

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS BACHARELADO

Ocorrência, distribuição e atividade de cães
(*Canis lupus familiaris*) na ARIE Mata de Santa Genebra (Campinas – SP),
o seu impacto para a mastofauna nativa e propostas para controle.

RENATO D'ELIA FELICIANO

Sorocaba – SP.

2022.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS BACHARELADO**

Renato D'Elia Feliciano

**Ocorrência, distribuição e atividade de cães
(*Canis lupus familiaris*) na ARIE Mata de Santa Genebra (Campinas – SP),
o seu impacto para a mastofauna nativa e propostas para controle.**

**Trabalho de Conclusão de Curso apresentado na
Faculdade de Biologia da Universidade Federal de
São Carlos – Sorocaba como requisito parcial para
a conclusão do curso de Biologia Bacharelado.**

**Orientador: Prof. Dr. Marcelo Nivert Schlindwein
Coorientador(a): Thomaz Henrique Barrella**

Sorocaba – SP

2022

Feliciano, Renato D'Elia

Ocorrência, distribuição e atividade de cães (*Canis lupus familiaris*) na ARIE Mata de Santa Genebra (Campinas – SP), o seu impacto para a mastofauna nativa e propostas para controle. / Renato D'Elia Feliciano – 2022.
130f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos,
campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Marcelo Nivert Schlindwein

Banca Examinadora: Caio Filipe Motta Lima, Ana Paula Carmignotto

Bibliografia

1. Espécies invasoras. 2. Mastofauna. 3. Unidades de conservação. I. Feliciano, Renato D'Elia. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979

Folha de aprovação

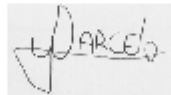
Renato D'Elia Feliciano

“Ocorrência de cães (*Canis familiaris*) na ARIE Mata de Santa Genebra (Campinas SP), seu impacto para a mastofauna nativa e propostas para controle”.

Trabalho de Conclusão de Curso

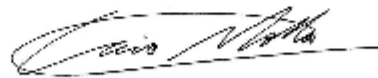
Universidade Federal de São Carlos – Campus Sorocaba

Sorocaba, 16 de agosto de 2022.



Orientador

Prof. Dr. Marcelo Nivert Schlindwein



Membro 1

Dr. Caio Filipe Motta Lima



ANA PAULA CARMIGNOTTO
Professora de Magistério Superior
LDB Nº 12.031/2006
SCAR/UFSCAR

Membro 2

Profa. Dra. Ana Paula Carmignotto

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família. Aos meus pais, José Roberto e Maria Eugênia, por todo investimento na minha educação, sempre me instigando a ser curioso e demonstrando o valor do conhecimento. Ao meu irmão, Marcelo, por toda a parceria e por ser exemplo de dedicação, e à minha namorada, Vitória, por todo apoio durante minha graduação.

Agradeço ao meu orientador e amigo, Prof. Dr. Marcelo Nivert Schindwein, por me incentivar a sempre me aprofundar no tema, pelas discussões e sugestões para o desenvolvimento do trabalho, por toda a paciência e por ser um exemplo de pessoa e pesquisador.

Ao meu Co-Orientador, Thomaz Henrique Barella, por aceitar me co-orientar, por possibilitar a realização da minha pesquisa e pelo tanto que aprendi com ele, durante esse período.

Aos membros da banca, pela disponibilidade, pelas indicações e pelo interesse em meu projeto de conclusão de curso.

Agradeço ao Prof. Dr. Alexander Christianini, da UFSCar, e à Sabrina Martins, bióloga da Fundação José Pedro de Oliveira, por todas as sugestões e auxílios no trabalho, principalmente em relação às análises estatísticas.

Agradeço também aos meus professores, Prof. Dra. Lívia Pinheiro e Prof. Dr. Mercival Francisco, por me introduzirem no ambiente de pesquisa e me possibilitarem entender o papel e importância do biólogo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro durante a pesquisa e à Fundação José Pedro de Oliveira, à ARIE Mata de Santa Genebra e ao ICMBio, por permitirem a realização do meu projeto.

Agradeço à UFSCar, por possibilitar todo aprendizado durante estes anos e me colocar em contato com excelentes professores e pessoas.

Por fim, agradeço às minhas amigas. Aos meus amigos de infância, Caio, João, Natália, Letícia, Vitória, Gabriel, Bianca e Rafaela, por estarem sempre presentes e tornarem os momentos sempre leves e alegres. Agradeço também aos meus amigos de sala, especialmente à Maria Júlia, Fernanda, Júlia Helena e Pedro Henrique, que sempre compartilharam os momentos de graduação comigo.

RESUMO

A introdução de espécies exóticas é um evento cada vez mais recorrente em um contexto de expansão da ocupação humana, destruição e fragmentação de habitats, alteração dos ecossistemas naturais e globalização, sendo o impacto destas introduções considerado a segunda maior causa de extinção de espécies. Neste sentido, o cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) surge como importante personagem, tendo em vista que é uma espécie cosmopolita, com grande plasticidade adaptativa, hábitos generalistas, introduzida em grande parte do globo e com diversos registros de ataques e predação à fauna nativa em diferentes continentes. Dessa forma, entender de maneira aprofundada a dinâmica de ocorrência destes cães em áreas naturais, como Unidades de Conservação (UC), a partir da avaliação dos locais, períodos e estações de maior atividade é de suma importância, a fim de compreender tal presença e seus possíveis impactos para a fauna nativa. Neste trabalho, visou-se realizar um levantamento atualizado da presença de cães domésticos no interior da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Mata de Santa Genebra, com foco no (i) número de indivíduos, (ii) nas áreas de maior atividade e (iii) nas interações com as espécies de mamíferos não voadores nativos da área. A amostragem foi realizada a partir de coletas de imagens com armadilhas fotográficas e observação de campo, em doze pontos distintos da UC, resultando em um esforço amostral de 2754 câmeras-dia. A partir de filmagens de 40 segundos foram obtidos 316 registros de mamíferos, dos quais 28% documentavam a presença de cães na área. A análise dos registros possibilitou a identificação de dez mamíferos nativos (*Didelphis albiventris*, *Didelphis aurita*, *Sapajus nigritus*, *Dasybus novemcinctus*, *Cerdocyon thous*, *Procyon cancrivorus*, *Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *Sylvilagus minensis* e *Hydrochoerus hydrochaeris*) e o *Canis lupus familiaris* (com 24 indivíduos distintos de cães identificados). Os dados obtidos foram confrontados com dados de anos anteriores da ARIE, filmados durante o período de 2016 a 2020, a fim de observar possíveis alterações na ocupação da área pelos cães domésticos. Os resultados obtidos durante o período de amostragem apontaram para uma maior atividade dos cães em áreas de clareira e borda da mata, com um início de avanço para áreas do interior da Unidade de Conservação e preferência por períodos noturnos e estação chuvosa. Os resultados foram comparados, também, com os períodos de atividade dos mamíferos não voadores nativos da área, como forma de avaliar o potencial dos cães utilizarem os mesmos espaços e os mesmos períodos que a fauna nativa, acarretando maiores possibilidades de contato direto dos cães com os mamíferos nativos. Como resultado obteve-se uma ocupação semelhante de locais e períodos, tanto dos cães domésticos quanto da fauna nativa. Desta forma, com base na literatura, foram destacados quais mamíferos nativos estão mais sujeitos aos impactos dos cães

domésticos, como por exemplo, por competição e infecções, o cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*), e por predação, os herbívoros considerados curiosos e que habitam as áreas de borda, como o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e o tapiti (*Sylvilagus minensis*). Por fim, foram apresentadas propostas para controle dos cães e mitigação dos impactos.

Palavras-chave: Espécies invasoras. Armadilhas fotográficas. Mamíferos. Animais domésticos

ABSTRACT

The introduction of exotic species is an increasingly recurrent event in a context of expanding human occupation, destruction and fragmentation of habitats, alteration of natural ecosystems and globalization. The impact of these introductions is considered the second largest cause of species extinction. In this sense, the domestic dog (*Canis lupus familiaris*) appears as an important factor, considering that it is a cosmopolitan species with great adaptive plasticity, generalist habits, introduced in most parts of the world and with several records of attacks and predation on native fauna in different continents. We evaluated the occurrence of dogs in terms of places, periods, and seasons of greatest activity. Thus, in order to deeply understand these dynamics, it is of crucial importance to evaluate their presence and possible impacts on the native fauna. In this study, we aimed to conduct an updated survey of the presence of domestic dogs within the Area of Relevant Ecological Interest (ARIE) Mata de Santa Genebra, focusing on (i) the number of individuals, (ii) the areas of major activity and (iii) the interactions with non-flying native mammal species in the area. The sampling was done by collecting images with camera traps and field observations at twelve different points in the area, resulting in a sampling effort of 2,754 camera days. From 40-second filming, 316 mammal records were obtained, 88 of which documented the presence of dogs in the area. The analysis of the records allowed the identification of ten native mammals (*Didelphis albiventris*, *Didelphis aurita*, *Sapajus nigritus*, *Dasypus novemcinctus*, *Cerdocyon thous*, *Procyon cancrivorus*, *Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *Sylvilagus minensis* and *Hydrochoerus hydrochaeris*) and *Canis lupus familiaris* (with 24 distinct individuals identified). The data obtained were confronted with AIRE historical data recorded during the period from 2016 to 2020, in order to observe possible changes in the occupation of the area by domestic dogs. The results obtained during the sampling period pointed to a highest activity of dogs in areas of clearing and forest edge, with signs of occupation of more dense areas inside the Conservation Unit and a preference for evening periods and the rainy season. The results were also compared with the non-flying native mammal's activity periods, as a way to assess the potential of dogs

to use the same spaces and the same periods as the native fauna, leading to greater possibilities of direct contact between the dogs and native mammals. The result was a similar occupation of spaces and periods by both domestic dogs and native fauna. Thus, based on the literature, it was highlighted which native mammals are more subject to the impacts of domestic dogs. For example, crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) are more subject to competition and infections, and the herbivores that are considered curious and inhabit the border areas, such as the armadillo (*Dasypus novemcinctus*) and the tapiti (*Sylvilagus minensis*) are more subject to predation. Finally, proposals for controlling dogs and mitigating impacts were presented.

