



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

DÉBORAH MARIA SOARES RAMOS

**O PAPEL DO CÃO DOMÉSTICO SOBRE A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS
TERRESTRES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO NORDESTE BRASILEIRO**

Recife, 2022

DÉBORAH MARIA SOARES RAMOS

**O PAPEL DO CÃO DOMÉSTICO SOBRE A COMUNIDADE DE
MAMÍFEROS TERRESTRES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO
DO NORDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Ecologia

Orientador: Dr. João Pedro Souza-Alves

Recife, 2022

Catálogo na Fonte:
Bibliotecário Bruno Márcio Gouveia, CRB4/1788

Ramos, Déborah Maria Soares

O papel do cão doméstico sobre a comunidade de mamíferos terrestres em unidades de conservação do Nordeste Brasileiro / Déborah Maria Soares Ramos. – 2022.

60 f. : il.

Orientador: Dr. João Pedro Souza-Alves.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Recife, 2022.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Mamíferos. 3. Biodiversidade - Conservação. I. Souza-Alves, João Pedro (orientador). II. Título.

577

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2022-155

DÉBORAH MARIA SOARES RAMOS

**O PAPEL DO CÃO DOMÉSTICO SOBRE A COMUNIDADE DE
MAMÍFEROS TERRESTRES EM UNIDADES DE
CONSERVAÇÃO DO NORDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Ecologia

Aprovada em: 30/06/2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. João Pedro Souza-Alves (Orientador) - UFPE

Prof^a. Dr^a. Bruna M. Bezerra (Titular Interno)- UFPE

Prof^o. Dr. Adriano Pereira Paglia (Titular Externo) - UFMG

Prof^o. Dr. Adrian Paul Ashton Barnett (Suplente Externo) - UFPE

Prof^o. Dr. Diego Astúa de Moraes (Suplente Interno) - UFPE

Aos meus pais, Ana Paula e José Flávio pelo constante apoio e incentivo em todas as fases da minha vida. Ao meu esposo, Túlio por sempre me encorajar e estar presente. Ao meu filho, Miguel por vir no melhor momento da minha vida e me dar a motivação que eu precisava para continuar. Ao meu querido orientador, João Pedro por ser um pesquisador inspirador e uma pessoa exemplar.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Tantas pessoas foram importantes para a construção desse trabalho. Sou imensamente grata a cada uma delas, desde já peço desculpas se esqueci alguém.

Ao meu orientador, João Pedro Souza-Alves por ser paciente e estar sempre presente. Além de sempre me motivar e incentivar.

A minha querida prima Maria Albuquerque, por ser uma das principais fontes de inspiração feminina, obrigada por ter ajudado com boa parte do meu material de campo quando soube que não consegui financiamento para minha pesquisa.

A minha mãe Ana Paula, por estar sempre me apoiando e me dando forças nos momentos que pensei em desistir.

Ao meu Pai José Flávio, por me encorajar e me levar pros campos sempre que podia.

A minha irmã Larissa, por sempre escutar meus treinos pré-apresentação e se interessar pela minha pesquisa, além de sempre ouvir meus choros e reclamações.

Ao meu marido, Túlio por me manter calma e focada desde o momento da seleção até a finalização desse trabalho. Você topou todas as minhas presepadas, e participou assiduamente dos campos, além de continuar meu trabalho em campo quando minha gravidez já estava avançada, obrigada.

Ao meu filho Miguel, pela boa surpresa que foi saber da sua vinda, amei ser sua casa. Você é minha motivação todos os dias.

Ao meu querido amigo Joel, minha eterna gratidão pela força, tempo e amizade. Pela dedicação em cada campo em que você foi me ajudar, por cada risada que você me fez dar nos momentos mais difíceis que passei.

Ao meu colega de laboratório Filipe que sempre se mostrou disposto a ajudar nos campos e nas triagens de dados.

Ao meu tio Marcos André que me levou para os campos na REBIO Guaribas, obrigado por não exitar em me ajudar.

Aos meus queridos felinos Aurora, Pepa, Artemís e Piolho (*in memoriam*) pelos rons rons, brincadeiras e fiel companhia que ajudaram a manter minha saúde mental na pandemia. E também por serem modelo de teste das armadilhas fotográficas.

As equipes da REBIO Guaribas, ESEC Tapacurá, RPPN Pedra D'antas e RVS Mata do Junco pelo suporte logístico durante as coletas em campo.

À Coordenação de aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

“Every individual matter. Every individual has a role to play, every individual makes a difference.”
(Jane Goodall)

RESUMO

A presença do cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) em áreas florestadas pode levar à redução da fauna nativa através da predação e transmissão de doenças. Além disso, pode ocasionar uma modificação no padrão comportamental das espécies a fim de evitar a predação. Visando entender sobre o potencial de invasão do cão doméstico, este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da sua presença sobre a mastofauna terrestre de médio e grande porte (>1000g) em Unidades de Conservação no Nordeste brasileiro. Para verificar a abundância relativa, riqueza, e também para analisar o padrão de atividade e sobreposição de hora de atividade do cão doméstico sobre a comunidade de mamíferos terrestres, foram utilizadas armadilhas fotográficas (ativas durante 45 dias). O número de armadilhas variou de acordo com o tamanho de cada fragmento dentro das áreas buscando obter uma distância mínima de 500 m entre elas. Registramos um total de 13 espécies de mamíferos terrestres nativos (5-10 espécies). As Ordens com um maior número de representantes foram Carnívora (6 spp.), Rodentia (2 spp.), e Cingulata (2 spp.) Além do cão doméstico, que esteve presente na Reserva Biológica Guaribas (ReBio Guaribas), Estação Ecológica de Tapacurá (EsEc Tapacurá) e Reserva Particular do Patrimônio Natural Pedra D'antas (RPPN Pedra D'antas). A cutia (*Dasyprocta iacki*) foi registrada como uma das espécies mais abundantes em todas as áreas. O timbu (*Didelphis albiventris*) também apresentou um elevado número de registros na ReBio Guaribas, enquanto o quati (*Nasua nasua*) foi mais recorrente na EsEc Tapacurá; Já a paca (*Cuniculus paca*) e o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) foram altamente frequentes no Refúgio da Vida Silvestre Mata do Junco, e a paca (*Cuniculus paca*) foi a segunda espécie de mamífero nativo mais abundante na RPPN Pedra D'antas. A cutia apresentou um padrão de atividade diurno em todas as áreas. O cão doméstico também apresentou um padrão de atividade diurno, porém na ReBio Guaribas foram parcialmente catemerais. O timbu foi categorizado como noturno na ReBio Guaribas devido a elevada frequência de registros no período escuro. Já o quati na EsEc Tapacurá, apresentou um padrão de atividade diurno. O coeficiente de sobreposição de atividade entre os cães domésticos e mamíferos terrestres foi moderado ($\cong 50\%$). Além disso, observamos uma baixa sobreposição espacial entre cães e mamíferos de vida livre, exceto para a cutia na ReBio Guaribas. Esses dados vão ajudar a entender o papel do cão doméstico sobre os mamíferos terrestres. Ademais, este estudo visa obter uma base para melhorar as estratégias de conservação e manejo das unidades de conservação, visando a manutenção das espécies nativas.

Palavras-chave: Mastofauna; invasão biológica; ecologia; conservação.

ABSTRACT

The presence of the domestic dog (*Canis lupus familiaris*) in forested areas can lead to the reduction of native fauna through predation and disease transmission; it also can modify the behavioral pattern of the species to avoid predation. To understand the potential for invasion of the domestic dog, this study aimed to evaluate the effects of its presence on medium and large terrestrial mammals (>1000g) in protected areas in Northeast Brazil. We used camera traps (active for 45 days) to verify the relative abundance and richness, and also to analyze the activity pattern and spatio-temporal overlap of domestic dog activity in the terrestrial mammal community. The number of traps varied according to the size of the areas, seeking to obtain a minimum distance of 500 m between them. We recorded a total of 13 species of native mammals (5-10 species). The Orders with the highest number of representatives were Carnivora (6 spp.), Rodentia (2 spp.), and Cingulata (2 spp.) In addition to the domestic dog, which was present in the Guaribas Biological Reserve (GBR), Tapacurá Ecological Station (TES), and Pedra D'antas Private Natural Heritage Reserve (Pedra D'antas RPPN). The agouti (*Dasyprocta iacki*) was more abundant in all areas. The white-eared opossum (*Didelphis albiventris*) also presented a high number of records in GBR, while coati (*Nasua nasua*) was more recurrent in TES; paca (*Cuniculus paca*) and raccoon (*Procyon cancrivorus*) were highly frequent in Mata do Junco Wildlife Refuge (Mata do Junco WR), and paca was the second most abundant native mammal species in Pedra D'antas RPPN. The agouti showed a pattern of diurnal activity in all areas. The activity overlap coefficient between domestic dogs and terrestrial mammals was moderate ($\cong 50\%$). The domestic dog also showed a diurnal pattern of activity, but in GBR they were partially cathemeral. Therefore, encounters with both diurnal and nocturnal native species can occur. The white-eared opossum was categorized as nocturnal at GBR due to the high frequency of recordings in the nocturnal period. The coati at TES, on the other hand, showed a pattern of diurnal activity. Such data will serve to understand the role of this invasive species on terrestrial mammals. Furthermore, this study aims to obtain a basis for improving the conservation and management strategies of the protected area, aiming at the maintenance of native species.

Keywords: Mammal; biological invasion; ecology; conservation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

ARTIGO 1- CÃO DOMÉSTICO COMO POTENCIAL DIRECIONADOR NA VARIAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPAÇO-TEMPORAL DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL

- Figura 1 – Mapa de Localização das áreas de estudo. As quatro imagens a 27
direita, destacam as áreas de estudo: (A). Reserva Biológica
Guaribas, (B). Estação Ecológica de Tapacurá, (C). RVS Mata do
Junco, (D) RPPN Pedra D’antas.
- Figura 2 – Espécies de mamíferos registradas na ReBio Guaribas, 34
EsEcTapacurá, RPPN Pedra D’Antas e RVS Mata do Junco. (A)
Dasyprocta iacki; (B) *Cuniculus paca*; (C) *Canis lupus familiaris*;
(D) *Cerdocyon thous*; (E) *Eira barbara*; (F) *Leopardus pardalis*;
(G) *Nasua nasua*; (H) *Procyon cancrivorus*; (I) *Dasypus
novemcinctus*; (J) *Cabassous tatouay*; (K) *Tamandua tetradactyla*;
(L) *Didelphis albiventris*; (M) *Sylvilagus brasiliensis*.
- Figura 3 – Padrão de atividade dos mamíferos terrestres registrados através do 35
armadilhamento fotográfico na ReBio Guaribas, EsEc Tapacurá,
RPPN Pedra D’antas e RVS Mata do Junco.
- Figura 4 – Distribuição espacial dos cães domésticos e mamíferos de médio 37
porte na Estação Ecológica Tapacurá e Reserva Biológica Guaribas
usando a Probabilidade de Kernel
- Figura 5 – Sobreposição de nicho temporal entre Cutia, Timbu e Quati em 38
relação ao Cão doméstico na ReBio Guaribas (A e B) e na EsEc
Tapacurá (C e D).

LISTA DE TABELAS
DISSERTAÇÃO

Tabela 1 – Categorias de unidades de conservação. 17

**ARTIGO 1 – CÃO DOMÉSTICO COMO POTENCIAL DIRECIONADOR NA
VARIAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPAÇO-TEMPORAL DE MAMÍFEROS
TERRESTRES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL**

Tabela 2 – Espécies de mamíferos terrestres registrados através do armadilhamento fotográfico na ReBio Guaribas, EsEc Tapacurá, RPPN Pedra D'antas e RVS Mata do Junco. 31

Tabela 3– Número de registros e distribuição dos registros entre os períodos do dia obtidos para: Cutia, timbu, quati e cão doméstico. As espécies foram classificadas em categorias de atividades com base na porcentagem de registros caindo em diferentes períodos do dia (dia, noite e crepúsculo). 35

Tabela 4 – Valores observados para a sobreposição espacial com base no índice de sobreposição de nicho de Pianka para cada par de espécies na Reserva Biológica Guaribas e Estação Ecológica de Tapacurá. 36

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1	ORGANISMOS EXÓTICOS	14
2.2	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E O SEU PAPEL NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE	16
2.3	MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA E POTENCIAIS AMEAÇAS	20
3	OBJETIVOS	22
4	CÃO DOMÉSTICO COMO POTENCIAL DIRECIONADOR NA VARIAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPAÇO-TEMPORAL E MAMÍFEROS TERRESTRES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL	23
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
	REFERÊNCIAS	45

1 INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade ao redor do mundo é bastante discutida no meio científico. Os estudos apontam que a espécie humana está causando um novo evento de extinção em massa, descrito como a sexta extinção (Barnosky *et al.* 2011; Dirzo *et al.* 2014; Young *et al.* 2016). Os principais motivos do desaparecimento da biodiversidade mundial são a perda e fragmentação dos habitats contínuos, caça comercial, ilegal ou não regulamentada, e a presença de espécies exóticas invasoras (Fernandes-Ferreira & Alves 2014; Fahrig 2018; Linders *et al.* 2019). Uma das ações que buscam reduzir os efeitos deletérios causados por essas ações antropogênicas a curto-médio prazo é a criação e implementação de Unidades de Conservação (UC) (Godet & Devictor 2018). As unidades de conservação podem ser ambientes terrestres ou marinhos, incluindo seus recursos ambientais legalmente instituídos pelo poder público (SNUC 2000). Tornaram-se áreas fundamentais para assegurar a manutenção da biodiversidade, pois representam uma parte importante dos esforços para conter e desacelerar impactos antrópicos (Nogueira *et al.* 2017; Magioli *et al.* 2021). No Brasil, especificamente, as UCs têm um papel chave na manutenção da diversidade biológica em um endêmico bioma (Caatinga), dois grandes ecossistemas (Pantanal e Amazônia) e dois hotspots da biodiversidade (Mata Atlântica e Cerrado) (Rylands & Brandon 2005).

Mesmo com o impacto positivo a curto-médio prazo em razão da criação das UCs, infelizmente, a presença de espécies exóticas invasoras (EEI) tem causado prejuízos econômicos e à biodiversidade local (Rosa *et al.* 2017; Jeschke & Heger 2018; Moodley *et al.* 2022). Além dos fatores previamente mencionados, as EEI também são consideradas uma das principais ameaças à biodiversidade mundial (Mollot *et al.* 2017). Quando estabelecidas dentro de uma comunidade, as EEI passam a competir por espaços e recursos com as espécies nativas (Lockwood *et al.* 2013), elevam a taxa de predação (Chaves *et al.* 2022), e aumentam encontros agonísticos que resultam em injúrias ou morte (Bradford & Freer 2012). Esses efeitos negativos não são diferentes dentro das UCs. Por exemplo, no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha uma população de gatos ferais (*Felis catus* Linnaeus, 1758) atuam como predadores de espécies endêmicas e ameaçadas, por exemplo, *Vireo gracilirostris*, *Elaenia ridleyana* e *Trachylepis atlantica* (Micheletti *et al.* 2020; Gaiotto *et al.* 2020; Sobral *et al.* 2021). A presença de mamíferos invasores e predadores, em especial, contribuem de maneira efetiva para o declínio e extinção de espécies nativas em diversos ecossistemas ao redor do mundo (Mella-Méndez *et al.* 2019). Uma dessas espécies é o cão doméstico (*Canis lupus familiaris* Linnaeus 1758), pois se apresenta generalista e oportunista, tem grande mobilidade, alta flexibilidade

comportamental e altas taxas reprodutivas (Gompper 2015). Desta forma, é considerada a espécie de maior sucesso (Miklósi 2014), e o carnívoro mais comum do planeta (Gompper 2015).

A maior parte dos cães domésticos pode ser considerada predadora (Gompper 2015). Esses predadores podem ter fortes impactos diretos e indiretos nas comunidades naturais por desempenharem atividades de caça e mutilação (Lessa *et al.* 2016), inibirem a atividade de mesopredadores (Massara *et al.* 2015), carregarem consigo doenças infecciosas (Deem *et al.* 2001), além dos efeitos da competição e hibridização (Hughes and Macdonald 2013; Doherty *et al.* 2017; Hughes *et al.* 2017). No caso dos vertebrados terrestres como presas, a superexploração e as espécies invasoras são identificadas como os principais direcionadores (Loehle & Eschenbach 2012; Bellard *et al.* 2016a). Mais do que 80% das espécies afetadas por espécies exóticas invasoras, são endêmicas (Doherty *et al.* 2017; Bellard *et al.* 2016b). As atividades de caça e mutilação realizadas pelos cães domésticos que resultarem em mortes e injúrias de suas presas, trazem consigo uma diminuição de indivíduos de espécies nativas e, portanto, a redução nas densidades e abundância dessas espécies nativas (Krauze-Gryz *et al.* 2012). As interações agonísticas entre cães domésticos e mamíferos terrestres, têm impacto não só sobre a densidade e abundância, como também influenciam o padrão de atividade (Andrade-Silva *et al.* 2018) e uso do espaço (Farris *et al.* 2017). Visando evitar esses encontros com o cão doméstico, alguns mamíferos terrestres se dedicam, por exemplo, a forragear em diferentes períodos (Vanak & Gompper 2009; Carvalho *et al.* 2019) e locais dentro do hábitat (Callan *et al.* 2020).

