro era considerado (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2013)

E os registros dos cães e gatos domésticos obtidos durante o armadilhamento era analisado, e cada registro era individualizado de acordo com características fenotípicas, ou seja, cor da pelagem, porte e sexo (PASCHOAL *et al.*, 2016).

4.2.3. Análise de dados

4.2.3.1. Esforço e sucesso de captura

O esforço de captura foi calculado usando número de armadilhas multiplicado pelo número de dias em que as armadilhas ficaram armadas em campo, e o sucesso de captura de cada armadilha foi calculado como porcentagem do número de registros em relação ao esforço amostral. Para a frequência de ocorrência de espécies foi utilizada a soma do número de registros obtidos dividido pelo número total de captura multiplicado por 100.

4.2.3.2. Abundância e densidade de cães

Para estimar a abundância dos cães domésticos nas áreas de estudo onde essa espécie foi mais frequente, foi utilizado o modelo populacional de Jolly-Seber-POPAN, utilizamos para isso a plataforma R (R CORE TEAM, 2016) e o pacote *RMark* (COOCH; WHITE, 2006). Esse modelo escolhido assume que todos os animais marcados e não-marcados têm a mesma probabilidade de captura, ou seja, um animal não marcado vai representar uma amostra aleatória de todos os animais não marcados na população, sendo assim um pressuposto necessário para estimar a abundância, recrutamento ou tamanho populacional (SCHWARZ; ARNASON, 1996).

Para esta análise foram criadas histórias de marcação e recaptura para cada indivíduo registrado, a população foi considerada aberta, pois os indivíduos podiam entrar e sair da área livremente enquanto uma campanha ocorria. Diante disso, foram utilizados parâmetros como: Probabilidade de entrada (p_{ent}), Probabilidade de sobrevivência (ϕ) e Tempo (t). Para realizar a modelagem com a análise de POPAN é necessário que a amostragem cumpra alguns pré-requisitos, que são: os indivíduos não perdem suas marcas, ou seja, a identificação deve ser permanente; as marcas devem ser reconhecidas corretamente pelos pesquisadores; os indivíduos (marcados e não-marcados) devem ter a mesma probabilidade de registro (captura) e de sobrevivência; e a área de amostragem deve ser constante (ARNASON; SCHWARZ, 1995; SCHWARZ; ARNASON, 1996). Os dados registrados na Rebio SEMA II e na RPPN Faz. Pacatuba cumpriram todas as premissas, então, a modelagem foi realizada.

A escolha do melhor modelo, se deu a partir do Critério de Informação de Akaike (AIC), que se baseia na máxima verossimilhança, onde ocorre um balanço dos valores estimados e o ajuste do modelo com relação aos dados (ANDERSON; BURNHAM; WHITE, 1994). Devido ao pequeno tamanho das amostras (N), menor que 40, se aplica o Critério de Informação Akaike Corrigido (AICc), onde ocorre a correção do AIC para o tamanho amostral. Dessa forma, quando o modelo que apresenta o menor AICc é aquele com melhor verossimilhança, quando utilizado o pacote *RMark* (COOCH; WHITE, 2006).

Foi calculada a densidade de cães que usavam as UCs, e para isso foi a estimativa de abundância dividida pela área de amostragem efetiva de amostragem das câmeras. A área de amostragem efetiva foi calculada com a análise do Mínimo Polígono Convexo (MPC), usando todos os pontos de armadilhas fotográficas onde os cães foram registrados, gerando um polígono onde os pontos extremos indicam o limite de uso da área pela espécie, e além disso foi gerado um *buffer* de 500m, que é considerada a área de influência para a espécie além do limite da sua área de uso (PASCHOAL *et al.*, 2016). As análises de MPC e o *buffer* foram gerados e calculados a partir do software QGis 2.18.11.

4.2.3.3. Padrão de atividade

O padrão de atividade dos cães foi caracterizado a partir de informações referentes ao dia e horário de cada registro feitos pelas armadilhas fotográficas. Primeiramente, foi feito um teste de Watson's U^2 para avaliar a distribuição circadiana do padrão atividade da

espécie, e atestar uma diferença na distribuição dos registros, onde $p < 0,05$, e assim, foram produzidos histogramas circulares. Tanto o teste como a produção dos histogramas circulares foram realizados no software Oriana 4.02 (KOVACH COMPUTING SERVICES, 2013). Para classificar os registros de acordo com o período de atividade das espécies, os classificamos como diurno (entre 1h antes do nascer-do-Sol e 1h antes do pôr-do-Sol), como noturno (entre 1h depois do pôr-do-Sol e 1h antes do nascer-do-Sol) e crepuscular ($\pm 1h$ no nascer-do-Sol e pôr-do-Sol) (PORFIRIO *et al.*, 2016).

4.2.3.4. Padrão de uso do espaço

Para verificar o padrão de uso do espaço, analisamos os comportamentos de padrões espaciais através das coordenadas obtidas de cada registro, essas coordenadas foram inseridas no software QGis 2.18.11. Para a construção de mapas de calor, foi utilizada a extensão *Heatmap* que utiliza o Estimador de Densidade de Kernel Fixo, dessa forma gerando agrupamentos de densidade no mapa. Esse estimador de densidade cria buffers de calor de 1000m delimitados pela média de pontos registrados em cada local, usando um núcleo onde a densidade de pontos é mais frequente, assim visualizando um gradiente de distribuição em cores. Esse valor foi escolhido devido à distância média de dispersão de um cão doméstico que é de 1,7km (PAL; GHOSH; ROY, 1998).

4.3. Resultados

4.3.1. Sucesso e Esforço de Captura

O esforço de captura foi em torno de 30 (± 13) dias para cada estação de câmera, totalizando 2.882 armadilhas/dias por estações (pontos) dentro e fora do grid, com um sucesso de captura de 25,26%.

O sucesso de captura total para os cães domésticos foi de 2,81%, enquanto para a Rebio SEMA I foi de 0,39%, SEMA II de 3,05%, SEMA III de 1,85%, na RPPN Faz. Pacatuba o sucesso foi de 10,39%, e na RPPN Eng. Gargaú não obtivemos registros dessa espécie.

Sucessos e esforços de captura total ver Capítulo 01.

4.3.2. Abundância e Densidade de cães

Obtivemos um total de 728 registros, tanto de mamíferos silvestres como de cães domésticos. Dentre o total de registros, 110 pertencem a carnívoros, dos quais 81 são registros independentes de cães domésticos 5 de gato doméstico e 24 de carnívoros silvestres. Os cães domésticos foram mais registrados na Rebio SEMA II, com 47 registros e menos registrados na Rebio SEMA I, com apenas 1 registro (Tabela 1). Com a individualização através de características fenotípicas, registramos 60 cães domésticos, sendo um na Rebio Guaribas SEMA I, 35 na SEMA II, 3 na SEMA III, e na RPPN Fazenda Pacatuba 21 registros (Figura 3).

Os carnívoros silvestres que obtivemos registros foram *Leopardus pardalis*, *Leopardus sp.*, *Cerdocyon thous* e *Eira barbara*. Na Rebio SEMA II, em algumas estações de câmeras foi possível detectarmos registros tanto de cães como de carnívoros silvestres, como o *L. pardalis*. Sendo o número de registros e a frequência de ocorrência entre as espécies de carnívoros silvestres 24; 3,29% e os cães domésticos 81; 11,12% (Tabela 1).

Em alguns dos registros foi possível obter o sexo desses cães, sendo assim no total encontrados 16% (n=10) dos registros de indivíduos fêmeas, 38% (n=23) de machos, e 45% (n=27?) de não identificados. Na Rebio SEMA I e III apenas um macho foi encontrado, na SEMA II 12% (n=4) dos registros forma de fêmeas, 42% (n=15) de machos, e 45% (n=16) não identificados. Enquanto que RPPN Pacatuba, 28% (n=6) dos registros foram de fêmeas, 33% (n=7) de machos e 38% (n=8) não foram possíveis serem identificados. Todos os registros eram de animais adultos, variando no tamanho do porte, pequeno, médio e grande. Dentre os registros nas áreas, 4 deles na Rebio SEMA II, os animais tinham coleira de identificação colocada por seus donos, enquanto na RPPN Faz. Pacatuba apenas 1 continha coleira.

Obtivemos 24 registros de cães solitários e 11 em matilhas, compostas por 2 a 4 indivíduos juntos na Rebio Guaribas SEMA II, na Sema I, apenas 1 indivíduo solitário, e na SEMA III 1 solitário, e uma matilha com 2 indivíduos juntos. Já na RPPN Faz. Pacatuba, 10 registros solitários, e 7 matilhas de 2 e 3 indivíduos.

Tabela 1. Número de registros e frequência de ocorrência (%) de cães domésticos e carnívoros silvestres em Unidades de Conservação na Mata Atlântica paraibana registradas por armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017.

Espécies	Rebio Guaribas I	Rebio Guaribas II	Rebio Guaribas III	RPPN Faz. Pacatuba	RPPN Eng. Gargaú	Total
<i>Canis familiaris</i>	1 (8,33)	47 (9,95)	4(12,5)	29(65,9)		81 (11,12%)
Registros de cães individualizados	1	35	3	21		60
<i>Felis catus</i>			5			5(0,68%)
Carnívoros silvestres	3 (25)	15 (3,17)	2 (6,25)	-	4	24 (3,29%)

Foram criados 8 modelos para a Rebio SEMA II e 8 para a RPPN Faz. Pacatuba, nas demais áreas os modelos não puderam ser aplicados devido ao reduzido número de registros.

Dentre os modelos criados, o mais verossímil para a Rebio Guaribas SEMA II foi $(\varphi (\sim t) p(\cdot) pent (\sim t))$, com um valor de AICc de -1246.3372, com o peso de 1. Sendo esse modelo indicando que a probabilidade de sobrevivência (φ) variou de acordo com o tempo (t), a probabilidade de captura (p) foi constante(.) e a probabilidade de entrada ($pent$) também variando com o tempo (t) (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da Análise de POPAN para a Rebio Guaribas SEMA II, mostrando os modelos utilizando para estimar a probabilidade de sobrevivência (ϕ), probabilidade de captura (p) e a probabilidade de entrada ($pent$) mais verossimilhante de acordo com o Critério de Akaike Corrigido (AICc). Os modelos foram ordenados de acordo com o melhor valor de AICc. São representados valores de $AICc$, $\Delta AICc$ (diferenças de valores de $AICc$ comparados com o melhor modelo), peso dos índices e número de parâmetros utilizados para construção do modelo

Modelos	AICc	$\Delta AICc$	Peso	Número de Parâmetros
$\phi(\sim t)p(.)pent(\sim t)$	-1246.3372	0	1	46
$\phi(\sim t)p(\sim t)pent(.)$	-931.6519	314.6853	0	47
$\phi(.)p(\sim t)pent(\sim t)$	-917.0747	329.2625	0	47
$\phi(\sim t)p(\sim t)pent(\sim t)$	-144.8335	1101.5037	0	68
$\phi(.)p(.)pent(.)$	151.5678	1397.9050	0	4
$\phi(.)p(.)pent(\sim t)$	249.7541	1496.0913	0	25
$\phi(\sim t)p(.)pent(.)$	252.4655	1498.8027	0	25
$\phi(.)p(\sim t)pent(.)$	265.1275	1511.4646	0	26

Para a RPPN Faz. Pacatuba, o mesmo modelo, ($\phi(\sim t)p(.)pent(\sim t)$), teve um resultado satisfatório (valores baixos de AICc), e obteve um valor do AICc de -809.2780, com o peso de 1. Sendo esse mesmo modelo indicando que a probabilidade de sobrevivência (ϕ) variou de acordo com o tempo (t), a probabilidade de captura (p) era constante(.) e a probabilidade de entrada ($pent$) também variando como tempo (t) (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da Análise de POPAN para a RPPN Faz. Pacatuba, mostrando os modelos utilizados para estimar a probabilidade de sobrevivência (ϕ), probabilidade de captura (p) e a probabilidade de entrada ($pent$) mais verossimilhante de acordo com o Critério de Akaike Corrigido (AICc). Os modelos foram ordenados de acordo com o melhor valor de AICc. São representados valores de $AICc$, $\Delta AICc$ (diferenças de valores de $AICc$ comparados com o melhor modelo), peso dos índices e número de parâmetros utilizados para construção do modelo.

Modelos	AICc	$\Delta AICc$	Peso	Número de Parâmetros
$\phi(\sim t)p(\cdot)pent(\sim t)$	-809.2780	0	1	30
$\phi(\sim t)p(\sim t)pent(\cdot)$	-540.1219	269.1561	0	31
$\phi(\sim t)p(\sim t)pent(\sim t)$	-536.0050	273.2729	0	31
$\phi(\sim t)p(\sim t)pent(\sim t)$	-115.4867	693.7913	0	44
$\phi(\cdot)p(\cdot)pent(\cdot)$	103.2205	912.4985	0	4
$\phi(\sim t)p(\cdot)pent(\cdot)$	168.3229	977.6008	0	17
$\phi(\cdot)p(\cdot)pent(\sim t)$	169.2756	978.5536	0	17
$\phi(\cdot)p(\sim t)pent(\cdot)$	182.7729	992.0509	0	18

Para a abundância, as estimativas resultando da análise de POPAN para a Rebio Guaribas SEMA II, apresentou um valor para a abundância de 90, com um erro padrão de 25,93 em um intervalo de confiança de 95% (CI) variando de 54-167 (Tabela 4), enquanto para a RPPN Faz. Pacatuba, o valor foi de 29, com um erro padrão de 6,76 e intervalo de confiança de 95% (CI) variando de 23-54 (Tabela 4).

Tabela 4. Valores total das áreas das Unidades de Conservação estudadas na Mata Atlântica da Paraíba, área de amostragem efetiva dos cães, abundância e densidade dos indivíduos registrados. O valor da abundância foi estimado pelo modelo da Análise POPAN.

Unidade de Conservação	Área total (km ²)	Área de amostragem efetiva (km ²)	Abundância de cães (\pm 95% CI)	Densidade de Cães (cães/km ²)
RG I	6,7364			
RG II	30,1609	27,789	90 (58-167)	3,23
RG III	3,3882			
RPPN FP	2,6653	4,657	29(23-54)	6,22
RPPN EG	10,58		0	

RG I: Rebio Guaribas SEMA I; RG II: Rebio Guaribas SEMA II; RG III: Rebio Guaribas SEMA III; RPPN FP: RPPN Fazenda Pacatuba e RPPN EG: RPPN Engenho Gargaú.



Figura 3. Registros de carnívoros domésticos, *Canis familiaris* e *Felis catus* registradas por armadilhamento fotográfico nas Unidade de Conservação: Rebio Guaribas e RPPN Faz. Pacatuba. Dados coletados entre janeiro de 2016 a junho de 2017.

4.3.3. Padrão de atividade

Para o teste de Watson's U^2 todos os valores encontrados foram de $p < 0,05$, sendo o $p < 0,005$ para todas as Unidades de Conservação, $p < 0,005$ para a Rebio Guaribas e $p < 0,025$ para a RPPN Faz. Pacatuba.

Dessa forma, o padrão de atividade foi feito para o total de cães domésticos registrados em todas as Unidades de Conservação, e para a paisagem toda, sendo apenas A RPPN Eng. Gargaú não obteve nenhum registro. Foi possível visualizar que a maior frequência de registros, em torno de 25% foram durante o nascer do dia, levando em conta todas as áreas onde se obteve registros.

Na Rebio Guaribas esses registros foram uniformes durante o decorrer do dia com dois picos de atividade, em torno de 14%, sendo o primeiro no primeiro quarto do dia (entre 3:00 e 4:00 horas da manhã), e o segundo pico durante o segundo quarto do dia (entre 9:00 e 10:00 horas). Outro pico de atividade de 25% foi observado no começo do dia, sendo este considerado crepuscular, ocorrendo entre 5:00 e 7 horas da manhã.

Na RPPN Faz. Pacatuba, por sua vez, pôde-se observar vários picos de atividades durante o dia, no primeiro, segundo e terceiro quarto do dia, aproximadamente 25% dos registros, sendo eles (entre 2:00 e 3:00 da manhã), no começo dia, (entre 5 e 7 horas) e (entre 11 e 12 horas) (Figura 4).

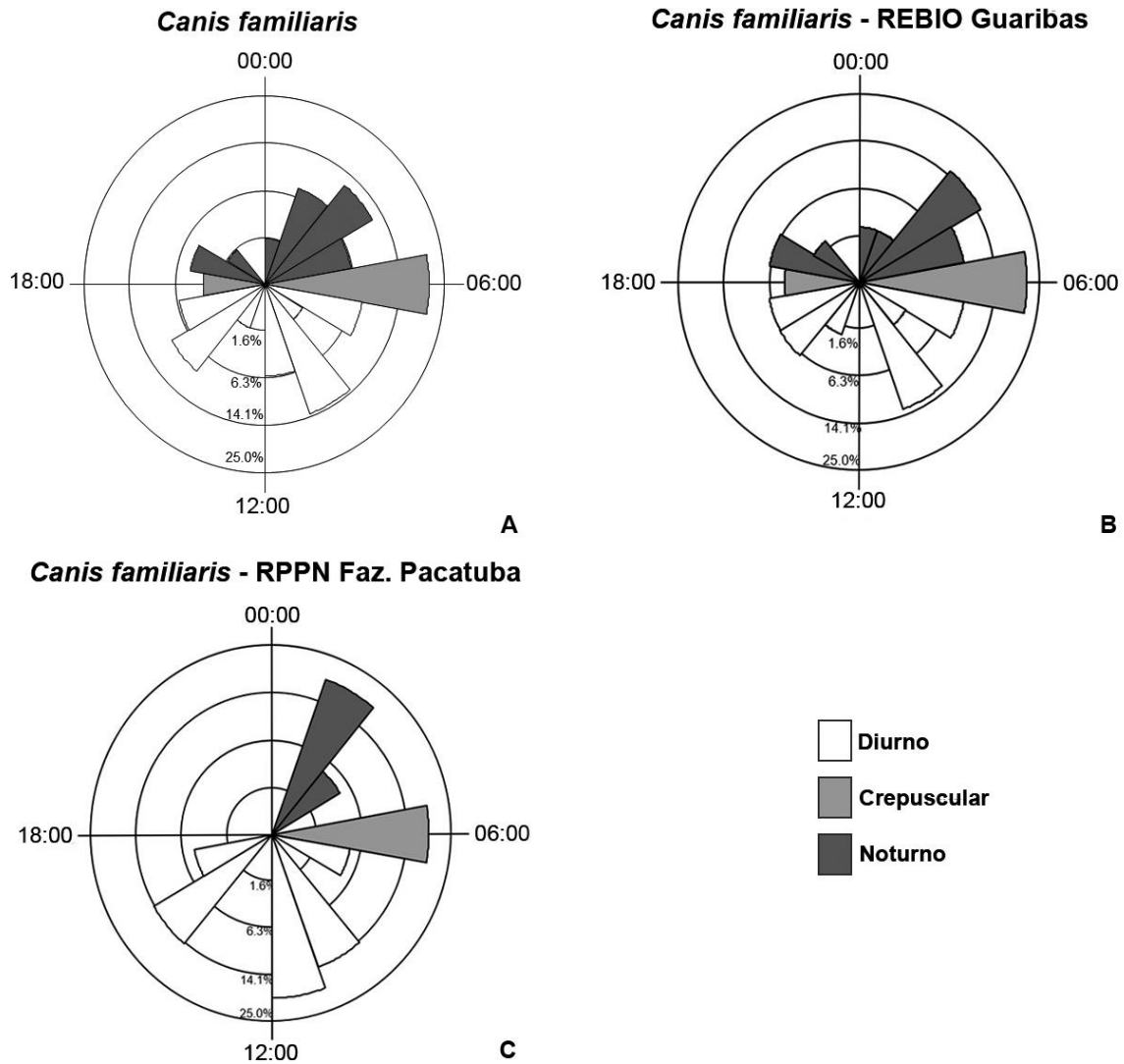


Figura 4. Histogramas circulares do padrão de atividade dos cães domésticos em toda a paisagem (A), e nas Unidades de Conservação (Rebio Guaribas (B) e RPPN Faz. Pacatuba (C)) da Mata Atlântica da Paraíba onde tiveram registros obtidos através de armadilhamento fotográfico. Dados coletados entre janeiro de 2016 a junho de 2017.

4.3.3. Padrão de uso do espaço

A maior densidade de uso do espaço de cães pode ser observada nas bordas das áreas de estudo, vale ressaltar que na Rebio Guaribas SEMA II nas áreas onde possuem estradas internas (Estada da Cabeça do Boi, e do Poste de cimento), os registros são intensificados, sendo registrados 07 e 20 cães (Figura 5).