Keywords: Invasive species. Camera-traps. Mammals. Domestic animals.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Espécies de canídeos selvagens do mundo listados com nome científico, em ordem alfabética, seguido do nome vulgar e do status de ameaça de acordo com a Lista Vermelha de IUCN (IUCN, 2021).....	40
Tabela 2. Espécies de mamíferos nativos da ARIE Mata de Santa Genebra.....	62
Tabela 3. Espécies de mamíferos registradas através de armadilhas fotográficas durante o período de 2021/2022 na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.....	70
Tabela 4. Teste Qui-quadrado para avaliar a ocorrência de atividade de cães, mamíferos predadores e mamíferos presas, nas diferentes estações, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.....	71
Tabela 5: Teste Qui-quadrado para avaliar a ocorrência de atividade de cães, mamíferos predadores e mamíferos presas, nos diferentes fotoperíodos, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.....	71
Tabela 6: Teste Qui-quadrado para avaliar se a atividade dos cães se dá de maneira equivalente entre as estações seca e chuvosa, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.....	72
Tabela 7: Teste Qui-quadrado para avaliar se a atividade dos cães se dá de maneira equivalente entre os fotoperíodos noturno e diurno, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas – SP.....	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Espécies invasoras registradas no Brasil de acordo com levantamento de 2019.....	27
Figura 2: Visão esquemática geral das características ecológicas de indivíduos de uma espécie selvagem comparados a indivíduos de uma espécie domesticada.....	31
Figura 3: Registro de espécies exóticas invasoras da fauna em UC's federais por bioma.....	32
Figura 4: Filogenia temporal dos carnívoros a nível de família baseado em diversas sequencias de genes nucleares.....	36
Figura 5: Alcance da distribuição e diversidade ao longo do tempo e relação filogenética entre as três Subfamílias de Canidae.....	38
Figura 6: Expansão geográfica do cão doméstico (<i>Canis lupus familiaris</i>) durante as migrações pré-históricas.....	46
Figura 7. Carcaça dos animais abatidos por cães na região da Mata Atlântica no norte do Paraná, Brasil. (A e D) <i>Didelphis albiventris</i>; (B) <i>Dasypus novemcinctus</i>; (C) <i>Sapajus nigrurus</i>; (E) <i>Eira barbara</i>.....	48
Figura 8. Veado-mateiro (<i>Mazama americana</i>) abatido por cães no Parque Estadual Nova Baden (PENB), em Lambari, Minas Gerais.....	49
Figura 9. Anta (<i>Tapirus terrestris</i>) com lesões causadas por ataques de cães, no município de São Miguel Arcanjo, São Paulo. Próximo ao Parque Estadual Carlos Botelho.....	49
Figura 10. Lobo-Guará (<i>Chrysocyon brachyurus</i>) com sarna sarcóptica, registrado em Mococa, São Paulo.....	51
Figura 11. Sarna sarcóptica em Cachorro-do-mato (<i>Cerdocyon thous</i>).....	51
Figura 12. Mapa de localização da ARIE Mata de Santa Genebra.....	58
Figura 13. Mapa de localização da ARIE Mata de Santa Genebra com pontos de coleta de imagens.....	69
Figura 14: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2016 a 2020, em relação ao fotoperíodo.....	73
Figura 15: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2016 a 2020, em relação às estações seca e chuvosa.....	73
Figura 16: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação ao fotoperíodo.....	74
Figura 17: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação às estações seca e chuvosa.....	74
Figura 18: Número de registros de predadores na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação ao fotoperíodo.....	75

- Figura 19: Número de registros de predadores na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação às estações seca e chuvosa.....76**
- Figura 20: Número de registros de presas na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação ao fotoperíodo.....76**
- Figura 21: Número de registros de presas na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação às estações seca e chuvosa.....77**
- Figura 22: Porcentagem de registros de cães em cada ponto de amostragem na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2016 a 2020.....78**
- Figura 23: Mapa de densidade de Kernell dos registros de cães domésticos na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, durante o período de 2016 a 2020.....78**
- Figura 24: Porcentagem de registros de cães em cada ponto de amostragem na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022.....79**
- Figura 25: Mapa de densidade de Kernell dos registros de cães domésticos na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, durante o período de 2021 a 2022.....80**
- Figura 26: Número de registros de cada espécie do grupo de predadores em cada local de amostragem, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.....81**
- Figura 27: Número de registros de cada espécie do grupo de presas em cada local de amostragem, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.....82**
- Figura 28: Porte dos cães domésticos registrados na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo de acordo com o sexo dos indivíduos.....82**
- Figura 29: Quatro cães em uma formação de matilha, na região do ponto de amostragem “Central”, registrados por armadilha fotográfica na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo. Em primeiro plano, na parte esquerda da figura visualiza-se um macho, de porte médio e coloração dourada; no fundo da figura é possível visualizar parte de um cão macho, de porte grande e coloração totalmente preta; no segundo plano e na região central da figura é possível observar um macho, de porte médio, com colorações preta, marrom e detalhes brancos; por fim, no primeiro plano na parte direita da figura, é possível observar uma fêmea, de porte médio, coloração preta e rabo curvo.....83**
- Figura 30: Quatro cães em uma formação de matilha, na região do ponto de amostragem “Central”, registrados por armadilha fotográfica na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo. Em primeiro plano, na parte central da figura, observa-se um cão de porte médio, sexo não identificado e coloração malhada branca e preta; em segundo plano, na direita da figura, observa-se um cão de porte médio, sexo não identificado, coloração preta com patas marrons; em terceiro plano observa-se mais à direita, um cão de porte grande, macho, coloração preta e orelhas altas; a esquerda observa-se um cão de porte médio, macho, de coloração totalmente preta e rabo curvo.....84**

Figura 31: Pegadas de cães domésticos registradas próximas a Sede da Fundação José Pedro de Oliveira, na ARIE Mata de Santa Genebra. Junho de 2022.....	85
Figura 32: Pegada de mão-pelada registrada na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas – SP.....	86
Figura 33: Pegadas de Puma registradas na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas – SP.....	86

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. O SER HUMANO E A INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES.....	15
1.2. <i>CANIS LUPUS FAMILIARIS</i> : EVOLUÇÃO, ECOLOGIA E A CONDIÇÃO DE ESPÉCIE INVASORA.....	16
1.3. CÃES DOMÉSTICOS EM ÁREAS NATURAIS E SEUS POSSÍVEIS IMPACTOS.....	17
1.4. A REALIDADE DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E SUAS PERSPECTIVAS NO CONTEXTO DA INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES.....	21
1.5. OS CÃES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.....	22
1.6. MOTIVAÇÕES E OBJETIVO DO TRABALHO.....	24
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	24
2.1. O QUE SÃO ESPÉCIES EXÓTICAS E ESPÉCIES INVASORAS.....	25
2.1.1. Espécies sinantrópicas e antropofílicas.....	28
2.1.2. Espécies invasoras em Unidades de Conservação.....	31
2.2. GRUPO FAUNÍSTICO DE INTERESSE: CANÍDEOS.....	33
2.2.1. Evolução.....	34
2.2.1.1. Carnívora.....	34
2.2.1.2. Canidae.....	36
2.2.2. As espécies atuais de Canidae e sua distribuição.....	39
2.2.3. Biologia e ecologia dos Canidae.....	41
2.2.4. Hipóteses para a evolução e domesticação dos cães.....	43
2.2.5. Os cães como espécie antropofílica e invasora.....	46
3. JUSTIFICATIVA.....	51
4. OBJETIVOS.....	52
4.1. GERAL.....	52
4.2. ESPECÍFICOS.....	52
5. METODOLOGIA.....	52

5.1. ÁREA DE ESTUDO.....	52
5.1.1. Histórico.....	53
5.1.2. Características de ocupação do entorno.....	54
5.1.3. Características físicas e biológicas do entorno.....	56
5.1.4. Características ambientais da ARIE Mata de Santa Genebra.....	57
5.1.4.1. Clima.....	58
5.1.4.2. Meio físico.....	59
5.1.4.3. Vegetação e estrutura florestal.....	60
5.1.4.4. Fauna.....	62
5.2. AMOSTRAGEM.....	64
5.2.1. Armadilhas fotográficas.....	64
5.2.2. Busca ativa.....	66
5.3. Análise de dados.....	66
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
6.1.1. Grau de ameaça.....	70
6.1.2. Análises estatísticas.....	71
6.1.3. Fotoperíodo e estação.....	72
6.1.4. Distribuição e local de ocorrência.....	77
6.1.5. Porte.....	82
6.1.6. Matilhas.....	83
6.1.7. Busca ativa.....	84
6.2. DISCUSSÃO.....	86
6.2.1. Ameaça para a fauna local.....	87
6.2.2. Fotoperíodo.....	90
6.2.3. Estação do ano.....	92
6.2.4. Distribuição e local de ocorrência.....	93
6.2.5. Porte e sexo dos cães.....	95
6.2.6. Formação e caracterização das matilhas.....	96
6.2.7. Propostas de controle e mitigação.....	97
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	100
8. REFERÊNCIAS.....	101
9. ANEXOS.....	119
10. APÊNDICES.....	120

1.INTRODUÇÃO

1.1. O SER HUMANO E A INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES

A aproximação cada vez maior de ambientes antropizados a áreas remanescentes de sistemas naturais, principalmente por conta da expansão urbana, expansão do agronegócio, do desmatamento e da fragmentação de habitats, faz com que a pressão de atividades humanas diretas ou indiretas sobre tais ecossistemas seja constante e crescente (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Machado et al., 2013; MMA, 2016).