A presença de cães domésticos, de guarda, pastoreio ou de rua, tem uma forte influência na redução da riqueza e abundância de mamíferos (Vanak & Gomper, 2010; Franklin *et al.* 2021; Nayeri *et al.* 2021; Khattak *et al.* 2023). E, suas densidades aumentam quando existem comunidades humanas próximas (Contardo *et al.* 2021; Monteiro-Alves *et al.* 2021). Com o aumento da densidade dos cães, há normalmente uma mudança no padrão de atividade das espécies que são presas potenciais e/ou concorrentes (Gálvez *et al.* 2021; Weng *et al.* 2022). Esse cenário pode se tornar ainda mais impactante e preocupante em paisagens formadas por pequenos e isolados fragmentos florestais inseridos em uma matriz modificada pelos humanos, como as áreas da Mata Atlântica (Beca *et al.* 2017; Bogoni *et al.* 2018; Lira *et al.* 2021). Ao longo dos anos, a Mata Atlântica vem sofrendo intensamente com as atividades humanas (caça, corte seletivo, pasto, fogo), restando apenas 30% da sua cobertura original (Rezende *et al.* 2018). Estas ações antropogênicas têm levado a redução das populações de mamíferos até às extinções locais (Galetti *et al.* 2021). Os fragmentos da Mata Atlântica localizados no Nordeste

do Brasil estão inseridos em um cenário altamente perturbado (Melo *et al.* 2013). Nos fragmentos florestais com estas características, a diminuição da fauna nativa pode ser potencializada devido à presença de cães domésticos (Rangel & Neiva 2014). Nesse contexto, o processo de redução das populações como também a extinção das espécies está avançando mais rapidamente do que os esforços para conservá-las. A criação de UCs bem como as estratégias de manejo adotadas para potenciais EEI precisam ser adequadas e muito bem delineadas. Assim, dados ligados às espécies nativas e suas potenciais interações com a EEIs devem favorecer a implementação de uma agenda visando reduzir seus efeitos negativos.

Nesse estudo procuramos avaliar o efeito do cão doméstico sobre a abundância e o comportamento da mastofauna terrestre em Unidades de Conservação no Nordeste do Brasil. Assim, esperamos que 1) a alta abundância de cães domésticos reduza a abundância relativa de mamíferos terrestres, 2) o padrão de atividade temporal e a distribuição espacial de mamíferos sejam limitados em áreas com a presença de cães quando comparado a áreas sem a presença de cães a fim de evitar potencial predação.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ORGANISMOS EXÓTICOS

A biodiversidade varia naturalmente ao longo do planeta terra (SCHLUTER e PENNELL, 2017). Para que essa variação ocorra e as espécies passem a ocupar novos espaços, elas eventualmente passam por quatro processos: Especiação, imigração, emigração e extinção (RIDLEY, 2009). Contudo, nos últimos anos, a normalidade desses processos está sendo alterada pelas ações antrópicas (MCNEELY, 2001). Desde que os humanos adquiriram a capacidade de se dispersar pelos continentes, animais e plantas têm sido regularmente transportados junto com outros bens (Blackburn *et al.*, 2011). Atualmente, o ritmo desse processo aumentou com o comércio, as viagens e as tecnologias modernas, de modo que as invasões biológicas se tornaram uma consequência da globalização (PERRINGS *et al.*, 2005).

Quando um organismo passa a ocorrer fora de sua faixa natural passada ou presente, e sua dispersão no novo ambiente foi causada pela ação humana, mas ainda não se sabe quais são os impactos no âmbito ecológico, socioeconômico e ou na saúde humana, esse organismo deve ser denominado de espécie exótica (FALK-PETERSEN *et al.*, 2006; RICHARDSON *et al.*, 2011). Quando uma espécie exótica passa a interferir na capacidade de sobrevivência de outras espécies, e causa impactos mensuráveis em atividades socioeconômicas e na saúde humana, ela deve ser chamada de espécie exótica invasora (MCGEOCH e JETZ, 2009; OLENIN *et al.*, 2017).

As taxas de invasão e estabelecimento de espécies exóticas invasoras dependem de condições ambientais específicas, como a disponibilidade de recursos e a falta de predadores (SAGOFF, 2018). Um dos fatores que potencializa o sucesso no estabelecimento de espécies exóticas é o estado de conservação do ambiente (LOCKWOOD *et al.*, 2009; JESCHKE e HEGER, 2018). Por exemplo, se o ambiente está em desequilíbrio, favorece a entrada de novos organismos, já que alterações ambientais provocam mudanças na composição das espécies em um dado local, levando ao desaparecimento de espécies ou processos o que permitem a entrada de outras espécies (RICKLEFS, 2016). As espécies exóticas invasoras são reconhecidas como um dos principais responsáveis pela alteração dentro dos ecossistemas e pelas perdas de biodiversidade (LOCKWOOD, 2013). Essas espécies podem causar problemas ecológicos consideráveis, pois estabelecem, dominam e efetivamente alteram o funcionamento do ecossistema natural (VILA e HUME, 2017). Além disso, as espécies exóticas causam mudanças nas interações ecológicas, taxas de produtividade local, ciclagem de nutrientes e estruturação de comunidades, levando a uma redução nas populações de espécies nativas, o que por sua vez

pode levar a extinções locais e conseqüentemente globais (SAX *et al.*, 2005; CADOTTE *et al.*, 2006).

Além dos prejuízos ecológicos, as espécies exóticas invasoras causam danos na economia e na saúde do ser humano (PIMENTEL *et al.*, 2011). Por exemplo, o oomiceto (*Phytophthora infestans*), causador da praga da batata, que foi introduzido na Europa vindo da América por volta de 1840, invadiu grandes áreas cultivadas da Europa e foi a causa da Grande Fome na Irlanda em meados do século XIX (ANDRIVON, 1993; SIMBERLOFF, 2013). Outro exemplo, é a mosca da fruta do mediterrâneo (*Ceratitidis capitata*), uma praga conhecida na África, que invadiu as Américas no final do século 20 e se tornou uma das pragas agrícolas mais ameaçadoras do mundo, pois ataca mais de 200 espécies de plantas, e dizima grandes áreas (DAVIES *et al.*, 1999).

No Brasil, as espécies exóticas invasoras têm resultado num prejuízo estimado de 50 bilhões de dólares à economia (OLIVEIRA *et al.*, 2009). Dentre os casos mais notáveis de invasão biológica no país, destacam-se o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), que foi detectado pela primeira vez na usina hidrelétrica de Itaipu em 2001, e hoje é encontrada até no pantanal matogrossense atingindo densidades populacionais de 150 mil indivíduos/km². Outro invertebrado invasor bastante conhecido é o molusco gigante africano (*Achatina fulica*). Ele foi introduzido no Brasil na década de 80 como substituto do escargot, mas sua comercialização foi um fracasso e havendo o abandono dos criadouros, e conseqüente soltura de caracóis no ambiente - atualmente a espécie ocorre em 23 dos 26 estados brasileiros (THIENGO *et al.*, 2007; ANDREAZZI *et al.*, 2017). Junto a eles, temos o javali (*Sus scrofa*), considerado uma das 100 espécies exóticas invasoras mais danosas do mundo (LOWE *et al.*, 2004). Ela chegou ao Brasil e trouxe consigo diversos problemas, como o cruzamento com outras espécies, gerando híbridos férteis (ver BURGOS-PAZ *et al.*, 2013; FRANTZ *et al.*, 2016). Ao invadir uma área protegida ou cultivo, essas espécies possuem grande poder destrutivo, impactando tanto as espécies de plantas nativas como a araucária (*Araucaria angustifolia*), guamirim (*Myrcia multiflora*) e imbuia (*Ocotea porosa*), como as diversas culturas agrícolas, especialmente o milho. Além disso, podem transmitir doenças nocivas a outros suínos (dentre elas a peste suína clássica, febre aftosa e brucelose) (CERVO, 2017).

Além do javali, existem outras espécies exóticas invasoras de mamíferos com grande potencial invasor no Brasil: 1) Gatos (*Felis catus*), grande predador da fauna nativa e vetor de doenças como toxoplasmose e sarcosporidiose, que podem ser transmitidas ao homem (KRAUZE *et al.*, 2012). Gatos ferais são considerados responsáveis pela extinção de pelo menos oito espécies de aves em ilhas (LEÃO *et al.*, 2011); 2) Cães domésticos (*Canis lupus*

familiaris), causam grande impacto na fauna nativa, sendo predador de mamíferos terrestres, tais como gambás, lobos-guará e tamanduás-mirins (GALETTI e SAZIMA, 2006; GALETTI *et al.*, 2009). Podem também transmitir doenças à fauna nativa (GOMPPER, 2015). Juntas, elas representam as espécies exóticas invasoras que mais causam prejuízos à biodiversidade no país, sendo responsável por extinções locais de muitas espécies nativas, inclusive dentro de unidades de conservação (LEÃO *et al.*, 2011; ROSA *et al.*, 2017; ICMBio, 2019). Ao criar uma Unidade de Conservação, o principal desafio é garantir com que ela contribua efetivamente para a conservação da biodiversidade. A invasão por espécies exóticas é considerada uma das principais causas de perda da biodiversidade dentro das unidades de conservação (GISP, 2005; ZILLER e ZALBA, 2007).

2.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E O SEU PAPEL NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE

No Brasil, a forma mais difundida de áreas destinadas à preservação da natureza, são as Unidades de Conservação - UC (FONSECA *et al.*, 2010). Inúmeras delas foram criadas até o final da década de 80 com o objetivo de realização do direito de todos ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, estabelecido no art. 225 da constituição de 1988 (BRASIL, 2000). Contudo, até então não existia nenhum sistema no país que estruturasse de forma organizada e coesa as UCs (RYLANDS e BRANDON, 2005). Após mais de 10 anos de debates e discussões sobre como deveria ser esse sistema, uma proposta foi apresentada, resultando na Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, que designou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). O SNUC definiu UC como "um espaço territorial, sendo ele terrestre e/ou marinho, juntamente com seus recursos ambientais, legalmente instituídos pelo poder público" (BRASIL, 2000). Essas áreas, instrumentos de conservação *in situ* da biodiversidade, fundamentais para a manutenção da integridade das espécies, populações e ecossistemas, incluindo também as populações humanas (RYLANDS e BRANDON, 2005; LOVEJOY, 2006).

De acordo com o SNUC as UC são categorizadas em dois grandes grupos de acordo com os usos que lhes são permitidos: UC de Proteção Integral e UC de Uso Sustentável (BRASIL, 2000). As UCs de Proteção Integral têm como objetivo a preservação da natureza e a utilização dos recursos naturais de forma indireta, pois nelas não são permitidas atividades que envolvam o consumo, coleta ou danos aos recursos naturais. Dentro desse grupo existem cinco categorias de UCs (Tabela 1). Já as UCs de Uso Sustentável, tem como objetivo

compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parte de seus recursos. Dentro desse grupo existem sete categorias (Tabela 1).

Tabela 1. Categorias de unidades de conservação.

		Objetivo
Proteção Integral	Estação Ecológica	Área natural é restrita somente a pesquisas científicas com autorização, e não é aberta para visitação pública, exceto com fins educacionais.
	Reserva Biológica	Visa à preservação integral da biota e demais atributos naturais sem interferência humana direta ou modificações ambientais, exceto quando para ações de manejo e restauração necessárias para recuperação dos processos ecológicos naturais. Assim como nas estações ecológicas, a visita pública também é proibida, exceto com fins educacionais.
	Parque nacional	Categoria mais popular e antiga de unidades de conservação. Tem como objetivo preservar ecossistemas de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas, realização de atividades educacionais e de interpretação ambiental, recreação e turismo ecológico.
	Monumento Natural	Visa preservar sítios naturais raros, pode ser constituído por áreas particulares, desde que haja uma compatibilidade entre os objetivos da unidade com o uso dos recursos pelo proprietário.
	Refúgio de vida silvestre	Dispõe-se a proteger ambientes naturais onde se asseguram condições de existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e fauna residente ou migratória.

Uso Sustentável	Área de Proteção Ambiental	Em geral é extensa, com ocupação humana e tem como objetivo proteger a diversidade biológica, disciplinando o processo de ocupação das áreas, e também assegurar a sustentabilidade no uso dos recursos naturais.
	Área de Relevante Interesse Biológico	Geralmente possui uma pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana. Com características naturais singulares e por sua vez podem abrigar exemplares raros da biota regional.
	Floresta Nacional	São áreas com cobertura vegetal em sua maioria por plantas nativas e tem objetivo de uso múltiplo sustentável dos recursos florestais.
	Reserva de Fauna	Área natural com populações de animais de espécies nativas, terrestres e aquáticas, residentes ou migratórias, adequadas para estudos técnico-científicos sobre o manejo econômico sustentável dos recursos faunísticos. A visitação pública é permitida, desde que compatível com o manejo da unidade. Sendo proibida na área a prática da caça amadorística ou profissional.
	Reserva Extrativista	Área utilizada por populações extrativistas tradicionais, onde sua subsistência se baseia nas atividades extrativistas e agricultura, tem como objetivo proteger os meios de vida e cultura que vivem nesses locais.
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável	Abriga populações tradicionais, que vivem basicamente em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais.

	Reserva Particular do Patrimônio Natural	São unidades de conservação instituídas em áreas privadas, com o objetivo de conservar a diversidade biológica ali existente. O principal incentivo para sua criação, por parte dos donos da propriedade, é a concessão da isenção de impostos.
--	---	---

Fonte: a autora (2022).

As UCs são extremamente importantes para resguardar os ecossistemas existentes em todo território nacional (HASSLER, 2005). Sem a existência delas, provavelmente espécies endêmicas e emblemáticas da fauna e flora brasileira, como o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e o pinheiro-do-paraná (*Araucaria angustifolia*), poderiam ter suas populações reduzidas até serem extintas (KIERULFF *et al.*, 2012; PERALTA *et al.*, 2015). Os esforços dos conservacionistas, somados à presença das UCs onde essas espécies ocorrem é o que garante a manutenção dessas espécies e conseqüentemente da biodiversidade local (VALLE *et al.*, 2018).

Além disso, a manutenção das áreas onde estão situadas as UCs também oferecem serviços ecossistêmicos para os seres humanos, que são os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas (SILVA *et al.*, 2019). Por exemplo, a presença de UCs em áreas de nascentes de rios e corpos d'água, asseguram quantidade e qualidade da água disponível para as comunidades locais, e esse benefício pode ser interpretado como a economia pecuniária (“poupança financeira”) que a comunidade tem, pois ela pode ser isenta do valor que seria cobrado pelo abastecimento de água caso a região não fosse atendida pelos corpos hídricos oriundos de UCs (PEREIRA *et al.*, 2015; YOUNG *et al.*, 2015). Apesar do baixo investimento público nessas unidades, as UCs estão entre as principais estratégias de conservação da diversidade biológica e da diversidade cultural que nela se insere, além desses espaços proporcionarem o desenvolvimento de ações de educação ambiental como trilhas interpretativas, vivências na natureza e atividades contemplativas, atividades as quais colaboram de forma significativa com a forma com que a sociedade se relaciona com o meio ambiente e a percepção deste (COSTA e MELLO, 2005; BRESOLIN *et al.*, 2010).

Outro importante benefício econômico é a geração de renda para as comunidades do entorno das UC 's, através das visitas, sejam elas para *Birdwatching*, realização de trilhas e atividades educativas que envolvem a contemplação da natureza (PINHEIRO *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2019). Assim, movimentam a economia de muitos locais através do

ecoturismo, que só é possível de ocorrer pela paisagem proporcionada pelas UCs, que mantém parte da biodiversidade intacta proporcionando acesso a esse recurso visual (NASCIMENTO e SANTOS, 2014; SOUZA *et al.*, 2017). Uma das UCs que mais se destaca na geração de renda é o Parque Nacional do Iguaçu, é o segundo Parque Nacional mais visitado do Brasil; em 2016, recebeu mais de 1,5 milhão de pessoas e gerou uma receita de 8 milhões de reais. Parte desses recursos é injetada no sistema de UCs brasileiro para ser compartilhada entre outras UCs. Se for considerado o impacto econômico total do INP na região (MEDEIROS e YOUNG, 2011), o parque movimenta hoje em torno de 150 milhões por ano.