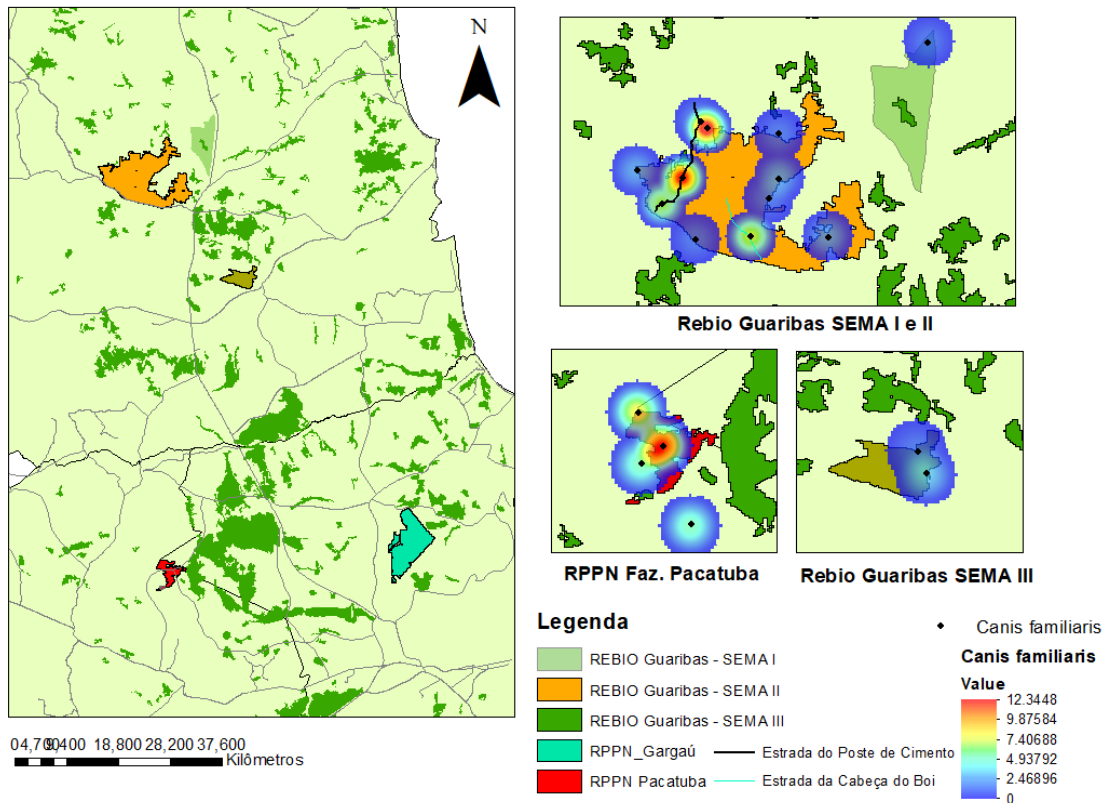


Figura 5. Mapa de distribuição espacial com representação de Densidade de Kernel fixo de *Canis familiaris*, e os pontos onde os registros foram mais intensos obtidos através de armadilhamento fotográfico na Rebio Guaribas SEMA II e na RPPN Faz. Pacatuba. Dados coletados entre janeiro de 2016 de 2015 a junho de 2017.

4.4. Discussão

O presente estudo investigou a presença de cães e gatos domésticos em fragmentos da Mata Atlântica da Paraíba, inseridos no CEPE, incluindo informações sobre a abundância, densidade, padrões de uso e atividade. Para tanto, utilizamos armadilhamento fotográfico em três Unidades de Conservação. Os cães foram registrados em duas das UCs, sendo os carnívoros com os maiores números de registros. Este estudo foi o primeiro realizado sobre espécies invasoras de mamíferos nessa porção da Mata Atlântica.

A densidade e a abundância dos cães domésticos estimadas nas UCs estudadas foram maiores do que em estudos na Mata Atlântica do Sudeste. PASCHOAL *et al.* (2016), estimou uma abundância de 73 cães, com uma densidade de 1,69 ind/km², enquanto TORRES; PRADO (2010) em uma área fragmentada com áreas de pasto, a densidade estimada foi de 6,9 ind/km². Dessa forma, podemos dizer que tanto as densidades como as abundâncias dependem e são influenciadas pelas densidades

humanas, visto que as áreas de estudos são rodeadas por comunidades rurais, sendo a proximidade o maior fator dos elevados registros. Isso é sugerido também em outros trabalhos, onde a abundância de cães se relacionam a essa proximidade em paisagens rurais, onde os cães tem acesso livre a áreas protegidas e as áreas onde existem comunidades humanas (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2008; LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009; TORRES; PRADO, 2010; FRIGERI; CASSANO; PARDINI, 2014; GOMPPER, 2014; PASCHOAL *et al.*, 2016).

Em algumas áreas protegidas os cães são mais encontrados do que espécies de carnívoros silvestres (MASSARA *et al.*, 2015; PASCHOAL *et al.*, 2016). Como exemplo, o *Cerdocyon thous* que é um dos carnívoros mais generalistas (BEISIEGEL *et al.*, 2013), ocorrem em baixa densidade, BEISIEGEL *et al.* (2013), relata que a densidade de *C. thous* na Mata Atlântica é estimada em 0,35 ind/km². E no estudo realizado por MASSARA *et al.*, 2015, as jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) evitam as áreas com alta densidade de cães, afetando negativamente o uso e a distribuição das jaguatiricas nas reservas estudadas por ele.

Contudo, essas estimativas de abundância e densidade que reportamos aqui representam apenas os cães que utilizaram as UCs no período de estudo. As três UCs estudadas, estão inseridas em uma matriz de cana-de-açúcar, e são circundadas de comunidades rurais e pequenas cidades, dessa forma, a densidade real dos cães pode ser muito maior do que a que estimamos aqui.

Então, uma alta abundância de cães pode causar impactos diretos e indiretos a comunidade de mamíferos silvestres, podendo ser até maior do que os causados de forma natural pelos predadores silvestres. Isso é relatado em trabalhos realizados em porções da Mata Atlântica no Sudeste do Brasil, onde os cães podem aproximadamente ser 15 vezes mais abundantes do que as jaguatiricas (PASCHOAL *et al.*, 2012). Sabe -se que os cães domésticos geram diversos impactos a fauna silvestres, ainda mais quando são encontrados com uma alta densidade (TORRES; PRADO, 2010), como encontramos no nosso estudo, e assim, conseqüentemente, causando o declínio e a extinção de diversas espécies, sendo também considerado um frequente predador de mamíferos (LOWE *et al.*, 2000; ROSA *et al.*, 2017).

Durante o período do estudo não foi encontrado nenhuma carcaça, nem nenhum registro de atividade de predação dos cães; no entanto, nosso estudo foi baseado em armadilhas fotográficas, e não percorremos trilhas dentro das UCs em busca de outros tipos de registros. Entretanto, sabe-se que em um estudo realizado por GALETTI;

SAZIMA (2006) em uma UC na Mata Atlântica do Sudeste, foi encontrado 46 carcaças de 12 espécies diferentes que foram mortas por cães, os indivíduos variavam entre espécies de anfíbios, aves, répteis e mamíferos, como por exemplo, *Dasypus novemcinctus*, *Sylvilagus brasiliensis* e *Mazama guazoubira*, enquanto OLIVEIRA *et al.* (2008) relata o avistamento da predação de uma espécie de primata por cães em uma UC em Minas Gerais. Outros estudos ao redor do mundo também confirmam que os cães são identificados como eficientes predadores (BUTLER; DU TOIT; BINGHAM, 2004; SILVA-RODRÍGUEZ; ORTEGA-SOLÍS; JIMÉNEZ, 2010; ZAPATA-RÍOS; BRANCH, 2016).

Além das pressões exercidas através da predação, a presença dos cães domésticos dentro das UCs aumentam as chances de transmissão de parasitos (FURTADO *et al.*, 2016), uma vez que os cães funcionam como reservatórios de parasitas e patógenos que podem ser transmitidos tanto para os animais silvestres como para a população humana (CURI *et al.*, 2016; LESSA *et al.*, 2016). Em áreas rurais inseridas na região da Mata Atlântica do Nordeste, e também em localidades mais próximas as áreas de estudo ocorrem relatos de doenças como leishmaniose, cinomose, riquetsiose, babesia e raiva nos cães (DANTAS-TORRES, 2009; FIGUEREDO *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2016;). Algumas dessas doenças como leishmaniose também foram encontradas em pequenos mamíferos em uma das áreas de estudo (FABIANA ROCHA, *dados não publicados*).

Algumas espécies silvestres podem ser mais afetadas do que outras, dependendo do nível de interação entre elas e os cães. Espécies de carnívoros selvagens são mais susceptíveis a doenças, que podem afetar de forma drástica suas populações, podendo até levar a extinção da espécie (GOMPPER, 2014; CURI *et al.*, 2016; FURTADO *et al.*, 2016). Estudos na Mata Atlântica no Sudeste relatam a exposição de espécies como cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*) e jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e outras espécies ao vírus da cinomose canina e ao parvovírus (NAVA *et al.*, 2008; CURI; MIRANDA; TALAMONI, 2006; CURI *et al.*, 2010, 2012, FURTADO *et al.*, 2013)

Apenas na Rebio Guaribas SEMA III foram registrados gatos domésticos (*Felis catus*), isso pode estar relacionado ao fato desse fragmento ser urbano. Em um estudo que está em andamento com entrevistas sobre animais domésticos no entorno das áreas de estudo, na RPPN Faz. Pacatuba que é uma área rural, por exemplo, não se há registros de gatos domésticos (ARYANE ROSA, *in prep.*).

A ausência dessa espécie nas outras áreas pode ser considerada um fator positivo, pois segundo LOWE *et al.* (2000), essa espécie é considerada como uma das 100 piores

espécies invasoras. Os gatos podem impactar negativamente na fauna silvestres através da predação e transmissão de doenças (HUGHES; MACDONALD, 2013). ROSA *et al.* (2017) em seu trabalho sobre mamíferos invasores dizem que os gatos de vida livre são a maior causa de mortalidade de aves e pequenos mamíferos em todo o mundo. Poucos estudos são encontrados sobre os impactos dos gatos na fauna silvestre, LESSA; BERGALLO (2012) realizou um estudo em uma vila de Ilha Grande, RJ e verificou que existia uma alta densidade de gatos na vila (616 gatos/km²), que causavam um grande impacto predando tanto vertebrados como invertebrados, uma vez que os gatos são os piores predadores em ilhas (MEDINA *et al.*, 2011).

Em alguns estudos que foram realizados em áreas protegidas tanto da Mata Atlântica como no Cerrado (LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009; SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2008; TORRES; PRADO, 2010) os cães foram considerados como um efeito de borda. E, segundo FAHRIG (2017) o efeito de borda é resultante da fragmentação do habitat, que nesse caso é considerado um efeito negativo, e dessa forma aumentam e favorecem as chances de entrada e dispersão de espécies invasoras tornando as áreas vulneráveis (LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009). Isso corrobora com os nossos dados, visto que os cães foram frequentemente encontrados nas bordas das áreas estudadas, porém em trabalhos de campo realizados na RPPN Faz. Pacatuba um grupo de 3 cães já foi visualizado algumas vezes no interior do remanescente, ou seja, a mais de 1km da borda (ANNA CAROLINA ALBUQUERQUE, *observação pessoal*)

Em relação ao padrão de uso do espaço, os números de registros foram mais elevados na Rebio Guaribas SEMA II, os registros foram mais elevados em estradas existentes inseridas dentro da UC que levam as comunidades circunvizinhas, essas estradas devem facilitar o deslocamento e o acesso dos cães domésticos dentro e para o remanescente florestal (ESPARTOSA, 2009; DOHERTY *et al.*, 2017), tendo em vista que a distância média de dispersão de um cão doméstico é de 1,7km (PAL; GHOSH; ROY, 1998).

Na Rebio Guaribas SEMA II, os registros de cães machos foram mais frequentes, enquanto na RPPN Faz. Pacatuba as fêmeas se mostraram mais frequentes. PAL; GHOSH; ROY (1998) no seu trabalho sobre a dispersão dos cães constatou que os machos tinham um grau de dispersão maior do que as fêmeas, e isso diferia no período em que as fêmeas estavam na época reprodutiva, que elas eram levadas a ter uma maior tendência a se dispersar.

Os horários de atividade dos cães constatados no nosso estudo indicam que os cães são catemerais, ou seja, são ativos tanto durante o dia como a noite, indicando que eles podem potencialmente entrar em contato tanto com as espécies de hábitos diurnos como noturnos, e comumente eram registrados em grupos de 2 a 4 indivíduos. GALETTI; SAZIMA (2006), em um remanescente da Mata Atlântica do Sudeste constataram que os cães normalmente procuravam por presas durante o período da noite, mas que também foram avistados em poucas ocasiões durante o dia, e eram encontrados em grupos de 3 a 6 indivíduos. Já PASCHOAL *et al.* (2012) relata que o padrão encontrado em seu estudo foi predominantemente diurno, e que os cães eram geralmente solitários, assim como FRIGERI; CASSANO; PARDINI (2014) também registrou a visita dos cães durante o período diurno nas áreas florestada da sua área estudo na Bahia.

Em alguns dos registros os cães estavam acompanhados por pessoas. Segundo YOUNG *et al.* (2011) e PASCHOAL *et al.* (2016), os cães podem ser introduzidos em áreas protegidas acompanhados por seres humanos para auxiliar na caça, na exploração de madeira ou apenas para companhia. KOSTER (2008) em seu estudo realizado em uma área protegida na Nicarágua rodeada por comunidades de etnia indígena aponta que os cães são acessórios de caça valiosos, e que a taxa de retorno se compara com a que armas de fogo proporcionam. Em outro estudo realizado no semiárido do Nordeste, VASCONCELOS NETO *et al.* (2012) entrevistou 21 pessoas, e dessas 81% relataram a utilização de cães como auxiliar ou como instrumentos de busca/captura de elementos de caça. Também obtivemos registros de cães com coleiras de identificação, isso pode estar relacionado ao apego de seus proprietários com eles.

A tomada de decisões para prevenir a dispersão e o estabelecimento de espécies invasoras, como cães e gatos domésticos, e assim reduzir os impactos gerados por elas em áreas protegidas é um dos maiores desafios para a conservação (YOUNG *et al.*, 2011; HUGHES; MACDONALD, 2013; DOHERTY *et al.*, 2017), visto que as espécies exóticas/invasoras são legalmente proibidas nas áreas de proteção integral, enquanto áreas de uso sustentável como as RPPNs, animais domésticos podem ser criados (Lei Federal nº 9985, Sistema Nacional de Unidades de Conservação-SNUC 2000).

De acordo com VILLATORO *et al.* (2016), o tamanho da população de cães é um fator de grande importância na elaboração de estratégias de manejo e conservação. Algumas práticas na gestão das Unidades de Conservação podem ser tomadas, essas práticas começam a partir de uma boa relação com as comunidades humanas circunvizinhas. Com isso pode-se começar a conscientizar as pessoas dos problemas

acarretados com a interação dos cães e a fauna silvestre, convencer os proprietários a manter seus cães bem alimentados para eles não serem levados a caçar e incentivar a vacinação dos cães, por se tratar de um problema de saúde pública (PASCHOAL *et al.*, 2016; TORRES; PRADO, 2010), uma vez que, a vacinação é a alternativa mais eficaz para se prevenir a disseminação de doenças infecciosas (VILLATORO *et al.*, 2016). A ajuda da comunidade local é fundamental para que ocorra uma gestão bem-sucedida da minimização dos impactos. Para isso, campanhas educativas com objetivos de esclarecer problemas da saúde humana, e o bem-estar animal seriam estrategicamente positivo para o sucesso (DOHERTY *et al.*, 2017; PASCHOAL *et al.*, 2016).

Podemos esperar que a frequência das entradas dos cães nos remanescentes florestais estudados tenha influência direta e seja proporcional à quantidade de cães existentes nas comunidades do entorno (ESPARTOSA, 2009), uma vez que os impactos causados por essas espécies invasoras a fauna silvestre estão associados ao tamanho de sua população e a intensidade de uso das áreas (PASCHOAL *et al.*, 2016).

Nesse estudo encontramos uma alta densidade de cães domésticos numa área de grande importância biológica e já impactada por fragmentação, caça e retirada de madeira. Portanto, é de fundamental importância estabelecer estratégias de manejo para o controle das populações de cães do entorno dessas unidades, bem como estudos que avaliem seu real impacto. Para tanto, a realização de censos de cães e gatos e levantamento do manejo dos animais domésticos através de questionários com as comunidades aos redores das UCS pode fornecer um levantamento populacional preciso dos cães do entorno, bem como estudos epidemiológicos para poder avaliar os principais parasitos circulando na região, de modo a planejar medidas mitigatórias específicas para a realidade local.

4.5. Referências Bibliográficas

ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C. AIC model selection in overdispersed capture-recapture data. **Ecology**, v. 75, n. 6, p. 1780–1793, 1994.

ARNASON, A. N.; SCHWARZ, C. J. POPAN-4: Enhancements to a system for the analysis of mark-recapture data from open populations. **Journal of Applied Statistics**, v. 22, n. 5–6, p. 785–800, 1995.

BASSI, E. *et al.* Trophic overlap between wolves and free-ranging wolf × dog hybrids in the Apennine Mountains, Italy. **Global Ecology and Conservation**, v. 9, p. 39–49, 2017.

BEISIEGEL, B. D. M. *et al.* Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 138–145, 2013.

BONVICINO, C. R. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na Mata Atlântica. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 6, n. 2, p. 149–179, 1989.

BRASIL. Decreto Federal nº. 23. 793, de 23 de janeiro de 1934. Dispõe sobre o Código Florestal Brasileiro. Brasília, DF, 24 janeiro 1934

_____. SNUC. Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e dá outras providências. Brasília, DF, 2000.

BUTLER, J. R. A.; DU TOIT, J. T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: Threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, v. 115, n. 3, p. 369–378, 2004.

CAMPOS, C. B. *et al.* Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20, 2007.

CARVALHO, W. D.; ADANIA, C. H.; ESBÉRARD, C. E. L. Comparison of two mammalian surveys made with camera traps in southeastern Brazil, focusing the abundance of wild mammals and domestic dogs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 29–36, 2013.

COOCH, E.; WHITE, G. Program MARK: a gentle introduction. available online with the MARK programme, p. 1–950, 2006.

CULLEN, L.; BODMER, R. E.; VALLADARES PÁDUA, C. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, v. 95, n. 1, p. 49–56, 2000.

CURI, N. H. D. A.; MIRANDA, I.; TALAMONI, S. A. Serologic evidence of *Leishmania* infection in free-ranging wild and domestic canids around a Brazilian National Park. **Memorias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 101, n. 1, p. 99–101, 2006.

CURI, N. H. DE A. *et al.* Pathogens of Wild Maned Wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in Brazil. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 48, n. 4, p. 1052–1056, 2012.

CURI, N. H. DE A. *et al.* Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the Atlantic forest. **BMC Veterinary Research**, v. 12, n. 1, p. 21, 2016.

CURI, N. H. DE A. *et al.* Wild canids, domestic dogs and their pathogens in Southeast Brazil: Disease threats for canid conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 12, p. 3513–3524, 2010.

DANTAS-TORRES, F. Ticks on domestic animals in Pernambuco, Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 18, n. 3, p. 22-28, 2009

DOHERTY, T. S. *et al.* The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, n. July 2016, p. 56–59, 2017.

ESPARTOSA, K. D. **MAMÍFEROS TERRESTRES DE MAIOR PORTE E A INVASÃO DE CÃES DOMÉSTICOS EM REMANESCENTES DE UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE MÉTODOS DE AMOSTRAGEM E DA IMPORTÂNCIA DE MÚLTIPLOS FATORES SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2009.

FAHRIG, L. Ecological Responses to habitat fragmentation per se. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 48, p. 1–45, 2017.

- FIGUEREDO, L. A. *et al.* Clinical and hematological findings in *Leishmania braziliensis*-infected dogs from Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 21, n. 4, p. 418-420, 2012.
- FRIGERI, E.; CASSANO, C. R.; PARDINI, R. Domestic dog Invasion in an Agroforestry Mosaic in Southern Bahia, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 3, p. 508–528, 2014.
- FURTADO, M. M. *et al.* Exposure of free-ranging wild carnivores and domestic dogs to canine distemper virus and *Parvovirus* in the Cerrado of Central Brazil. **EcoHealth**, v. 13, n. 3, p. 549–557, 2016.
- FURTADO, M. M. *et al.* Serosurvey for selected viral infections in free-ranging jaguars (*Panthera Onca*) and domestic carnivores in Brazilian Cerrado, Pantanal, and Amazon. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 49, n. 3, p. 510–521, 2013.
- GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 146–151, 2006.
- GOMPPER, M. E. Free-Ranging dogs and wildlife conservation. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*, v. 1, p. 312, 2014.
- HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, 2013.
- KOSTER, J. M. Hunting with dogs in Nicaragua: An Optimal Foraging Approach. **Current Anthropology**, v. 49, n. 5, p. 935–944, 2008.
- KOVACH COMPUTING SERVICES, UK. Oriana (Version 4.02), 2013 LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: Interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477–487, 2009.
- LESSA, I. *et al.* Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46–56, 2016.
- LESSA, I.; BERGALLO, H. Modelling the population control of the domestic cat: an example from an island in Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 445–452, 2012.