Assim como o desmatamento, a perda e fragmentação de habitats, o tráfico, o atropelamento e outras ameaças provenientes da interferência humana, a introdução de organismos exóticos tem tido registros de impactos cada vez mais severos na fauna e flora por todo o mundo (MMA, 2016; Leão et al., 2011; Sampaio & Schmidt, 2013). A introdução de espécies exóticas é considerada a segunda maior causa de perda da biodiversidade global, visto que, desde o século XVII, 40% das extinções registradas estão relacionadas com a invasão de espécies exóticas (PRIMACK, 1998; MMA, 2006; SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2006; Brandão et al., 2019).

Uma vez que espécies exóticas introduzidas conseguem se estabelecer em um ambiente, sem possuir predadores naturais que possam controlar suas populações, com facilidade de predação de outras espécies, vegetais ou animais, além de possuírem grande capacidade de reprodução e dispersão, elas passam a ser classificadas como espécies invasoras (Sampaio & Schmidt, 2013; Brandão et al., 2019).

Espécies domesticadas como porcos, vacas, cavalos, cães e gatos, amplamente presentes e associadas a atividades humanas em todos os países, podem, muitas vezes, impactar os ambientes em que estão inseridos. Este impacto pode estar relacionado ao sobrepastejo, à predação de espécies da flora e da fauna nativa, à transmissão de doenças infecciosas, aos distúrbios físicos e químicos, ao acasalamento com espécies nativas relacionadas filogeneticamente, podendo ocasionar hibridização, às disputas por territórios e à competição por recursos naturais. Contribuindo assim, para a degradação dos habitats, perda da biodiversidade e dizimando a estrutura da cadeia alimentar (Galetti & Sazima, 2006; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Contudo, uma condição específica a que podem ser submetidas as espécies exóticas, tende a causar impactos ainda mais severos. Quando uma espécie originalmente domesticada

apresenta comportamento de vida livre, habitando áreas selvagens, sem alimentos ou abrigos fornecidos por humanos e que, inclusive, apresenta resistência à presença humana, ela é considerada feral (Boitani e Ciucci, 1995; Galetti & Sazima, 2006). Quando os animais atingem tal condição, passam a apresentar comportamentos de caça, defesa de território e competição por recursos ainda mais intensos do que quando estão sob cuidados humanos, representando uma ameaça ainda maior às espécies nativas (Boitani et al., 1995; Galetti & Sazima, 2006).

Apesar da proibição por lei de introdução de espécies exóticas em Unidades de Conservação (Lei Federal 9.985/00), espécies ferias já tem registro confirmado em muitas destas áreas por todo o território brasileiro, principalmente gatos e cães (Chiarello, 2000; Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Contudo, os impactos e consequências da presença destas espécies exóticas nestas áreas ainda são pouco conhecidos e estudados, mesmo sabendo-se que, no Brasil, a introdução de espécies exóticas é uma das principais causas de perda de biodiversidade em Unidades de Conservação e Ilhas (Zalba & Ziller, 2007).

1.2. *CANIS LUPUS FAMILIARIS*: EVOLUÇÃO, ECOLOGIA E A CONDIÇÃO DE ESPÉCIE INVASORA

O cão (*Canis lupus familiaris*) é o carnívoro doméstico mais abundante do planeta, em conjunto com o gato (*Felis catus*). Estima-se que a população de cães no mundo seja de, aproximadamente, 700 milhões de indivíduos, com uma distribuição cosmopolita. Isto possibilita a interação com diferentes espécies e nos mais distintos ecossistemas do planeta, sendo um dos principais fatores de ameaça à fauna silvestre (Ziller, 2004; Hughes & MacDonald, 2013; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

A relação do ser humano com o cão doméstico data de mais de 33.000 anos, considerando as primeiras interações de linhagens ancestrais com as populações humanas. O processo de domesticação, por sua vez, foi bem estabelecido há aproximadamente 14 mil anos (Driscoll & MacDonald, 2010; Ovodov et al., 2011; Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Por conta desta intensa interação e pelas trocas benéficas que ambas as espécies possibilitaram uma à outra, os cães foram, e ainda são, em diferentes culturas, tratados como companhia, animais sagrados, animais de trabalho e, inclusive, componentes familiares (Serpell, 1995).

Apesar deste modelo de interação íntima entre as duas espécies, que muitas vezes é representada como o cão totalmente dependente do humano para sua sobrevivência, esta não é uma regra. Os cães domésticos são uma espécie considerada adaptada a diferentes biomas, com exceção a regiões desérticas e florestas tropicais úmidas. Desta forma, quando não estão sob

cuidado humano, conseguem se estabelecer e sobreviver, mesmo que usualmente ainda usufruam de locais com atividades humanas, recorrendo a alimentação em áreas antropizadas e lixões (Gompper, 2014; Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Estes animais são classificados como ferais, quando são completamente independentes dos humanos e apresentam comportamentos próximos ao de animais selvagens, ou como errantes, quando passam a maior parte do tempo livres, mas possuem alguma interação com humanos, para alimentação, por exemplo (Nesbitt, 1975; Green & Gipson, 1994; Hughes & MacDonald, 2013; Gompper, 2014).

Uma vez que estejam classificados como ferais ou errantes, estão sujeitos a apresentarem comportamentos de caça e defesa de território como animais selvagens, além disso, estão sujeitos a doenças e infecções e à procriação sem o controle e manejo humano (Nesbitt, 1975; Hughes & MacDonald, 2013).

Os cães são animais carnívoros e considerados organismos generalistas e oportunistas. Desta forma, podem se alimentar de animais selvagens, de carcaças, animais atropelados e debilitados, filhotes, vegetais, frutas, sementes e, inclusive, lixo (Nesbitt, 1975; Green & Gipson, 1994).

Em vida livre podem apresentar comportamento solitário, mas, geralmente, formam grupos colaborativos com vários indivíduos (Galetti & Sazima, 2006; Ziller & Zalba, 2007, Gompper, 2014). Desta forma, apresentam grande eficiência na predação de pequenos e médios animais, sendo sua dieta composta majoritariamente por mamíferos e aves. Podem, inclusive, caçar animais de grande porte como veados e bovinos, quando em grupos (Scott & Causay, 1973; Ziller, 2004; Galetti & Sazima, 2006).

O fato de predarem animais de grande porte traz à tona outra problemática. Muitas vezes grupos de cães ferais atacam animais de grande porte de criação, como caprinos, ovinos e, inclusive, bovinos jovens. Além de causar a perda econômica ao produtor, relativo ao animal predado, gera um posicionamento equivocado, destes mesmos produtores, sobre a fauna nativa presente no local. Dessa forma, a culpa da predação é muitas vezes atribuída a predadores como onças e pumas, no Brasil, ou ursos e lobos, na Europa, que passam a ser perseguidos por estes moradores (Scott & Causay, 1973; Bouvier & Arthur, 1995; Palmeira & Barrella, 2007; Marchini et al., 2011; Young et al., 2011; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

1.3. CÃES DOMÉSTICOS EM ÁREAS NATURAIS E SEUS POSSÍVEIS IMPACTOS

Estudos realizados na Reserva de Santa Genebra, por Galetti & Sazima (2006), no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, por Oliveira et al. (2008) e no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, por Rangel & Neiva (2013), demonstraram que, dentre as presas dos cães ferais, estavam registradas espécies importantes para a dispersão de sementes e herbivoria, como a cutia, o veado-catingueiro e o macaco prego, e muitas espécies presentes em listas vermelhas estaduais de ameaça, como o tamanduá-mirim e o mão pelada. A drástica redução das populações destes herbívoros-dispersores pode impactar severamente os processos de manutenção dos ecossistemas, causando o desequilíbrio deles (Dirzo & Miranda, 1991; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Já no estudo de Silva et al. (2018), realizado no Parque Nacional da Tijuca, foi demonstrado que os cães domésticos eram oriundos das áreas do entorno, não tendo populações assentadas no Parque. Além disso, neste estudo foi constatado que as espécies nativas mais suscetíveis aos impactos dos cães eram as espécies noturnas, uma vez que os cães apresentavam maior atividade neste mesmo fotoperíodo.