2.3 MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA E POTENCIAIS AMEAÇAS

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais com maior diversidade biológica, abrigando mais de 334 espécies de mamíferos (PAGLIA, 2012; GONÇALVES *et al.*, 2018). A heterogeneidade natural da Mata Atlântica propiciou as condições para a evolução de uma grande riqueza de mamíferos (TABARELLI *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009). Segundo Graipel *et al.* (2017) as ordens de mamíferos mais abundantes são Chiroptera e Rodentia, que juntas, somam 71% dos mamíferos do bioma. A mastofauna da Mata Atlântica possui um alto grau de endemismo (LIMA *et al.*, 2017; BOVENDORP *et al.*, 2017; MUYLAERT *et al.*, 2017), como por exemplo a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), o veado-mateiro-pequeno (*Mazama bororo*), e o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), (GRAIPEL *et al.*, 2017). As ordens que apresentam um maior grau de endemismo são Primates (73% das espécies de primatas) e Rodentia (50,9%) que juntas representam 84% das espécies da Mastofauna (GRAIPEL *et al.*, 2017).

As ordens de mamíferos mais ameaçadas incluem Primates, Perissodactyla, Cetartiodactyla e Carnivora (STONER *et al.*, 2007; CARDILLHO *et al.*, 2008). No entanto, observa-se que grande parte dos mamíferos de médio e grande porte está vivenciando ou poderá vivenciar eventos de extinções locais (Karanth *et al.* 2010; Bogoni *et al.* 2022), devido a combinação de vários fatores, como pequeno alcance geográfico, baixas densidades populacionais, histórias de vida lentas, idade de desmame atrasada e grande tamanho corporal (CARDILLO *et al.*, 2005; DAVIDSON *et al.*, 2009).

Esses fatores quando associados às drásticas mudanças antropogênicas nos últimos 150 anos, como a fragmentação e perda dos habitats, atropelamento, tráfico, caça e presença de espécies exóticas invasoras, desencadeiam eventos de extinção local (GALETTI *et al.*, 2021). Essas extinções mudaram a composição da comunidade, de modo que algumas espécies de

mamíferos se beneficiaram e outras foram prejudicadas (CULOT *et al.*, 2017). Espécies mais generalistas como *Cerdocyon thous*, *Dasyurus novemcinctus* e *Callithrix jacchus*, tiveram um aumento de suas densidades, que pode ser explicada pelo desaparecimento de seus predadores e competidores de maior porte (JORGE *et al.*, 2013). No entanto, as espécies que precisam de áreas de vida grande, que são alvo de caça e de conflitos com criadores de animais domésticos, como, a onça-pintada (*Panthera onca*), anta (*Tapirus terrestris*) e queixada (*Tayassu pecari*), foram localmente extintas da maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica (JORGE *et al.*, 2013; NAGY-REIS *et al.*, 2020).

Na tentativa de garantir a conservação das espécies ameaçadas, e consequentemente conter novas extinções locais na Mata Atlântica e em outros biomas, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade iniciou a criação de planos de ação para a conservação de espécies ameaçadas (PAN). Os planos de ação buscam identificar, a partir das ameaças que põem em risco as espécies, quais instrumentos de gestão devem ser indicados ou otimizados (Instrução Normativa ICMBio nº 21/2018). Atualmente existem 7 PANs ativos contribuindo para a conservação de espécies de mamíferos ameaçadas na Mata Atlântica: 1) PAN Grandes Felinos; 2) PAN Pequenos Felinos; 3) PAN Primatas do Nordeste; 4) PAN Primatas da Mata Atlântica e Preguiça de coleira; 5) PAN Tamanduá-bandeira e Tatu-canastra 6) PAN Ungulados e 7) PAN de pequenos mamíferos de áreas florestais (ICMBio, 2021).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito do cão doméstico sobre a abundância e o comportamento da mastofauna terrestre em Unidades de Conservação no Nordeste do Brasil.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estimar a abundância relativa do cão doméstico, bem como a de mamíferos terrestres (1000g) nas Ucs;
2. Investigar e comparar o padrão de atividade do cão doméstico e das espécies de mamíferos dentro das UCs;
3. Avaliar os padrões de distribuição espacial dos cães domésticos dentro das unidades de conservação.

CÃO DOMÉSTICO COMO POTENCIAL DIRECIONADOR NA VARIAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPAÇO-TEMPORAL DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL

Resumo

Cães domésticos são considerados uma ameaça à biodiversidade nativa, especialmente em habitats altamente fragmentados. Esses animais são, inclusive, usados como ferramenta de caça por nativos e entram na floresta com facilidade. Assim, este estudo teve como objetivo verificar se cães domésticos influenciam na abundância e no comportamento de mamíferos terrestres em quatro Unidades de Conservação (UC) no nordeste do Brasil. Instalamos armadilhas fotográficas em trilhas pré-existentes nas UCs, e em uma outra UC sem a presença conhecida do cão doméstico (área controle), para registrar a abundância relativa, padrão de atividade, diversidade e sobreposição espaço-temporal das espécies. Um esforço total de 1,496 dias de armadilhamento durante todo o período de estudo resultou na identificação de 13 espécies de mamíferos terrestres de médio porte (5-10 espécies). A cutia (*Dasyprocta iacki*) foi o mamífero terrestre mais abundante em todas as áreas. O cão doméstico foi o carnívoro mais abundante na Reserva Biológica Guaribas e na Estação Ecológica de Tapacurá (EsEc Tapacurá). Ambas as espécies apresentaram um padrão de atividade diurno nas áreas em que foram registradas, assim como o quati (*Nasua nasua*) na EsEc Tapacurá). Já o Timbu, na ReBio Guaribas apresentou um padrão de atividade noturno. A sobreposição de atividade com cães domésticos foi moderada para mamíferos ($\cong 50\%$). Foi possível observar uma baixa sobreposição espacial entre cães e mamíferos de vida livre, com exceção da cutia na ReBio Guaribas. Ações de manejo dos cães domésticos precisam ser aplicadas para reduzir a influência dos cães sobre a fauna nativa.

Palavras-chave: Espécies exóticas, Distribuição espaço-temporal, Conservação, Invasão Ecológica.

Introdução

A conservação da biodiversidade ao redor do mundo é bastante discutida no meio científico. Os estudos apontam que a espécie humana está causando um novo evento de extinção em massa, descrito como a sexta extinção (Barnosky *et al.* 2011; Dirzo *et al.* 2014; Young *et al.* 2016). Os principais motivos do desaparecimento da biodiversidade mundial são a perda e fragmentação dos habitats contínuos, caça comercial, ilegal ou não regulamentada, e a presença de espécies exóticas invasoras (Fernandes-Ferreira & Alves 2014; Fahrig 2018; Linders *et al.* 2019). Uma das ações que buscam reduzir os efeitos deletérios causados por essas ações antropogênicas a curto-médio prazo é a criação e implementação de Unidades de Conservação (UC) (Godet & Devictor 2018). As unidades de conservação podem ser ambientes terrestres ou marinhos, incluindo seus recursos ambientais legalmente instituídos pelo poder público (SNUC 2000). Tornaram-se áreas fundamentais para assegurar a manutenção da biodiversidade, pois representam uma parte importante dos esforços para conter e desacelerar impactos antrópicos (Nogueira *et al.* 2017; Magioli *et al.* 2021). No Brasil, especificamente, as UCs têm um papel chave na manutenção da diversidade biológica em um endêmico bioma (Caatinga), dois grandes ecossistemas (Pantanal e Amazônia) e dois hotspots da biodiversidade (Mata Atlântica e Cerrado) (Rylands & Brandon 2005).

Mesmo com o impacto positivo a curto-médio prazo em razão da criação das UCs, infelizmente, a presença de espécies exóticas invasoras (EEI) tem causado prejuízos econômicos e à biodiversidade local (Rosa *et al.* 2017; Jeschke & Heger 2018; Moodley *et al.* 2022). Além dos fatores previamente mencionados, as EEI também são consideradas uma das principais ameaças à biodiversidade mundial (Mollot *et al.* 2017). Quando estabelecidas dentro de uma comunidade, as EEI passam a competir por espaços e recursos com as espécies nativas (Lockwood *et al.* 2013), elevam a taxa de predação (Chaves *et al.* 2022), e aumentam encontros agonísticos que resultam em injúrias ou morte (Bradford & Freer 2012). Esses efeitos negativos não são diferentes dentro das UCs. Por exemplo, no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha uma população de gatos ferais (*Felis catus* Linnaeus, 1758) atuam como predadores de espécies endêmicas e ameaçadas, por exemplo, *Vireo gracilirostris*, *Elaenia ridleyana* e *Trachylepis atlantica* (Micheletti *et al.* 2020; Gaiotto *et al.* 2020; Sobral *et al.* 2021). A presença de mamíferos invasores e predadores, em especial, contribuem de maneira efetiva para o declínio e extinção de espécies nativas em diversos ecossistemas ao redor do mundo (Mella-Méndez *et al.* 2019). Uma dessas espécies é o cão doméstico (*Canis lupus familiaris* Linnaeus 1758), pois se apresenta generalista e oportunista, tem grande mobilidade, alta flexibilidade

comportamental e altas taxas reprodutivas (Gompper 2015). Desta forma, é considerada a espécie de maior sucesso (Miklósi 2014), e o carnívoro mais comum do planeta (Gompper 2015).

A maior parte dos cães domésticos pode ser considerada predadora (Gompper 2015). Esses predadores podem ter fortes impactos diretos e indiretos nas comunidades naturais por desempenharem atividades de caça e mutilação (Lessa *et al.* 2016), inibirem a atividade de mesopredadores (Massara *et al.* 2015), carregarem consigo doenças infecciosas (Deem *et al.* 2001), além dos efeitos da competição e hibridização (Hughes and Macdonald 2013; Doherty *et al.* 2017; Hughes *et al.* 2017). No caso dos vertebrados terrestres como presas, a superexploração e as espécies invasoras são identificadas como os principais direcionadores (Loehle & Eschenbach 2012; Bellard *et al.* 2016a). Mais do que 80% das espécies afetadas por espécies exóticas invasoras, são endêmicas (Doherty *et al.* 2017; Bellard *et al.* 2016b). As atividades de caça e mutilação realizadas pelos cães domésticos que resultarem em mortes e injúrias de suas presas, trazem consigo uma diminuição de indivíduos de espécies nativas e, portanto, a redução nas densidades e abundância dessas espécies nativas (Krauze-Gryz *et al.* 2012). As interações agonísticas entre cães domésticos e mamíferos terrestres, têm impacto não só sobre a densidade e abundância, como também influenciam o padrão de atividade (Andrade-Silva *et al.* 2018) e uso do espaço (Farris *et al.* 2017). Visando evitar esses encontros com o cão doméstico, alguns mamíferos terrestres se dedicam, por exemplo, a forragear em diferentes períodos (Vanak & Gompper 2009; Carvalho *et al.* 2019) e locais dentro do hábitat (Callan *et al.* 2020).

A presença de cães domésticos, de guarda, pastoreio ou de rua, tem uma forte influência na redução da riqueza e abundância de mamíferos (Vanak & Gomper, 2010; Franklin *et al.* 2021; Nayeri *et al.* 2021; Khattak *et al.* 2023). E, suas densidades aumentam quando existem comunidades humanas próximas (Contardo *et al.* 2021; Monteiro-Alves *et al.* 2021). Com o aumento da densidade dos cães, há normalmente uma mudança no padrão de atividade das espécies que são presas potenciais e/ou concorrentes (Gálvez *et al.* 2021; Weng *et al.* 2022). Esse cenário pode se tornar ainda mais impactante e preocupante em paisagens formadas por pequenos e isolados fragmentos florestais inseridos em uma matriz modificada pelos humanos, como as áreas da Mata Atlântica (Beca *et al.* 2017; Bogoni *et al.* 2018; Lira *et al.* 2021). Ao longo dos anos, a Mata Atlântica vem sofrendo intensamente com as atividades humanas (caça, corte seletivo, pasto, fogo), restando apenas 30% da sua cobertura original (Rezende *et al.* 2018). Estas ações antropogênicas têm levado a redução das populações de mamíferos até às extinções locais (Galetti *et al.* 2021). Os fragmentos da Mata Atlântica localizados no Nordeste

do Brasil estão inseridos em um cenário altamente perturbado (Melo *et al.* 2013). Nos fragmentos florestais com estas características, a diminuição da fauna nativa pode ser potencializada devido à presença de cães domésticos (Rangel & Neiva 2014). Nesse contexto, o processo de redução das populações como também a extinção das espécies está avançando mais rapidamente do que os esforços para conservá-las. A criação de UCs bem como as estratégias de manejo adotadas para potenciais EEI precisam ser adequadas e muito bem delineadas. Assim, dados ligados às espécies nativas e suas potenciais interações com a EEIs devem favorecer a implementação de uma agenda visando reduzir seus efeitos negativos.

Nesse estudo procuramos avaliar o efeito do cão doméstico sobre a abundância e o comportamento da mastofauna terrestre em Unidades de Conservação no Nordeste do Brasil. Assim, esperamos que 1) a alta abundância de cães domésticos reduza a abundância relativa de mamíferos terrestres, 2) o padrão de atividade temporal e a distribuição espacial de mamíferos sejam limitados em áreas com a presença de cães quando comparado a áreas sem a presença de cães a fim de evitar potencial predação.

Material e Métodos

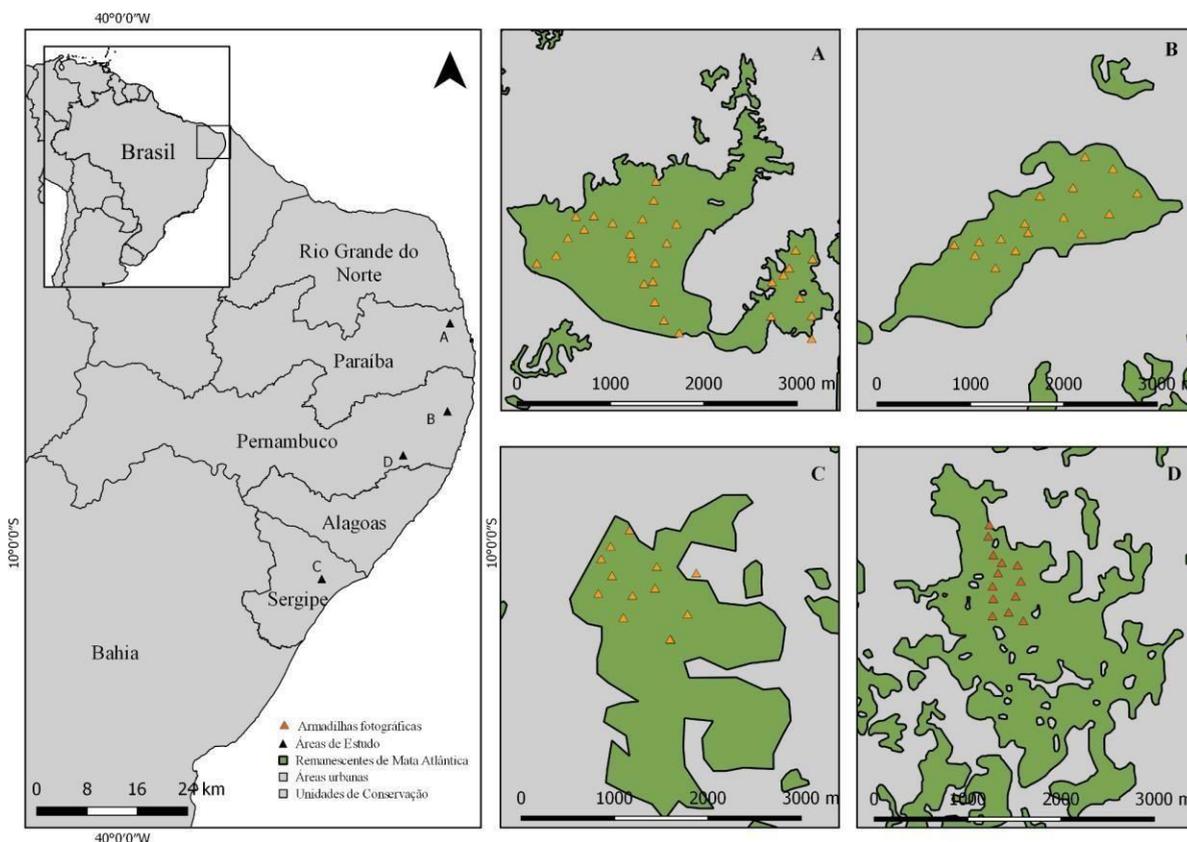
Áreas de estudo

O estudo foi conduzido em quatro UCs em áreas de Mata Atlântica da região nordeste do Brasil. A primeira UC foi a Reserva Biológica Guaribas [ReBio Guaribas] (6° 47' 58" S, 35° 11' 28,478" O), a qual é composta por 4.029 ha formada por três fragmentos de Mata Atlântica: SEMA 1 (674 ha), SEMA 2 (3.016 ha - onde o estudo foi conduzido), e a SEMA 3 (339 ha). Mamanguape é o município onde se situa a maior parte da área da REBIO, com pouco mais de 42.303 habitantes (124,23 hab/km²), além disso, existem diversas sedes de fazendas e engenhos entre estas três unidades da Reserva, podem ser encontrados também outros acessos secundários a REBIO (MMA/IBAMA; IBGE 2010). A vegetação predominante varia de floresta semidecídua a savana (Viana *et al.* 2011). A temperatura média anual varia entre 24° e 26 °C, e a precipitação anual varia entre 1.310 mm e 1.512 mm (Mamanguape) (Alvares *et al.* 2013). A segunda foi a Estação Ecológica Tapacurá [EsEc Tapacurá] (8° 2' 17" S, 35° 11' 28" O) com 382 ha de floresta. Situada no município de São Lourenço da Mata, com pouco mais de 102.895 habitantes (392,57 hab/km²), possui seu entorno cercado principalmente de assentamentos rurais destinados à plantação e criação de animais (IBGE 2010; Melo 2018). A taxa média anual de precipitação chega a 1900 mm (Lyra-Neves *et al.* 2004). A terceira, foi a Reserva Particular do Patrimônio Natural Pedra d'Anta [RPPN Pedra d'Anta] (8° 41' 29,3" S,

35° 51' 35,7" O) com 330 ha de floresta. Situada no município de Lagoa dos Gatos, que possui aproximadamente 15.675 habitantes (70,06 hab/km²), o entorno da RPPN é cercado de propriedades rurais. A precipitação anual varia entre 650 mm e 2.676 mm (IBGE 2010; SAVE Brasil 2012).