- LOWE, C. *et al.* **100 of the World's Worst Invasive**. 2000.
- MASSARA, R. L. *et al.* Ocelot Population Status in Protected Brazilian Atlantic Forest. **PloS one**, v. 10, n. 11, p. e0141333, 2015.
- MEDINA, Félix M. *et al.* A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. **Global Change Biology**, v. 17, n. 11, p. 3503-3510, 2011.
- MITTERMEIER, R. A. *et al.* Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. **Conservation Biology**, v. 12, n. 3, p. 516–520, 1998.
- MMA/IBAMA. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Guaribas**. Brasília, 2003.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.
- NAVA, A. F. D. *et al.* First evidence of canine distemper in Brazilian free-ranging felids. **EcoHealth**, v. 5, n. 4, p. 513–518, 2008.
- NUNES, A. V. *et al.* Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 2, p. 240–254, 2013.
- OLIVEIRA, V. B. D. V. *et al.* Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigrurus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 376–378, 2008.
- PAL, S. K.; GHOSH, B.; ROY, S. Dispersal behaviour of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in relation to age, sex, season and dispersal distance. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 61, n. 2, p. 123–132, 1998.
- PASCHOAL, A. M. O. *et al.* Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 1, p. 67–76, 2012.
- PASCHOAL, A. M. O. *et al.* Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: Estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, p. 1–15, 2016.

PINTO, L. P.; BEDÊ, L., PAESE, A.; FONSECA, M. Mata Atlântica Brasileira: os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial. **Biologia da Conservação: essências**, 2006.

PORFIRIO, G. *et al.* Activity patterns of ocelots and their potential prey in the Brazilian Pantanal. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 81, n. 5, p. 511-517, 2016.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2016.

ROSA, C. A. DA *et al.* Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. **Biological Invasions**, p. 1–23, 2017.

SANTOS, K. K.; PACHECO, G. S. M.; PASSAMANI, M. Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 12, n. 1, 2016.

SCHWARZ, C. J.; ARNASON, A. N. A General Methodology for the Analysis of Capture-Recapture Experiments in Open Populations. **Biometrics**, v. 52, n. 3, p. 860–873, 1996.

SEPÚLVEDA, M. A. *et al.* Domestic dogs in rural communities around protected areas: Conservation problem or conflict solution? **PLoS one**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 2014.

SILVA-RODRÍGUEZ, E. A.; ORTEGA-SOLÍS, G. R.; JIMÉNEZ, J. E. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. **Austral Ecology**, v. 35, n. 7, p. 765–777, 2010.

SILVA, V. C. L. *et al.* Parasitological and molecular detection of *Babesia canis vogeli* in dogs of Recife, Pernambuco and evaluation of risk factors associated. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 1, 2016.

SOUZA, J. B. DE; ALVES, R. R. N. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 1, p. 145–160, 2014.

SRBEK-ARAÚJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Brazilian journal of biology**, v. 68, n. 4, p. 771–779, 2008.

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.; 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.

TORRES, P. C.; PRADO, P. I. Domestic dogs in a fragmented landscape in the Brazilian Atlantic Forest: abundance, habitat use and caring by owners. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 987–994, 2010.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. **Mammalia**, v. 69, n. 3–4, p. 2–9, 2005.

VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs *canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. **Mammal Review**, v. 39, n. 4, p. 265–283, 2009.

VASCONCELOS NETO, C. F. A. D. *et al.* A caça com cães (*Canis lupus familiaris*) em uma região do Semiárido do Nordeste do Brasil. **BioFar**, p. 1-16, 2012.

VILÀ, C.; WAYNE, R. K. Hybridization between wolves and dogs. **Conservation Biology**, v. 13, n. 1, p. 195-198, 1999.

VILLATORO, F. J. *et al.* Urban dogs in rural areas: Human-mediated movement defines dog populations in southern Chile. **Preventive Veterinary Medicine**, v. 135, p. 59–66, 2016.

YOUNG, J. K. *et al.* Is Wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on Wildlife populations. **BioScience**, v. 61, n. 2, p. 125–132, 2011.

ZAPATA-RÍOS, G.; BRANCH, L. C. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. **Biological Conservation**, v. 193, p. 9-16, 2016.

5. CONCLUSÃO GERAL

Este estudo teve a intenção de contribuir com o conhecimento da fauna de mamíferos silvestres de médio porte em áreas da Mata Atlântica da Paraíba, e registrar a presença de espécies invasoras, como cães e gatos domésticos. Registramos 14 espécies de mamíferos de médio porte em três unidades de conservação. Aqui também demonstramos que as UCs são usadas por mamíferos domésticos que podem causar inúmeros impactos negativos.

Apenas duas das áreas tiveram suficiêcia amostral, sendo necessário ainda continuar o estudo nas RPPNs e na Rebio Guaribas SEMA I. A riqueza que encontramos corresponde à metade da riqueza do pool de espécies regionais, o que indica que essas áreas podem estar em processo de defaunação, especialmente dos predadores, grupo que teve mais espécies ausentes dentre as esperadas.

A Rebio Guaribas foi a área que se obteve mais registros de animais, isso pode estar relacionado a área ser uma UC da categoria de proteção integral, onde a preservação e a fiscalização seriam mais intensas. Por outro lado, as RPPNs têm um importante papel na manutenção de espécies criticamente ameaçadas de extinção como *Aloutta belzebul* e *Sapajus flavius*

Poucos estudos têm sido realizados com esse grupo principalmente devido à dificuldade de amostragem, por necessitarem de estudos caros e de médio/longo prazo. A escolha de armadilhas fotográficas nos proporcionou imagens de espécies raras nas áreas e que nunca tinham sido registradas na natureza, como *Cabassous tatouay* e *Leopardus pardalis*.

Os cães domésticos tiveram maior frequência de ocorrência no estudo do que as algumas espécies de mamíferos silvestres, podendo dessa maneira gerar uma forte competição por espaço e recursos com os mamíferos silvestres. Também foi visto que os cães atuam como efeito de borda, relacionado com a proximidade das UCs com as comunidades do entorno. Ainda, são tanto diurnos como noturno, exercendo assim uma pressão ecológica em espécies de ambos os hábitos.

Por fim, os dados relatados são de grande importância para o direcionamento de ações conservacionistas e planos de ações para as espécies. Recomendamos a criação do plano de manejo das RPPNs, uma vez que essas áreas abrigam espécies de Primatas que estão ameaçados de extinção. Outras ações que devem ser realizadas são as envolvendo as comunidades do entorno das áreas para o esclarecimento dos problemas de saúde que a

interação entre cães e mamíferos silvestres podem causar, como também a realização de censos da população canina concomitantes com estudos epidemiológicos e campanhas de vacinação e castração nos cães das comunidades dos entornos das áreas.

ANEXO 1 - Lista de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem e que foram extintos regionalmente no Nordeste do Brasil, Centro de Endemismo de Pernambuco.

Espécies	Espécies Ausentes ou Extintas	Espécies presentes no CEPE	Espécies registradas no estudo	Status de conservação	
				IUCN	BRASIL
ORDEM ARTIODACTYLA					
Família Cervidae					
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	X				
Família Tayassuidae					
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	X				
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	X				
ORDEM CARNIVORA					
Família Canidae					
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)		X	X	LC	LC
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	X				
Família Felidae					
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	LC	LC
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)		X		VU	VU
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)		X		NT	VU
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	X				
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	X				
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)		X		VU	LC
Família Mephitidae					
<i>Conepatus semistriatus</i> (Lichtenstein, 1838)	X				
Família Musteliidae					
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	LC	LC
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)		X		LC	LC
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)		X		NT	NT
Família Procyonidae					
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)		X		LC	LC
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)		X		LC	LC
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)		X	X	LC	LC
ORDEM DIDELPHIMORPHIA					
Família Didelphidae					
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840		X	X	LC	LC
Ordem Lagomorpha					
Família Leporidae					
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	LC	LC
Ordem Perissodactyla					
Família Tapiridae					
<i>Tapirus terrestres</i> (Linnaeus, 1758)	X				

(continua)

Espécies	Espécies Ausentes ou Extintas	Espécies presentes no CEPE	Espécies registradas no estudo	Status de conservação	
				IUCN	BRASIL
ORDEM PRIMATES					
Família Atelidae					
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)		X	X	VU	CR
Família Callithrichidae					
<i>Callithrix jacchus</i> (Linnaeus, 1758)		X		LC	LC
Família Cebidae					
<i>Sapajus flavius</i> (Schreber, 1774)		X	X	CR	EN
ORDEM RODENTIA					
Família Cuniculidae					
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	X				
Família Dasyproctidae					
<i>Dasyprocta prymnolopha</i> (Wagler, 1831)		X		LC	LC
<i>Dasyprocta iacki</i> (Feijó e Langguth, 2013)		X	X	DD	DD
Família Erethizontidae					
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	LC	LC
<i>Coendou speratus</i> (Mendes Pontes, Gadelha, Melo, Sá, Loss, Caldara, Costa e Leite, 2013)		X			EN
Família Hydrochaeridae					
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)		X		LC	LC
ORDEM XENARTHRA					
Família Dasypodidae					
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)		X	X	LC	LC
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	LC	LC
<i>Dasypus septemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)		X		LC	LC
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)		X		LC	LC
<i>Tolypeutes tricinctus</i> (Linnaeus, 1758)	X				
Família Bradipodidae					
<i>Bradypus variegatus</i> (Schinz, 1825)		X		LC	LC
Família Cyclopedidae					
<i>Cyclopes didactylus</i> (Linnaeus, 1758)		X		LC	LC
Família Myrmecophagidae					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	X				
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	LC	LC

Status de Conservação: CR - Criticamente em Perigo, DD - Dados deficientes, EN - Em perigo, LC - Menor preocupação, VU – Vulnerável e NT – Quase ameaçado.

ANEXO 2 - Manuscrito: Uncover relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati 1 (*Nasua nasua*) populations in the Biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil

Manuscrito submetido para *Mammalia* em 20 de julho de 2017

Mammalia



Uncover relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the Biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil

Journal:	<i>Mammalia</i>
Manuscript ID:	Mammalia.2017.0094
Manuscript Type:	Original Study
Date Submitted by the Author:	20-Jul-2017
Complete List of Authors:	Beltrão, Mayara; Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza; Laboratório de Mamíferos - Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza Feijó, Anderson; Laboratório de Mamíferos - Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza Albuquerque, Anna Carolina; Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza; Laboratório de Mamíferos - Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza Freitas, Getúlio; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Reserva Biológica Guaribas Lopes Rocha, Fabiana; Universidade Federal da Paraíba - Campus IV, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental; Laboratório de Mamíferos - Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza
Classifications:	Ecology, Conservation
Keywords:	Camera trap, Mesocarnivores, Brown-nosed Coati, Ocelot, Local extinction

SCHOLARONE™
Manuscripts

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1 **Uncover relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*)**
2 **populations in the Biodiversity' hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern**
3 **Atlantic Forest, Brazil**

4 Mayara G. Beltrão^{1,2}, Anderson Feijó¹, Anna Carolina F. de Albuquerque^{1,2}, Getúlio L. de
5 Freitas³ and Fabiana L. Rocha^{1,4*}

6 ¹Laboratório de Mamíferos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências
7 Exatas e da Natureza (CCEN), Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária s/n,
8 João Pessoa, PB 58051-900, Brazil.

9 ²Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de
10 Sistemática e Ecologia, CCEN, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB 58051-
11 900, Brazil.

12 ³ICMBio, Reserva Biológica Guaribas, REBIO Guaribas, PB 071, km 01, Mamanguape,
13 PB 58.280-000, Brazil.

14 ⁴Programa de Pós-graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental, Centro de Ciências
15 Aplicadas e Educação, Universidade Federal da Paraíba, Rio Tinto, PB 58.297-000, Brazil.

16 **Corresponding author:** Fabiana Lopes Rocha (email: lopesrocha.fabiana@gmail.com)

17 Telephone number: +55-83-99888-1003.

18 **Running Title:** Uncover ocelot and coati populations in PEC

19

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

20 **ABSTRACT**

21 The northern portion of the Atlantic Forest, namely Pernambuco Endemism Center
22 (PEC), faces the highest level of forest lost, with only 2% of its original forest remaining.
23 In the PEC, mesocarnivores are the only remaining carnivores and, among them, the ocelot
24 and South American coati present a poorly known or even ignored distribution. Our goal is
25 to provide an overview of the current distribution and conservation status of both species
26 in the PEC through camera trap survey, review of published scientific literature and search
27 for voucher specimens in mammal collections. Our data confirm the presence of the ocelot
28 and the South America coati in the PEC. The ocelots were mainly recorded in fragments
29 smaller than 12 km², suggesting they might access the monoculture matrix and
30 anthropogenic areas. The few recent records of coatis suggest a worse scenario predicting
31 an imminent local extinction. The PEC has witnessed a historical continued deforestation,
32 reducing the remaining fragments that contributed to the accentuated decline of both
33 species populations. Nevertheless, these Atlantic Forest's remnants are paramount to
34 support relict populations of mesocarnivores in the PEC, and their maintenance and
35 connectivity should be a conservation priority.

36 Key words: Camera trap, Mesocarnivores, Brown-nosed Coati, Ocelot, Local extinction

37

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

38 Introduction

39 The Atlantic Forest is one of the most diverse, endemic and threatened biomes of the
40 world qualifying it as a biodiversity hotspot (Myers et al. 2000). Most of its 8-12%
41 remnants are reduced to secondary fragments (Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE
42 2015). This biome spans over 3000 km from 30°S to 7°S and has been regionalized in up to
43 eight biogeographical sub-regions (Ribeiro et al. 2009). Its northernmost portion, namely
44 the Pernambuco Endemism Center (hereafter PEC), shows the highest level of forest lost,
45 only 2% of its original forest remaining (Silva and Tabarelli 2000; Tabarelli et al. 2003;
46 Toledo-Lima et al. 2014). Deforestation was mainly caused by historical continued
47 sugarcane plantations over the last 500 years since the colonization of Brazil (Coimbra-
48 Filho and Câmara 1996; Vivo 1997). Its fauna is characterized by endemic taxa and well-
49 known defaunation, marked by local extinction of the large sized species (Vivo 1997; Silva
50 Jr. and Pontes 2008; Canale et al. 2012).

51 Carnivores are, among mammals, the most susceptible to forest lost and the first to
52 disappear with the advance of forest fragmentation (Chiarello 1999). In the PEC,
53 mesocarnivores are the only remaining carnivores, whereas the large felids, such as the
54 jaguar *Panthera onca* and the cougar *Puma concolor*, are regionally extinct along with
55 other large mammals (the brown brocket *Mazama gouazoubira*, the giant anteater
56 *Myrmecophaga tridactyla*, the collared peccary *Pecari tajacu*, the white-lipped peccary
57 *Tayassu pecari*, the lowland tapir *Tapirus terrestris*) (Feijó and Langguth 2013).

58 In the Atlantic Forest, the ocelot (*Leopardus pardalis*) and the South American coati
59 (*Nasua nasua*) are among the most common mesocarnivores (Rocha-Mendes et al. 2010;
60 Kasper et al. 2015). The coati is an omnivorous, diurnal and conspicuous species, which

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

61 lives in large groups, and emits loud vocalizations, easily identified by lay people
62 (Gompper and Decker 1998). The ocelot is the major midsized predator of seed dispersers
63 (Moreno et al. 2006; Roemer et al. 2009) and the largest living predator of the PEC (Feijó
64 and Langguth, 2013). Both species occur in a variety of habitats, including tropical-humid
65 forests, savannas, mangroves, deciduous and dry forests (Murray and Gardner, 1997;
66 Gompper and Decker, 1998). Because of their conspicuity, high abundance in Atlantic
67 Forest areas and complementary ecologic habitats, they could be used as a primary proxy
68 to assess the suitability of the remaining PEC forest fragments for mesocarnivores.

69 Both species are widely distributed in the Neotropics (Paviolo et al. 2015; Gompper
70 and Decker 1998, Emmons and Helgen 2016); yet, their presence in the PEC are poorly
71 known or even ignored (Paviolo et al. 2015, Emmons and Helgen 2016). Records for
72 ocelots and South American coati from the PEC are rare (Feijó and Langguth, 2013) and
73 most of the few existing ones were not based on direct evidences, such as voucher
74 specimens, photographs or capture (e.g. Mendes Pontes et al. 2016). Therefore, our aim is
75 to perform an overview of the current distribution of ocelots and coati in the PEC through
76 three complementary approaches: (1) systematic camera trap survey in Atlantic Forest
77 remnants within PEC, (2) systematic review of published scientific literature, and (3)
78 search for voucher specimens assigned to PEC in mammal collections. Moreover, we
79 discuss the distribution and conservation implications for each species and the main threats
80 for mesocarnivores in the region.

81

82 **Materials and Methods**

83 **Camera-trap sampling**

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

84 We installed camera-trap grids in three Atlantic Forest protected areas in the Paraíba
85 state from November 2015 to April 2017. The first protected area, the Guaribas Biological
86 Reserve (Rebio Guaribas), consists of three fragments covering 4,051.62 ha of which we
87 sampled two of them, called SEMA II (6°43'47.90"S/35°10'57.33"W) and SEMA III
88 (6°48'10.25"S/35°5'48.45"W). The second is the Private Reserve of Natural Heritage
89 (RPPN) Fazenda Pacatuba (7°2'22.97"S/35°9'30.85"W), which has an area of 266.53 ha of
90 continuous forest. The third is the RPPN Engenho Gargaú (7°0'56.41"S/34°57'0.29"W)
91 which has an area of 1,058.62 ha covered with forest in different successional stages
92 interspersed by flooded and open areas.

93 Camera traps (models: Trophy Cam HD - 119537, Trophy Cam - 119436, Trophy
94 Cam - 119446 and Trophy Cam Brown - 119435 Bushnell®) were set at 1km interval and
95 about 50cm above ground. They were baited with sardines, fruits and/or commercial
96 raccoon or wildcat lure (Hawbaker's®). Cameras trap operated continuously (24 h per day),
97 with a one minute interval between 30 seconds videos when triggered, during 30 days per
98 station. Trap stations were checked every 15 days to refresh bait and change batteries, if
99 necessary. In addition, 22 camera trap stations were randomly arranged in fragments for
100 initial exploration before the establishment of our camera trap grid. We considered only the
101 first video of the same species from the same trapping station as an independent record for
102 analytical purposes. Camera trap capture success was estimated based on the number of
103 independent records divided by the number of camera trap nights and multiplied by 100
104 (Dillon 2005). The project had permission from the Chico Mendes Institute for Biological
105 Conservation - ICMBio (Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade -

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

106 SISBIO license number 43641-3) to conduct this study, in accordance to Brazilian
107 regulations.

108 **Literature review**

109 For the systematic literature review, we obtained data on the occurrence of *L.*
110 *pardalis* and *N. nasua* from PEC through Scopus (www.scopus.com) and Web of Science -
111 WOS (www.webofknowledge.com) databases. We used the keywords “Leopardus
112 *pardalis*”, “*Nasua nasua*”, “medium mammals”, “carnivorans”, “Carnivora”,
113 “carnivorous”, “Paraíba”, “Pernambuco”, “Pernambuco Endemism Center”, “Atlantic
114 Forest” and “Northeastern” and “Brazil” with different combinations, both in English and
115 Portuguese. Additional references were searched through citation tracking of the original
116 articles and through the search of Brazilian carnivore researcher's curriculum Lattes
117 (lattes.cnpq.br).

118 **Museum records**

119 We visited six mammalian collections between 2011 and 2016 to search for voucher
120 specimens of ocelots and coati assigned to PEC: Coleção de Mamíferos da Universidade
121 Federal da Paraíba, João Pessoa, Brazil (UFPB), Coleção de Mamíferos da Universidade
122 Federal de Pernambuco, Recife, Brazil (UFPE), Museu Nacional da Universidade Federal
123 do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil (MN), Museu de Zoologia da Universidade de
124 São Paulo, São Paulo, Brazil (MZUSP), American Museum of Natural History, New York,
125 EUA (AMNH), and Field Museum of Natural History, Chicago, EUA (FMNH).

127 **Results**

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

128 We obtained a total of 14 ocelot and 13 South American coati records assigned to the
129 PEC through the combination of the three methods (camera traps survey, literature review
130 and mammal collection search) (Tab. 1). The records were distributed among 17 different
131 localities, of which three were from Alagoas, seven from Pernambuco, six from Paraíba
132 and one from Rio Grande do Norte states (Fig. 1 and 2).

133 The total grid sampling had 69 camera-trap stations, with a total sampling effort of
134 1,813 trap days. We obtained seven ocelots' video records in different camera-trap stations
135 (independent records) from Rebio Guaribas and three from RPPN Engenho Gargaú,
136 resulting in a total ocelot capture success of 0.5%. There were no ocelot camera trap
137 records in RPPN Fazenda Pacatuba, neither records of the South American coati in any of
138 the sampled areas.