Concomitante ao desequilíbrio relativo à dispersão de sementes e ao controle de populações de plantas, a redução das populações de espécies herbívoras pode causar impactos também nas populações de carnívoros, que teriam como principal fonte de recurso alimentar estas mesmas espécies, agora predadas pelos cães ferais (Young et al., 2011; Bianchi et al., 2020).

Tendo em vista o comportamento de caça e a dieta majoritariamente carnívora, os cães representam um importante fator de competição às espécies de predadores brasileiros, como os felinos (onça pintada, puma, jaguatirica, gato-do-mato), aves de rapina, canídeos (lobo-guará, cachorro-do-mato, cachorro-vinagre) e alguns répteis (como algumas espécies de lagartos e serpentes) (Terborgh, 1990; Young et al., 2011; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Além deste impacto direto sobre as populações selvagens, com a predação de indivíduos, estudos comprovam que a mera presença dos cães em áreas de vegetação nativa afeta o comportamento, tanto de populações de potenciais presas quanto de predadores. Isto se dá pois os cães realizam a marcação de território, causam alerta e estresse, inibem comportamentos reprodutivos e ocupam áreas que seriam utilizadas para forrageio e busca por alimentos pelas espécies nativas (Silva-Rodriguez & Sieving, 2011; Young et al., 2011).

Em relação à ocupação territorial, não existe um grupo específico que esteja mais sujeito a impactos resultantes da presença de cães. Estudos realizados em diferentes regiões do Brasil

constatarem que alguns grupos da fauna nativa estavam evitando certos fragmentos, ou regiões, por conta da presença de cães ferais no local.

De acordo com Lacerda et al. (2009), determinadas regiões do Parque Nacional de Brasília eram evitadas por espécies como o lobo-guará e o tatu-canastra, dada à presença de cães em tais áreas. De maneira similar, Campos (2004) propõe que a fuga de fauna nativa de fragmentos florestais da Universidade de São Paulo, em Piracicaba, seria, em parte, explicada pela presença de cães ferais nos locais. Estes processos fazem com que a fauna nativa esteja sujeita não só a estresse e riscos de predação, mas, também, ao deixar de ocupar fragmentos florestais, busque refúgio em regiões ainda mais antropizadas, com menores condições de sobrevivência e maiores riscos de atropelamentos ou conflitos com humanos (Lacerda et al., 2009; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Somado a estes diferentes fatores como competição, predação e disputas territoriais, e por apresentarem hábitos generalistas e oportunistas, os grupos ferais de cães tendem a não sofrer resposta numérica em reação à predação das presas, como ocorre com os predadores da fauna nativa. Ou seja, a redução das populações das presas não ocasiona a redução das populações de cães ferais por falta de recursos. Este processo, é vislumbrado também em situações em que os cães são errantes, visto que buscam refúgio e alimentos com humanos caso as condições do meio natural não se apresentem como favoráveis e, com isso, não estão sujeitos à pressão regulatória de falta de alimento decorrente da redução da população de presas (Galetti & Sazima, 2006; Young et al., 2011; Hughes & MacDonald, 2013; Gompper, 2014).

Desta forma, as populações de cães representam uma pressão constante à fauna nativa. Isto se deve ao fato que o tamanho de suas populações tem sua continuidade mantida mesmo em casos de redução expressiva das populações nativas. Contribuindo, portanto, para a extinção local de diversos grupos.

Somado aos aspectos descritos, a presença de cães domésticos pode ser uma importante contribuição para a introdução de doenças, parasitas e outros microrganismos nos ecossistemas naturais. Por ser uma espécie exótica, a presença dos cães domésticos pode se relacionar com a proliferação de parasitas e patógenos de três principais maneiras que são consideradas danosas. Podem contribuir para a introdução de uma doença transmissível não presente até então na área; podem funcionar como novos reservatórios para agentes patológicos já existentes nas áreas; ou, por fim, a possibilidade de causarem um desequilíbrio ambiental a partir da presença de novos

micro-organismos introduzidos na fauna nativa (Lennette & Emmons, 1972; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Dentre as diferentes doenças que acometem os cães domésticos como ancilostomíase, raiva, dipilidiose, sarna, parvo-virose e cinomose, destaca-se a ocorrência e registro de viroses e parasitoses em animais nativos (Beck, 1975; Correa & Correa, 1992). Indivíduos de onça-pintada já foram registrados apresentando doenças causadas por fungos e bactérias, provavelmente oriundas de contato com cães, como a antracose, tuberculose, histoplasmose e esporo-tricose (Abdulla et al., 1982; Costa et al., 1997).

Além da onça pintada, as espécies de canídeos silvestres brasileiros estão mais sujeitas às doenças provenientes de cães domésticos. Já foram registrados, por exemplo, lobos-guarás infectados com a parvo virose canina, bem como a cinomose canina e a sarna. Assim como o lobo-guará, outras espécies menores de canídeos silvestres como a raposa-do-campo e o cachorro-do-mato já foram registradas apresentando infecção por estas doenças (Megid et al., 2009; Megid et al., 2010; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

As infecções oriundas de cães domésticos tendem a causar reações mais severas nas espécies nativas em relação àquelas apresentadas pelos indivíduos exóticos. Isto se deve ao fato destas doenças serem novas a tais espécies, não existindo, portanto, processos evolutivos associados a estas doenças, assim como anticorpos. Por exemplo, a cinomose, que apresenta quadros brandos em cães domésticos, tende a ser letal em animais selvagens (Buttler et al., 2004).

A interação entre fauna silvestre e doméstica pode também representar riscos à saúde dos animais domésticos e, inclusive, aos humanos. Diversas doenças que existem em espécies selvagens e que passaram por um processo de coevolução com estas, podem infectar os cães domésticos, assim como, no caso de processos conhecidos como “Spill-over” ou “Spill-back”, infectarem humanos que interajam com estes cães, ou infectarem novamente a fauna nativa com novas mutações, respectivamente (Alho, 2012; Ferreira, 2018).

Levando em conta as diversas doenças que acometem cães e são passíveis de acometerem humanos, como a sarna, a leptospirose, febre maculosa e o bicho geográfico, a possibilidade de novas doenças oriundas do contato entre animais selvagens e domésticos torna-se uma questão de saúde pública, e não uma preocupação exclusiva de discussões conservacionistas (Ferreira, 2018).

1.4. A REALIDADE DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E SUAS PERSPECTIVAS NO CONTEXTO DE INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES.

Todos estes fatores estão cada vez mais recorrentes em áreas naturais e, principalmente, em Unidades de Conservação brasileiras. Uma Unidade de Conservação é uma denominação criada pelo Sistema Nacional de Conservação da Natureza (SNUC) (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000), para caracterizar áreas naturais com necessidade de proteção por apresentarem características naturais especiais e relevantes (MMA, 2015).

Tais áreas são protegidas por leis de esfera federal, estadual ou municipal e possuem como principal objetivo a proteção de diferentes populações de espécies, habitats, ecossistemas e serviços ecossistêmicos presentes no território nacional (Drummond et al., 2009; de Freitas, 2009).

De acordo com dados de 2018, o Brasil possui 2.201 Unidades de Conservação, dentre Unidades federais, estaduais, municipais e particulares. Considerando todas as áreas, são aproximadamente 250 milhões de hectares de Unidades de Conservação, representando um pouco mais de 16% do território continental e aproximadamente 2% da área marinha (MMA, 2015; Agência Brasil, 2018).

Apesar disso, ainda há muito a ser feito, como a necessidade de ampliação destas áreas protegidas e o combate às ameaças que afetam a efetividade das UC's. Dentre estas ameaças destacam-se, nas Unidades de Conservação brasileiras, a caça e o tráfico de animais silvestres, intensamente praticados, mesmo que considerados ilegais; a destruição e fragmentação da paisagem; a perda de habitat; o aumento da ocupação humana e de ambientes antropizados; a expansão da agropecuária; o aumento da densidade humana e a presença de espécies exóticas (Chiarello, 2000; RENCTAS, 2001; Galetti & Sazima, 2006; Le Saout et al., 2013).

Estes fatores de ameaça estão correlacionados e exercem influência um sobre o outro. No caso da presença de espécies exóticas em Unidades de Conservação, a fragmentação de áreas naturais, a antropização, expansão urbana e aumento da densidade populacional influenciam diretamente para o agravamento e aumento do número de indivíduos destas espécies nas UC's, como cães e gatos (Pysek et al., 2008; Sampaio & Schmidt, 2013).

A situação de invasão de espécies exóticas, principalmente domésticas, em Unidades de Conservação, apresenta-se com maior gravidade em regiões que passaram por processos antigos de ocupação e colonização pelo homem, como a Mata Atlântica e as áreas de litoral,

quando comparadas a áreas de ocupação recente, como a Amazônia (Sampaio & Schmidt, 2013).

A Mata Atlântica é considerada como um dos biomas mais ricos, biodiversos e ameaçados do mundo. Inicialmente este bioma se estendia por toda a região próxima à costa litorânea, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (SOS Mata Atlântica, 2019). Contudo, atualmente, o remanescente deste bioma foi reduzido a pequenas manchas e fragmentos florestais, de tamanho restrito e distantes uns dos outros, representando aproximadamente 12% da área de cobertura original (Galindo-Leal & Câmara, 2005; Gascon et al., 2000).