Por fim, o Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco [RVS Mata do Junco] (10° 31' 50" S, 37° 03' 33" O) que é formado por 522 ha de floresta inserida em uma matriz de cana de açúcar. O Refúgio está situado no município de Capela, que possui uma população de cerca de 30.761 habitantes (69,48 hab/km²). O seu entorno é composto por propriedades agrícolas, porém próximo ao centro urbano de Capela (cerca de 3km). Apresenta uma precipitação média anual de 1,346 (± 233 mm: 2003-2011) (IBGE 2010; SEMARH 2012).

Figura 1. Mapa de Localização das áreas de estudo. As quatro imagens a direita, destacam as áreas de estudo: (A). Reserva Biológica Guaribas, (B). Estação Ecológica de Tapacurá, (C). RVS Mata do Junco, (D) RPPN Pedra D'antas.



Fonte: a autora (2022)

Coleta de dados

O estudo foi realizado entre dezembro de 2020 e até outubro de 2021 [Rebio Guaribas: dezembro à janeiro de 2020 (Período Seco); EsEC Tapacurá: Fevereiro à Abril de 2021 (Período Seco); Pedra d'antas: Junho à Julho de 2021 (Período Chuvoso) e RVS mata do Junco: Setembro à Novembro de 2021(Período Seco)], utilizando armadilhas fotográficas (Modelo Suntek 801A). O número acumulado de dias de funcionamento das armadilhas na ReBio Guaribas, EsEc Tapacurá, RPPN Pedra D'anta, e RVS Mata do Junco foi de 801, 301, 198, e 127, respectivamente (total de 1,427 dias). Embora fosse impossível registrar os animais durante certas ocasiões devido a condições meteorológicas adversas, tais como chuva forte, falha de bateria, outras avarias causadas principalmente por insetos que nidificam dentro das câmaras, ou problemas logísticos, as armadilhas permaneceram continuamente ativadas. Devido a estas razões, os dias de funcionamento das armadilhas diferiam entre cada área de estudo (Variação de 127 a 801 dias, Média: $356,75 \pm SE$). Neste estudo, utilizamos vídeos dos animais, e não manipulamos diretamente os animais.

Devido à variação no tamanho das áreas de estudo, utilizamos um número diferente de armadilhas para cada área. Assim, foram instaladas 30 armadilhas na ReBio Guaribas, 16 armadilhas na EsEc Tapacurá, RPPN Pedra d'Anta, e 14 na RVS Mata do Junco. A fim de evitar a autocorrelação espacial, as armadilhas foram instaladas a uma distância mínima de 500 m entre elas (Foster *et al.* 2012; Gonçalves *et al.* 2018). Apenas uma armadilha por ponto era colocada. Todas as câmeras foram colocadas a 40 cm de altura acima do solo da floresta, funcionando diariamente durante 24 h, por 45 dias consecutivos em cada área de estudo. Distribuímos as armadilhas em trilhas pré-existente (ver Srбек-Araújo & Chiarello 2008; Lessa 2012; Aximoff *et al.* 2015) para maximizar a detecção. Não utilizamos isca para atrair os animais. As armadilhas foram configuradas para fazer vídeos com uma duração de 30s (resolução de 1080 pixels) com um intervalo de 1 minuto para cada registo. Finalmente, georreferenciamos cada armadilha fotográfica nas áreas de estudo com o auxílio de um GPS Garmin modelo 64sx).

Análise de dados

Anteriormente à realização das análises, foi realizada uma correlação de Mantel com 10,000 randomização a fim de verificar se existe autocorrelação espacial entre as armadilhas em cada UC, ou seja para confirmar se o distanciamento de 500m é suficiente. Não identificamos uma autocorrelação entre as armadilhas ($r = -0,026$, $p > 0,05$). Desta forma, cada armadilha foi utilizada como uma unidade amostral.

Visando estimar a abundância relativa de cães domésticos e dos demais mamíferos terrestres (>1000 g), utilizamos os registros independentes obtidos pelas armadilhas fotográficas, onde cada vídeo é considerado um registro independente. Porém, quando houve mais de um registro da mesma espécie na mesma armadilha, em um intervalo de tempo inferior a uma hora, apenas o primeiro registro foi considerado (Srbek-Araújo & Chiarello, 2013). Calculamos o índice de abundância relativa seguindo Liu *et al.* (2013).

Obtivemos os horários de nascer e pôr do sol para as áreas de estudo através do site *Time and Date* (www.timeanddate.com) para cada dia e mês para cada registro. Os dados do site consideram datas e posições geográficas, corrigindo as alterações durante o inverno e verão, tornando os dados comparáveis. Pois consideram a hora solar que compensa a hora local e o horário de verão. As espécies foram classificadas de acordo com o seu período de atividade, seguindo as fases do dia (Gómez *et al.* 2005) estabelecido da seguinte forma:

Diurno - 71% dos registros no período claro são diurnos, Catemeral - entre 30 e 70% dos registros no período escuro, isto é, que estão ativos de dia e de noite, e Noturno - 70% dos registros no período escuro são predominantemente noturnos; crepuscular (corresponde a uma hora antes e uma hora depois de cada nascer e pôr do sol), espécies com 50% dos registros na fase crepuscular são crepusculares (Gómez *et al.* 2005). Para realizar as análises de padrão de atividade de forma confiável e robusta utilizou-se um número amostral de, no mínimo, 10 registros para cada espécie. Para testar se o horário de atividade das espécies se distribui uniformemente em cada UC, utilizamos o teste uniformidade de Rayleigh (Batschelet 1981).

Com o intuito de verificar a sobreposição espaço-temporal entre cães domésticos e mamíferos, utilizamos apenas as espécies com um número de registros >10 visto que um baixo número de registros pode ocasionar valores subestimados para a distribuição espacial e temporal (Ridout & Linkie 2009). A partir da frequência dos mamíferos e dos cães domésticos registrados durante o período de estudo em cada armadilha, criamos mapas de estimativa da densidade para cada área. As densidades de Kernel foram criadas utilizando o plug-in *Heatmap* no QGIS, onde a imagem raster foi transformada num vetor de pontos. O kernel foi classificado em cinco isoclinas: 100 (maior frequência), 75, 50, 25, e 0% (menor frequência). O resultado foi traçado em shapefiles da área de estudo para ilustrar a distribuição espacial dos mamíferos e dos cães domésticos e verificar a sobreposição da área entre eles. O nível de sobreposição espacial foi calculado a partir do índice de sobreposição de nicho de Pianka (Pianka 1974) utilizando o pacote *spaa* (Zhang 2016). Nós registramos a média do bootstrap e os desvios padrões com 1,000 interações. A sobreposição no horário de atividade existente entre o cão doméstico e as demais espécies de mamíferos terrestres foi realizada através dos registros

extraídos das armadilhas fotográficas. Neste sentido, a data e o horário em que cada registro ocorreu, para cada uma das espécies, foi utilizado. Havendo mais de um registro da mesma espécie em um intervalo de tempo inferior a 1 hora, esse dado foi descartado (Ridout & Linkie 2009). Nós plotamos e comparamos a frequência de distribuição da atividade das espécies usando von Mises Kernel para dados circulares. Em seguida, para testar o grau de sobreposição entre os cães domésticos e os mamíferos terrestres usamos a função `overlapEst`, em que quanto mais alta o Δ_1 maior será a sobreposição (Ridout & Linkie 2009). Foi utilizado o valor de Δ_1 em função do número de amostras < 50 (Ridout e Linkie 2009). Os valores de sobreposição $>0,70$ foram considerados altos, moderados quando $0,45 < \Delta < 0,70$ e baixos quando Δ foi $< 0,45$ (ver Monterroso *et al.* (2014). Aqui, foi usado um *bootstrap* com 10,000 randomizações. Posteriormente, usamos as funções `bootEst` e `bootCI` para estimar a sobreposição entre cada pares de espécies com base no `score boot0` bem como o intervalo de confiança de 95% para cada par. Para essas análises foi utilizado o pacote *overlap* (Meredith & Ridout 2020) dentro da plataforma RStudio versão 1.1.463 (R Core Team 2018). Por fim, aplicamos o Teste de Wald usando a função `compareAct` do pacote *activity* (Rowcliffe 2021) para testar as diferenças na distribuição de atividade temporal entre cada par.

Resultados

Registramos um total de 13 espécies de mamíferos terrestres nativos, variando entre as áreas de 5 a 10 (**Tabela 2**). As ordens com um maior número de representantes foram: Carnívora (6 spp.), seguido por Rodentia (2 spp.), e Cingulata (2 spp.) (**Tabela 2**).

A cutia (*Dasyprocta iacki*) foi registrada como uma das espécies mais frequentes em todas as unidades de conservação, e o cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) esteve presente em três, foi possível realizar a identificação individual através de características morfológicas dos cães, como manchas, tipo da pelagem, disposição da calda (ReBio Guaribas: 13 indivíduos; EsEc Tapacurá: 24 indivíduos e RPPN Pedra D'antas: 1 indivíduo) (**Tabela 2, Figura 2**). Algumas espécies foram registradas apenas na ReBio Guaribas, como, por exemplo, o tatu-de-rabo-mole (*Cabassous tatouay*). Além dessas, o timbu (*Didelphis albiventris*) também apresentou um elevado número de registros na ReBio Guaribas, enquanto o quati (*Nasua nasua*) foi mais recorrente na EsEc Tapacurá; já a paca (*Cuniculus paca*) e o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) foram altamente frequentes no RVS Mata do Junco (**Tabela 2**). A cutia foi a espécie que apresentou a abundância relativa mais alta em todas as áreas, seguido pelo cão doméstico na ReBio Guaribas e EsEc Tapacurá (**Tabela 2**). O quati também apresentou uma

elevada abundância relativa na EsEc Tapacurá, enquanto a paca e o mão-pelada foram mais abundantes no RVS Mata do Junco (**Tabela 2**).

Tabela 2. Espécies de mamíferos terrestres registrados através do armadilhamento fotográfico na ReBio Guaribas, EsEc Tapacurá, RPPN Pedra D'antas e RVS Mata do Junco.

Ordem/Espécie	Nome comum	Área de registro (Frequência / Índice de abundância relativa)				Categoria de Ameaça de acordo com a IUCN
		EsEc Tapacurá	ReBio Guaribas	RPPN Pedra D'Antas	RVS Mata do Junco	
RODENTIA						
<i>Dasyprocta iacki</i>	Cutia-da-garupa-vermelha	12/ 11,2	115/ 45,3	19/ 63,3	11/ 47,8	DD
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	3/ 2,8	-	2/ 6,7	4/ 17,4	LC
CARNIVORA						
<i>Canis lupus familiaris</i>	Cão doméstico	24 indv. (47/ 44)	13 indv.(99/ 38,9)	1 indv.(1/ 3,3)	-	-
<i>Cerdocyon thous</i>	Raposa	3/ 2,8	2/ 0,7	-	2/ 8,7	LC
<i>Eira barbara</i>	Papa mel	-	2/ 0,8	2/ 6,7	-	LC
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	6/ 5,6	3/ 1,2	-	-	LC
<i>Nasua nasua</i>	Quati-de-cauda-anelada	31/ 28,9	-	2/ 6,7	-	LC
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão pelada	3/ 2,8	-	-	4/ 17,4	LC
DIDELPHIMORPHIA						
<i>Didelphis albiventris</i>	Timbu	-	12/ 4,7	2/ 6,7	-	LC
XENARTHRA						
CINGULATA						

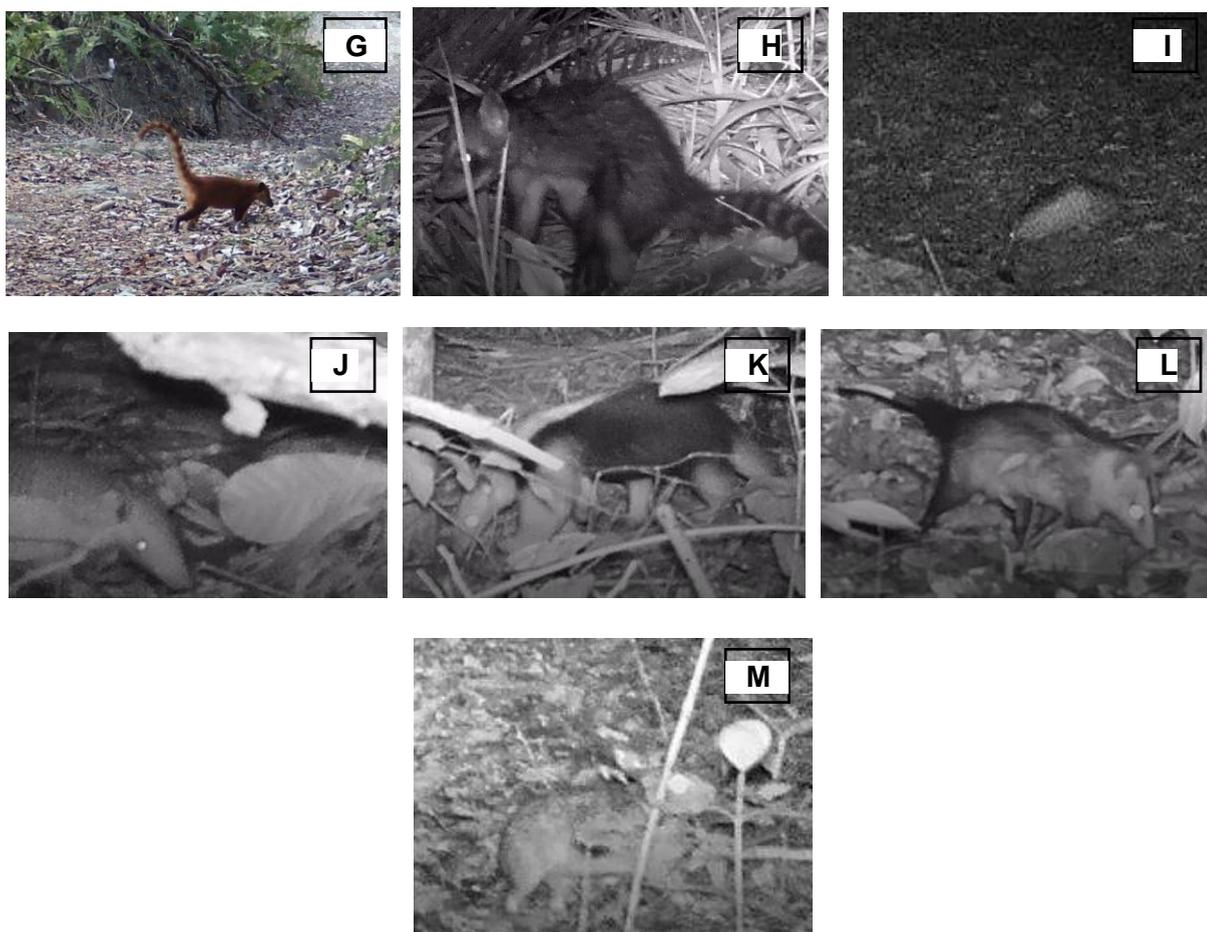
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu galinha	2/ 1,9	8/ 3,2	2/ 6,7	-	LC
<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu-de-rabo-mole	-	2/ 0,8	-	-	LC
PILOSA						
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá mirim	-	8/ 3,2	-	-	LC
LAGOMORPHA						
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapeti	-	3/ 1,2	-	2/8,7	EN

*Indv.: Número de indivíduos; IUCN: União Internacional para a Conservação da Natureza; DD: Dados insuficientes; LC: Pouco preocupante; EN: Em perigo.

Fonte: a autora (2022).