139 Our literature search retrieved 145 articles from WOS and 148 from Scopus. Only
140 four mentioned *L. pardalis* from the PEC: Cruz et al. (2002), Mendes Pontes et al. (2006),
141 Silva Jr. and Mendes-Pontes (2008) and Marinho et al. (2017). The first three studies also
142 reported records for the *N. nasua* from PEC as well as Feijó and Langguth (2013).
143 However, we did not include in our dataset the records from Cruz et al. (2002) because
144 they were based on unreliable sources such as interviews considering that *Leopardus*
145 species can be easily misidentified by local people. Nevertheless, we included one
146 interview record from Feijó and Langguth (2013), because it was given by a biologist
147 which also provided a photographic record of the species (A. Feijó, personal
148 communication, 2012).

149 Regarding the mammal collection assessment, we found only three voucher
150 specimens that could be assigned to the PEC at the mammal collection of the UFPB. One,

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

151 an adult male of *L. pardalis* (UFPB 9487) was road killed in December 2014 in the BR101
152 highway, km 57, city of Santa Rita, Paraíba, Brazil (7°1'24"S, 35°3'40"W). In the same
153 road (km 47), on February 2015, one adult male of *N. nasua* (UFPB 9761) was found road
154 killed nearby the Mamanguape city (6°53'25"S, 35°7'33"W), and represents the
155 northernmost record of the species in the PEC, extending the known distribution of coati
156 around 123 km northward. In addition, there is a coati skull (UFPB7134) collected in 2009
157 in the city of Caaporã, south of Paraíba. The surrounding landscape of all these areas is
158 dominated by a sugarcane matrix with sparse and discontinuous small remnants of Atlantic
159 Forest.

161 Discussion

162 Our assembled data confirm the current presence of the ocelot and the South
163 American coati in the PEC. Although these species are among the most common medium-
164 sized carnivores in other Atlantic Forest areas (Rocha-Mendes et al. 2010; Kasper et al.
165 2015), we obtained only few records for both species, even with multi-complementary
166 approaches. The scarcity of records for ocelots and coatis could be either due to ongoing
167 local extinction process or explained by incipient field effort in the region. The current
168 scenario seems to be different for each species and should be carefully evaluated.

169 Our two years camera trap survey was the first medium-term systematic study
170 focused on the medium-sized terrestrial mammals of PEC and the first to uncover relict
171 populations of ocelots from the Paraíba state, filling a distributional gap (Fig. 1). A similar
172 scenario is expected for other areas of the PEC, given that the ocelot is not an easy species

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

173 to detect without a focused survey and, to the best of our knowledge, we are the only
174 research group with a systematic survey using camera traps in the northern portion of the
175 Atlantic Forest. Therefore, increasing the field sampling effort might reveal other relict
176 populations of *L. pardalis* along the Atlantic Forest remnants in the PEC.

177 Our ocelot capture rate is low (0.5%) compared to other areas of the Atlantic Forest.
178 Goulart et al. (2009), Srbek-Araujo and Chiarello (2013) and Kasper et al. (2015), studying
179 ocelot populations from southern and southeastern Brazil, reported a capture rate of 0.9%,
180 0.9% and 13.1% respectively. Therefore, our results indicate that the ocelot's remnant
181 populations might occur in a very low abundance. Ocelot requires wide home ranges that
182 can reach up to 7.5 km² in the southern portion of Brazilian Atlantic Forest (Goulart et al.
183 2009) and above 13.4 km² in Belize and in the Atlantic Forest of Argentina (Di Bitetti et al.
184 2006; Dillon and Kelly 2007). The animals were recorded in isolated and small fragments,
185 mainly less than 12 km². Hence, it is expected the ocelots from PEC to constantly access
186 the monoculture matrix and anthropogenic areas, making them more exposed and
187 vulnerable to hunting pressure (Robinson 1996; Turner and Corlett 1996; Cullen Jr. et al.
188 2000). Thus, even with the possible addition of records with increasing field efforts, in
189 terms of conservation, the situation of these remaining populations seems to be critical.

190 The actual scenario seems to be worse for the South American coati. Most records
191 are mainly restricted to Pernambuco and dated at about ten years ago. The scarcity of
192 recent records seems to be mainly explained by an imminent local extinction emphasized
193 by the absence of recent records of this species throughout our survey. In addition, the
194 absence of visualization by researchers over several years of fieldwork in the area, even

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

195 within primate-focused studies, which show an overlap of habitat and activity period with
196 the coatis (e.g., Fialho and Gonçalves 2008; Montenegro 2011) supports our hypothesis of
197 an imminent local extinction for the coati instead of insufficient field effort.

198 The northern portion of the Atlantic Forest has witnessed a historically continued
199 deforestation over the last 500 years since the early stage of the colonization of Brazil.
200 Since the 1970s, a large and rapid expansion of sugarcane plantation further reduce the
201 remaining PEC fragments to only 2% of its original area (Tabarelli et al. 2003; Toledo-
202 Lima et al. 2014) which contributed to the accentuated decline of the ocelot and coati
203 populations, as well as of other carnivores in the region (Mendes Pontes et al. 2016). Such
204 defaunation scenario (Silva Jr. and Pontes 2008; Canale et al. 2012) may also be related to
205 the historical and still common practice of hunting in the region (Souza and Alves 2014).
206 According to Alves et al. (2016) hunting of *Leopardus pardalis* is mainly related to
207 conflicts with local human population. The habitat loss and the increasing hunting of other
208 species causes a reduction of potential preys of the ocelot, leading it to expand its home
209 range, getting closer to human settlements and being hunted. On the other hand, the South
210 American coati is not among the preferred game among hunters in northeastern region
211 Brazil (Alves et al. 2016). However, loss of forested habitat and time of isolation of the
212 fragments are putative threats that affect this species (Michalski and Peres 2005; Emmons
213 and Helgen 2016). According to Michalski and Peres (2007), coatis are sensitive to small-
214 sized fragments because breeding populations require forest patches of at least 80 ha. In
215 addition, contracted diseases from domestic animals, such as distemper, can decimate
216 rapidly populations of *Nasua nasua* (Beisiegel and Campos 2013).

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

217 Our data reinforce the need to increase efforts to shed light on the ecological
218 parameters of the remaining ocelot and coati populations. Studies of diet, home range size,
219 connectivity of forest fragments and adaptability to the sugarcane plantation may bring
220 crucial information about their requirements and base future conservation plans in this
221 highly fragmented and threatened ecoregion. Also, multi-complementary surveys should be
222 encouraged as an initial effort to uncover other relict carnivore populations within the
223 PEC. Howsoever, the importance of remnant fragments to support the threatened fauna of
224 mesocarnivores in the PEC is paramount, their maintenance and connectivity should be a
225 conservation priority.

226 **Acknowledgments**

227 We are indebted with Vitor Rademaker and Helder Farias Pereira de Araújo for
228 lending us the camera traps that made this work possible. We also thank Ramon Lima and
229 the trainees of the Laboratório de Mamíferos da UFPB for their assistance during field
230 work. We are thankful to the managers of the Reserva Biológica Guaribas and Usina
231 Japungu for the logistical support offered during the fieldwork. This work was supported
232 by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) with MsC
233 scholarships for ACFA, PhD for MGB and PNPd for FLR and by Rufford Foundation
234 (Grant project n. 20950-1).

235

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

236 **References**

- 237 Alves, R.R.N., A. Feijó, R.R.D. Barboza, W.M.S Souto, H. Fernandes-Ferreira, P.
238 Cordeiro-Estrela and A. Langguth. 2016. Game mammals of the Caatinga biome.
239 Ethnobiol Conserv 5: 1–51. doi: 10.15451/ec2016-7-5.5-1-51.
- 240 Beisiegel, B.M. and C.B. Campos. 2013. Avaliação do risco de extinção do quati (*Nasua*
241 *nasua*, Linnaeus 1766) no Brasil. Biodiversidade Brasileira 3: 269-276. Available
242 from file:///C:/Users/Mayara/Downloads/396-1675-1-PB%20(1).pdf.
- 243 Canale, G.R., C.A. Peres, C.E. Guidorizzi, C.A.F. Gatto and M.C.M. Kierulff. 2012.
244 Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. Plos
245 One 7(8): 1-9. doi: 10.1371/journal.pone.0041671.
- 246 Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal
247 communities in south-eastern Brazil. Biol Cons 89: 71-82. doi: 10.1016/S0006-
248 3207(98)00130-X.
- 249 Coimbra-Filho, A.F. and I.G. Câmara. 1996. Os limites originais do bioma Floresta
250 Atlântica na região nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para Conservação da
251 Natureza, Rio de Janeiro. pp. 86.
- 252 Cruz, M.A.O.M., M.C.C. Cabral, L.A.M. Silva and M.L.C.B. Campelo. 2002. Diversidade
253 da mastofauna no estado de Pernambuco. In: (M. Tabarelli and J.M.C. Silva, eds.)
254 Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco. Editora Massangana, Recife. pp.
255 557-579.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 256 Cullen, Jr.L. R.E. Bodmer and C.V. Pádua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of
257 the Atlantic forests, Brazil. *Biol Cons* 95: 49-56. doi: 10.1016/S0006-
258 3207(00)00011-2.
- 259 Di Bitetti, M.S., A. Paviolo and C. Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns
260 of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *J*
261 *Zool* 270: 153-163. doi: 10.1111/j.1469-7998.2006.00102.x.
- 262 Dillon, A. 2005. Ocelot density and home range in Belize, Central America: Camera-
263 trapping and radio telemetry. M.Sc. thesis. Virginia Polytechnic Institute and State
264 University, Virginia, USA.
- 265 Dillon, A. and M.J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: The impact of trap
266 spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41: 469-477. doi:
267 10.1017/S0030605307000518.
- 268 Eisenberg, J.F. and K.H. Redford. 1999. Mammals of the neotropics the central neotropics.
269 University of Chicago Press, Chicago. pp. 624
- 270 Emmons, L.H. and F. Feer. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The
271 University of Chicago Press, Chicago. pp. 396.
- 272 Emmons, L. and K. Helgen. 2016. *Nasua nasua*. The IUCN Red List of Threatened
273 Species 2016: e.T41684A45216227. Available from
274 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41684A45216227.en> [accessed
275 16 June 2017].
- 276 Feijó, A. and A. Langguth. 2013. Mamíferos de médio e grande porte do Nordeste do
277 Brasil: distribuição e taxonomia, com descrição de novas espécies. *Rev Nord Biola*
278 22: 3-225.

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 279 Fialho, M.S. and G.F. Gonçalves. 2008. Primates Da Rppn Gargaú, Paraíba, Brasil.
280 Neotrop Primates 15: 50-54. doi: 10.1896/044.015.0207.
- 281 Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE. 2015. Atlas dos remanescentes florestais da
282 Floresta Atlântica e ecossistemas associados no período de 2013-2014. Fundação
283 SOS Floresta Atlântica, São Paulo. pp. 60.
- 284 Gompper, M.E. and D.M. Decker. 1998. *Nasua nasua*. Mammalian Species 580:1-9.
- 285 Goulart, F.V.B., M.E. Graipel, M.A. Tortato, I.R. Ghizoni-Jr., L.G.R. Oliveira-Santos and
286 N.C. Cáceres. 2009. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic
287 Forest of Southern Brazil. Neotrop Biol Conserv 4: 137-143. doi:
288 10.4013/nbc.2009.43.03.
- 289 Kasper, C.B., F.D. Mazim, J.B.G. Soares and T.G. Oliveira. 2015. Density estimates and
290 conservation of *Leopardus pardalis* southernmost population of the Atlantic Forest.
291 Iheringia 105: 367-371. doi: 10.1590/1678-476620151053367371.
- 292 Marinho, P.H, A. Feijó, S.A. Gavilan, E.O. Moura and E.M. Venticinque. 2017. First
293 records of Ocelot *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (Carnivora: Felidae) from
294 Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. Check List 13: 1-7. doi:
295 <https://doi.org/10.15560/13.2.2087>.
- 296 Mendes Pontes, A.R., A.C.M. Beltrão, I.C. Normande, A. Malta, A.P. Silva Júnior and
297 A.M.M. Santos. 2016. Mass Extinction and the Disappearance of Unknown
298 Mammal Species: Scenario and Perspectives of a Biodiversity Hotspot's Hotspot.
299 Plos One 11(5): 1-26. doi:10.1371/journal.pone.0150887.

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 300 Michalski, F., and C.A. Peres. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore
301 local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Conserv*
302 *Biol* 124: 383–396. doi:10.1016/j.biocon.2005.01.045.
- 303 Michalski, F. and C.A. Peres. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and
304 Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conserv Biol* 21:
305 1626-1640. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00797.x.
- 306 Montenegro, M.M.V. 2011. Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes
307 de Mata Atlântica no estado da Paraíba. PhD thesis, Universidade de São Paulo,
308 Piracicaba, SP.
- 309 Murray, J.L. and G.L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548: 1-10.
- 310 Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B Fonseca and J. Kent. 2000.
311 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- 312 Nascimento, F.O. 2010. Revisão taxonômica do gênero *Leopardus* Gray, 1842 (Carnivora,
313 Felidae). PhD thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- 314 Paviolo, A., P. Crawshaw, A. Caso, T. de Oliveira, C.A. Lopez-Gonzalez, M. Kelly, C. De
315 Angelo and E. Payan. 2015. *Leopardus pardalis*. (errata version published in 2016)
316 The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11509A97212355. Available
317 from <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11509A50653476.en>.
318 [accessed 16 June 2017].
- 319 Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni, and M.M. Hirota. 2009. The
320 Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 321 distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142: 1141–1153.
- 322 doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021.
- 323 Robinson, J.G. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. In: (J.
324 Schellas and R. Greenberg, eds.) *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island
325 Press, Washington. pp. 111-130.
- 326 Rocha-Mendes, F., S.B. Mikich, J. Quadros and W.A. Pedro. 2010. Feeding ecology of
327 carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, southern Brazil.
328 *Biota Neotrop* 10: 21-30.
- 329 Roemer, G.W., M.E. Gompper and V. Valkenburgh. 2009. The Ecological Role of the
330 Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* 59: 165-173. doi.10.1525/bio.2009.59.2.9.
- 331 Silva Jr., A.P. and A.R. Mendes Pontes. 2008. The effect of a mega-fragmentation process
332 on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism
333 Centre, north-eastern Brazil. *Biodivers Conserv* 17: 1455-1464. doi: DOI
334 10.1007/s10531-008-9353-0.
- 335 Silva, J.M.C. and M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future of the
336 Atlantic forest of Northeastern Brazil. *Nature* 404: 72-74. doi:10.1038/35003563.
- 337 Souza, J.B. and R.R.N. Alves. 2014. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest
338 remnant of northeastern Brazil. *Trop Conserv Sci* 7(1): 145-160. Available from
339 [http://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v7/TCS-2014-](http://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v7/TCS-2014-Vol7(1)_145-160_Sousa.pdf?PDF=2014Vol7(1)_145-160_Sousa)
340 [Vol7\(1\)_145-160_Sousa.pdf?PDF=2014Vol7\(1\)_145-160_Sousa](http://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v7/TCS-2014-Vol7(1)_145-160_Sousa.pdf?PDF=2014Vol7(1)_145-160_Sousa) en [accessed 16
341 June 2017].

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 342 Srbek-Araujo, A.C. and A.G. Chiarello. 2013. Influence of camera-trap sampling design on
343 mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil.
344 *Biota Neotrop* 13: 51-62. doi: 10.1590/S1676-06032013000200005.
- 345 Tabarelli, M., J.A. Siqueira-Filho and A. Santos. 2003. A Floresta Atlântica ao norte do rio
346 São Francisco. In: (K.C. Pôrto, J.S. Almeida-Cortez and M. Tabarelli, eds.)
347 *Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São*
348 *Francisco*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. pp. 25-40.
- 349 Toledo-Lima, G.S., P. Macario, R.M. Lyra-Neves, B.P. Teixeira, L.A.F. Lima, G.O.S
350 Sugliano and W.R. Telino-Júnior. 2014. Richness, composition and trophic groups
351 of an avian community in the Pernambuco Endemism Centre, Alagoas, Brazil. *An*
352 *Acad Bras Ciênc* 86: 1207-1219. doi: 10.1590/0001-3765201420130129.
- 353 Turner, I.M. and R.T. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of
354 lowland tropical rain forest. *Trends Ecol Evol* 11: 330-333. doi:
355 SO169_5347(96)10046X.
- 356 Vivo, M. de. 1997. A mastofauna da Floresta Atlântica: padrões biogeográficos e
357 implicações conservacionistas. *Anais da Reunião Especial da SBPC: Floresta*
358 *Atlântica: Diversidade Biológica e Sócio-Econômica*, Blumenau, Santa Catarina,
359 pp.60–63.

360 **Table 1.** New (this study) and literature records of ocelot (*Leopardus pardalis*) and coati (*Nasua nasua*) in the Pernambuco
 361 Endemism Center, Atlantic Forest, Northeastern Brazil.

<i>Leopardus pardalis</i>							
Register number	Record type	Year of Record	Locality	Municipality	State	Geographic coordinates	Source
	Road-killed specimen						
1	(voucher – UFPB9487)	2015	Road km 57, BR 101	Mamanguape	Paraíba	7°1'24"S, 35°3'40"W	This study
2	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°44'15"S, 35°10'50"W	This study
3	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°42'40"S, 35°12'39"W	This study
4	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°43'6"S, 35°12'22"W	This study
5	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°42'44"S, 35°11'22"W	This study

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

						35°11'22"W	
6	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°44'28"S, 35°8'16"W	This study
7	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema III	Rio Tinto	Paraíba	6°47'46"S, 35°5'41"W	This study
8	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema III	Rio Tinto	Paraíba	6°48'13"S, 35°5'6"W	This study
9	Camera trap video	2017	RPPN Engenho Gargaú	Santa Rita	Paraíba	7°0'28"S, 34°56'15"W	This study
10	Camera trap video	2017	RPPN Engenho Gargaú	Santa Rita	Paraíba	7°1'34"S, 34°56'45"W	This study
11	Camera trap video	2017	RPPN Engenho Gargaú	Santa Rita	Paraíba	7°0'35"S, 34°58'0"W	This study
12	Road-killed specimen (voucher –)	2014	International Airport of Natal forest remnant	São Gonçalo do Amarante	Rio Grande do Norte	5°45'44"S, 35°22'54"W	Marinho et al. 2017

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

MAM030)

13	Footprint	2005-2006	Mata do Espelho fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°43'12"S, 35°50'40"W	Silva Jr. and Mendes Pontes 2008
14	Visualization	2000-2008	Coimbra fragment, Usina Serra Grande	São José da Laje	Alagoas	9°00'S, 35°52'12"W	Mendes Pontes et al. 2016
<i>Nasua nasua</i>							
15	Road-killed specimen (voucher – UFPB9761)	2015	Road km 47, BR 101	Mamanguape	Paraíba	6°53'25"S, 35°7'33"W	This study
16	Voucher specimen (UFPB7134)	2009		Caaporã	Paraíba	7°30'3"S, 34°55'42"W	This study
17	Voucher specimen (UFPB3566)	1999	Rebio de Pedra Talhada	Quebrangulo	Alagoas	9°13'44"S, 36°25'40"W	Feijó e Langguth 2013
18	Visualization	2000-	Cachoeira fragment, RPPN	Jaqueira	Alagoas	8°56'44"S,	Mendes Pontes et

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

19	Visualization	2000-2008	Coimbra fragment, Usina Serra Grande	São José da Laje	Alagoas	9°00'S, 35°52'12"W	Mendes Pontes et al. 2016
20	Visualization	2000-2008	Bom Jesus/ Usina Serra Grande	São José da Laje	Alagoas	9°01'16"S, 36°10'32"W	Mendes Pontes et al. 2016
21	Visualization	2000-2008	Bulandi fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°32'10"S, 35°02'50"W	Mendes Pontes et al. 2016
22	Visualization	2000-2008	Mingú fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°31'02"S, 35°03'15"W	Mendes Pontes et al. 2016
23	Visualization	2000-2008	Capoeirão fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°55'1"S, 36°04'17"W	Mendes Pontes et al. 2016
24	Visualization	2000-2008	Saltinho Biological Reserve	Tamandaré	Pernambuco	8°45'00"S, 35°10'00"W	Mendes Pontes et al. 2016
25	Visualization	2000-2008	Serra do Quengo fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°43'04"S, 35°50'27"W	Mendes Pontes et al. 2016

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								
11								
12								
13								
14								
15								
16								
17								
18								
19								
20								
21								
22								
23								
24								
25								
26								
27								
28								
29								
30								
31								
32								
33								
34								
35								
36								
37								
38								
39								
40								
41								
42								
43								
44								
45								
46								
47								
48								
49								
	26	Visualization	2005- 2006	Mata do Espelho fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°43'12"S, 35°50'40"W	Silva Jr. and Mendes Pontes 2008
	27	Interview/Photograph	2012	Usina São José	Igarassu	Pernambuco		Feijó e Langguth 2013

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

Figure 1. Locality records of ocelot (*Leopardus pardalis*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. The numbers correspond to the records description in Table 1.