Antes exuberantes e com uma grande diversidade de espécies, hoje algumas áreas de endemismo da Mata Atlântica estão completamente fragmentadas e sem as condições necessárias para a perpetuação de suas espécies, com menos de 5% de sua floresta original (Galindo-Leal & Câmara, 2005).

Nestas áreas de ocupação histórica, são mais presentes pressões como a descaracterização, fragmentação e perda de habitats, ocasionadas pela combinação da expansão urbana, expansão agrícola, extração de madeira e exploração de recursos naturais (Geist & Lambin, 2002; Tabarelli et al., 2005). Desta forma, nestas regiões tende-se a observar maior proximidade de humanos e animais domésticos de remanescentes de mata nativa e fragmentos de áreas naturais, o que, conseqüentemente, facilita a entrada das espécies exóticas em áreas de conservação e proteção ambiental (Galetti & Sazima, 2006; Sampaio & Schmidt, 2013).

1.5. OS CÃES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Considerando especificamente a presença de cães em áreas protegidas e Unidades de Conservação, têm-se uma configuração relacionada majoritariamente pela presença de população no entorno destas áreas. As populações do entorno, de forma intencional ou não, muitas vezes criam seus cães com bastante liberdade, de maneira que podem se tornar errantes, transitando livremente entre ambientes antropizados ou naturais, mesmo que com cuidados humanos para alimentação e abrigo (Campos, 2004; Hughes & MacDonald, 2013; Bianchi, 2020).

Desta forma, o regime de criação e manejo dos cães influencia diretamente na maneira de deslocamento destes animais, sem que haja controle sobre as áreas em que eles transitam.

Conseqüentemente, torna-se frequente a presença dos cães em áreas naturais e protegidas (Butler & Bingham, 2000; Kitala *et al.*, 2001).

Além disso, é comum a ocorrência de solturas indevidas e abandono de cães em arredores ou até no interior de áreas naturais. Este abandono de animais pode relacionar-se à falta de recursos dos criadores, impossibilidade de lucro imediato com o animal ou falta de técnicas adequadas de criação destes animais. Isto representa, nas diferentes situações, descaso pela vida do animal abandonado e ignorância, ou falta de conhecimento sobre impactos que o ato de abandono pode causar (Campos, 2004; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

De acordo com Lacerda (2002), em seus estudos no Parque Nacional de Brasília, a ocorrência de cães domésticos no interior do Parque não tem relação com características físicas do local, como tipo de relevo e de vegetação nativa, mas sim relaciona-se com características do entorno do Parque, onde a população de cães cresce em reflexo ao aumento da densidade populacional e da expansão urbana (Butler & Bingham, 2000; Kitala *et al.*, 2001; Galetti & Sazima, 2006).

Na Estação Biológica de Santa Lúcia, em Santa Teresa, no Espírito Santo, Srbek-Araujo & Chiarello (2008), observaram que cães da comunidade do entorno frequentavam o interior da mata nativa constantemente. A presença destes cães era relacionada à fuga, ao abandono ou à forma de criação solta por parte dos donos, que resultava na procura de abrigo e alimentos na área protegida (Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Já Vilela (2009) constatou a atividade de caça com uso de cachorros no Parque Estadual de Nova Baden, em Lambari, Minas Gerais. Os cães são utilizados constantemente para caçar animais de grande porte, como veados, e inclusive, há registros de abandonos de cães por caçadores dentro do Parque.

A presença de Matilhas de cães foi registrada também no Parque Estadual da Ilha do Mel, no Paraná. Neste contexto, os cães foram classificados como ferais e sobreviviam, no Parque, a partir da predação de animais silvestres, como siris, caranguejos, aves e lagartos (Ziller & Zalba, 2007; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

De maneira semelhante, na ARIE Mata de Santa Genebra, em Campinas, São Paulo, foi registrado um grupo de 3 a 6 indivíduos de cães domésticos e selvagens em um trabalho de Galetti & Sazima (2006). Neste trabalho, foram registrados diversos impactos à fauna local,

relacionados principalmente à predação, com o registro de 12 espécies distintas predadas pelos cães, e ao estresse resultante de perseguições por parte dos cães à fauna nativa.

A pressão da presença de cães no entorno de Unidades de Conservação é complementar e associada ao efeito de borda. Isto pois, a presença de cães no interior das áreas protegidas tende a ser menor no interior dos fragmentos e maior nas periferias, onde há maior efeito de borda (Lacerda, 2002; Lacerda, et al., 2009). Em pesquisas realizadas por Butler & du Toit (2002), em área rural do Zimbábue, próxima a áreas protegidas, foi demonstrado a partir do uso de carcaças experimentais, que os cães localizavam e consumiam carcaças presentes na área de entorno e nas regiões de borda da reserva. Contudo, não foram registradas interações com carcaças localizadas no interior da reserva.

Considerando tal complementaridade ao efeito de borda, a pressão da presença de cães tende a ser maior em fragmentos e Unidades de Conservação de tamanho reduzido (Brokaw, 1998; Primack & Rodrigues, 2001; Ferraz, 2011). Desta forma, em casos assim, a presença de cães pode se dar, tanto nas regiões mais próximas à borda, como em regiões internas da área, influenciando de maneira mais intensa na alteração e desequilíbrio dos sistemas biológicos ali presentes (Primack & Rodrigues, 2001; Galetti & Sazima, 2006).

1.6. MOTIVAÇÃO E OBJETIVO DO TRABALHO

Neste trabalho, buscou-se realizar um levantamento atualizado da presença de cães domésticos no interior da ARIE Mata de Santa Genebra, com foco no número de indivíduos, nas áreas de maior atividade e nas interações e impactos com as espécies de mamíferos não voadores nativos da área.

Além disso, buscou-se, também, realizar a caracterização das matilhas de cães presentes, a partir do levantamento do número de indivíduos, da classificação dos indivíduos como ferais ou errantes, da projeção de idade dos componentes das matilhas e, também, da caracterização individual de cada cão, a partir do tamanho, particularidades morfológicas e diferenciação sexual dos indivíduos.

Simultaneamente, a partir dos dados obtidos, buscou-se avaliar quais espécies da fauna nativa da área são potencialmente mais vulneráveis a estes cães. Considerando principalmente as áreas de ocorrência, horários de atividade, diferença de atividade durante as estações do ano e o nicho ecológico de cada espécie.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. O QUE SÃO ESPÉCIES EXÓTICAS E INVASORAS

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB, 1992; CDB 2010), espécies exóticas, ou introduzidas, são aquelas que estão situadas em um habitat, ou local, diferente do de sua distribuição natural, por causa de introduções facilitadas e mediadas pelo ser humano, de maneira voluntária ou involuntária.

Por sua vez, espécies exóticas invasoras, popularmente denominadas espécies invasoras, são definidas como espécies exóticas que, geralmente por grande capacidade adaptativa, hábitos generalistas e alta taxa de reprodução, conseguem se estabelecer e se consolidar no novo ambiente. Isto é, se uma espécie introduzida consegue se reproduzir sem controle, gerar descendentes férteis, apresentar alta taxa de sobrevivência e, com isso, se expandir no novo habitat, representando ameaças à biodiversidade nativa, aos serviços ecossistêmicos e ao bem-estar humano ela é considerada, então, como uma espécie invasora (Leão et al., 2011; ICMBIO-MMA, 2019).

As espécies invasoras são consideradas, atualmente, como a segunda principal causa de extinções da biodiversidade, ficando atrás somente da perda, supressão e fragmentação de habitats naturais, sendo responsável concomitantemente por danos à biodiversidade, à economia e à saúde e bem-estar humano (IBAMA, 2020). Este impacto agudo está associado, além da plasticidade adaptativa e dos hábitos generalistas, à ausência de predadores naturais e, muitas vezes à ingenuidade ecológica das espécies nativas, que não reconhecem nas espécies invasoras potenciais predadores ou competidores por recursos (Quammen, 2008; ICMBIO-MMA, 2019).

Além disso, em muitos casos as espécies exóticas possuem associadas a elas outras espécies que acabam por invadir o novo ambiente conjuntamente, como por exemplo espécies de insetos, vermes, fungos parasitas e outras doenças. Muitos destes patógenos introduzidos não possuem forma de controle por não terem predadores naturais. No caso de vírus e bactérias, pelo fato de os animais nativos não terem coevoluído com estas doenças, muitos não possuem anticorpos ou resistência específica à elas (Leão et al., 2011).

As ações antrópicas como a modificação de habitats naturais, assim como o trânsito global, impulsionado principalmente por um mundo globalizado, caracterizado por comércios e viagens intercontinentais, funcionam como porta de entrada e criam vantagens para o estabelecimento das espécies exóticas. Desta forma, estas ações possibilitam que as espécies

exóticas superem barreiras ecológicas e geográficas naturalmente improváveis, se não impossíveis de serem superadas (IBAMA, 2020).

O modo de introdução de espécies não nativas pode se dar de duas maneiras: de forma não intencional ou de forma intencional. Frequentemente a introdução de espécies exóticas se dá de forma acidental, como por exemplo por meio de comércios ou viagens, como espécies de insetos e roedores nos carregamentos de grãos que serão transportados, comercializados e vendidos em outro país ou região, ou espécies de moluscos e crustáceos que se associam ao casco das embarcações (Leão et al., 2011; IBAMA, 2020).