Figura 2. Espécies de mamíferos registradas na ReBio Guaribas, EsEcTapacurá, RPPN Pedra D'Antas e RVS Mata do Junco. (A) *Dasyprocta iacki*; (B) *Cuniculus paca*; (C) *Canis lupus familiaris*; (D) *Cerdocyon thous*; (E) *Eira barbara*; (F) *Leopardus pardalis*; (G) *Nasua nasua*; (H) *Procyon cancrivorus*; (I) *Dasypus novemcinctus*; (J) *Cabassous tatouay*; (K) *Tamandua tetradactyla*; (L) *Didelphis albiventris*; (M) *Sylvilagus brasiliensis*.





Fonte: a autora (2022).

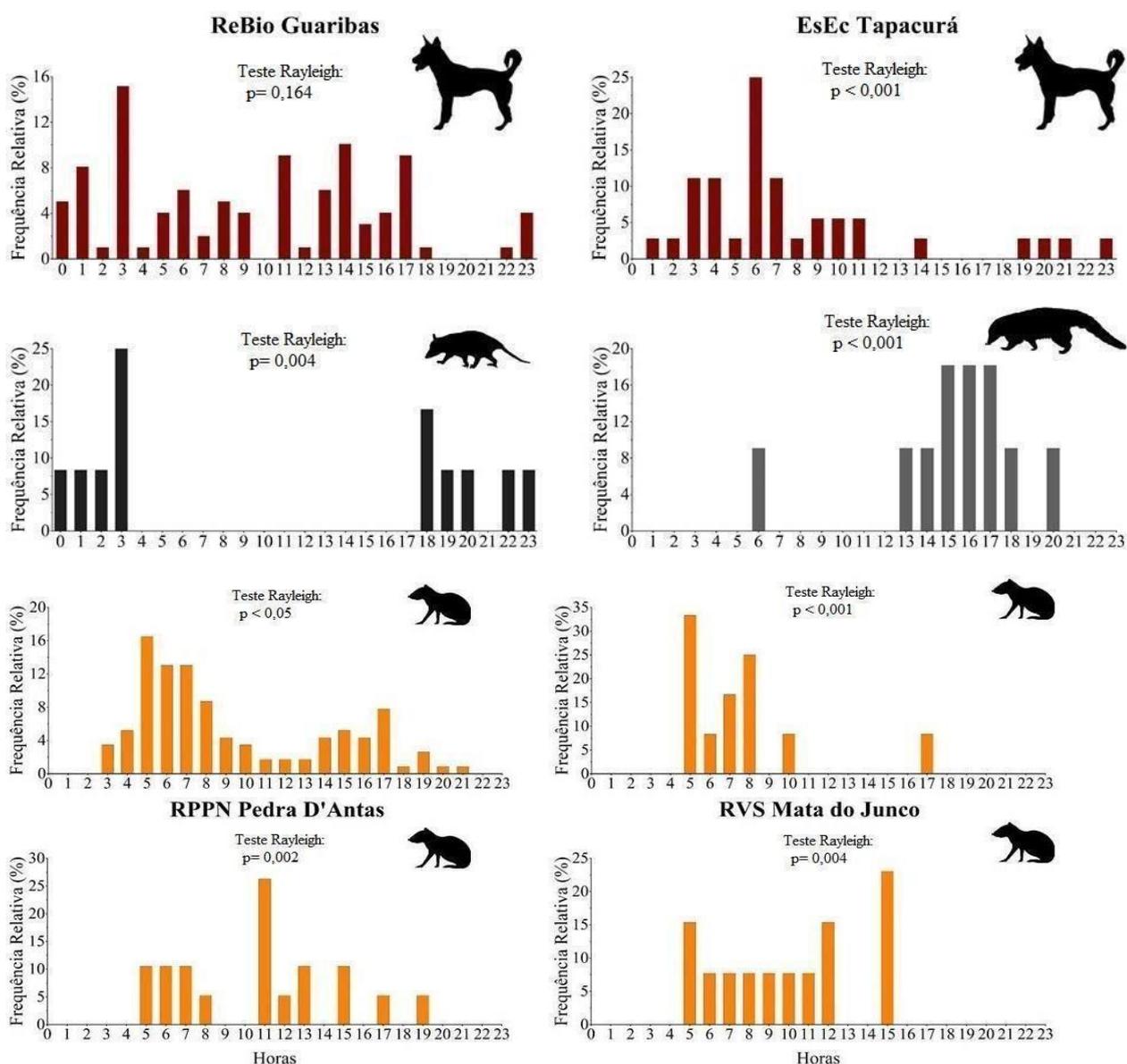
Padrão de atividade

Para a análise do padrão de atividade obtivemos o número adequado de registros (>10 registros) somente para a cutia, timbu, quati e o cão doméstico (ver **Tabela 3**). Os resultados mostraram que a cutia apresentou um padrão de atividade diurno (quando a porcentagem de registros varia entre 0-29% no período escuro) (**Figura 3; Tabela 3**), porém com picos variados de atividade. Por exemplo, na ReBio Guaribas a cutia apresentou um padrão bimodal, sendo o primeiro no início da manhã (6h-8h) e o segundo no final da tarde (17h-18h) (**Figura 3**), enquanto na EsEc Tapacurá, demonstrou um único pico de atividade pela manhã (6h-8h) (**Figura 3**). Na RPPN Pedra D'antas, o pico de atividade ocorreu entre 11h e 15h (**Figura 3**), e no RVS Mata do Junco apenas às 15h (**Figura 3**).

O cão doméstico apresentou, na ReBio Guaribas e EsEc Tapacurá, um padrão de atividade diurno (**Tabela 3**). Na ReBio Guaribas a espécie apresentou três picos de atividade, sendo o primeiro durante a madrugada (01h-03h), o segundo entre o início e o meio da manhã

(05h-9h), e o terceiro e mais duradouro por toda a tarde até o início da noite (11h-17h) (**Figura 3**). Na EsEc Tapacurá, a espécie apresentou um padrão unimodal, estando mais ativo no início da manhã (6h-7h) (**Figura 3**). O timbu foi categorizado como noturno na ReBio Guaribas devido a elevada frequência de registros no período escuro (>70%) (**Tabela 3**). A espécie também apresentou um padrão bimodal para o padrão de atividade, sendo o primeiro pico no início e meio da noite (18h-21h) e o segundo pico na madrugada (01h-4h) (**Figura 3**). Já o quati na EsEc Tapacurá, apresentou um padrão de atividade diurno e unimodal (**Tabela 3**), sendo registrado com maior frequência no meio da tarde (15h-16h) (**Figura 3**).

Figura 3. Padrão de atividade dos mamíferos terrestres registrados através do armadilhamento fotográfico na ReBio Guaribas, EsEc Tapacurá, RPPN Pedra D'antas e RVS Mata do Junco.



Fonte: a autora (2022).

Tabela 3. Número de registros e distribuição dos registros entre os períodos do dia obtidos para: cutia, timbu, quati e cão doméstico.

Espécies	N° total de registros (% registros diurnos)				
	ReBio Guaribas	EsEc Tapacurá	RPPN Pedra D'antas	RVS Mata do Junco	Classificação (Diurna/ Noturna/ Crepuscular)
Cutia (<i>Dasyprocta iacki</i>)	108 (77)	11 (91)	19 (95)	13 (100)	Diurna
Timbu (<i>Didelphis albiventris</i>)	12 (0)	-	-	-	Noturna
Quati (<i>Nasua nasua</i>)	-	12 (92)	-	-	Diurna
Cão doméstico (<i>Canis lupus familiaris</i>)	65 (58)	38 (76)	-	-	Diurna

Fonte: a autora (2022).

As espécies foram classificadas em categorias de atividades com base na porcentagem de registros caindo em diferentes períodos do dia (dia, noite e crepúsculo).

Sobreposição espaço-temporal de atividade

O baixo grau de sobreposição espacial entre o cão doméstico e a cutia e o timbu na ReBio Guaribas demonstrou que os pares de espécies não estavam usando o mesmo local (**Tabela 4; Figura 4**). Ao contrário da ReBio Guaribas, o grau de sobreposição entre cutia e cão doméstico na EsEc Tapacurá foi alto; a sobreposição espacial entre o quati e o cão doméstico foi baixa (**Tabela 4; Figura 4**).

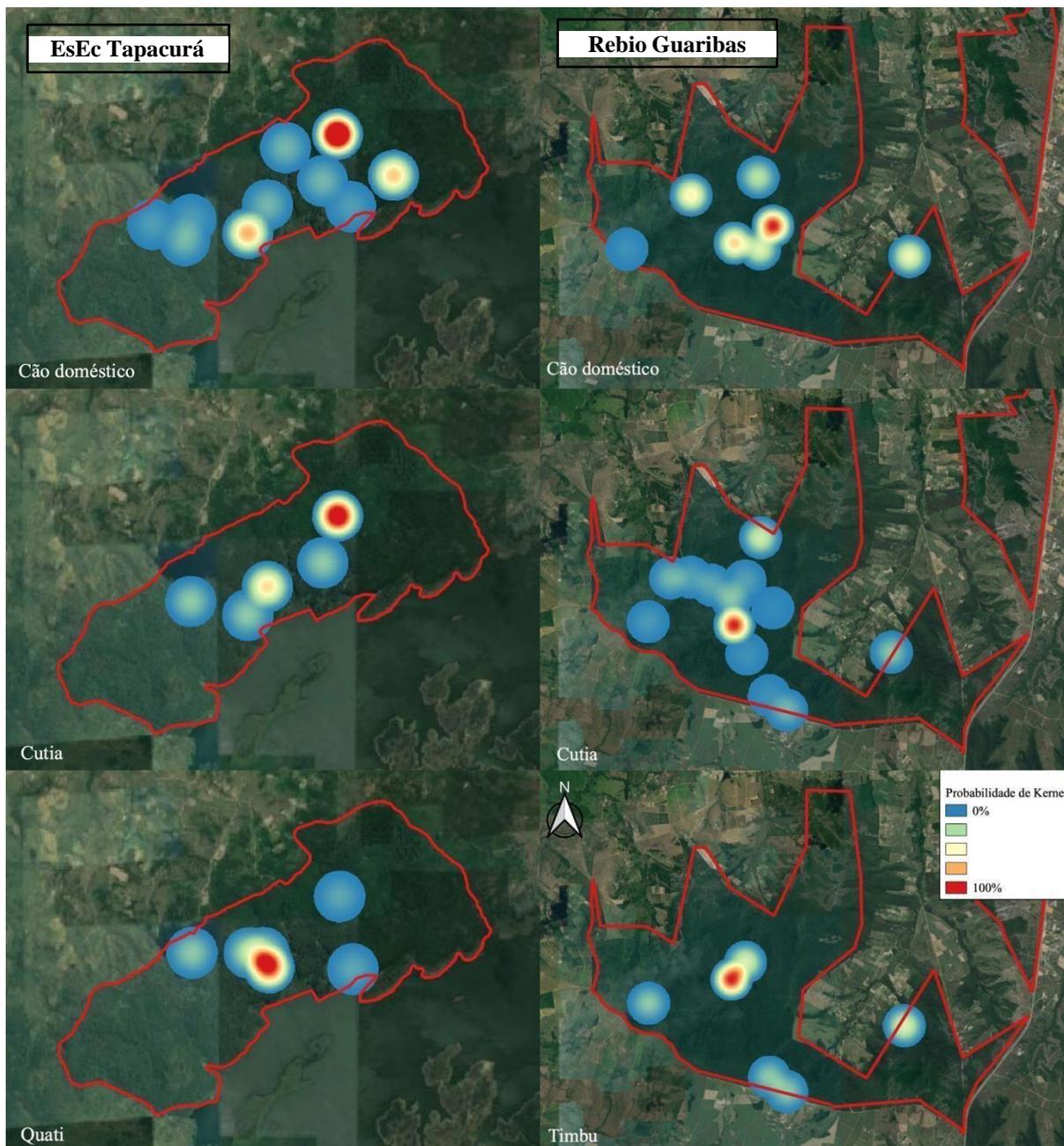
Tabela 4. Valores observados para a sobreposição espacial com base no índice de sobreposição de nicho de Pianka para cada par de espécies na Reserva Biológica Guaribas e Estação Ecológica de Tapacurá.

Pareamento	ReBio Guaribas

	Observado	Média	Desvio padrão	IC 95%
Cão doméstico-cutia	0,130	0,181	0,098	0,061-0,407
Cão doméstico-timbu	0,173	-	-	0,030-0,498
Pareamento	EsEc Tapacurá			
	Observado	Média	Desvio padrão	IC 95%
Cão doméstico-cutia	0,819	-	-	0,205-0,974
Cão doméstico-quati	0,268	0,343	0,157	0,118-0,729

Fonte: a autora (2022).

Figura 4. Distribuição espacial dos cães domésticos e mamíferos de médio porte na Estação Ecológica Tapacurá e Reserva Biológica Guaribas usando a Probabilidade de Kernel.

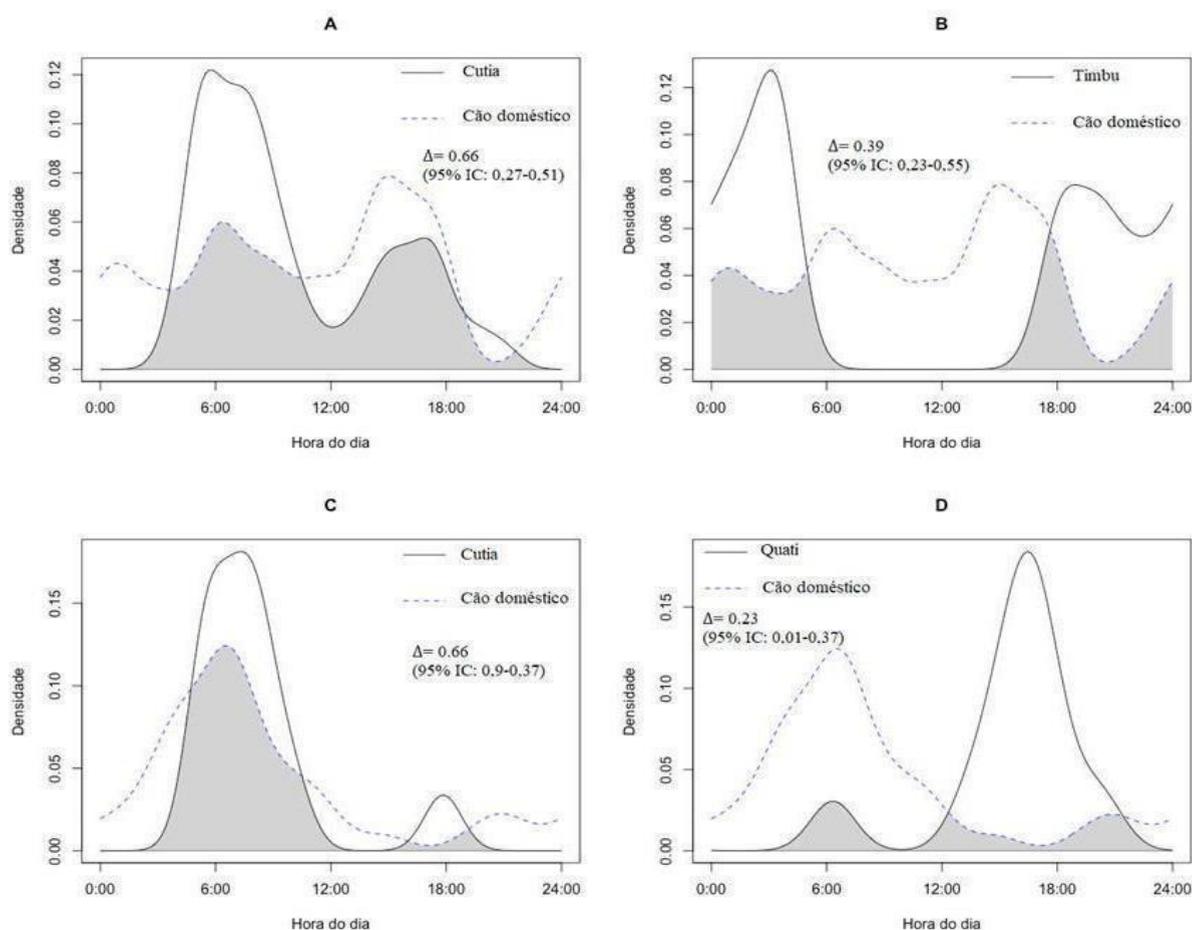


Fonte: a autora (2022).

Com relação a sobreposição temporal, o padrão de atividade diária entre as espécies da ReBio Guaribas variou de 0,39 a 0,66 (**Figura 5**). A sobreposição do padrão de atividade temporal entre o timbu e o cão doméstico foi moderada (**Figura 5**) e marginalmente significativa ($W = 3,664$; $p = 0,05$). Todavia, entre a cutia e o cão doméstico houve uma alta e significativa sobreposição temporal ($W = 4,001$; $p = 0,04$). Ambos pares de espécies demonstraram um padrão de atividade com picos de atividade ocorrendo frequentemente nos mesmos horários (**Figura 5**). Na EsEc Tapacurá, cutia e cão doméstico demonstraram uma sobreposição de atividade similar àquela observada na ReBio Guaribas e não significativa ($W = 1,977$; $p = 0,159$) (**Figura 5**). O coeficiente de sobreposição mais baixo apareceu entre o quati

e o cão doméstico, mostrando uma diferenciação de nicho temporal forte, porém sem variação entre as espécies ($W= 0,008$; $p= 0,926$) (**Figura 4**).