Figure 2. Locality records of South America coati (*Nasua nasua*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. The numbers correspond to the records description in Table 1.

For Review Only

<https://mc.manuscriptcentral.com/mammalia>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



Locality records of ocelot (*Leopardus pardalis*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. The numbers correspond to the records description in Table 1.

131x96mm (300 x 300 DPI)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



Locality records of South America coati (*Nasua nasua*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. The numbers correspond to the records description in Table 1.

132x96mm (300 x 300 DPI)

Only

ANEXO 3 - DATA PAPER: ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America

Artigo MS# ECY17-0483.R1 aceito na revista *Ecology* em 16 de agosto de 2017

ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America

Fernando Lima^{1,2*}, Gabrielle Beca¹, Renata de Lara Muylaert¹, Clinton N. Jenkins², Miriam Lucia Lages Perilli³, Ana Maria de Oliveira Paschoal⁴, Rodrigo Lima Massara⁴, Adriano Pereira Paglia⁴, Adriano Garcia Chiarello⁵, Maurício Eduardo Graipel⁶, Jorge José Cherem⁷, André Luis Regolin¹, Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira Santos⁸, Carlos Rodrigo Brocardo^{1,9}, Agustín Paviolo^{10,11}, Mario S. Di Bitetti^{10,11,12}, Leandro Moraes Scoss¹³, **Fabiana Lopes Rocha¹⁴**, Roberto Fusco-Costa^{15, 16}, Clarissa Alves da Rosa¹⁷, Marina Xavier da Silva¹⁸, Ludmila Hufnagel⁴, Paloma Marques Santos⁴, Gabriela Teixeira Duarte⁴, Luiza Neves Guimarães⁴, Larissa Lynn Bailey¹⁹, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues⁴, Heitor Morais Cunha²⁰, Felipe Moreli Fantacini²¹, Grazielle Oliveira Batista²², Juliano André Bogoni²³, Marco Adriano Tortato²⁴, Micheli Ribeiro Luiz²⁵, Nivaldo Peroni⁶, Pedro Volkmer de Castilho²⁶, Thiago Bernardes Maccarini²⁷, Vilmar Picinatto Filho²⁸, Carlos De Angelo^{10,11}, Paula Cruz^{10,11}, Verónica Quiroga^{10,11}, María Eugenia Iezzi^{10,11}, Diego Varela^{10,11}, Sandra Maria Cintra Cavalcanti³, Alexandre Camargo Martensen²⁹, Erica Vanessa Maggiorini³⁰, Fabíola Ferreira Keesen³¹, André Valle Nunes²⁴, Gisele Mendes Lessa³², **Pedro Cordeiro-Estrela³³**, **Mayara Guimarães Beltrão^{33,34}**, **Anna Carolina Figueiredo de Albuquerque^{33,34}**, Bianca Ingberman¹⁵, Camila Righetto Cassano³⁵, Laury Cullen Junior², Milton Cezar Ribeiro^{1,*}, Mauro Galetti^{1,*}

1. Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, CP 199, Rio Claro, SP, 13506-900, Brasil
2. IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas, CP 47, Nazaré Paulista, SP, 12960-000, Brasil
3. Instituto para Conservação dos Carnívoros Neotropicais (Pró-Carnívoros), Avenida Horácio Neto, 1030, Atibaia, SP, Brasil
4. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Biologia Geral, Avenida Antônio Carlos, nº 6627, Belo Horizonte, MG, 31270-901, Brasil
5. Universidade de São Paulo, Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Avenida Bandeirantes, nº 3900, Ribeirão Preto, SP, 14040-901, Brasil
6. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Ecologia e Zoologia, Florianópolis, SC, 88040-900, Brasil
7. Caipora Cooperativa para a Conservação da Natureza, Florianópolis, SC, 88040-400, Brasil
8. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Av. Costa e Silva s/ nº, Campo Grande, MS, 79070-900, Brasil
9. Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação, Curitiba, PR, Brasil
10. Instituto de Biología Subtropical (IBS), Universidad Nacional de Misiones (CONICET)
11. Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Bertoni 85, 3370 Puerto Iguazú, Misiones, Argentina
12. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones, Bertoni 124, 3380 Eldorado, Argentina
13. Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network, Terrestrial Vertebrate, Site Rio Doce, Bicho do Mato Instituto de Pesquisa, Avenida Cônsul Antônio Cadar, 600, Belo Horizonte, MG, 30360-082, Brasil
14. Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e

1

(mgaletti@rc.unesp.br).

2

INTRODUCTION

Camera traps have been used in studies of wild animals since the early 20th century (Chapman 1927). From the first attempts by George Shiras III to create self-triggered cameras in the early 1900's, to modern day camera traps, this tool has become essential in wildlife monitoring (Kucera and Barrett 2011). Its vast potential to monitor mammal communities soon became evident, and wildlife researchers realized that photography would be an invaluable aid to study animals in their natural environment. From then on, the development of camera trap technology, associated with a relative reduction in its costs, allowed an exponential increase in studies applying this method, especially with species difficult to observe and detect otherwise (Ahumada et al. 2013, Pimm et al. 2015).

Most terrestrial vertebrates – such as large mammal species – occur at low densities and are very secretive. Consequently, any relevant ecological question at the population or community level requires a huge effort in the field. In addition, with the continuous decline of biodiversity worldwide, many mammal species are becoming increasingly rare in areas with high hunting pressure, habitat loss and habitat fragmentation (Butchart et al. 2010, Kosydar et al. 2014b, Ripple et al. 2016). Systematic studies using camera traps over the past decade were aimed mainly at species inventories, activity patterns and estimation of abundance (Tobler et al. 2008a, 2008b). These studies have brought novel information on the distribution and behavior of many species.

Long-term wildlife monitoring programs and online databases, such as the Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network, are dealing with an unprecedented amount of species records and data from camera traps surveys (Jansen et al. 2014). However, often information is kept trapped and dispersed in dissertations, reports, and all kinds of gray literature. At another level, wildlife surveys conducted by non-governmental agencies and private consultants are rarely easily accessible. Thus, the potential to detect large scale or global patterns by using this large amount of data is still underutilized due to most of the information being fragmented and inaccessible in regional samplings.

The Atlantic Forest along the coast and interior of South America is among the most threatened tropical forest in the world – one of the world's biodiversity hotspots – and draws a high conservation concern due to its concentration of endemic and small-ranged species (Myers et al. 2000, Jenkins et al. 2015). In this hotspot, where only 12% of original forest still remains, the use of camera traps became increasingly accessible and popular in the early 2000's (Srbek-Araujo and Chiarello 2005, Ribeiro et al. 2009). Here we summarize and make available a database on camera trap studies conducted in the Atlantic Forest hotspot. Data was compiled from the existing literature and through direct contact with research groups and professionals.

This dataset derives from a large-scale synthesis of studies that used camera traps to sample medium and large terrestrial mammals in a biodiversity hotspot. To the best of our knowledge, this study is the first joint effort of field researchers and ecologists to organize a large-scale dataset of this kind, and provides an opportunity for understanding macroecological patterns, improving conservation strategies, and doing new community ecology research. A major distinction of this dataset is the inclusion of a large amount of raw and unpublished data, gathered through a network of collaborators and within a representative geographic extension of the Atlantic Forest hotspot. It combines 53,438 independent records of 83 mammalian species from 170 surveys conducted in 144 areas by 74 studies.

METADATA

CLASS I. DATA SET DESCRIPTORS

A. Data set identity: ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America

B. Data set identification code:

- (1) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_STUDY.csv
- (2) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_LOCATION.csv
- (3) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SURVEY.csv
- (4) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_RECORDS.csv
- (5) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SPECIES.csv

C. Data set description:

Principal Investigator(s):

1. Fernando Lima, Renata de Lara Muylaert, Gabrielle Beca, Carlos Rodrigo Brocardo, Mauro Galetti, Milton Cezar Ribeiro
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, CP 199, Rio Claro, SP, 13506-900, Brasil
2. Fernando Lima, Clinton N. Jenkins, Laury Cullen Jr.
IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas, CP 47, Nazaré Paulista, SP, 12960-000, Brasil
3. Miriam Lucia Lages Perilli
Instituto para Conservação dos Carnívoros Neotropicais (Pró-Carnívoros), Avenida Horácio Neto, 1030, Atibaia, SP, Brasil
4. Ana Maria de Oliveira Paschoal, Rodrigo Lima Massara, Adriano Pereira Paglia
Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Biologia Geral, Avenida Antônio Carlos, nº. 6627, Belo Horizonte, MG, 31270-901, Brasil
5. Adriano Garcia Chiarello
Universidade de São Paulo, Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Avenida Bandeirantes, nº 3900, Ribeirão Preto, SP, 14040-901, Brasil
6. Maurício Eduardo Graipel
Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Ecologia e Zoologia, Florianópolis, SC, 88040-900, Brasil
7. Jorge José Cherem
Caipora Cooperativa para a Conservação da Natureza, Florianópolis, SC, 88040-400, Brasil

8. Carlos Rodrigo Brocardo
Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação, Curitiba, PR, Brasil
9. Agustín Paviolo, Mario S. Di Bitetti
Instituto de Biología Subtropical (IBS), Universidad Nacional de Misiones (CONICET)
10. Agustín Paviolo, Mario S. Di Bitetti
Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Bertoni 85, 3370
Puerto Iguazú, Misiones, Argentina
11. Mario S. Di Bitetti
Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones, Bertoni 124, 3380
Eldorado, Argentina
12. Leandro Moraes Scoss
Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network, Terrestrial Vertebrate, Site Rio
Doce, Bicho do Mato Instituto de Pesquisa, Avenida Cônsul Antônio Cadar, 600, Belo
Horizonte, MG, 30360-082, Brasil
13. Fabiana Lopes Rocha
Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Monitoramento Ambiental, Campus IV, Rio Tinto, PB, 58297-000, Brasil
14. Roberto Fusco-Costa
Instituto de Pesquisas Cananéia (IPEC), Rua Tristão Lobo, nº 199, Cananéia, SP, 11990-000,
Brasil
15. Clarissa Alves da Rosa
Instituto Alto Montana da Serra Fina, BR 354, Km 768, Bairro Engenho de Serra, Itamonte,
MG, 37466-000, Brasil
16. Marina Xavier da Silva
Projeto Carnívoros do Iguaçu, Parque Nacional do Iguaçu, Br 469, Km 22.5, Foz do Iguaçu,
PR, 85851-970, Brasil

Abstract:

Our understanding of mammal ecology has always been hindered by the difficulties of observing species in closed tropical forests. Camera trapping has become a major advance for monitoring terrestrial mammals in biodiversity rich ecosystems. Here we compiled one of the largest datasets of inventories of terrestrial mammal communities for the Neotropical region based on camera trapping studies. The dataset comprises 170 surveys of medium to large terrestrial mammals using camera traps conducted in 144 areas by 74 studies, covering six vegetation types of tropical and subtropical Atlantic Forest of South America (Brazil and Argentina), and present data on species composition and richness. The complete dataset comprises 53,438 independent records of 83 species of mammals, includes 10 species of marsupials, 15 rodents, 20 carnivores, 8 ungulates and 6 armadillos. Species richness averaged 13 species (± 6.07 SD) per site. Only six species occurred in more than 50% of the sites: the domestic dog *Canis familiaris*, crab-eating fox *Cerdocyon thous*, tayra *Eira barbara*, south American coati *Nasua nasua*, crab-eating raccoon *Procyon cancrivorus* and the nine-banded armadillo *Dasypus novemcinctus*. The information contained in this dataset can be used to understand macroecological patterns of biodiversity, community, and population structure, but also to evaluate the ecological consequences of fragmentation, defaunation, and trophic interactions.

D. Key words: Atlantic Forest, forest fragmentation, camera traps, neotropical mammals, biodiversity hotspot, mammal communities, invasive species

E. Description: The dataset combines 53,438 independent records of 83 species of medium to large terrestrial mammals from 170 surveys using camera traps conducted in 144 areas by 74 studies. We used data exclusively from camera trap surveys as they are ideal to record communities of terrestrial mammals, not selecting a specific group and photographing most species that cross in front of them. For this reason, it is considered the most reliable tool to register the occurrence and ecology of medium to large terrestrial mammals in tropical forests (Tobler et al. 2008a). In addition, it reduces our bias of detecting or missing species when compared with human direct surveys, such as line transect census and track surveys (Silveira et al. 2003). The dataset is restricted to the Atlantic Forest hotspot (Fig. 1).

For the general data analysis, we considered only species that were the focus of the included studies, medium to large terrestrial mammals, and excluded records considered opportunistic (such as birds, bats, primates, and small mammals). However, we kept the full records of all mammalian species in the database. Specifically, we only evaluated 47 species, from 36 genera, 17 families and 8 orders – hereafter, filtered dataset (Fig. 2). The full dataset has 10 orders, 28 families, 58 genera, and 83 species, of which 10% are classified as Vulnerable (VU) by IUCN, 61% are Least Concern (LC), 2% are Critically Endangered (CR), and 5% are invasive. Both species with CR status are primates (the muriqui *Brachyteles hypoxanthus*, and the buff-headed capuchin *Sapajus xanthosternos*). From the filtered dataset, seven species are classified as Vulnerable (Brazilian dwarf brocket *Mazama nana*, white-lipped peccary *Tayassu pecari*, southern tiger cat *Leopardus guttulus*, giant armadillo *Priodontes maximus*, lowland tapir *Tapirus terrestris*, giant anteater *Myrmecophaga tridactyla*, bristle-spined rat *Chaetomys subspinosus*) and five are Near Threatened (maned wolf *Chrysocyon brachyurus*, bush dog *Speothos venaticus*, margay *Leopardus wiedii*, jaguar *Panthera onca* and the neotropical otter *Lontra longicaudis*) (Fig. 3).

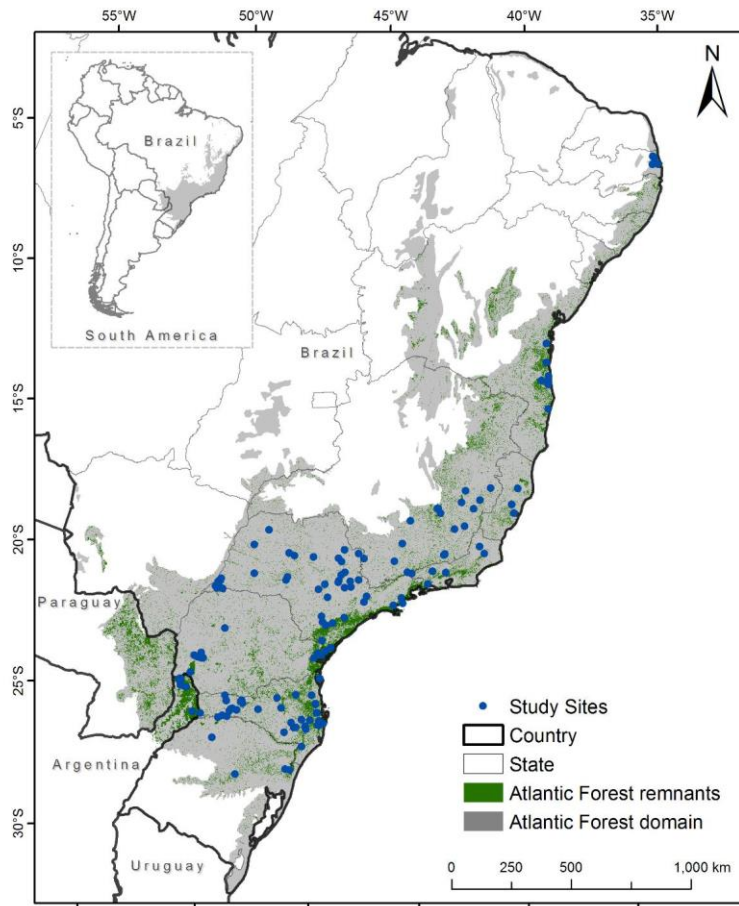


Fig. 1. Distribution of the camera trap surveys of medium and large terrestrial mammal communities within the Atlantic Forest extent. Gray shows the Atlantic Forest extent with remaining forest patches in green (*sensu* Ribeiro et al. 2009). Blue dots show the geographic locations of studies.

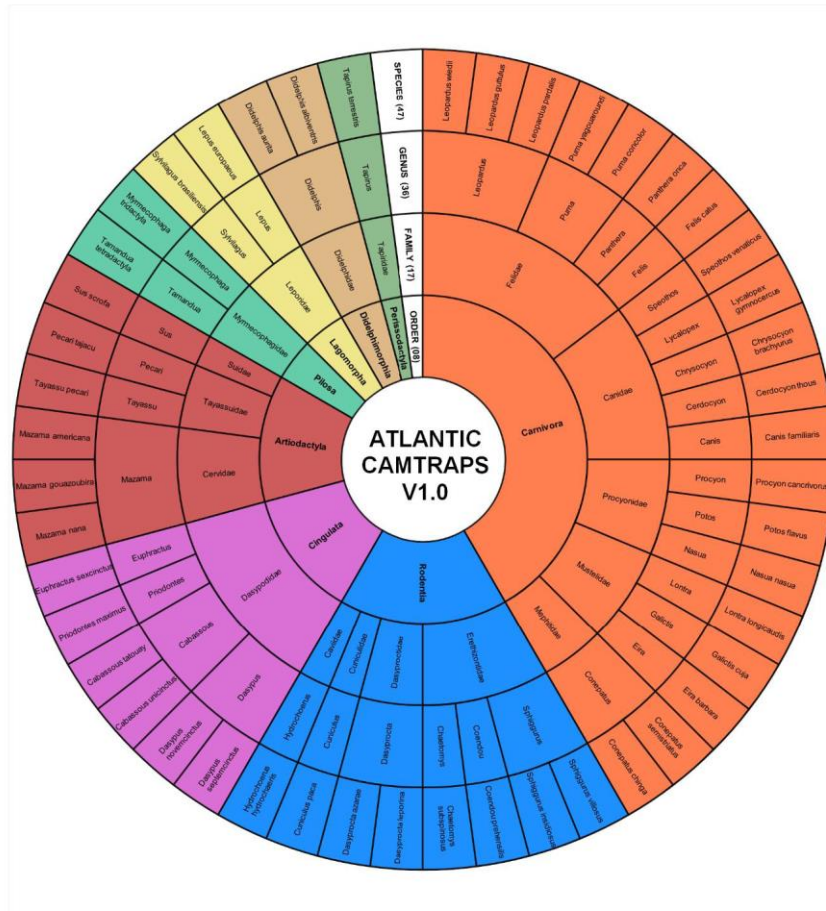


Fig. 2. Taxonomic information levels of medium and large terrestrial mammal species recorded in camera trap surveys within the Atlantic Forest. Only species considered well detected by camera traps are listed. From the 83 species reported in the database, 8 are not listed because the identification is at genera level. Another 28 species are not listed because they were considered opportunistic records of species not usually detected by camera traps (primates, bats, small rodents, and small marsupials).

The most frequent species were the nine-banded armadillo *Dasypus novemcinctus*, the south American coati *Nasua nasua*, and the crab-eating fox *Cerdocyon thous*, occurring in 79, 69, and 58% of all sites, respectively (Fig. 3). Species richness averaged 13 species (± 6.07 SD) per site (Fig. 4). Five species occurred in more than 50% of the sites: the domestic dog *Canis familiaris*, crab-eating fox *Cerdocyon thous*, tayra *Eira barbara*, south American coati *Nasua nasua*, crab-

eating raccoon *Procyon cancrivorus*, and the nine-banded armadillo *Dasyus novemcinctus* (Fig. 3). From the full dataset, in the 144 sites, we had 16 species as singletons (i.e. species recorded in only one site). However, in our filtered dataset we had just two singletons: southern naked-tailed armadillo *Cabassous unicinctus* and giant armadillo *Priodontes maximus* (Fig. 3). From all the records, the most frequent species was the Brazilian common opossum *Didelphis aurita* with 1,283 records in a single site. This species alone is represented 10% of overall survey records (2,637 of 25,535), only considering studies that use a minimum one hour interval among records of the same species to allow comparison ($N = 71$). Among invasive species, the domestic dog was recorded in 56% of the sites and wild boars (*Sus scrofa*) in 16%.