Por outro lado, quando as espécies são conscientemente e propositalmente levadas para outro local diferente de sua ocorrência natural, considera-se uma introdução intencional. Neste caso, as motivações para a introdução podem ter diferentes razões: desde objetivos econômicos e produtivos, como animais de criação para consumo (gado, porcos, galinhas, caprinos e ovinos); objetivos ornamentais (como diversas espécies de plantas); por objetivos recreativos e de companhia (como cães e gatos); e, inclusive, para o controle de espécies consideradas pragas (Leão et al., 2011; ICMBIO-MMA, 2019; IBAMA, 2020).

No caso de espécies introduzidas intencionalmente, a maioria destas possuem alguma relação direta com o ser humano, de forma que grande parte é representada por espécies domesticadas (Leão et al., 2011).

De acordo com um levantamento realizado pelo Departamento de Conservação e Manejo de Espécies, do Ministério do Meio Ambiente, em 2019, já foram identificadas, no Brasil, pelo menos 365 espécies exóticas invasoras ou com o potencial de se tornarem invasoras. Destas 46% são espécies da flora e 54% da fauna.



Figura 1: Espécies invasoras registradas no Brasil de acordo com levantamento de 2019.
Referências: Folder Espécies Exóticas Invasoras – IBAMA/MMA, 2020.

Dentre os casos mais emblemáticos de espécies invasoras animais no Brasil, destacam-se o caracol-gigante-africano, o mexilhão-dourado, o javali, o coral-sol e o peixe-leão.

Nestes diferentes casos, têm-se exemplos de espécies introduzidas de maneira consciente, buscando uma atividade final econômica: o caracol-gigante-africano (*Achatina fulica*), nativo do Leste-africano, que foi introduzido como uma alternativa para a venda de escargot; o javali (*Sus scrofa*), nativo do continente europeu e asiático, introduzido para a utilização comercial da carne e do couro; e o peixe-leão (*Petrois spp.*), nativo dos oceanos Índico e Pacífico, introduzido no Brasil por conta de seu alto valor comercial no aquarismo (Leão et al., 2011; ICMBIO-MMA, 2019).

Por outro lado, algumas das espécies são representantes dos casos de introdução não intencional: o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*), nativo do sudeste-asiático, foi introduzido no litoral brasileiro a partir de embarcações mercantis que os trouxeram aderidos ao casco; já o coral-sol (*Tubastraea spp.*), nativo dos oceanos Pacífico e Índico, foi introduzido a partir da adesão à navios petroleiros e plataformas de petróleo e gás (Leão et al., 2011).

Todas estas espécies, independentemente das suas formas de introdução, representam ameaças para a biodiversidade local. Tal ameaça se deve ao fato destas espécies apresentarem grande potencial de dispersão e reprodução, se adaptarem facilmente a novos ambientes, geralmente apresentarem hábitos generalistas e possuírem grande tolerância ecológica. Desta

forma, as espécies introduzidas podem competir de maneira desigual com as espécies nativas, que não as reconhecem como possíveis predadores ou adversários para a obtenção de recursos (Leão et al., 2011; ICMBIO-MMA, 2019).

De acordo com o Artigo 31 da Lei federal nº 9605, de 1998, do código-penal brasileiro, é considerado crime “Introduzir espécime animal no país, sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida por autoridade competente”. Somado a isso, o Brasil conta com diversos planos de ação para o combate a espécies invasoras, como o Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Coral-Sol (*Tubastraea spp.*) no Brasil (MMA, 2018) e o Guia de Orientação para Manejo de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais (ICMBIO-MMA, 2019). Contudo, apesar dos esforços, têm-se registrado o aumento da presença de espécies exóticas invasoras no país, incluindo em áreas naturais, remanescentes florestais e Unidades de Conservação (IBAMA, 2019).

2.1.1. Espécies sinantrópicas e antropofílicas

A expansão espacial humana promove dois principais impactos sobre a biodiversidade. A substituição de áreas naturais por paisagens antrópicas, como cidades, pastagens e plantações, e a substituição do espaço biológico, através de espécies antropocóricas e sinantrópicas, ou seja, a priorização e favorecimento das poucas espécies domesticadas ou que se adaptaram aos ecossistemas humanos, em detrimento das diversas espécies nativas (Schlindwein, 2021).

Os animais sinantrópicos são espécies silvestres autóctones ou exóticas que possuem a capacidade de se adaptar a áreas antropizadas e utilizar plenamente seus recursos, seja transitoriamente ou de forma permanente, não sendo consideradas, no entanto, espécies domesticadas. Dentre as principais espécies animais encontradas atualmente em cidades de todo o mundo destacam-se: os ratos (*Mus musculus*), os pombos (*Columba livia*), além de diversas espécies de baratas, pernilongos, cupins, formigas e aranhas (Zorzenon, 2002).

As espécies consideradas antropofílicas, por sua vez, são espécies que vivem em relação estrita com o ser humano, dependendo deste para sua dispersão e sobrevivência. Sendo aqui consideradas tanto espécies domesticadas, de interesse para uso humano, quanto algumas espécies sinantrópicas (Schlindwein, 2021). Tais animais, considerados em ambas as classificações, são, em grande parte, espécies exóticas que são introduzidas em novos ecossistemas por ação direta ou indireta do homem.

Em relação às espécies domesticadas, o interesse humano faz com que estas recebam uma valorização imensa, a partir da ótica antrópica, quando comparadas ao valor dado às espécies selvagens. Desta forma, o processo facilitado pela ação antrópica é o de substituição das espécies de “menor valor”, isto é, as selvagens, por aquelas consideradas de “maior valor”, as domesticadas, de forma que o impacto causado por esta substituição é, geralmente, negligenciado (Schlindwein, 2021).

Características	Indivíduo de espécie selvagem	Indivíduo de espécie domesticada
Local de evolução da espécie	Simpátrica (geralmente a espécie evolui no local)	Alopátrica (geralmente a espécie não evolui no local, sendo via de regra introduzida pelo homem)
Reprodução e viabilidade	A troca de material genético pelos indivíduos é ao acaso, dependendo essencialmente de aspectos de densidade populacional e seleção sexual. Indivíduos nômades e de alta viabilidade	Reprodução direcionada (seleção artificial). Em alguns casos, completamente dependentes da ação humana para que ocorra. Muitos casos de seleção de indivíduos estéreis, reprodução puramente vegetativa por clones. Indivíduos completamente dependentes do manejo humano
Diversidade genética	Geralmente alta	Baixa e geralmente altíssima endogamia
Diversidade morfológica	Geralmente alta (polimorfismo comum na população)	Geralmente muito baixa e monomórfica
Habilidade de dispersão	Alta	Baixa e geralmente totalmente dependente da ação humana (antropocoria)
Seletividade de habitat	Baixa, responde comparativamente bem a modificações do ambiente	Alta e, em muitos casos, nula. Dependência completa das modificações antrópicas para sobrevivência, crescimento e reprodução
Resistência a doenças e inimigos naturais	Alta	Muito baixa
Tempo entre gerações	Comparativamente mais longo	Comparativamente mais curto. Seleção para crescimento rápido e reprodução
Tamanho do corpo	Comparativamente menor	Comparativamente maior em relação aos ancestrais selvagens. Comumente partes do corpo atrofiadas ou superdimensionadas em função da seleção direcionada para determinada função ou produção
Fecundidade	Comparativamente mais baixa	Comparativamente mais alta em relação aos ancestrais selvagens, notadamente no caso de plantas selecionadas em função da produção de grãos ou animais para abate
Taxa de indivíduos que chegam à idade adulta em relação à fecundidade	Comparativamente muito mais alta	Baixa ou, em muitos casos, praticamente nula, quando a seleção se dá para produção de grãos, carcaças e ovos
Estabilidade populacional	Comparativamente mais alta	Completamente dependente do manejo humano

Características	Indivíduo de espécie selvagem	Indivíduo de espécie domesticada
Posição no estágio sucessional	Geralmente em estágios avançados de sucessão, ambientes com comunidades complexas	Estágios extremamente simplificados de sucessão, com ambiente com comunidades simplificadas. A agricultura e a pecuária convencionais nada mais são que a domesticação da sucessão secundária e sua simplificação e manutenção em estágios iniciais
Habilidade de competição	Alta	Muito baixa e dependente do manejo humano
Eficiência no uso de recursos	Relativamente alta em função da heterogeneidade do ambiente	Baixa ou nula em um ambiente natural. No ambiente modificado pelo ser humano, apresenta alta capacidade de sobrevivência e crescimento

Figura 2: Visão esquemática geral das características ecológicas de indivíduos de uma espécie selvagem comparados a indivíduos de uma espécie domesticada

Fonte: retirado de Schlindwein & Rivera, 2019.

2.1.2. Espécies invasoras em Unidades de Conservação

Segundo o artigo 225 da Constituição Federal, que trata sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, Lei Federal nº 9.985, de 18/07/2000: “Art. 31. É proibida a introdução nas unidades de conservação de espécies não autóctones”. Dessa forma, a introdução de espécies exóticas em Unidades de Conservação é considerada uma ação criminosa.

A invasão por espécies exóticas é considerada a causa principal de extinções e perda da biodiversidade em Unidades de Conservação. Assim, a presença destes animais deve ser prevenida, controlada e eliminada nestas áreas (Ziller & Zalba, 2007).