Figura 5. Sobreposição de nicho temporal entre Cutia, Timbu e Quati em relação ao Cão doméstico na ReBio Guaribas (**A e B**) e na EsEc Tapacurá (**C e D**).



Fonte: a autora (2022).

Discussão

O presente estudo investigou a presença do cão doméstico em quatro fragmentos de Mata Atlântica inseridos em Unidades de Conservação no Nordeste do Brasil, bem como o seu potencial como influenciador na atividade e comportamento das espécies de mamíferos terrestres nativos. Nossos resultados demonstraram que as UCs amostradas apresentam uma fauna de mamíferos terrestres relativamente expressiva, com a presença de espécies em algum grau de ameaça de extinção e/ou com importantes funções ecológicas, tais como tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*), quati (*Nasua nasua*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) (Ruedas e

Smith 2019; Beltrão *et al.* 2019). Adicionalmente, para algumas espécies (espécie-específica) e em determinadas áreas (área-específica), o padrão de atividade temporal e espacial pode estar sendo influenciado pelo padrão de atividade espaço-temporal apresentado pelo cão doméstico. Muito embora estudos adicionais sejam necessários, os resultados apresentados aqui são relevantes para apontar a direção da influência dos cães domésticos sobre a mastofauna terrestre dos locais de estudo, e certamente contribuirão para uma agenda de ações voltadas ao manejo dessa espécie exótica e a conservação das espécies nativas nessas áreas.

Registramos uma nível moderado de riqueza de espécies nas UCs amostradas. Os valores representam entre 25% e 89% das áreas mais conservadas de Mata Atlântica próximas as áreas no Nordeste e/ou em estudos nas próprias áreas (Oliveira *et al.* 2012; SAVE 2012; Mendes-Pontes *et al.* 2016; Albuquerque 2017; Rocha *et al.* 2017; Ramos 2019). Interessantemente, nossos resultados também mostraram uma alta frequência de indivíduos cães domésticos, exceto na RPPN Pedra D'anta e na RVS Mata do Junco (área controle) (Tabela 2). Como esperado, a mastofauna terrestre nas UCs aparenta ter sofrido um efeito de redução em suas frequências pela presença de cães domésticos somado a outros fatores do habitat, como fragmentação e disponibilidade de recursos no período de estudo. Esse efeito negativo nas frequências foi evidente especialmente para paca, raposa, mão-pelada e tapeti, tendo a cutia a única exceção. Atualmente, a presença do cão doméstico em áreas florestais tem aumentado a preocupação com a fauna nativa, já que a presença desses animais representam uma ameaça em termos de predação, competição e aumento de doenças para a biodiversidade nativa (Nayeri *et al.* 2021).

Dentre as espécies de mamíferos nativos registradas neste estudo, a mais abundante foi a cutia, que esteve presente em todas as áreas em elevadas taxas de abundância relativa. Essa alta abundância pode ser explicada porque a espécie explora qualquer tipo de hábitat e se reproduzem duas vezes por ano, o que lhes permite atingir altas densidades populacionais (Emmons & Reid 2016). Entre os carnívoros, o cão doméstico, tanto na ReBio Guaribas quanto na EsEc Tapacurá, foi o mais abundante. Em algumas UCs, os cães domésticos são mais abundantes do que espécies de carnívoros nativos, assim, influenciando na abundância e distribuição de espécies nativas, já que a presença de cães domésticos em altas abundancias levará a competição por recursos e potenciais encontros agonísticos (Paschoal *et al.* 2016; Lessa *et al.* 2016). Jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), por exemplo, evitam as áreas com alta densidade de cães domésticos, afim de evitar um encontro agonístico, afetando negativamente o uso e a sua distribuição no hábitat (Massara *et al.* 2015). Esse efeito negativo pode ser observado nas UCs amostradas neste estudo. Durante três anos, Beltrão *et al.* (2018) obtiveram

14 registros de jaguatiricas no ReBio Guaribas, e Ramos *et al.* (2021) 16 na EsEc Tapacurá. Em nosso estudo foi obtido apenas três registros de jaguatirica na ReBio Guaribas, e seis na EsEc Tapacurá. Embora possa existir uma diferença no período amostral, principalmente na ReBio Guaribas, sugere-se que os cães domésticos tenham potencial influências na frequência e abundância relativa das espécies de mamíferos terrestres nas nossas áreas de estudo. Todavia, estudos que abordem a dieta dos cães domésticos nessas áreas seriam interessantes para confirmar essa potencialidade.

Uma alta abundância de cães pode causar impactos negativos diretos e indiretos à comunidade de mamíferos nativos (Rosa *et al.* 2017). Pois, cães domésticos são, em sua grande maioria, predadores subsidiados pelos humanos, tendo a sua abundância dependente e influenciada pelas densidades humanas (Gompper 2014). E as interações entre o cão doméstico e a fauna nativa já contribuíram para extinções de vertebrados e são também um risco conhecido para dezenas de espécies ameaçadas em todo o mundo (Doherty *et al.* 2017). Esse cenário se agrava, em espécies com capacidade de defesa limitada e terrestres (Kruuk & Snell 1981; Taborsky 1988) e com alta capacidade de manifestações de doenças similares (Cleaveland *et al.* 2000). Entre os vertebrados, o mais comum dentre essas interações envolvendo cães domésticos são com outros mamíferos (Hughes *et al.* 2017). Mesmo sem se tornarem ferais (ver Guedes *et al.* 2021), os cães domésticos podem perseguir, capturar e, eventualmente, matar outras espécies e não se alimentar delas, fazendo isso para se divertir (Galetti & Sazima 2006; Rangel *et al.* 2013; Gompper 2015; Pereira *et al.* 2019; Guedes *et al.* 2021).

Em relação aos horários de atividade das espécies de mamíferos terrestres, a cutia e o quati demonstraram um padrão de atividade diurno em todas as áreas de nosso estudo. O padrão de atividade diurno é similar ao encontrado em outros estudos realizados na América do Sul (Hirsch 2009; Michalski & Norris 2011; Oliveira-Santos *et al.* 2013; Hatakeyama 2015; Ferregueti *et al.* 2018). Para o timbu, o padrão de atividade encontrado foi o noturno, como previamente sugerido para a espécie (Oliveira-Santos *et al.* 2008). O papel do cão doméstico sobre o comportamento espaço-temporal dos mamíferos terrestres foi parcialmente como esperado, já que em alguns casos a influência ficou mais evidente, e em outros não houve influência. Por exemplo, na EsEc Tapacurá houve uma alta sobreposição espaço-temporal com a cutia. Esse resultado parece demonstrar que a cutia não sofre qualquer pressão que venha a alterar o uso do espaço e do tempo, mantendo o seu período de atividade e o espaço utilizado. Cutia é uma espécie territorialista (McWilliams 2006), costumam armazenar o alimento coletado em locais específicos (*Cach behavior*), e circular sempre pelas mesmas rotas (Guimarães *et al.* 2005). Sem manter seu comportamento, as cutias poderiam não ter disponível

outra janela de tempo e espaço para captar os recursos necessários. Pois, se alterassem seus padrões espaço-temporais, os indivíduos passariam a ocupar os mesmos espaços, levando a competição intraespecífica. Neste sentido, para a cutia o benefício de se manter ativa no mesmo tempo e espaço que os cães domésticos, e evitar competição intraespecífica superaria o risco de um encontro agonístico.

Evitar interações agonísticas e letais, a concorrência, ou ambos, tendem a fazer com que as espécies de mesopredadores, como o quati, alterem os seus aspectos de uso do espaço, tempo ou recursos (Newsome *et al.* 2017; Ferretti *et al.* 2020). Espera-se que as espécies concorrentes simpátricas se separem ao longo desses ou de outros eixos de seus nichos ecológicos para coexistir (Macarthur & Levins 1967). Isso explica a baixa sobreposição espaço-temporal entre os quatis e cães domésticos encontrados na EsEc Tapacurá. Nosso resultado demonstrou que os cães domésticos podem estar influenciando o comportamento dos quatis, fazendo com que os quatis se mantenham ativos em uma janela de tempo e espaço diferente dos cães, assim, potencialmente evitando potenciais encontros agonísticos ou letais. Além disso, os quatis podem ter estado ativos naquele espaço e tempo uma vez que a disponibilidade de recursos tem sido indicada como uma importante variável para o padrão de atividade e o uso do espaço para esta espécie (Costa *et al.* 2009; Marques & Fabian 2018). Neste sentido, é provável que, além de evitar encontros com os cães domésticos, visando reduzir a predação, a disponibilidade de recursos na área pode estar atuando sobre o pico de atividade dos quatis. Como o período amostral do estudo correspondeu ao período seco na EsEc Tapacurá (novembro-abril), com a maior parte da vegetação da área sem folhas e ainda não dispõe de tantos frutos (Souza *et al.* 2007; Silva & Rodal 2009), com uma provável distribuição aleatória das fontes de frutos. O maior pico de atividade pode estar ocorrendo no final de tarde-início da noite na tentativa de se obter aqueles recursos necessários não consumidos durante o dia.

Na ReBio Guaribas, os horários de atividade dos cães domésticos indicam que eles são diurnos e parcialmente catemerais, ou seja, são ativos tanto durante o dia como à noite. Portanto, eles podem potencialmente compartilhar o nicho temporal tanto com as espécies nativas de hábitos diurnos e noturnos. Isso pode ser melhor observado durante as análises de sobreposição temporal, onde encontramos uma alta sobreposição de atividade com a cutia. Porém, quando observamos a análise de sobreposição espacial, vimos que o índice de sobreposição é baixo. Assim, diferentemente do observado na EsEc Tapacurá, as cutias estão ativas no mesmo período de tempo, porém em espaços diferentes com os cães domésticos. Fator que pode explicar é a diferença de tamanho entre as áreas, uma vez que a ReBio Guaribas é 10 vezes mais extensa do que a EsEc Tapacurá, já que o tamanho do habitat influencia na atividade das

cutias (Norris *et al.* 2010). Desta forma, as cutias mantêm o seu uso espacial já delimitado, e os cães domésticos têm mais espaço disponível para desenvolver suas atividades. Para o timbu, uma espécie com hábitos noturnos, encontramos uma menor sobreposição no padrão de atividade com os cães domésticos, e também uma baixa sobreposição espacial. Isso ocorreu, porque apesar de apresentarem atividades noturnas, os cães domésticos estavam mais ativos durante o dia, reduzindo assim a sobreposição temporal entre as espécies; e quando estão ativas nos mesmos horários, ocupam espaços diferentes no hábitat, reduzindo então a probabilidade de encontros entre as espécies.

Apesar de termos encontrado uma elevada riqueza de mamíferos terrestres, o número de registros para algumas espécies foi baixo. O que já era esperado para algumas espécies de carnívoros que ocorrem naturalmente em baixas densidades como a Jaguatirica e Papa-Mel, e outras espécies de mamíferos consideradas raras como o tatu-de-rabo-mole. Mas para algumas espécies consideradas comuns, que ocorrem em altas densidades como raposa, quati e tatu galinha, encontramos um número de registros muito baixo. Porém, isso não invalida os resultados encontrados e a importância do estudo. O uso de iscas poderia potencializar o número de registros, especialmente em estudos realizados em curto espaço de tempo, como o nosso. Decisões metodológicas sobre utilizar ou não iscas, e o tipo de isca podem afetar a detecção das espécies-alvo (Ferreira-Rodriguez & Pombal 2019). Porém, se faz necessário o uso padronizado de iscas para otimizar o armadilhamento fotográfico e tornar os estudos comparáveis.

Nesse estudo encontramos uma elevada riqueza de mamíferos terrestres, bem como uma alta abundância de cães domésticos em fragmentos de Mata Atlântica com grande relevância biológica. Embora atualmente sob diferentes regimes de conservação e manejo, em um passado recente, as áreas parecem ter sofrido com os efeitos deletérios da perda e fragmentação de habitats e caça. Um dos resultados desse processo foi o desaparecimento de importantes espécies da mastofauna, especialmente as de grande porte, tais como onça-parda (*Puma concolor*), onça-pintada (*Panthera onca*), e anta (*Tapirus terrestris*). Neste sentido, é essencial e urgente o estabelecimento de estratégias de manejo para o controle das populações do mamífero exótico, o cão doméstico, dentro e no entorno dessas unidades de conservação. Essas áreas apresentam uma diversidade de espécies em diferentes graus de ameaça de extinção (Oliveira, 2012; Mendes-Pontes *et al.*, 2016; Garbino *et al.*, 2018), as quais podem ter suas populações reduzidas. Algumas práticas na gestão das UCs podem ser tomadas, como exemplo, a construção de uma boa relação com as comunidades humanas circunvizinhas, conscientizando sobre os prejuízos causados tanto à biodiversidade local como a saúde de seu animal (p.ex. transmissão de zoonoses e ectoparasitas). Ações de manejo dos cães domésticos, tais como

campanhas de castração e vacinação no entorno de áreas também são importantes a fim de evitar o aumento da população e a transmissão de doenças.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo trouxe novas informações sobre o comportamento de mamíferos terrestres na presença do cão doméstico. Vimos que o cão doméstico tem influência sobre o padrão de distribuição espaço-temporal de alguns mamíferos terrestres, e que isso pode estar afetando negativamente essas espécies nativas. Os dados que coletamos sobre a riqueza, padrão de atividade e distribuição espacial dos mamíferos terrestres e dos cães domésticos poderão contribuir para a criação de estratégias de conservação nas áreas protegidas.

Ademais, pode direcionar o manejo de cães dentro e no entorno das áreas protegidas, tendo em vista que, ações de educação ambiental com as comunidades vizinhas são fundamentais para informar as pessoas dos prejuízos que os cães podem causar (ex. caça, mutilação e contaminação por doenças infectocontagiosas) e também sofrer (ex. proles indesejadas, doenças infectocontagiosas, parasitas). Evidenciando assim a importância de manter seus animais dentro de suas propriedades.

Desta forma, incentivar a castração e vacinação por meio de campanhas nas comunidades vizinhas as unidades de conservação, ajudaria a reduzir as altas taxas de abandono, bem como a circulação e transmissão de doenças que poderiam ser evitadas por meio da vacinação, como a cinomose e pavorose. Doenças que afetam também canídeos e felídeos silvestres, e causam grandes problemas nas populações em áreas protegidas, especialmente nos locais em que a densidade de cães é muito alta. Assim como este estudo, trabalhos futuros podem trazer novas informações a respeito do comportamento, dieta e interações espécie-específicas e espaço-específicas dos mamíferos terrestres contribuindo na elaboração de outras possíveis medidas mitigatórias contra a influência dos cães domésticos nas comunidades de mamíferos terrestres.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, A. C. F. D. Diversidade de mamíferos de médio porte e ocorrência de cães domésticos como espécie invasora em unidades de conservação na Mata Atlântica da Paraíba, Brasil. **Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Universidade Federal da Paraíba**, João Pessoa, 143 p., 2017.
- ANDRADE-SILVA, K. V. K.; KENUP, C. F.; KREISCHER, C.; FERNANDEZ, F. A.; PIRES, A. S. Who let the dogs out? Occurrence, population size and daily activity of domestic dogs in an urban Atlantic Forest reserve. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 228-233, 2018.
- ANDREAZZI, M. A.; GASPAROTTO, F.; DE SOUZA PACCOLA, E. A.; DA SILVA, C. N.; RODRIGUES, A. D. F. C.; LIZAMA, M. D. L. A. P. Giant african snail, *Achatina fulica* (Férussac, 1821): an environmental and public health problem in the northwestern of Paraná State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 39, n. 3, p. 301-307, 2017.
- ANDRIVON, D. The origin of *Phytophthora infestans* populations present in Europe in the 1840s: a critical review of historical and scientific evidence. **Plant Pathology**, v. 45, n. 6, p. 1027-1035, 1996.
- AXIMOFF, I.; DOS SANTOS, A. M.; TOLEDO, K.; DE FREITAS, A. C.; GUILLOBEL, H. Mamíferos de médio e grande porte em fragmento de cerrado, minas gerais, Brasil. **Oecologia Australis**, v. 26, n.1, p. 64-76, 2022.
- BARNOSKY, A. D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G. O. U.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T. B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J. L.; LINDSEY, E. L.; MAGUIRE, K. C.; MERSEY, B.; FERRER, E. A. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51-57, 2011. Doi: 10.1038/nature09678
- BATSCHELET, E. **The rayleigh test**. Circular statistics in biology, p. 54-58, 1981.
- BECA G.; VANCINE M. H.; CARVALHO C. S.; PEDROSA F.; ALVES R. S. C.; BUSCARIOL D.; PERES C. A.; RIBEIRO M. C.; GALETTI M. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v. 210, p. 352-359, 2017.
- BELLARD, C.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biology letters**, v. 12, n.2, e20150623, 2016.
- BELLARD, C.; GENOVESI, P.; JESCHKE, J. M. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1823, p. 20152454, 2016.
- BELTRÃO, M. G.; FEIJÓ, A.; ALBUQUERQUE, A. C. F.; FREITAS, G. L.; ROCHA, F. L. Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil. **Mammalia**, v. 83, n.3, p. 298-306, 2019.