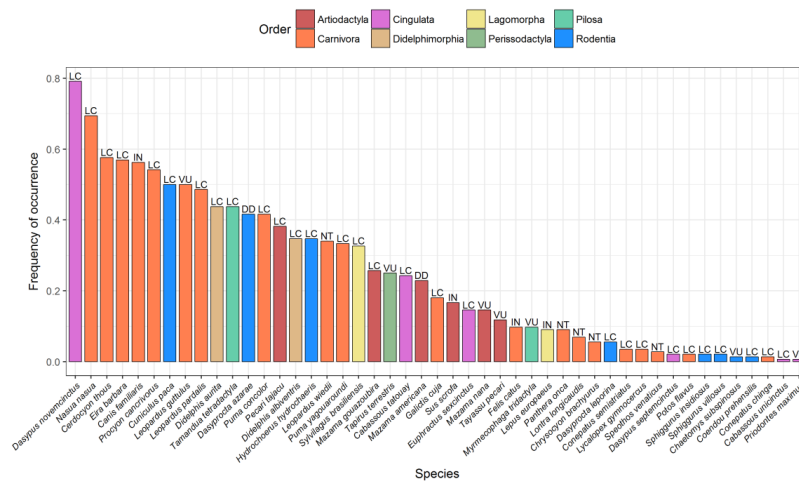


Fig. 3. Distribution of frequencies of occurrence of the main species evaluated in ATLANTIC-CAMTRAPS, and their status in the 2017 IUCN Red list of threatened species. LC = least concern, NT = near threatened, VU = vulnerable, EN = endangered, CR = critically endangered, DD = data deficient, and IN = invasive species (not an IUCN category).

Survey site altitude varied from sea level to 2,791 m (Parque Nacional do Itatiaia) and 67% were conducted in protected areas, adequately representing the broad altitudinal variation of Atlantic forests. On average the surveys used 12 (± 12.76 SD) camera traps. As many studies reported that they moved camera traps during the same survey, the average number of sampling points was 16 (± 20.77 SD). Distance between sampling stations varied from 100 to 7,192 m. Sampling effort per time, or trap/days, given by the number of survey days multiplied by the number of sampling points, is one of the main factors determining survey success and the number of recorded species (Srbek-Araujo and Chiarello 2007, Tobler et al. 2008a). This pattern was also detected in our dataset, as species richness showed to be correlated to sampling effort (adjusted $R^2 = 0.51$, slope = 8.18 ± 0.66 SE, $df = 142$, $p < 0.001$, Fig. 5). The average effort among studies was 1,185 trap/days (min 40 – max 9,078). The median effort (450 trap/days) is considered adequate

to obtain records from the most common species, while a minimum of 900 trap/days would be needed to detect local species efficiently (Tobler et al. 2008b, Si et al. 2014).

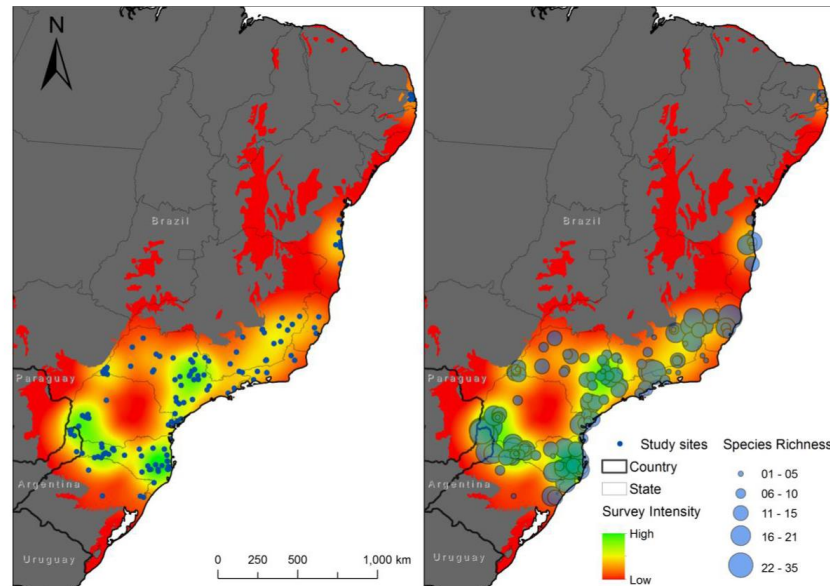


Fig. 4. Distribution of taxonomic richness and sampling effort across Atlantic Forest sites where camera traps were used for sampling of medium and large terrestrial mammal species. Opportunistic records (see the text) were removed from this analysis.

Some species can spend several minutes in front of a sampling station and trigger the sensor several times. The same individuals of a given species can also cross at the same sampling station many times in a short period. Also, species that present social behavior such as peccaries and coatis may highly increase the total number of records. To minimize these sources of bias, researchers establish a time interval among consecutive records to determine independence. Most surveys reported one hour minimum interval (42%), while 41 (24%) considered a 24-hour interval as an independent record. Other criteria were: 30 min (7%), 5 min (2%), and 30 seconds (1%). The remaining 24% of studies did not describe any criteria or reported only the total number of records. Only 18% reported having used any kind of baiting to increase detection probability.

In Brazil, most surveys were carried out in São Paulo state (27%) followed by Santa Catarina (21%) and Minas Gerais (18%) states. In Argentina, the surveys are concentrated in Misiones province, the southwestern limit of the Atlantic Forest. Several surveys from this region are raw data from a long term participatory network for carnivore monitoring promoted by Argentine researchers (De Angelo et al. 2011). No surveys in the Atlantic Forest of Paraguay were found during our data compilation process.

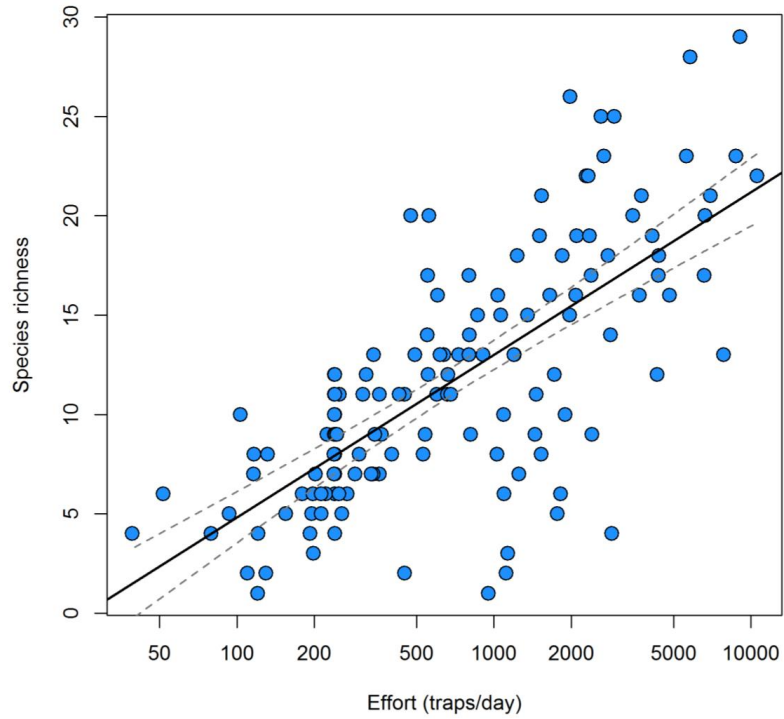


Fig. 5. Positive effect of sampling effort on observed taxonomic richness of ATLANTIC-CAMTRAPS database. Predictor of linear regression was log transformed (adjusted $R^2= 0.51$, slope= 8.18 ± 0.66 SE, $df=142$, $p<0.001$). Gray dashed lines represent 95% confidence intervals of predicted values.

CLASS II. RESEARCH ORIGIN DESCRIPTORS

A. Overall project description

Identity: A database integrating information medium to large terrestrial mammals from camera trap studies in the Atlantic Forest hotspot.

Period of study: Raw data range from 1999-2017.

Objectives: Our main goals in compiling this dataset were: (1) to summarize information on camera trap inventories conducted in the Atlantic Forest hotspot, (2) to make available data restricted to research groups and/or usually available only to Portuguese and Spanish speakers, and (3) to describe the major patterns in the studies and identify gaps of knowledge and information to guide future sampling and conservation efforts. This dataset follows the ATLANTIC biodiversity series, an effort to compile biodiversity information for the Atlantic Forest (e.g. Bello et al. 2017, Bovendorp et al. 2017)

Abstract: Same as above.

Sources of funding: MLLP, SMCC, ACM and EVM studies were funded by Panthera Foundation and Instituto Pró-Carnívoros. CAR studies were funded by the Tropical Forest Conservation Act – TFCA/FUNBIO. RFC and CRB studies were funded by Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza; AGC, AMOP, RLM and APP were supported by CNPq, CAPES and FAPEMIG. CRB were granted with CNPq Scholarships, also ALR (153423/2016-1); AP, CA, PC and VQ studies were supported by CONICET, WWF, Fundación Vida Silvestre Argentina, The Rufford Foundation and WCS. MX were supported by Belmont Hotel. MB studies were funded by CONICET, Argentina (PIP nº 112 201101 00616); UCAR, Ministerio de Agroindustria, Argentina - PIA 10102/ 2011; Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación Tecnológica, Argentina - PICT 2013 nº 1904. LS, FFK, AVN and GML surveys were funded by Conservation International, TEAM Network, Gordon and Betty Moore Foundation and Instituto Estadual de Florestas-MG. AVN were associated with Museu de Zoologia João Moojen. PCE, FLR, MDGB and ACFA were funded by Rufford Foundation (Project 20950-1), Idea Wild, Rede BioM.A. Inventários (PPBIO Mata Atlântica/CNPq proc.: 457524/2012-0). MCR, MG, GB were funded by São Paulo Research Foundation FAPESP (Proc 2013/50421-2; 2014/01986-0; 2014/23095-0), as was RLM (Proc 2015/17739-4). FL and LC studies were funded by Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, The Scott Neotropical Fund of the Lincoln Park Zoological Society, The Species Survival Fund from Wildlife Trust, IdeaWild Grant Program, WWF/US, WWF-EFN Scholarship Program, DICE Small Grant Program, The Liz Claiborne Art Ortenberg Foundation, The Ashoka Foundation, Conservation, Food and Health Foundation, 100% Fund from Fauna and Flora International, The Woodland Park Zoo, The Whitley Awards, The Rolex Awards, Durrell Wildlife Conservation Trust, The Rufford Small Grants Program and Ridgeway Trust. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) provided support during ACFA MSc., LC, MGB and FL PhD, and FLR PNPd fellowship. LC, FL, and MLLP received financial support from 2012 – 2015 for data management, curation and analysis from Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – Tropical Forest Conservation Act agreement (FUNBio/TFCA). FL and LC were supported by CTG-Brasil. AGC, MG and MCR receive a research fellowship from CNPq. MEG studies were funded by Conservação Internacional do Brasil, CNPq and Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI). The funders above had no role in the study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

12

Site description: Originally, the Atlantic Forest comprised a continuous forest of 150 million ha of evergreen and seasonally-dry forests ranging across a latitudinal gradient of over 3,300 km of the Brazilian Atlantic coast, with extensions in Paraguay and Argentina (Galindo-Leal and Câmara 2003, Tabarelli et al. 2010). The Atlantic Forest is divided into eight biogeographic sub regions, based on endemic species distribution, varying in altitude from sea level to 2,700 m above sea level and annual precipitation up to 4,000 mm/year (Câmara 2003, Silva and Casteleti 2003, Ribeiro et al. 2009).

The Atlantic Forest of South America supports up to 8% of the world's species and has one of the highest rates of endemism in the world (Myers et al. 2000). At least 15,519 plant species (3,343 trees) (Zappi et al. 2015), 891 bird species (Lima 2014), 543 amphibians (Haddad et al. 2013), 200 reptiles (Bérnils and Costa 2015), 350 fishes (MMA 2010), and 298 mammals (Paglia et al. 2012), including 22 species of marsupials (Paglia et al. 2012), and 105 species of rodents (Patton et al. 2015) are known from this ecoregion. The latest national evaluation classified 598 species as threatened in the ecoregion, and 428 of these are endemic (ICMBio 2016).

Its spatial distribution along the Brazilian coast exposed the Atlantic Forest to an intense process of territorial occupation in the past 300 years (Dean 1996). Currently, 88% of its extent has been lost and the remains are divided in more than 200,000 forest fragments (Ribeiro et al. 2009). Nearly 93% of the remaining forest is within one kilometer of a forest edge, and 12 km is the maximum distance from remnants to any non-forested area (Ribeiro et al. 2009, Haddad et al. 2015). Therefore, the Atlantic Forest is among the most threatened of tropical forests, and it draws a high conservation concern due to its high concentration of endemic and small-ranged species (Jenkins et al. 2015).

A major consequence of habitat loss and deterioration is the loss of sensitive species (i.e., rare and with low growth rate), particularly the losses of large vertebrates (Jorge et al. 2013, Kosydar et al. 2014a, Galetti et al. 2016a). Among the myriad causes of defaunation, poaching can be considered the main direct threat for medium and large mammals in the remaining forest fragments (Cullen et al. 2000, Canale et al. 2012, Kosydar et al. 2014b, Galetti et al. 2016a). Although 88% of the forest cover has been lost, there are no documented extinction of mammal in the last 500 years (Paglia et al. 2012). A few endangered species have recovered after major management and conservation interventions (e.g. the golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia*) (Johnson et al. 2017).

Data compilation: We obtained data from three main sources: (i) literature search using Google Scholar, Web of Science, Scielo, Scopus, JStore, and ResearchGate, (ii) data mining on gray literature to look for reports, reserve management plans, monographs, unpublished theses, and dissertations, and (iii) contacts with individuals and organizations known to have conducted camera trap surveys in the Atlantic Forest, inviting them to contribute.

Research Methods: We divided data acquisition in three stages. First, we conducted a literature search using Google Scholar, Web of Science, Scielo, Scopus, JStore, and ResearchGate. Second, we conducted data mining on gray literature, applying the same keywords to look reports, reserves management plans, monographs, unpublished theses, and dissertations.

Even with the increase in scale and popularity of studies using camera traps over the last decade, there is no standard data, metadata, and protocols (Forrester et al. 2016). In order to aggregate data from such a variety of sources, we divided camera trap data in five groups of information: 1) the "study" is a survey or scientific study conducted within a defined location and timeframe; 2) the "location" is a group of general descriptive spatial information, associated with a

geographic coordinate of the forest patch(es) or region where the study were conducted; 3) the “survey” is a group of general information that describes the methods, equipment, and protocols used in the study, as well as its timeframe; 4) the “record” contains information associating each record to a species detected during the study as well as number of records or presence/absence data; and 5) the “species” data with taxonomic information of species detected during the study. We organized these groups of information in a relational database structure in Microsoft Access – version 2007-2016 (Fig. 6). For each group of information, we standardized and converted data to fit the dataset structure (Tables 02 to 06). Using this approach we gathered data from Cerveira 2005, Alves and Andriolo 2005, Srbek-Araujo and Chiarello 2005, 2013, Rezini 2007, Kasper et al. 2007, Diniz 2008, Barros 2008, Modesto et al. 2008b, 2008a, Lyra-Jorge et al. 2008, Prado et al. 2008, 2014, Paviolo et al. 2008, 2016, Alves 2009, Lima 2009, 2012, Bastos Neto et al. 2009, Silva and Passamani 2009, Goulart et al. 2009, Abreu Júnior and Köhler 2009, Esteves 2010, Kuhnen 2010, Tonini et al. 2010, de Oliveira 2011, Marques et al. 2011, Norris et al. 2011, Cherem et al. 2011, Espartosa et al. 2011, Falcão et al. 2012, Hortenci 2012, Melo et al. 2012, Motta Lessa 2012, Penido and Zanzini 2012, Paschoal et al. 2012, Nunes et al. 2012, 2013, Cassano et al. 2012, 2014, Brocardo et al. 2012, 2013, de Carvalho et al. 2013, Gomes Albuquerque et al. 2013, Kionka 2013, Pazio 2013, Bogoni et al. 2013, 2016, Carvalho et al. 2013, Costa 2014, Gatti et al. 2014, Soares et al. 2014, Tortato et al. 2014, Talamoni et al. 2014, Rocha-Mendes et al. 2015, Beca et al. 2017.

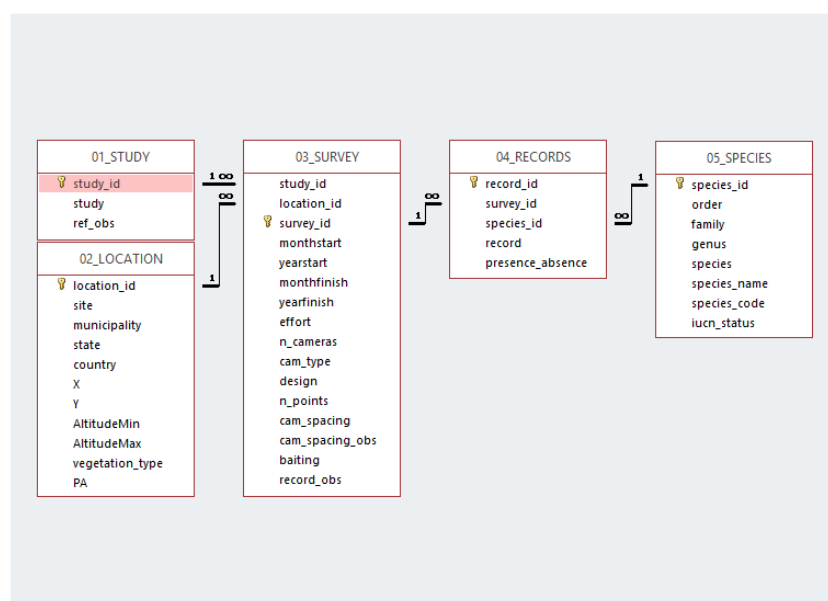


Fig. 6 Standardized layout of the database ATLANTIC-CAMTRAPS. Guideline to the correlational structure in order to inform how the database is organized.

After the definition of the database structure and organization of the literature data resulting from the two stages of data mining, we observed several spatial gaps of information, that is although the search in the literature did not reveal the presence of studies, we knew that some regions had already been sampled by research groups. Finally, to fill these gaps, as a third stage of data acquisition, we contacted several individuals and organizations known to have conducted camera trap surveys in the Atlantic Forest, inviting them to contribute.

For each survey, when described otherwise (e.g., trap/hour), we converted the effort to trap/day (number of sampling stations * sampling period). We converted latitudes and longitudes to Geographic Coordinate System WGS 84. Survey sites from the literature were checked and adjusted one by one using Google Earth and we extracted the vegetation type using the classes described in Ribeiro et al. (2009). We standardized the taxonomy of medium to large terrestrial mammals using the Taxize package in R environment (Chamberlain and Szöcs 2013, R Core Team 2016). We used the same package to access species status under the IUCN Red List of Threatened Species, and later verified it on the IUCN website (IUCN 2016). We also added the category IN as a reference to invasive species and feral domestic animals detected in the surveys (i.e. *Sus scrofa*, *Felis catus*, *Canis familiaris*, *Lepus europaeus*). We did not exclude these species because of their high detectability in camera trap studies and because they present feral populations and may have a high impact on the community and disease transmission (Galetti and Sazima 2006, Pedrosa et al. 2015, Paschoal et al. 2016, Galetti et al. 2016b). However, we excluded cattle, horses, and goats, since their presence and absence are related to management and they do not represent feral populations in the Atlantic Forest.

The placement of camera traps near the ground favors terrestrial and scansorial species, thus not being appropriate to register other groups of mammals (Srbek-Araujo and Chiarello 2005). Nevertheless, many studies report opportunistic records of small rodents, primates, and even bats. For the general data description presented here we excluded records considered opportunistic, but kept the records in the database. The species excluded are presented in Table 1. We also excluded records of genera without a species identification: *Mazama* sp., *Leopardus* sp., *Cabassous* sp., *Dasyopus* sp., *Didelphis* sp., *Marmosops* sp., *Cavia* sp., *Dasyprocta* sp., and *Trinomys* sp.

To define Atlantic Forest boundaries, we merged available geographic information from widely used limits along an area that comprises more than 2 million km²: the Brazilian limit provided by government Institutes (IBGE 2004), the limit provided by the Atlantic Forest Law website (MMA 2006), the one available at Ribeiro et al. (2009), and the shapefile reported in Olson et al. (2001) where the categories Atlantic forests and Atlantic dry forests are represented inside and outside Brazil.

Taxonomy and systematics: We standardized up to date taxonomy of medium to large terrestrial mammals using the Taxize package in R environment (Chamberlain and Szöcs 2013, R Core Team 2016). We used the same package to access species status under the IUCN Red List of Threatened Species, and later verified it on the IUCN website (IUCN 2016).

C. Data limitations and potential enhancements:

We recognize that documenting all species of terrestrial mammals present in megadiverse ecosystems depends on sampling effort, microhabitats sampled, and detectability of each species (Tobler et al. 2008a). Several species occur along water bodies (e.g., *Cuniculus paca*,

Hydrochoerus hydrochaeris, *Lontra longicaudis*) and may not be recorded if this microhabitat is not sampled (Beca et al. 2017). Sampling along roads and large trails can also affect detectability and the species recorded (Harmsen et al. 2010, Bitetti et al. 2014). Some species are too rare (e.g. *Panthera onca*, *Speothos venaticus*) or move too fast (*Galictis* spp.) and require intensive sampling (Fusco-Costa and Ingberman 2013).