Segundo dados do ano de 2021, do Centro de Avaliação da Biodiversidade, Pesquisa e Conservação do Cerrado, do ICMBio, o Brasil apresenta 980 registros da presença de espécies exóticas da fauna em Unidades de Conservação federais e 490 registros da presença de espécies exóticas da flora. Destes, mais da metade foi registrada em Unidades de Conservação federais inseridas no bioma da Mata Atlântica, com 500 registros para espécies exóticas da fauna (51% dos registros totais) e 297 registros para a flora exótica (61% dos registros totais).

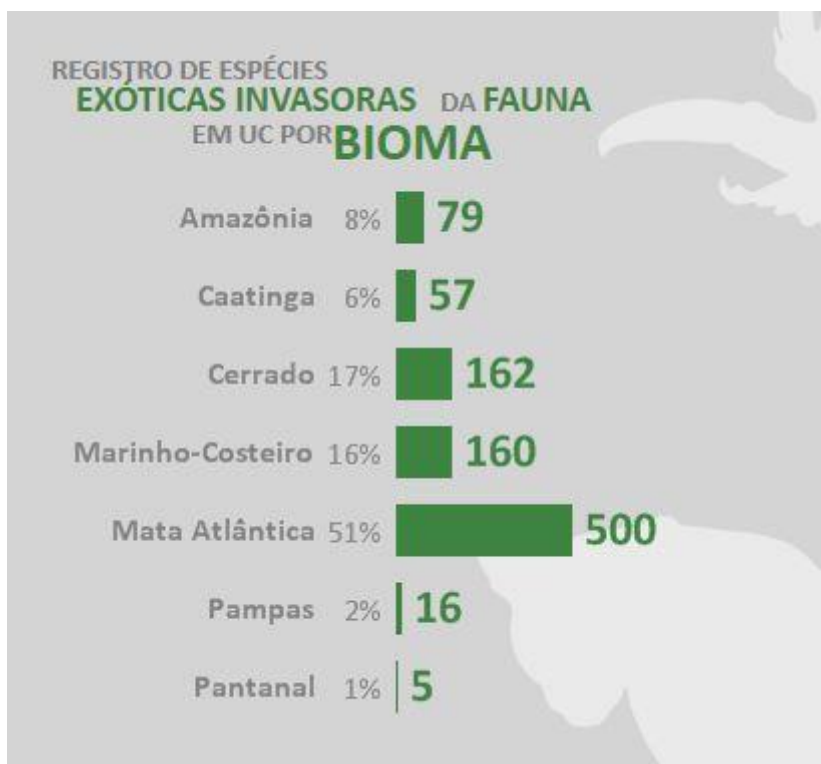


Figura 3: Registro de espécies exóticas invasoras da fauna em UC's federais por bioma.
 Fonte: Centro de Avaliação da Biodiversidade, Pesquisa e Conservação do Cerrado – ICMBio, 2021.

Dentre as Classes de animais que possuem o maior número de registro de espécies exóticas invasoras encontradas em UCs federais, destacam-se os mamíferos, com cerca de 30% dos registros, seguido dos Actinopterygii, com 27% e das aves, com cerca de 15,6% (Centro de Avaliação da Biodiversidade, Pesquisa e Conservação do Cerrado – ICMBio, 2021).

As Unidades de Conservação são de fundamental importância para a conservação, visto que são remanescentes naturais que atuam como refúgios da biodiversidade. No entanto, a presença crescente de espécies exóticas invasoras nestas áreas vai na contramão da conservação da biodiversidade e dos recursos naturais, de forma que devem ser objeto de combate ou erradicação constante (Leão et al., 2011).

Este aumento da presença de fauna exótica invasora deve-se, principalmente, às pressões constantes sofridas nos remanescentes florestais e fragmentos naturais, que são as Unidades de Conservação. A fragmentação e antropização de áreas do entorno das UCs facilitam profundamente o acesso e a entrada das espécies invasoras aos ambientes naturais (Sampaio & Schmidt, 2013).

Atualmente a maioria das Unidades de Conservação brasileiras apresenta espécies exóticas invasoras. As UCs da região amazônica são as que possuem maior possibilidade de

não apresentarem tais espécies em seu interior. Contudo, com o avanço da agropecuária e os recentes casos de desmatamento, mineração e queimadas nesta região, a probabilidade da chegada das espécies exóticas invasoras aumenta (Leão et al., 2011; Sampaio & Schmidt, 2013).

A constante e expressiva presença dessas espécies nas Unidades de Conservação do Brasil demonstra uma defasagem em relação ao nível de informação existente sobre tal problema. Desta forma, fica clara a necessidade de tomada de decisões rápidas e organizadas para a elaboração de treinamentos e estratégias de prevenção e controle das espécies exóticas em UCs. Além disso, é reforçada a importância de focar os esforços para a mitigação dos impactos das espécies invasoras nas áreas naturais e protegidas do país (Leão et al., 2011).

No caso de invasões nas áreas protegidas, é importante o entendimento de que é sempre preferível realizar a ação de controle e manejo, tendo em vista o objetivo da conservação e manutenção do ecossistema natural. Para realizar o combate e controle destas espécies estão previstas três formas de abordagens, que podem ser utilizadas de formas separadas ou conjuntas (ICMBIO-MMA, 2019).

O controle mecânico refere-se à remoção manual das espécies, sendo utilizado para plantas o arranquio, corte e roçada, ou, no caso de animais, armadilhas para captura e, em certos casos, abate. Os métodos de controle químico envolvem a utilização de herbicidas, para as plantas, e iscas com substâncias venenosas ou anestésicas, para posterior captura mecânica. Por fim, têm-se o método de controle biológico, a partir do uso de espécies que consomem a espécie invasora, não sendo, contudo, possível o uso de espécies exóticas para tal função, tendo em vista que estaria sendo realizada a introdução de um novo organismo exótico (ICMBIO-MMA, 2019).

Apesar da existência destas estratégias de controle, o método mais eficaz e menos custoso é a atuação de forma a antecipar possíveis novas introduções, com foco em definir e implantar medidas preventivas à introdução e dispersão das espécies exóticas. Simultaneamente realiza-se a detecção precoce e resposta rápida a indivíduos invasores isolados, pequenas populações não consolidadas ou focos de invasão iniciais. Assim como o monitoramento e as ações nas áreas de entorno e zonas de amortecimento das Unidades de Conservação (Leão et al., 2011; ICMBIO-MMA, 2019).

2.2. GRUPO FAUNÍSTICO DE INTERESSE: CANÍDEOS

2.2.1. Evolução

2.2.1.1. Carnívora

Os carnívoros são agrupados na classe dos mamíferos por apresentarem as sinapomorfias características deste grupo, dentre as quais destacam-se: a presença de glândulas mamárias produtoras de leite, utilizados para a alimentação dos filhotes; glândulas sebáceas e sudoríparas distribuídas em diferentes regiões do corpo; o corpo recoberto por pelos em algum período da vida; presença de 3 ossículos no ouvido médio (estribo, bigorna e martelo); maxilar inferior formado por apenas um osso e o diafragma muscular separando as vísceras da cavidade do tórax (Orr, 1986).

Os carnívoros, são, de forma geral, predadores, que ocupam uma ampla variedade de habitats e estão amplamente distribuídos pelo globo. Apresentam como características desenvolvidas para a caça um olfato extremamente apurado, com grandes lobos olfativos presentes no cérebro e ossos turbinados especializados nas narinas. Além disso, apresentam dentição especializada para a predação, com dentes caninos longos e afiados, utilizados para o abate das presas, e molares afiados, dispostos de forma semelhante a uma tesoura, especializados para dilacerar a carne de músculos e tendões das presas, denominados dentes carniceros (Nowak et al., 2004; Wang & Tedford, 2007).

Além da característica dentária, os carnívoros apresentam outras características exclusivas, como o desenvolvimento da borda lateral basioccipital (anexo endo-timpânico), a supressão do terceiro molar, fusão dos ossos escafoide e lunar, além de considerável aumento da caixa craniana (Rose & Archibald, 2005; Silva, 2011).

Os carnívoros basais, tem seu surgimento datado de aproximadamente 62 milhões de anos, após a extinção do final do Período Cretáceo, que levou à disponibilidade do nicho de carnívoros predadores, antes ocupado por alguns dinossauros (Flynn & Nedbal, 1998; Van Valkenburgh, 1999). Estes carnívoros provavelmente apresentavam hábito arborícola, possuíam tamanho pequeno e aspecto semelhante ao dos membros da família Viverridae (Silva, 2011).

No início do Eoceno, surge um outro grupo ancestral dos carnívoros, a família Miacidae. Ainda com pequeno porte e hábitos florestais, estes ancestrais dos mamíferos carnívoros atuais já apresentavam alguns caracteres que demonstram tal relação. Seus ossos, escafoide e lunar, ainda não eram fundidos e eles ainda não apresentavam bula olfativa ossificada, o que

demonstra ser uma linhagem basal (Ewer, 1998; Van Valkenburgh, 1999). Contudo, os fósseis mais antigos desta família apresentam o quarto pré-molar superior e o primeiro molar inferior com alguma especialização para se tornarem dentes carniceiros, enquanto, em outras linhagens de carnívoros do mesmo período, como Oxyaenidae e Hyaenodontidae, os dentes considerados carniceiros eram outros (Ewer, 1998).