BLACKBURN, T. M.; PYŠEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J. T.; DUNCAN, R. P.; JAROŠÍK, V.; RICHARDSON, D. M. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.

BOGONI, J. A.; FERRAZ, Katia M.P.M.B.; PERES, C. A. Continental-scale local extinctions in mammal assemblages are synergistically induced by habitat loss and hunting pressure. **Biological Conservation**, v. 272, p. 109635, 2022.

BOGONI, J. A.; PIRES, J. S. R.; GRAIPEL, M. E.; PERONI, N., & PERES, C. A. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mammal fauna? **Plos One**, v. 13, n. 9, p. e0204515, 2018.

BOVENDORP, R. S.; VILLAR, N.; ABREU-JR, E. F.; BELLO, C.; REGOLIN, A. L.; PERCEQUILLO, A. R.; GALETTI, M. Atlantic-small mammals: A dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v.98, p. 2226-2226.

BRADFORD JE, FREER L. Bites and injuries inflicted by wild and domestic animals. IN: AUERBACH, P. (ed). **Wilderness medicine**. 6th ed. St Louis, MO: Mosby; 2012.

BRASIL. Lei Nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC**. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/images/arquivos/areas_protegidas/snuc/Livro%20SNUC%20PNA P.pdf](https://www.mma.gov.br/images/arquivos/areas_protegidas/snuc/Livro%20SNUC%20PNA%20P.pdf); Acessado em: 01 abr. 2021.

BRESOLIN, A. J.; ZAKRZEWSKI, S. B. B.; MARINHO, J. R. Percepção, comunicação e educação ambiental em unidades de conservação: um estudo no Parque Estadual de Espigão Alto–Barracão/RS–Brasil. **Revista Perspectiva**, v. 34, n. 128, p. 103-114, 2010.

BURGOS-PAZ, W.; SOUZA, C. A.; MEGENS, H. J.; RAMAYO-CALDAS, Y.; MELO, M.; LEMÚS-FLORES, C.; CAAL, E.; SOTO, H. W.; MARTÍNEZ, R.; ÁLVAREZ, L. A.; AGUIRRE, L.; IÑIGUEZ, V.; REVIDATTI, M. A.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, O. R.; LAMBI, S.; ESTEVE-CODINA, A.; RODRÍGUEZ, M. C.; CROOIJMANS, R. P. M. A.; PAIVA, S. R.; SCHOOK, L. B.; GROENEN, M. A. M.; PÉREZ-ENCISO, M. Porcine colonization of the Americas: a 60k SNP story. **Heredity**, v. 110, n. 4, p. 321-330, 2013.

CADOTTE, M. W.; MCMAHON, S. M.; FUKAMI, T. (Eds.). *Ecologia conceitual e biologia de invasão: abordagens recíprocas da natureza* (Vol. 1). Berlim, **Springer**, 2006.

CALLAN, R.; OWENS, J. R.; BI, W.; KILHAM, B.; YAN, X.; QI, D.; HOU, R.; SPOTILA, J. R.; ZHANG, Z. Free-roaming dogs limit habitat use of giant pandas in nature reserves. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-12, 2020.

CARDILLO, M.; MACE, G. M.; JONES, K. E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, O. R.; SECHREST, W.; ORME, C. D. L.; PURVIS, A. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, v. 309, n. 5738, p. 1239-1241, 2005.

CARVALHO, W. D.; ROSALINO, L. M.; GODOY, M. S. A. M.; GIORGETE, M. F.; ADANIA, C. H.; ESBÉRARD, C. E. L. Temporal activity of rural free-ranging dogs:

implications for the predator and prey species in the Brazilian Atlantic Forest. **NeoBiota**, v. 45, p. 55, 2019.

CERVO, I. B. Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na agropecuária e na biodiversidade no Brasil. **Dissertação (Mestrado em Ecologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Rio Grande do Sul, 61 p., 2017.

CHAVES, Ó. M.; JÚNIOR, J. S.; BUSS, G.; HIRANO, Z. M.; JARDIM, M. M. A.; AMARAL, E. L. S.; GODOY, J.C; PERUCHI, A. R.; MICHEL, T.; BICCA-MARQUES, J. C. Wildlife is imperiled in peri-urban landscapes: threats to arboreal mammals. **Science of The Total Environment**, p. 152883, 2022.

CLEAVELAND, S.; APPEL, M. G. J.; CHALMERS, W. S. K.; CHILLINGWORTH, C.; KAARE, M.; DYE, C. Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. **Veterinary microbiology**, v. 72, n. 3-4, p. 217-227, 2000.

CONTARDO, J.; GRIMM-SEYFARTH, A.; CATTAN, P. E.; SCHÜTTLER, E. Environmental factors regulate occupancy of free-ranging dogs on a sub-Antarctic island, Chile. **Biological Invasions**, v. 23, n. 3, p. 677-691, 2021.

COSTA, E. M. J.; MAURO, R. D. A.; SILVA, J. S. V. Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 985-991, 2009.

COSTA, V.; MELLO, F. A. P. Manejo e monitoramento de trilhas interpretativas: contribuição metodológica para a percepção do espaço ecoturístico em unidades de conservação. **Simpósio Nacional sobre Geografia, Percepção e Cognição do Meio Ambiente**, 2005.

CULOT, L.; BELLO, C.; BATISTA, J. L. F.; DO COUTO, H. T. Z.; GALETTI, M. Synergistic effects of seed disperser and predator loss on recruitment success and long-term consequences for carbon stocks in tropical rainforests. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-8, 2017.

DA ROCHA, P. A.; CUNHA, M. A.; DOS SANTOS SILVA, C.; RUIZ-ESPARZA, J.; BELTRÃO-MENDES, R.; FERRARI, S. F. Non-Volant mammals of a remnant of the Atlantic Forest in northeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 12, n. 3, p. 191-199, 2017.

DAVIDSON, A. D., HAMILTON, M. J., BOYER, A. G., BROWN, J. H., CEBALLOS, G. Multiple ecological pathways to extinction in mammals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 26, p. 10702-10705, 2009.

DAVIES, N.; VILLABLANCA, F. X.; RODERICK, G. K. Bioinvasions of the medfly *Ceratitidis capitata*: source estimation using DNA sequences at multiple intron loci. **Genetics**, v. 153, n. 1, p. 351-360, 1999.

DEEM, S. L.; KARESH, W. B.; WEISMAN, W. Putting Theory into Practice: Wildlife Health in Conservation. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1224-1233, 2001.

DIRZO, R., YOUNG, H. S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401-406, 2014. DOI: 10.1126/science.1251817

DOHERTY, T. S.; DICKMAN, C. R.; GLEN, A. S.; NEWSOME, T. M.; NIMMO, D. M.; RITCHIE, E. G.; VANAK, A. T.; WIRSING, A. J. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, p. 56-59, 2017.

EMMONS, L.; REID, F. (2016). **Dasyprocta sp. The IUCN Red List of Threatened Species 2016**. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T89497102A22197762.en>. Acesso em 05 de junho de 2021.

FALK-PETERSEN, J.; BØHN, T.; SANDLUND, O. T. On the numerous concepts in invasion biology. **Biological invasions**, v. 8, n. 6, p. 1409-1424, 2006.

FARRIS, Z. J.; KELLY, M. J.; KARPANTY, S.; MURPHY, A.; RATELOLAHY, F.; ANDRIANJAKARIVELO, V.; HOLMES, C. The times they are a changin: Multi-year surveys reveal exotics replace native carnivores at a Madagascar rainforest site. **Biological Conservation**, v. 206, p. 320-328, 2017.

FERREGUETTI, A. C.; TOMAS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density, habitat use, and daily activity patterns of the Red-rumped Agouti (*Dasyprocta leporina*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 53, n. 2, p. 143-151, 2018

FERNANDES-FERREIRA, H.; ALVES, R. D. N. Legislação e mídia envolvendo a caça de animais silvestres no Brasil: uma perspectiva histórica e socioambiental. **Revista Gaia Scientia**, v.8, n.1, p. 1-7.

FERREGUETTI, A. C.; TOMAS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density, habitat use, and daily activity patterns of the Red-rumped Agouti (*Dasyprocta leporina*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 53, n. 2, p. 143-151, 2018.

FERREIRA-RODRÍGUEZ, N.; POMBAL, M. A. Bait effectiveness in camera trap studies in the Iberian Peninsula. **Mammal Research**, v. 64, n.2, p.155-164, 2019.

FONSECA, M.; LAMAS, I.; KASECKER, T. O papel das unidades de conservação. **Scientific American Brasil**, v. 39, p. 18-23, 2010.

FOSTER, R. J.; HARMSSEN, B. J. A critique of density estimation from camera-trap data. **The Journal of Wildlife Management**, v.76, n.2, p. 224-236, 2012.

FRANKLIN, M.; RAND, J.; MARSTON, L.; MORTON, J. Do Pet Cats Deserve the Disproportionate Blame for Wildlife Predation Compared to Pet Dogs?. **Frontiers in veterinary science**, p. 1156, 2021.

FRANTZ, L.; MEIJAARD, E.; GONGORA, J.; HAILE, J.; GROENEN, M. A.; LARSON, G. The evolution of Suidae. **Annual Review of Animal Biosciences**, v. 4, 61-85, 2016.

- GAIOTTO, J. V.; ABRAHÃO, C. R.; DIAS, R. A.; BUGONI, L. Diet of invasive cats, rats and tegu lizards reveals impact over threatened species in a tropical island. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 294-303, 2020.
- GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; FADINI, R. F.; GUSSONI, C. O.; RODRIGUES, M.; ALVAREZ, A. D.; ALVES, K. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. **Zoologia (Curitiba)**, v. 26, n. 2, p. 288-298, 2009.
- GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Natureza e Conservação**, v. 4, n. 1, p. 146-151, 2006.
- GALETTI, M.; GONÇALVES, F.; VILLAR, N.; ZIPPARRO, V. B.; PAZ, C.; MENDES, C.; BOVENDORP, R. S. Causes and consequences of large-scale defaunation in the Atlantic forest. In: **The Atlantic forest**. Springer, Cham, p. 297-324, 2021.
- GÁLVEZ, N.; MENICONI, P.; INFANTE, J.; BONACIC, C. Response of mesocarnivores to anthropogenic landscape intensification: activity patterns and guild temporal interactions. **Journal of Mammalogy**, v. 102, n. 4, p. 1149-1164, 2021.
- GARBINO, G. S. T. et al. Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco endemism center of the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 41, n. 1, p. 175-184, 2018.
- GISP - Programa Global de Espécies Invasoras. América do Sul invadida. **A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. 80p, 2005.
- GODET, L.; DEVICTOR, V. What conservation does. **Trends in ecology & evolution**, v. 33, n. 10, p. 720-730, 2018
- GÓMEZ, H.; WALLACE, R. B.; AYALA, G.; TEJADA, R. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 2, p. 91-95, 2005.
- GOMPPER, M. E. (Ed.). The dog-human-wildlife interface: assessing the scope of the problem. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**, p. 9-54, 2014.
- GOMPPER, M. E. (Ed.). Free-ranging dogs and wildlife conservation. **Oxford University Press**, p. 1-336, 2015.
- GONÇALVES, F. *et al.* ATLANTIC MAMMAL TRAITS: a data set of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. **Ecology**, v. 99, n.2, p. 498-498, 2018.
- GONÇALVES, F.; BOVENDORP, R. S.; BECA, G.; BELLO, C.; COSTA-PEREIRA, R.; MUYLAERT, R. L.; GUEDES, J. J. M.; ASSIS, C. L.; FEIO, R. N.; QUINTELA, F. M. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 44, n. 1, p. 45-58, 2021.
- GRAIPEL, M. E.; CHEREM, J. J.; MONTEIRO-FILHO, E. L.; CARMIGNOTTO, A. P. Mamíferos da Mata Atlântica. **Revisões em Zoologia: Mata Atlântica**, 391-482, 2017.

GUEDES, J. J. M.; ASSIS, C. L.; FEIO, R. N.; QUINTELA, F. M. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 44, n.1, p. 45-58, 2021.

GUIMARÃES JR, P. R.; GOMES, B. Z.; AHN, Y. J.; GALETTI, M. Cache pilferage in red-rumped agoutis (*Dasyprocta leporina*)(Rodentia). **Mammalia**, v. 69 n. 3-4, p.431-434.

HASSLER, M. L. (2005). A importância das Unidades de Conservação no Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 33, p. 79-89, 2005.

HATAKEYAMA, R. Ocupação e padrões de atividades de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de Mata Atlântica e plantações de eucalipto. **Dissertação (Mestrado em Ecologia – Universidade Federal de Minas Gerais**, Minas Gerais, 106 p., 2015.

HIRSCH, B. T. Seasonal variation in the diet of ring-tailed coatis (*Nasua nasua*) in Iguazu, Argentina. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, 136-143, 2009.

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.

HUGHES J.; MACDONALD D. W.; BOITANI, L. Roaming free in the rural idyll: dogs and their connections with wildlife. In: Serpell J (ed) The domestic dog: its evolution, behavior and interactions with people, 2nd. **Cambridge University Press**, Cambridge, pp 377–392, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo 2010. Disponível em:<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/mamanguape/panorama>. Acesso em 31/07/2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo 2010. Disponível em:<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/lagoa-dos-gatos/panorama>. Acesso em 31/07/2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo 2010. Disponível em:<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/são-lourenço-da-mata/panorama>. Acesso em 31/07/2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo 2010. Disponível em:<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/se/capela/panorama>. Acesso em 31/07/2022.

ICMBio. **Guia de Orientação para o Manejo de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais**, 2018.

ICMBio. **Categorias de Unidades de conservação**. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/categorias>. Acessado em: 4 fev. de 2021.

JESCHKE, J. M.; HEGER, T. (Ed). **Invasion biology: hypotheses and evidence**. CABI, 2018.

JORGE, M. L. S. P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological conservation**, v. 163, p. 49-57, 2013.

KHATTAK, R. H.; XIN, Z.; AHMAD, S.; BARI, F.; KHAN, A.; NABI, G.; REHMAN, E. U. Feral dogs in Chitral gol national park, Pakistan: a potential threat to the future of threatened Kashmir Markhor (*Capra falconeri cashmiriensis*). **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, 2023.

KARANTH, K. K.; NICHOLS, J. D.; KARANTH, U.; HINES, J.; CHRISTENSEN, N. L. The shrinking ark: patterns of large mammal extinctions in India. Proceedings of the Royal Society B: **Biological Sciences**, v. 277, n. 1690, p. 1971-1979, 2010.

KIERULFF, M. C. M.; RUIZ-MIRANDA, C. R.; DE OLIVEIRA, P. P.; BECK, B. B.; MARTINS, A.; DIETZ, J.; M.; BAKER, A. J. The Golden-lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: a conservation success story. **International Zoo Yearbook**, v. 46, n. 1, p. 36-45, 2012.

KRAUZE-GRYZ, D.; GRYZ, J. B.; GOSZCZYŃSKI, J.; CHYLARECKI, P.; ZMIHORSKI, M. The good, the bad, and the ugly: space use and intraguild interactions among three opportunistic predators—cat (*Felis catus*), dog (*Canis lupus familiaris*), and red fox (*Vulpes vulpes*)—under human pressure. **Canadian Journal of Zoology**, v. 90, n. 12, p. 1402-1413, 2012.

KRUUK, H.; SNELL, H. Prey selection by feral dogs from a population of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). **Journal of applied Ecology**, p. 197-204, 1981.

LEÃO, T.; ALMEIDA, W. R.; DE SÁ, M. D.; ZILLER, S.; LEÃO, T. C.; ZILLER, S. R. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil, **CEPAN**, p.101, 2011.

LESSA, I. C. M. 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 (Mestrado em Ecologia e Conservação – Universidade Estadual Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 83 p., 2012.

LESSA, I.; GUIMARÃES, T. C. S.; GODOY BERGALLO, H.; CUNHA, A.; VIEIRA, E. M. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals?. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46-56, 2016.

LIMA, F.; BECA, G.; MUYLAERT, R. L.; JENKINS, C. N.; PERILLI, M. L.; PASCHOAL, A. M. O.; GALETTI, M. ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. **Ecology**, v. 98, n. 11, p. 2979-2979, 2017

LINDERS T. E. W.; SCHAFFNER. U.; ESCHEN, R.; ABEBE, A.; CHOGE, S. K.; *et al.* Direct and indirect effects of invasive species: Biodiversity loss is a major mechanism by which an invasive tree affects ecosystem functioning. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 6, p. 2660-2672, 2019.