Although this dataset comprises only studies that used camera trapping, most surveys are heterogeneous, with sampling design and efforts highly variable, precluding a more comprehensive diagnosis of diversity throughout the Atlantic Forest. Effort alone has a relevant influence on species richness (adjusted $R^2= 0.51$, slope= 8.18 ± 0.66 SE, $df=142$, $p<0.001$; Fig. 5). Different equipment may influence the capture success of species (Tobler et al. 2008). The use of baits, despite not used in most studies, may also introduce bias in the results. Baits used to improve predator detection have been reported to repel some prey species (Rocha et al. 2016). In addition, the sampling effort length of studies is highly variable, and all them are limited to an 18-year timeframe with most areas sampled only once, limiting the ability to detect long-term population trends.

Another consistent limitation is the uneven sampling throughout the Atlantic Forest, with very few studies in the fragmented forest in north-east of Brazil and none in Paraguay (Fig. 4). The general spatial pattern of survey intensity is biased towards economically developed regions, protected areas, and with close proximity to large cities and universities. It is important to mention that, despite representing the general pattern of survey intensity along the Atlantic Forest, likely not all studies are included here. The data mining process may have overlooked some studies. Also, a few invited research groups and individuals declined to collaborate with unpublished data. Some bioregions where we expect to find highly endemic species were not sampled (e.g. Brejos de Altitude, Ceará). Another limitation is in species identification of some groups (e.g. *Leopardus*, *Mazama*) where more than one species in the same genera can occur and good photography is needed to identify the correct species.

Despite these limitations, these data represent a massive effort by biologists and ecologists working in this biodiversity hotspot. Collectively, it represents the largest available dataset of the communities of medium and large mammals in tropical and subtropical forests. The results from this dataset can detect gaps to improve the sampling of terrestrial mammals, help identify priority areas for conserving endangered species and populations, aid in understanding community composition and potential trophic cascades mediated by mammals (Jorge et al. 2013), and help to understand the impact and occurrence of invasive species (Pedrosa et al. 2015, da Rosa et al. 2017).

CLASS III. DATA SET STATUS AND ACCESSIBILITY

A. Status

Latest update: May 2017

Latest archive date: May 2017

Metadata status: Last updated May 2017, version submitted

Data verification: We verified the data at distinct levels. We converted all latitudes and longitudes to Geographic Coordinate System WGS 84, and checked and adjusted one by one when necessary using Google Earth. We searched for extreme values, transcription errors, and excluded all diacritic marks to avoid encoding problems. See Research Methods section for further details.

B. Accessibility

Storage location and medium: In addition to Ecological Society of America Data Registry, our dataset will also be available in MySQL format at <http://www.leec.eco.br/data.html> (Spatial Ecology and Conservation Lab repository).

Contact person(s): Fernando Lima (pardalimitis@gmail.com), Mauro Galetti (mgaletti@rc.unesp.br), Milton Cezar Ribeiro (mcr@rc.unesp.br)

Copyright restrictions: None

Proprietary restrictions: Please cite this data paper if the data are used in publications. We intend to keep it up to date as novel studies become available (server link above).

Costs: None

CLASS IV. Data structural descriptors

A. Data set file

- Identity:**
- (1) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_STUDY.csv
 - (2) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_LOCATION.csv
 - (3) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SURVEY.csv
 - (4) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_RECORDS.csv
 - (5) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SPECIES.csv

- Size:**
- (1) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_STUDY.csv, 74 studies, 16 KB;
 - (2) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_LOCATION.csv, 144 communities, 20 KB;
 - (3) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SURVEY.csv, 170 surveys, 28 KB;
 - (4) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_RECORDS.csv, 14.110 entries, 452 KB;
 - (5) ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SPECIES.csv, 83 species, 8 KB.

Format and storage mode: available as comma-separated values (*.csv), and stored in a relational Microsoft Access database (*.accdb)

Alphanumeric attributes: Mixed

Data anomalies: If no information is available for a given record the field is empty.

TABLES

Table 1. Species detected in camera trap surveys in Atlantic Forest considered opportunistic records. These species were not accounted in data description, but the records are kept in the database.

ORDER	FAMILY	GENUS	SPECIES	IUCN STATUS	
Artiodactyla	Bovidae	Bos	<i>Bos taurus</i>	-	
Chiroptera	Phyllostomidae	Sturnira	<i>Sturnira lilium</i>	LC	
Didelphimorphia	Didelphidae	Gracilinanus	<i>Gracilinanus agilis</i>	LC	
			<i>Gracilinanus microtarsus</i>	LC	
		Marmosa	<i>Marmosa murina</i>	LC	
		Marmosops	<i>Marmosops incanus</i>	LC	
		Metachirus	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	LC	
		Monodelphis	<i>Monodelphis scalops</i>	LC	
		Philander	<i>Philander frenatus</i>	LC	
		<i>Philander opossum</i>	LC		
Pilosa	Bradypodidae	Bradypus	<i>Bradypus torquatus</i>	VU	
Primates	Atelidae	Alouatta	<i>Alouatta caraya</i>	LC	
			<i>Alouatta guariba</i>	LC	
		Brachyteles	<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	CR	
	Callitrichidae	Callithrix		<i>Callithrix geoffroyi</i>	LC
				<i>Callithrix kuhlii</i>	NT
				<i>Callithrix penicillata</i>	LC
		Leontopithecus	<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	EN	
	Cebidae	Sapajus		<i>Sapajus nigritus</i>	NT
				<i>Sapajus xanthosternos</i>	CR
	Pitheciidae	Callicebus	<i>Callicebus melanachir</i>	VU	
Rodentia	Cricetidae	Juliomys	<i>Juliomys pictipes</i>	LC	
		Nectomys	<i>Nectomys squamipes</i>	LC	
		Sooretamys	<i>Sooretamys angouya</i>	LC	
	Echimyidae	Trinomys		<i>Trinomys dimidiatus</i>	LC
				<i>Trinomys iheringi</i>	LC
	Myocastoridae	Myocastor	<i>Myocastor coypus</i>	LC	
	Sciuridae	Sciurus	<i>Sciurus aestuans</i>	LC	

Table 2. Studies information: Description of the fields related with the study sites information – file ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_STUDY.csv

FIELD	DESCRIPTION	LEVELS	EXAMPLE
study_id	Identification code for each study	1001 - 1074	1001
study	Citation of the study		Lima, F., C.N. Jenkins and R. Muylaert. 2017. Do ewoks live in the Atlantic Forest? A study case in southeastern Brazil. <i>Ridiculous Mammal Ecology</i> 10:67–76.
ref_obs	Any observation regarding the study		Valar Morghulis – Valar Dohaeris

Table 3. Location information: Description of the fields related with the location of each study sites – file ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_LOCATION.csv

FIELD	DESCRIPTION	LEVELS	EXAMPLE
location_id	Identification code for the location of the study	1001 – 1144	1001
site	Local name of the study area		Estacao Ecologica Mico-leao-preto Tucano
municipality	Municipality of the study		Euclides da Cunha
state	State or province of the study		Sao Paulo
country	Name of the country		Brazil
X	Longitude in decimal degrees (GCS - WGS 84)		-52,46820
Y	Latitude in decimal degrees (GCS - WGS 84)		-22,48010
altitudeMin	Minimum altitude of study area when described	0 – 1450	0
altitudeMax	Maximum altitude of study area when described	20 – 2791	20
vegetation_type	Atlantic Forest Vegetation type according to Ribeiro et al. (2009)	Deciduous Forest Dense Ombrophilous Forest Mixed Ombrophilous Forest Semideciduous Forest Steppe	Deciduous Forest
PA	If the study or part of it was conducted in a protected area	yes - no (y - n)	Y

Table 4. Survey information: Description of the fields related with each survey – file ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SURVEY.csv

FIELD	DESCRIPTION	LEVELS	EXAMPLE
study_id	Identification code for each study (one-to-many relationship link to STUDY Table)	1001 – 1074	1001
location_id	Identification code for the location of the study (one-to-many relationship link to LOCATION Table)	1001 – 1144	1001
survey_id	Identification code for each survey	1001 – 1170	1001
monthstart	month of the start of the survey	01 – 12	10
yearstart	year of the start of the survey	1999 – 2017	2016
monthfinish	month of the end of the survey	01 – 12	10
yearfinish	year of the end of the survey	2002 – 2017	2017
Effort	Sampling Effort: number of sampling stations * sampling period (trap-days)	35 - 9078	500
n_cameras	Number of camera traps used in the study	01 - 72	50
cam_type	Type or brand of camera traps used		LeafRiver
design	Protocol used to distribute sampling points	grid, transect, points (opportunistic)	Grid
n_points	Number of sample points	01 - 184	50
cam_spacing	Average distance between sample points	100 - 7192	500
cam_spacing_obs	Observation about camera trap spacing		min 1000; max 01500
baiting	If any kind of baiting was used in the survey	yes - no (y - n)	y
records_obs	Observation about records. Independence among records criteria		independent record = 24 hour interval

Table 5. Records information: Description of the fields related with the records of medium and large terrestrial mammal each survey – file ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_RECORDS.csv

FIELD	DESCRIPTION	LEVELS	EXAMPLE
record_id	Identification code for each record	10001 - 14110	10001
survey_id	Identification code for each survey (one-to-many relationship link to SURVEY Table)	1001 - 1170	1001
species_id	Identification code for each survey (one-to-many relationship link to SPECIES Table)	1001 - 1083	1001
species_code	Code is the first four letters of the genus followed by the first four letters of the species scientific name		Leop_pard
record	Number of records of each species during the survey	1 - 14110	55
presence_absence	presence-absence data of species (1-0)	1 0	1

Table 6. Species information: Description of the fields related with the species of medium and large terrestrial mammal detected by camera traps in each survey – file ATLANTIC_CAMTRAPS_1-0_SPECIES.csv

FIELD	DESCRIPTION	LEVELS	EXAMPLE
species_id	Identification code for each species (one-to-many relationship link to SPECIES Table)	1001 - 1083	1001
order	Order of the species	Artiodactyla Chiroptera Carnivora Cingulata Didelphimorphia Lagomorpha Perissodactyla Pilosa Primates Rodentia	Carnivora
family	Family of the species		Felidae
genus	Genus of the species		Leopardus
species	Species name		pardalis
species_name	Scientific name of the species		Leopardus pardalis
species_code	Code composed by 4 characters of species genus followed by 4 characters for species scientific name		Leop_pard
iucn_status	IUCN status of the species (accessed April 2017). Critically endangered (CR), Data Deficient (DD), Endangered (EN), Least Concern (LC), Near Threatened (NT), Vulnerable (VU), Invasive (IN)	CR DD EN LC NT VU IN	LC
records (survey_id)	Each of the next columns are named with a code from survey_id (one-to-one relationship link to SURVEY table). Data in these columns correspond to the number of records of each species during the survey. In presence/absence surveys records are filled as "y"	1 - ... Or "y"	55

ACKNOWLEDGMENTS: We thank Fundação José Pedro de Oliveira for sending information from Mata de Santa Genebra. We also thank to Renato Rizzaro owner of Reserva Particular do Patrimônio Natural Rio das Furnas, who kindly permitted data from this area to be used. We thank Viviane Brito for data organization services. To Carolina Bello and the ATLANTIC team, thanks for the invaluable help with programming and your many valuable insights. We also thank Denis Sana, Kauê Abreu, Fred Lemos, Fernanda Azevedo, Fabiano Melo and Analice Calaça who were readily available to contribute with their datasets, even if it was not possible to include them at the end. This work is dedicated to those who spent weeks – often months – struggling in the jungles in order to bring light on medium and large terrestrial mammal ecology. Valar Dohaeris!

Literature cited

- Abreu Júnior, E. F. De, and A. Köhler. 2009. Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da UNISC, RS, Brasil. *Biota Neotropica* 9:169–174.
- Ahumada, J. A., J. Hurtado, and D. Lizcano. 2013. Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE* 8:e73707.
- Alves, L. C. P. D. S., and A. Andriolo. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. *Revista Brasileira de Zoociências* 7:231–246.
- Alves, T. R. 2009. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico vegetacional na fazenda experimental Edgárdia, UNESP, Botucatu/SP. Dissertação de Mestrado. UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO,” Botucatu, São Paulo.
- De Angelo, C., A. Paviolo, D. Rode, L. Cullen, D. Sana, K. C. Abreu, M. Xavier da Silva, A.-S. Bertrand, T. Haag, F. Lima, A. R. Rinaldi, S. Fernández, F. Ramírez, M. Velázquez, C. Corio, E. Hasson, and M. S. Di Bitetti. 2011. Participatory networks for large-scale monitoring of large carnivores: pumas and jaguars of the Upper Paraná Atlantic Forest. *Oryx* 45:534–545.
- Barros, R. S. M. 2008. Levantamento e estimativas populacionais de mamíferos de médio e grande porte num fragmento de mata atlântica em área urbana no sudeste do Brasil. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais.
- Bastos Neto, O. J. R., E. G. de Oliveira, D. P. de Souza, B. F. Mello, T. O. Simoes Amorim, K. C. Pedretti Gomes, and A. Andriolo. 2009. Mammals of particular periurban forest fragment in Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências*.
- Beca, G., M. H. Vancine, C. S. Carvalho, F. Pedrosa, R. S. C. Alves, D. Buscariol, C. A. Peres, M. C. Ribeiro, and M. Galetti. 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*.
- Bello, C., M. Galetti, D. Montan, M. A. Pizo, T. C. Mariguela, L. Culot, F. Bufalo, F. Labecca, F. Pedrosa, R. Constantini, C. Emer, W. R. Silva, F. R. da Silva, O. Ovaskainen, and P. Jordano. 2017. ATLANTIC-FRUGIVORY: A plant-frugivore interaction dataset for the Atlantic Forest. *Ecology*:1–49.

- Bérnils, R. S., and H. C. Costa. 2015. Répteis brasileiros: lista de espécies. *Herpetologia Brasileira*.
- Bitetti, M. S. Di, A. Paviolo, and C. De Angelo. 2014. Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. *Mastozoología Neotropical* 21:37–46.
- Bogoni, J. A., T. C. Bogoni, M. E. Graipel, and J. R. Marinho. 2013. The Influence of Landscape and Microhabitat on the Diversity of Large- and Medium-Sized Mammals in Atlantic Forest Remnants in a Matrix of Agroecosystem and Silviculture. *ISRN Forestry* 2013:1–13.
- Bogoni, J. A., J. J. Cherem, E. L. Hettwer Giehl, L. G. Oliveira-Santos, P. V. de Castilho, V. Picinatto Filho, F. M. Fantacini, M. A. Tortato, M. R. Luiz, R. Rizzaro, and M. E. Graipel. 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 97:713–725.
- Bovendorp, R. S., N. Villar, E. F. de Abreu-Junior, C. Bello, A. L. Regolin, A. R. Percequillo, and M. Galetti. 2017. Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic forests of South America. *Ecology*.
- Brocardo, C. R., R. Rodarte, R. D. S. Bueno, L. Culot, and M. Galetti. 2012. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba. *Biota Neotropica* 12:198–208.
- Brocardo, C. R., V. B. Zipparro, R. A. F. de Lima, R. Guevara, and M. Galetti. 2013. No changes in seedling recruitment when terrestrial mammals are excluded in a partially defaunated Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 163:107–114.
- Butchart, S. H. M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A. Almond, J. E. M. Baillie, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M. Carr, J. Chanson, A. M. Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J. N. Galloway, P. Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J.-F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. H. Morcillo, T. E. E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T. D. Tyrrell, J.-C. Vie, and R. Watson. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328:1164–1168.
- Câmara, I. de G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. Pages 31–42 in C. Galindo-Leal and I. De Gusmão Câmara, editors. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press, Washington, D.C.
- Canale, G. R., C. A. Peres, C. E. Guidorizzi, C. A. F. Gatto, and M. C. M. Kierulff. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS ONE* 7.
- Carvalho, W., C. Adania, and C. Esbérard. 2013. Comparison of two mammalian surveys made with camera traps in southeastern Brazil, focusing the abundance of wild mammals and domestic dogs. *Brazilian Journal of Biology* 73:29–36.
- de Carvalho, W. D., M. S. de M. Godoy, C. H. Adania, and C. E. L. Esbérard. 2013. Assembleia de mamíferos não voadores da Reserva Biológica Serra do Japi, Jundiá, São Paulo, Sudeste do Brasil. *Bioscience Journal* 29:1369–1386.
- Cassano, C. R., J. Barlow, and R. Pardini. 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 44:818–825.
- Cassano, C. R., J. Barlow, and R. Pardini. 2014. Forest loss or management intensification?

- Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biological Conservation* 169:14–22.
- Cerveira, J. 2005. Mamíferos silvestres de médio e grande porte no Planalto Meridional: suas relações com a fragmentação da paisagem e a presença do gado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.
- Chamberlain, S. a, and E. Szöcs. 2013. taxize: taxonomic search and retrieval in R. F1000Research.
- Chapman, F. M. 1927. Who treads our trails? A camera trapper describes his experiences on an island in the canal zone, a natural-history laboratory in the American tropics. *National Geographic*.
- Cherem, J. J., M. E. Graipel, M. A. Tortato, S. L. Althoff, F. Brüggemann, J. Z. Matos, J. C. Voltolini, R. R. de Freitas, R. Illenseer, F. Hoffmann, I. R. Ghizoni-Jr., A. Bevilacqua, R. Reinicke, C. H. S. de Oliveira, A. Filippini, N. Furnari, K. Abati, M. Moraes, T. T. Moreira, L. G. R. Oliveira-Santos, V. V. Kuhnén, T. B. Maccarini, F. V. B. Goulart, H. B. Mozerle, F. M. Fantacini, D. Dias, R. Penedo-Ferreira, B. P. Vieira, and P. C. Simões-Lopes. 2011. Mastofauna terrestre do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas* 24:73.
- Costa, R. F. 2014. Distribuição e monitoramento de mamíferos de médio e grande porte em áreas protegidas na Floresta Atlântica Costeira, Estado do Paraná, Sul do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.
- Cullen, L., R. E. Bodmer, and C. Valladares Pádua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49–56.
- Dean, W. 1996. *With broadax and firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press, Berkeley.
- Diniz, T. R. 2008. Influência do uso de iscas na amostragem da riqueza e frequência de captura de mamíferos de médio e grande porte utilizando armadilhas fotográficas. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho,” Rio Claro, São Paulo.
- Espartosa, K. D., B. T. Pinotti, and R. Pardini. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation* 20:2815–2829.
- Esteves, C. F. 2010. Influência antrópica na distribuição espacial da comunidade de mamíferos no Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho,” Rio Claro, São Paulo.
- Falcão, F. D. C., D. H. A. Guanaes, and A. Paglia. 2012. Medium and large-sized mammals of RPPN Estação Veracel, southernmost Bahia, Brazil. *Check List* 8:929–934.
- Fusco-Costa, R., and B. Ingberman. 2013. Records of the bush dog *Speothos venaticus* in a continuous remnant of coastal Atlantic Forest in southern Brazil. *Oryx* 47:105–108.
- Galetti, M., C. R. Brocardo, R. A. Begotti, L. Hortenci, F. Rocha-Mendes, C. S. S. Bernardo, R. S. Bueno, R. Nobre, R. S. Bovendorp, R. M. Marques, F. Meirelles, S. K. Gobbo, G. Beca, G. Schmaedecke, and T. Siqueira. 2016a. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation*.

- Galetti, M., F. Pedrosa, A. Keuroghlian, and I. Sazima. 2016b. Liquid lunch - vampire bats feed on invasive feral pigs and other ungulates. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14:505–506.
- Galetti, M., and I. Sazima. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. *Natureza & Conservação* 4:146–151.
- Galindo-Leal, C., and I. G. Câmara. 2003. Atlantic Forest hotspots status: an overview. Pages 3–11 in C. Galindo-Leal and I. De Gusmão Câmara, editors. *The Atlantic Forest of south america: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press, Washington; D.C.
- Gatti, A., B. Segatto, C. C. Carnelli, and D. Moreira. 2014. Mamíferos de médio e grande porte da Reserva Biológica Augusto Ruschi, Espírito Santo. *Natureza Online* 12:61–68.
- Gomes Albuquerque, H., P. Ferreira Martins, F. Soares Pessôa, T. Carvalho Modesto, J. Lins Luz, D. S. L. Raíces, N. Carneiro Ardente, I. C. Motta Lessa, N. Attias, T. Jordão-Nogueira, M. Carlota Enrici, and H. de Godoy Bergallo. 2013. Mammals of a forest fragment in Cambuci municipality, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Check List* 9:1505–1509.
- Goulart, F. V. B., N. C. Cáceres, M. E. Graipel, M. A. Tortato, I. R. Ghizoni, and L. G. R. Oliveira-Santos. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 74:182–190.
- Haddad, C. F. B., L. F. Toledo, C. P. A. Prado, D. Loebmann, J. L. Gasparini, and I. Sazima. 2013. *Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica - Diversidade e Biologia*. Anolis Books, São Paulo.
- Haddad, N. M., L. a. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, a. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. a. Melbourne, a. O. Nicholls, J. L. Orrock, D.-X. Song, and J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:e1500052–e1500052.
- Harmsen, B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro, and C. P. Doncaster. 2010. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica* 42:126–133.
- Hortenci, L. 2012. Defaunação e efeitos-cascata sobre a diversidade vegetal em uma ilha “semi-defaunada” na Floresta Atlântica. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho,” Rio Claro, São Paulo.
- IBGE. 2004. *Biomass (MMA-IBGE)*. <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Downloaded on 15 March 2017.
- ICMBio. 2016. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção - Sumário Executivo*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- IUCN. 2016. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3*. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 23 April 2017.
- Jansen, P. A., and et al. 2014. TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forests. Pages 263–270 *Camera trapping: wildlife management and research*. CSIRO Publishing.
- Jenkins, C. N., M. A. S. Alves, A. Uezu, and M. M. Vale. 2015. Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. *PLOS ONE* 10:e0145064.