LIRA P. K.; PORTELA, R. C. Q.; TAMBOSI L. R. Land-cover changes and an uncertain future: will the Brazilian Atlantic Forest lose the chance to become a hopespot? In: Marques MCM, Grelle CEV (eds) **The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the megadiverse forest**. Springer, Switzerland, p. 233-251, 2021.

LIU X.; WU P.; SONGER M.; QIONG C.; XIANGBO H.; YUN Z.; XIAOMING S. Monitoring wildlife abundance and diversity with infra-red camera traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China. **Ecological Indicators**, v. 33, p. 121-128, 2013.

LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. **Diversity and Distributions**, v. 15, n. 5, p. 904-910, 2009.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. John Wiley & Sons, 2013.

LOEHLE, C.; ESCHENBACH, W. Historical bird and terrestrial mammal extinction rates and causes. **Diversity and Distributions**, v. 18, n.1, 84-91, 2012.

LOVEJOY, T. E. Protected areas: a prism for a changing world. **Trends in ecology and evolution**, v. 21, n. 3, p. 329-333, 2006.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; DE POORTER, M. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. Auckland: Invasive Species Specialist Group, 2004.

LYRA-NEVES R. M.; TELINO-JÚNIOR W. R.; DIAS M. M.; AZEVEDO-JÚNIOR S. M. First record of *Myiarchus tuberculifer* (Lafresnaye & d'Orbigny) (Aves, Tyrannidae) for Pernambuco State, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, p. 405-407, 2004.

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

MAGIOLI, M.; RIOS, E.; BENCHIMOL, M.; CASANOVA, D. C.; FERREIRA, A. S.; ROCHA, J.; MORATO, R. G. The role of protected and unprotected forest remnants for mammal conservation in a megadiverse Neotropical hotspot. **Biological Conservation**, v. 259, p. 109173, 2021.

MARQUES, R. V.; FABIÁN, M. E. Daily activity patterns of medium and large neotropical mammals in an area of Atlantic rain forest at altitude. **Revista Brasileira de Zociências**, v. 19, n. 3, 2018.

MASSARA, R. L.; PASCHOAL, A. M. O.; DOHERTY, P. F.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Ocelot population status in protected brazilian atlantic forest. **PloS one**, v. 10, n. 11, p. e0141333, 2015.

MCGEOCH, M.; JETZ, W. Measure and reduce the harm caused by biological invasions. **One Earth**, v. 1, n. 2, p. 171-174, 2019.

- MCNEELY, J. A. An introduction to human dimensions of invasive alien species. **The great remodeling: human dimensions of invasive alien species**, p. 5-20, 2001.
- MCWILLIAMS, D. A. Determinants for the diet of captive agoutis (*Dasyprocta* spp.). **Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice**, v. 12, n.2, p. 279-286, 2009.
- MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Relatório Final. **Brasília: UNEP-WCMC**, v. 120, p. 78-94, 2011.
- MELLA-MÉNDEZ, I.; FLORES-PEREDO, R.; BOLÍVAR-CIMÉ, B.; VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, G. Effect of free-ranging dogs and cats on medium-sized wild mammal assemblages in urban protected areas of a Mexican city. **Wildlife Research**, v. 46, n. 8, p. 669-678, 2019.
- MELO, R. K. S; MOURA, G. J. B. D.; SILVA, H. P. **Proposta de Zoneamento para conservação da Estação Ecológica de Tapacurá/ UFRPE**. In: MOURA, G. J. B. Contribuições para a gestão ambiental na estação ecológica do Tapacurá. 1 ed. Recife: Editora Universitária da UFRPE. p. 09-56, 2018.
- MELO, F. P.; PINTO, S. R.; BRANCALION, P. H.; CASTRO, P. S.; RODRIGUES, R. R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental science & policy**, v. 33, p. 395-404, 2013.
- MENDES-PONTES, A. R.; BELTRÃO, A. C. M.; NORMANDE, I. C.; MALTA, A. D. J. R.; SILVA JÚNIOR, A. P. D.; SANTOS, A. M. M. Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PLoS One**, v.11, n.5, e0150887, 2016.
- MICHALSKI, F.; NORRIS, D. Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, n. 6, p. 701-708, 2011.
- MICHELETTI, T. et al. **Terrestrial Invasive Species on Fernando de Noronha Archipelago: What We Know and the Way Forward**, p. 51-94. In: Londe V. Invasive Species: ecology, impacts, and potential uses. Nova Science Publishers, 2020.
- MIKLÓSI, Á. **Dog behaviour, evolution, and cognition**. Oxford University Press, p. 416, 2014.
- MMA - IBAMA. Brasil. 2003. Ministério do Meio Ambiente. Plano de Manejo. Disponível em: www.icmbio.gov.br/portal_antigo/images/stories/imgs-unidades-coservacao/rebio_guaribas.pdf. Acessado em 15/04/2021.
- MOODLEY, D.; ANGULO, E.; CUTHBERT, R. N.; LEUNG, B.; TURBELIN, A.; NOVOA, A.; DIAGNE, C. Surprisingly high economic costs of biological invasions in protected areas. **Biological Invasions**, p. 1-22, 2022.

MOLLOT, G.; PANTEL, J. H.; ROMANUK, T. N. The Effects of Invasive Species on the Decline in Species Richness: A Global Meta-Analysis. In: **Advances in ecological research**. Academic Press, 2017. p. 61-83.

MONTEIRO-ALVES, P. S.; FERREGUETTI, A. C.; ALLEMAND, M. M.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; KAJIN, M.; ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G. Domestic dogs and water-availability effects on non-volant mammals in a protected area, south-eastern Brazil. **Wildlife Research**, v. 48, n. 4, p. 323-333, 2021.

MONTERROSO P.; ALVES P. C.; FERRERAS P. Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in southwestern Europe: implications for species coexistence. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 68, n. 9, p. 1403-1417, 2014.

MUYLAERT, R. D. L.; STEVENS, R. D.; ESBÉRARD, C. E.; MELLO, M. A.; GARBINO, G. S.; VARZINCZAK, L. H.; GALETTI, M. ATLANTIC BATS: a data set of bat communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v.98, n. 12, p. 3227-3227, 2017.

NASCIMENTO, L. E. R.; SANTOS, A. M. Turismo e recursos naturais: o lugar das unidades de conservação no ecoturismo. **Nature and Conservation**, v. 7, n. 1, p. 48-60, 2014.

NAGY-REIS, M. B.; OSHIMA, J. E.; KANDA, C. Z.; PALMEIRA, F. B. L.; MELO, F. R.; MORATO, R. G. Neotropical Carnivores: a data set on carnivore distribution in the Neotropics. **Ecology**, v.101, n. 11, e03128, 2020.

NAYERI, D.; MOHAMMADI, A.; QASHQAEI, A. T.; VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Free-ranging dogs as a potential threat to Iranian mammals. **Oryx**, 1-7, 2021.

NEWSOME, T.M.; GREENVILLE, A.C.; CIROVIC, D.; DICKMAN, C.R.; JOHNSON, C.N.; KROFEL, M.; LETNIC, M.; RIPPLE, W.J.; RITCHIE, E.G.; STOYANOV, S.; WIRSING, A. J. TOP predators constrain mesopredator distributions. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2017.

NOGUEIRA, E. M.; YANAI, A. M.; DE VASCONCELOS, S. S.; DE ALENCASTRO GRAÇA, P. M. L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil's Amazonian protected areas as a bulwark against regional climate change. **Regional Environmental Change**, v. 18, n.2, p. 573-579, 2018.

NORRIS, D.; MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 3, p. 551-560, 2010.

OLENIN, S.; GOLLASCH, S.; LEHTINIEMI, M.; SAPOTA, M.; ZAIKO, A. Biological invasions. In: **Biological oceanography of the Baltic Sea**. Springer, Dordrecht, p. 193-232, 2017.

OLIVEIRA, A. E. D. S.; MACHADO, C. J. S. Quem é quem diante da presença de espécies exóticas no Brasil? Uma leitura do arcabouço institucional-legal voltada para a formulação de uma Política Pública Nacional. **Ambiente & Sociedade**, v. 12, p. 373-387, 2009.

OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; TORTATO, M. A.; GRAIPEL, M. E. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n.5, p. 563-567, 2008.

OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; ZUCCO, C. A.; AGOSTINELLI, C. Using conditional circular kernel density functions to test hypotheses on animal circadian activity. **Animal Behaviour**, v. 85, n. 1, p. 269-280, 2013.

OLIVEIRA, M. A. B. **Mamíferos terrestres da estação ecológica do Tapacurá, Pernambuco, Brasil**. In: MOURA, G. J. B. JÚNIOR, S. M. A.; EL-DEIR, A. C. A. (Ed.). A biodiversidade da estação ecológica do Tapacurá: uma proposta de manejo e conservação. 1 ed. Recife: NUPPEA, p. 377-403, 2012.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M.; CHIARELLO, A. G.; PATTON, J. L. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2^a Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional Papers in Conservation Biology**, v. 6, p. 1-82, 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.

PERALTA, R. M.; KOEHNLEIN, E. A.; OLIVEIRA, R. F.; CORREA, V. G.; CORRÊA, R. C.; BERTONHA, L.; FERREIRA, I. C. Biological activities and chemical constituents of *Araucaria angustifolia*: An effort to recover a species threatened by extinction. **Trends in Food Science & Technology**, v. 54, p. 85-93, 2016.

PEREIRA, A. D.; ANTONIAZZI, M. H.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; ORSI, M. L. Mamíferos silvestres predados por cães domésticos em fragmentos de Mata Atlântica no sul do Brasil. **Biotemas**, v. 32, n. 2, p. 107-113, 2019.

PEREIRA, B. C.; PAULA, F. C. F.; GOMES, A. R.; FANDI, A. C.; FALCÃO FILHO, C. A. T.; MATTOS, J. B.; RANCURA, S. A. O. Aliança das Águas: uma iniciativa para conhecer o papel do Parque Nacional da Serra das Lontras no fornecimento de água para municípios do sul da Bahia. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 1, p. 59-73, 2015.

PERRINGS, C.; DEHNEN-SCHMUTZ, K.; TOUZA, J.; WILLIAMSON, M. How to manage biological invasions under globalization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 5, p. 212-215, 2005.

PIANKA, E.R. Niche overlap and diffuse competition. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 71, n. 5, p. 2141-2145, 1974.

PIMENTEL, D. **Biological invasions economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species**. 2011.

PINHEIRO, R. T. Turismo de observação de aves nas Unidades de Conservação da região da Ilha do Bananal, Cantão (TO). **Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur)**, v. 12, n. 4, 2019.

QGIS. 2018. Quantum GIS Development Team - Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. Qgis desktop: release 3.16

R CORE TEAM. 2018. R: a language and environment for statistical computing [Internet]. [cited 2021 May 10]. Available from: <http://www.r-project.org/>

RAMOS, D.M.S. Levantamento e monitoramento de mastofauna da estação ecológica de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. **Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal Rural de Pernambuco**. Pernambuco, p. 42. 2019.

RAMOS, D. M. S.; DA SILVA, L. G.; SOUZA-ALVES, J. P.; CARLOS, I. R.; MONTES, M. A. New record of Ocelot, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (Felidae), in an Atlantic Forest fragment in the Pernambuco Endemism Center, northeastern Brazil. **Check List**, v. 17, p. 1067, 2021.

RANGEL, C. H.; NEIVA, C. H. M. B. Predação de vertebrados por cães *Canis lupus F. Familiaris* (Mammalia: Carnivora) no Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 2, p. 261-269, 2013.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hoptspot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; CARLTON, J. T. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. **Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton**, v. 1, p. 409-420, 2011.

RICKLEFS, R. **A economia da natureza** / Robert Ricklefs, Rick Relyea; revisão técnica Cecília Bueno; Tradução Ana Cláudia de Macêdo Vieira. [et al.]. – 7. ed. – Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016.

RIDLEY, M. **Evolução**. Artmed Editora, 2009.

RIDOUT, M. S.; LINKIE, M. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 14, n. 3, p. 322-337, 2009.

ROSA, C. A.; ALMEIDA CURI, N. H.; PUERTAS, F.; PASSAMANI, M. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. **Biological Invasions**, v. 19, n. 7, p. 2101-2123, 2017.

ROWCLIFFE, J. M. 2021. Activity: Animal activity statistics. R Package v 1.3. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=activity>. Acessado em: 04/12/2021.

RUEDAS, L.; SMITH, A.T (2019). *Sylvilagus brasiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/87491102/45191186>. Acesso em: 31 de julho de 2022.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. (2005). Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2005.

SAGOFF, M. Invasive species denialism: a reply to Ricciardi and Ryan. **Biological Invasions**, v. 20, n. 10, p. 2723-2729, 2018.

SANTOS, F. D. C. V.; LIMA, L. B.; SANTOS NASCIMENTO, M.; SOUZA BRAGA, S.; GUZZI, A. O potencial do Birdwatching na área de proteção ambiental do Delta do Parnaíba (Piauí, Brasil). **Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur)**, v. 12, n. 5, 2019.

SAVE Brasil. 2012. Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil. Plano de Manejo. Disponível em: <http://www.savebrasil.org.br/?q=content/serra-do-urubu>. Acessado em 15/04/2021.

SAX, D. F.; STACHOWICZ, J. J.; GAINES, S. D. **Species invasions: insights into ecology, evolution and biogeography**. Sinauer Associates Incorporated, 2005.

SCHLUTER, D.; PENNELL, M. W. Speciation gradients and the distribution of biodiversity. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 48-55, 2017.

SEMARH - Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe. 2012. Acesso ao site www.semarh.se.gov.br/biodiversidade/module 14/12/2021

SILVA, M. C. N. A. D.; RODAL, M. J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 1040-1047, 2009.

SILVA, M. L. N.; MANSUR, K. L.; NASCIMENTO, M. A. L. Serviços Ecosistêmicos da Natureza e sua Aplicação nos Estudos da Geodiversidade: uma Revisão. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 41, n. 2, p. 699-709, 2019.

SIMBERLOFF, D. **Invasive species: what everyone needs to know**. Oxford University Press, 2013.

SOBRAL, F.; MANGINI, P. R.; MELLO, T. J.; ARAÚJO, R.; SILVA, J. C. R.; MICHELETTI, T. Cresce População de Gatos Ferais em Fernando de Noronha: a Vida Selvagem Precisa de Diferentes Métodos de Controle de Gatos, Urgentemente. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, v. 11, n. 3, 2021.

SOUZA, T. V. S. B.; THAPA, B.; RODRIGUES, C. G. O.; IMORI, D. Contribuições do Turismo em Unidades de Conservação para a Economia Brasileira - Efeitos dos Gastos dos Visitantes em 2015. **ICMBio. Brasília**, v. 35, 2017.

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.

STONER, K. E.; RIBA-HERNÁNDEZ, P.; VULINEC, K.; LAMBERT, J. E. The role of mammals in creating and modifying seedshadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 316-327, 2007.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.

TABORSKY, M. Kiwis and dog predation: observations in Waitangi State Forest, **Notornis**, v. 35, n. 3, p. 197-202, 1988.

TIME AND DATE AS. (2021). **Time and date.com** [online]. Disponível em: <https://www.timeanddate.com/>. Acessado em: 03/03/2022.

THIENGO, S. C., FARACO, F. A., SALGADO, N. C., COWIE, R. H., & FERNANDEZ, M. A. Rapid spread of an invasive snail in South America: the giant African snail, *Achatina fulica*, in Brasil. **Biological Invasions**, v. 9, n. 6, p. 693-702, 2007.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; HARDT, E.; PINHEIRO, H. S. K. Landscape indicators of the success of protected areas on habitat recovery for the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **Écoscience**, v. 25, n. 1, p. 61-69, 2018.

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.

VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 6, p. 1225-1232, 2010.

VILÀ, M.; HULME, P. E (Ed.). **Impact of biological invasions on ecosystem services**. Cham: Springer International Publishing, 2017.

VIANA, J. L.; NETO, P. D. C. G.; ARAÚJO, C. M.; ARAÚJO, A.M.; FREITA, G. B.; LIMA, J. R.; CHAGAS, E. C. Checklist of the vascular plants of the Guaribas Biological Reserve, Paraíba, Brazil. **Revista Nordestina de Biologia**, p. 79-106, 2011.

YOUNG, C. E. F.; BAKKER, L. B. D.; BUCKMANN, M. F. Y.; MATOS, C. H. D.; TAKAHASHI, L.; SILVA, M. L. B. Roteiro para a valoração de benefícios econômicos e sociais de unidades de conservação. **Curitiba: Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza**, 2015.

YOUNG, H. S.; MCCAULEY, D. J.; GALETTI, M.; DIRZO, R. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 47, p. 333-358, 2016.

WENG, Y.; MCSHEA, W.; DIAO, Y.; YANG, H.; ZHANG, X.; GU, B.; WANG, F. The incursion of free-ranging dogs into protected areas: A spatio-temporal analysis in a network of giant panda reserves. **Biological Conservation**, v. 265, p. 109423, 2022.

ZHANG J. 2016. **Species Association Analysis**. R package version 0.2.2. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=spaa>. Acessado em: 03/03/2022.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza e Conservação**, v. 5, n. 2, 2007.