- Johnson, C. N., A. Balmford, B. W. Brook, J. C. Buettel, M. Galetti, L. Guangchun, and J. M. Wilmshurst. 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science* 356:270–275.
- Jorge, M. L. S. P., M. Galetti, M. C. Ribeiro, and K. M. P. M. B. Ferraz. 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 163:49–57.
- Kasper, C. B., F. D. Mazim, J. B. G. Soares, T. G. De Oliveira, and M. E. Fabián. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:1087–1100.
- Kionka, D. C. O. 2013. Mastofauna não-voadora em fragmentos florestais nativos circundados por uma matriz agrícola e de pastagem em Palmeira das Missões, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado. Centro Universitário Univates, Lajeado, Rio Grande do Sul.
- Kosydar, A. J., L. L. Conquest, and J. J. Tewksbury. 2014a. Can life histories predict the effects of habitat fragmentation? a meta-analysis with terrestrial mammals. *Applied Ecology and Environmental Research* 12:505–521.
- Kosydar, A. J., D. I. Rumiz, L. L. Conquest, and J. J. Tewksbury. 2014b. Effects of hunting and fragmentation on terrestrial mammals in the Chiquitano forests of Bolivia. *Tropical Conservation Science* 7:288–307.
- Kucera, T. E., and R. H. Barrett. 2011. A history of camera trapping. Page Camera Traps in *Animal Ecology: Methods and Analyses*.
- Kuhnen, V. V. 2010. Diversidade de mamíferos e a estrutura do hábitat: Estudo da composição da mastofauna terrestre em diferentes estágios sucessionais de regeneração da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina.
- Laurance, W. F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation* 142:1137.
- Lessa, I. C. M. 2012. Os mamíferos de médio porte e suas respostas à fatores ambientais, físicos e antrópicos, sobre diferentes perspectivas, no Parque Estadual da Ilha Grande - RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- Lima, E. F. de. 2012. Estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada com matriz de eucalipto, Capão Bonito e Buri, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo.
- Lima, F. 2009. Estimativas de abundância e densidade populacional da jaguatirica através de modelos de marcação-recaptura: estudo de caso nos remanescentes florestais do Pontal do Paranapanema, São Paulo. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Lima, L. M. 2014, January 21. Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lyra-Jorge, M. C., G. Ciocheti, and V. R. Pivello. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17:1573–

1580.

- Marques, R. V., C. Vargas, and S. Missel. 2011. Mastofauna no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 9:278–288.
- Melo, G. L., J. Sponchiado, and N. C. Cáceres. 2012. Use of camera-traps in natural trails and shelters for the mammalian survey in the Atlantic Forest. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 102:88–94.
- MMA. 2006. MMA Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. <<http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica/mapa-da-area-de-aplicacao>>. Downloaded on 15 March 2017.
- Modesto, T. C., F. S. Pessôa, M. C. Enrici, N. Attias, T. Jordão-Nogueira, L. de M. Costa, H. G. Albuquerque, and H. de G. Bergallo. 2008a. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica* 8:0–0.
- Modesto, T. C., F. S. Pessôa, T. Jordão-Nogueira, M. C. Enrici, L. M. Costa, N. Attias, J. Almeida, D. S. L. Raíces, H. G. Albuquerque, B. C. Pereira, C. E. L. Esbérard, and H. G. Bergallo. 2008b. List of species: Mammals, Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Check List* 4:341–348.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Norris, D., J. M. Ramírez, C. Zacchi, and M. Galetti. 2011. A survey of mid and large bodied mammals in Núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. *Biota Neotropica* 12:1–9.
- Nunes, A. V., L. Moraes Scoss, and G. Mendes Lessa. 2012. Composição e abundância relativa dos mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Biotemas* 25:205–216.
- Nunes, A. V., L. M. Scoss, M. R. Prado, and G. M. Lessa. 2013. Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. *Check List* 9:240–254.
- de Oliveira, G. 2011. Mamíferos de maior porte em paisagens tropicais alteradas: seu papel em cascatas tróficas e fatores que determinam sua distribuição. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, and K. R. Kassem. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51:933.
- Paglia, A. P., G. A. B. da Fonseca, A. B. Rylands, G. Herrmann, L. M. S. Aguiar, A. G. Chiarello, Y. L. R. Leite, L. P. Costa, S. Siciliano, M. C. M. Kierulff, S. L. Mendes, V. da C. Tavares, R. A. Mittermeier, and J. L. Patton. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição. Page Occasional Papers in Conservation Biology.
- Paschoal, A. M. O., R. L. Massara, L. L. Bailey, W. L. Kendall, P. F. Doherty, A. Hirsch, A. G. Chiarello, and A. P. Paglia. 2016. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: estimating abundance and persistence of use. *Ecosphere* 7:e01480.

- Paschoal, A. M. O., R. L. Massara, J. L. Santos, and A. G. Chiarello. 2012. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. *mammalia* 76:67–76.
- Patton, J. L., U. F. J. Pardiñas, and G. D'Elia. 2015. *Mammals of South America, Volume 2*. University of Chicago Press, Chicago.
- Paviolo, A., C. D. De Angelo, Y. E. Di Blanco, and M. S. Di Bitetti. 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42:554.
- Paviolo, A., C. De Angelo, K. M. P. M. B. Ferraz, R. G. Morato, J. Martinez Pardo, A. C. Srbe-Araujo, B. de M. Beisiegel, F. Lima, D. Sana, M. Xavier da Silva, M. C. Velázquez, L. Cullen, P. Crawshaw Jr, M. L. S. P. Jorge, P. M. Galetti, M. S. Di Bitetti, R. C. de Paula, E. Eizirik, T. M. Aide, P. Cruz, M. L. L. Perilli, A. S. M. C. Souza, V. Quiroga, E. Nakano, F. Ramirez Pinto, S. Fernández, S. Costa, E. A. Moraes Jr, and F. Azevedo. 2016. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports* 6:37147.
- Pazio, D. D. 2013. Inventariamento de mamíferos terrestres de médio e grande porte em áreas de recuperação do Parque Estadual Lago Azul, Paraná, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, PR.
- Pedrosa, F., R. Salerno, F. V. B. Padilha, and M. Galetti. 2015. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação* 13:84–87.
- Penido, G., and A. C. S. Zanzini. 2012. Checklist of large and medium-sized mammals of the Estação Ecológica Mata do Cedro, an Atlantic forest remnant of central Minas Gerais, Brazil. *Check List* 8:712–717.
- Pimm, S. L., S. Alibhai, R. Bergl, A. Dehgan, C. Giri, Z. Jewell, L. Joppa, R. Kays, and S. Loarie. 2015. Emerging Technologies to Conserve Biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 30:685–696.
- Prado, H., R. S. Murrieta, C. Adams, and E. Brondizio. 2014. Local and scientific knowledge for assessing the use of fallows and mature forest by large mammals in SE Brazil: identifying singularities in folkecology. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 10:7.
- Prado, M. R. do, E. C. Rocha, and G. M. L. del Giudice. 2008. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de mata atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore* 32:741–749.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. Page R Development Core Team.
- Rezini, J. A. 2007. Mamíferos de médio e grande porte em propriedades particulares no Baixo Vale do Itajaí, SC. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.
- Ripple, W. J., K. Abernethy, M. G. Betts, G. Chapron, R. Dirzo, M. Galetti, T. Levi, P. A. Lindsey,

- D. W. Macdonald, B. Machovina, T. M. Newsome, C. A. Peres, A. D. Wallach, C. Wolf, and H. Young. 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science* 3:160498.
- Rocha-Mendes, F., C. L. Neves, R. de A. Nobre, R. M. Marques, G. V. Bianconi, and M. Galetti. 2015. Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 15.
- Rocha, D. G., E. E. Ramalho, and W. E. Magnusson. 2016. Baiting for carnivores might negatively affect capture rates of prey species in camera-trap studies. *Journal of Zoology* 300:205–212.
- da Rosa, C. A., N. H. de Almeida Curi, F. Puertas, and M. Passamani. 2017. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. *Biological Invasions*.
- Si, X., R. Kays, and P. Ding. 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2:e374.
- Silva, J. M. C. da, and C. H. M. Casteleti. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. Pages 43–59 in C. Galindo-Leal and I. De Gusmão Câmara, editors. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington, D.C.
- Silva, L. D., and M. Passamani. 2009. Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais no município de Lavras, MG. *Revista Brasileira de Zootecias* 11:137–144.
- Silveira, L., A. T. A. Jácomo, and J. A. F. Diniz-Filho. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355.
- Soares, C. S., L. F. Faneca, R. M. Fonseca Barreto, and M. R. Del Valle Alvarez. 2014. Levantamento de mamíferos de maior porte em seringais e florestas do sul da Bahia (Brasil) utilizando armadilhas fotográficas. *Revista de Biologia Neotropical* 10:36–45.
- Srbek-Araujo, A. C., and A. G. Chiarello. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21:121–125.
- Srbek-Araujo, A. C., and A. G. Chiarello. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:647–656.
- Srbek-Araujo, A. C., and A. G. Chiarello. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 13:51–62.
- Tabarelli, M., A. V. Aguiar, M. C. Ribeiro, J. P. Metzger, and C. A. Peres. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143:2328–2340.
- Talamoni, S., B. Amaro, D. Cordeiro-Júnior, and C. Maciel. 2014. Mammals of Reserva Particular do Patrimônio Natural Santuário do Caraça, state of Minas Gerais, Brazil. *Check List* 10:1005–1013.
- Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percegué, R. Leite Pitman, R. Mares, and G. Powell. 2008a. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178.

- Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percestequi, R. Leite Pitman, R. Mares, and G. Powell. 2008b. Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation* 11:187–189.
- Tonini, J. F. R., L. D. M. Carão, I. deSouza Pinto, J. L. Gasparini, Y. L. R. Leite, and L. P. Costa. 2010. Non-volant tetrapods from Reserva Biológica de Duas Bocas, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 10:339–351.
- Tortato, F. R., A. F. Testoni, and S. L. Althoff. 2014. Mastofauna terrestre da Reserva Biológica Estadual do Sassafrás, Doutor Pedrinho, Santa Catarina, Sul do Brasil. *Biotemas* 27:123.
- Zappi, D. C., F. L. R. Filardi, P. Leitman, V. C. Souza, B. M. T. Walter, J. R. Pirani, M. P. Morim, L. P. Queiroz, T. B. Cavalcanti, V. F. Mansano, R. C. Forzza, M. C. Abreu, P. Acevedo-Rodríguez, M. F. Agra, E. B. Almeida Jr., G. S. S. Almeida, R. F. Almeida, F. M. Alves, M. Alves, A. Alves-Araujo, M. C. E. Amaral, A. M. Amorim, B. Amorim, I. M. Andrade, R. H. P. Andreato, C. O. Andriano, E. A. Anunciação, L. Y. S. Aona, Y. Aranguren, J. L. M. Aranha Filho, A. O. Araújo, A. A. M. Araújo, D. Araújo, M. M. Arbo, L. Assis, M. C. Assis, V. A. Assunção, S. M. Athiê-Souza, C. O. Azevedo, J. B. Baitello, F. F. V. A. Barberena, M. R. V. Barbosa, F. Barros, L. A. V. Barros, M. J. F. Barros, J. F. A. Baumgratz, L. C. Bernacci, P. E. Berry, N. C. Bigio, L. Biral, V. Bittrich, R. A. X. Borges, R. L. C. Bortoluzzi, C. P. Bove, M. G. Bovini, J. M. A. Braga, D. M. Braz, J. B. A. Bringel Jr., C. P. Bruniera, C. V. Buturi, E. Cabral, F. N. Cabral, M. K. Caddah, C. S. Caires, L. S. B. Calazans, M. F. Calió, R. A. Camargo, L. Campbell, T. S. Canto-Dorow, J. P. P. Carauta, J. M. Cardiel, D. B. O. S. Cardoso, L. J. T. Cardoso, C. R. Carneiro, C. E. Carneiro, D. S. Carneiro-Torres, T. T. Carrizo, M. B. R. Caruzo, M. L. S. Carvalho, M. Carvalho-Silva, A. C. D. Castello, L. Cavalheiro, A. C. Cervi, R. G. Chacon, A. Chautems, B. Chiavegatto, N. S. Chukr, A. A. O. P. Coelho, M. A. N. Coelho, R. L. G. Coelho, I. Cordeiro, E. Cordula, X. Cornejo, A. L. A. Côrtes, A. F. Costa, F. N. Costa, J. A. S. Costa, L. C. Costa, M. B. Costa-e-Silva, J. L. Costa-Lima, M. R. C. Cota, R. S. Couto, D. C. Daly, R. D. De Stefano, K. De Toni, M. Dematteis, G. A. Dettke, F. R. Di Maio, M. C. Dórea, M. C. Duarte, J. H. A. Dutilh, V. F. Dutra, L. Echternacht, L. Eggers, G. Esteves, C. Ezcurra, M. J. A. Falcão Junior, F. Feres, J. M. Fernandes, D. M. C. Ferreira, F. M. Ferreira, G. E. Ferreira, P. P. A. Ferreira, S. C. Ferreira, M. S. Ferrucci, P. Fiaschi, T. S. Filgueiras, M. Firens, A. S. Flores, E. Forero, W. Forster, A. P. Fortuna-Perez, R. H. Fortunato, C. N. Fraga, F. França, A. Francener, J. Freitas, M. F. Freitas, P. W. Fritsch, S. G. Furtado, A. L. Gaglioti, F. C. P. Garcia, P. Germano Filho, L. Giacomini, A. S. B. Gil, A. M. Giulietti, S. A. P. Godoy, R. Goldenberg, G. A. Gomes da Costa, M. Gomes, V. L. Gomes-Klein, E. G. Gonçalves, S. Graham, M. Groppo, J. S. Guedes, L. R. S. Guimarães, P. J. F. Guimarães, E. F. Guimarães, R. Gutierrez, R. Harley, G. Hassemer, E. K. O. Hattori, S. M. Heffler, G. Heiden, A. Henderson, N. Hensold, P. Hiepkö, A. S. S. Holanda, J. R. V. Iganci, D. C. Imig, A. Indriunas, E. L. Jacques, J. G. Jardim, H. M. Kamer, C. Kameyama, L. S. Kinoshita, M. Kirizawa, B. B. Klitgaard, I. Koch, C. Koschnitzke, N. P. Krauss, R. Kriebel, J. Kuntz, J. Larocca, E. S. Leal, G. P. Lewis, C. T. Lima, H. C. Lima, I. B. Lima, L. F. G. Lima, L. C. P. Lima, L. R. Lima, L. F. P. Lima, R. B. Lima, E. J. Lírio, R. M. Liro, E. Lleras, A. Lobão, B. Loeuille, L. G. Lohmann, M. I. B. Loiola, J. A. Lombardi, H. M. Longhi-Wagner, R. C. Lopes, T. S. Lorencini, R. B. Louzada, J. Lovo, E. D. Lozano, E. Lucas, R. Ludtke, C. L. Luz, P. Maas, A. F. P. Machado, L. Macias, J. R. Maciel, M. A. G. Magenta, M. C. H. Mamede, E. A. Manoel, M. S. Marchioretto, J. S. Marques, N. Marquete, R. Marquete, G. Martinelli, R. C. V. Martins da Silva, Â. B. Martins, E. R. Martins, M. L. L. Martins, M. V. Martins, R. C. Martins, L. Q. Matias, C. A. Maya-L., S. Mayo, F. Mazine, D. Medeiros, E. S. Medeiros, H. Medeiros, J. D. Medeiros, J. E. Meireles, R. Mello-Silva, A. Melo, A. L. Melo, E. Melo, J. I. M. Melo, C. G. Menezes, L. Menini Neto, L. A. Mentz, A. C. Mezzonato, F. A. Michelangeli, M. A. Milward-de-Azevedo, S. T. S.

Miotto, V. F. O. Miranda, C. A. Mondin, M. Monge, D. Monteiro, R. F. Monteiro, M. D. Moraes, P. L. R. Moraes, S. A. Mori, A. C. Mota, N. F. O. Mota, T. M. Moura, M. Mulgura, J. N. Nakajima, C. Nardy, J. E. Nascimento Júnior, L. Noblick, T. S. Nunes, N. O'Leary, A. S. Oliveira, C. T. Oliveira, J. A. Oliveira, L. S. D. Oliveira, M. L. A. A. Oliveira, R. C. Oliveira, R. S. Oliveira, R. P. Oliveira, B. Paixão-Souza, L. R. Parra, E. Pasini, J. F. B. Pastore, M. Pastore, J. Paula-Souza, L. C. Pederneiras, A. L. Peixoto, G. Pelissari, M. O. O. Pellegrini, T. Pennington, R. O. Perdiz, A. C. M. Pereira, M. S. Pereira, R. A. S. Pereira, C. Pessoa, E. M. Pessoa, M. C. R. Pessoa, L. J. S. Pinto, R. B. Pinto, T. A. Pontes, G. T. Prance, C. Proença, S. R. Profice, A. C. Pscheidt, G. A. Queiroz, R. T. Queiroz, A. Quinet, H. Rainer, E. Ramos, J. G. Rando, A. Rapini, M. Reginato, I. P. Reis, P. A. Reis, A. R. O. Ribeiro, J. E. L. S. Ribeiro, R. Riina, M. R. Ritter, F. Rivadavia, A. E. S. Rocha, M. J. R. Rocha, I. M. C. Rodrigues, K. F. Rodrigues, R. S. Rodrigues, R. S. Rodrigues, V. T. Rodrigues, W. Rodrigues, S. Romaniuc Neto, G. O. Romão, R. Romero, N. Roque, P. Rosa, L. Rossi, C. F. C. Sá, M. M. Saavedra, M. Saka, C. M. Sakuragui, R. M. Salas, M. F. Sales, F. R. G. Salimena, D. Sampaio, G. Sancho, P. T. Sano, A. Santos, É. P. Santos, J. S. Santos, M. R. Santos, A. P. Santos-Gonçalves, F. Santos-Silva, W. São-Mateus, D. P. Saraiva, D. P. Saridakis, Â. L. B. Sartori, V. R. Scalón, Â. Schneider, R. Sebastiani, R. S. Secco, L. Senna, L. Senna-Valle, R. T. Shirasuna, P. J. S. Silva Filho, A. S. Silva, C. Silva, G. A. R. Silva, G. O. Silva, M. C. R. Silva, M. J. Silva, M. J. Silva, O. L. M. Silva, R. A. P. Silva, S. R. S. Silva, T. R. S. Silva, K. C. Silva-Gonçalves, C. L. Silva-Luz, R. Simão-Bianchini, A. O. Simões, B. Simpson, C. M. Siniscalchi, J. A. Siqueira Filho, C. E. Siqueira, J. C. Siqueira, N. P. Smith, C. Snak, R. L. Soares Neto, K. P. Soares, M. V. B. Soares, M. L. Soares, P. N. Soares, M. Sobral, R. C. Sodré, G. V. Somner, C. A. Sothers, D. J. L. Sousa, E. B. Souza, É. R. Souza, M. Souza, M. L. D. R. Souza, F. O. Souza-Buturi, A. P. Spina, M. N. S. Stapf, M. V. Stefano, J. R. Stehmann, V. Steinmann, C. Takeuchi, C. M. Taylor, N. P. Taylor, A. M. Teles, L. G. Temponi, M. H. Terra-Araujo, V. Thode, W. W. Thomas, M. L. Tissot-Squalli, B. M. Torke, R. B. Torres, A. M. G. A. Tozzi, R. J. Trad, R. Trevisan, M. Trovó, J. F. M. Valls, A. M. S. F. Vaz, L. Versieux, P. L. Viana, M. D. M. Vianna Filho, A. O. S. Vieira, D. D. Vieira, M. Vignoli-Silva, T. Vilar, F. Vinhos, B. Wallnöfer, M. G. L. Wanderley, D. Wasshausen, M. T. C. Watanabe, M. Weigend, C. A. D. Welker, E. Woodgyer, C. C. Xifreda, K. Yamamoto, A. Zanin, R. D. Zenni, and C. S. Zickel. 2015. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguésia* 66:1085–1113.