Paralelamente, durante o final do Cretáceo e início do Terciário, ocorre, com a evolução das angiospermas, uma grande diversificação das espécies de plantas, incluindo as plantas com flores e gramíneas, no Eoceno e Oligoceno (Kruuk, 2002; Ramírez-Barahona et al., 2020). O surgimento de tais novas variedades de plantas permitiu que alguns mamíferos se especializassem ao consumo destas espécies vegetais, e ocupassem este nicho, como por exemplo herbívoros pastadores, e pequenos herbívoros, por exemplo os Lagomorpha (Ewer, 1998).

Além disso, entre o Paleoceno e o Eoceno (entre 35 e 55 milhões de anos atrás) outros grupos de carnívoros se extinguem e os miacídeos passam por uma grande irradiação (Radinsky, 1981; Hassanin et al., 2021). Com as savanas cada vez mais povoadas, dada a grande diversificação de herbívoros especializados, forma-se uma condição favorável para a expansão dos predadores carnívoros (miacídeos) ocuparem este nicho, tendo em vista a grande disponibilidade de presas (Ewer, 1998; Van Valkenburgh, 1999). Desta forma, por volta do final do Mioceno e começo do Plioceno, ocorre a grande expansão, irradiação e diversificação dos carnívoros, que passam a ocupar estes novos habitats. Como resultado têm-se o surgimento das várias famílias modernas de carnívoros, como os primeiros canídeos, felídeos, viverrídeos, ursídeos e mustelídeos, além de outros grupos já extintos (Radinsky, 1981; Kruuk, 2002; Hassanin et al., 2021).

Atualmente, os carnívoros estão distribuídos nos mais distintos ambientes, sendo encontrados em todos os habitats do globo terrestre, tendo representantes nas savanas, campos, florestas esparsas, florestas tropicais densas, desertos, ambientes marinhos e dulcícolas e, inclusive, nas regiões geladas do ártico (Nowak et al., 2004; Silva, 2011). Neste contexto cosmopolita, os carnívoros apresentam, dentro de cada habitat e espécie, diversificações adaptativas que os especializaram para cada ecossistema, dieta, forma de obter alimento, formas de interação social e modo de vida geral. Desta forma, têm-se, dentro desta grande Ordem, desde organismos de 80g, como a doninha anã (*Mustela nivalis*), até animais com 800 kg, como é o caso do urso polar (*Ursus maritimus*) (Nowak et al., 2004).

De acordo com a teoria filogenética mais aceita atualmente, a Ordem Carnívora é monofilética (Flynn & Galiano, 1982; Bininda-Emonds et al., 1999). A divisão mais antiga desta filogenia se desprende em dois clados principais, as subordens Caniformia e Feliformia, sendo o primeiro grupo representado por nove famílias, das quais três são aquáticas (Otariidae, Odobenidae e Phocidae) e seis são terrestres (Canidae, Ursidae, Mustelidae, Procyonidae, Ailuridae, Mephitidae), e o segundo grupo representado por sete famílias, todas terrestres (Felidae, Herpestidae, Eupleridae, Hyaenidae, Prionodontidae, Nandiniidae e Viverridae) (Van Valkenburgh & Wayne, 2010; Van Valkenburgh et al., 2014; Hassanin et al., 2021).

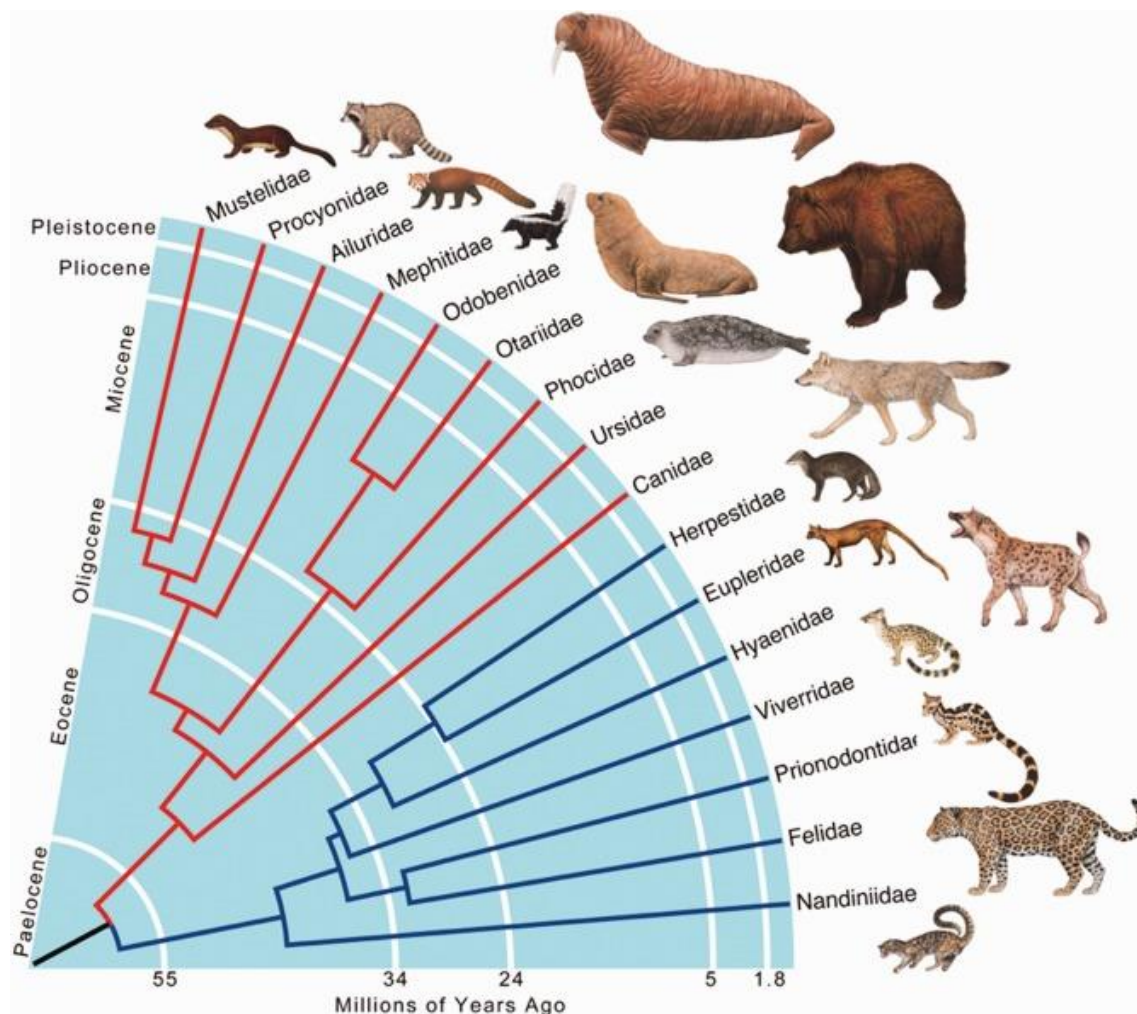


Figura 4: Filogenia temporal dos carnívoros a nível de família baseado em diversas sequências de genes nucleares.

Fonte: Imagem retirada de Van Valkenburgh & Wayne, 2010.

2.2.1.2. Canidae

Os representantes da família Canidae foram uma das primeiras linhagens dos carnívoros (Carnívora) a se diferenciarem, surgindo no final do Eoceno. Além disso, tal família, foi a

primeira a se ramificar dentre as demais famílias de carnívoros caniformes, há cerca de 49 milhões de anos atrás, que além dos Canidae, também inclui os Ursidae (ursos), Procyonidae (guaxinins), Mustelidae (doninhas) e Pinnipedia (Focas e leões marinhos) (Wang & Tedford, 2007).

A história evolutiva deste grupo apresentou radiações sucessivas, a ocupação de diferentes nichos biológicos e a diversificação em espécies que contemplaram desde variedades de grandes predadores de topo de cadeia até pequenos onívoros e, inclusive, espécies herbívoras (Wang & Tedford, 2007). De acordo com Tedford (1978), destas irradiações formaram-se três subfamílias conhecidas, duas já extintas, Hesperocyoninae e Borophaginae, e uma existente até os dias atuais, a subfamília Caninae.

A primeira, Hesperocyoninae, era endêmica da região em que se encontra hoje a América do Norte. Os seus representantes mais primitivos apresentavam tamanho reduzido, atingindo no máximo portes médios, e com dieta provavelmente onívora. Durante o Oligoceno, esta subfamília atingiu a sua diversidade máxima, apresentando, não só estes organismos de tamanho reduzido, mas também, organismos de grande porte e com dieta especializada para a hipercarnivoría. O fim desta linhagem se deu por volta do Mioceno, há aproximadamente 15 milhões de anos (Wang & Tedford, 2007; Dias, 2019).

Já a subfamília, Borophaginae, originou-se a partir de irradiações de Hesperocyoninae, durante o Oligoceno, há 36 milhões de anos. Todos os seus gêneros também eram endêmicos da América do Norte. Os primeiros representantes apresentavam tamanho reduzido e uma dieta que tendia à onivoria. Contudo, representantes mais recentes apresentavam grande porte e eram bem diversificados. Sua extinção se deu por volta de 2,5 milhões de anos atrás, durante o Plioceno, devido a competições com outros canídeos (Wang & Tedford, 2007; Dias, 2019).

A última das irradiações dos Canidae foi a partir da subfamília Caninae, que conta tanto com grupos extintos quanto com representantes vivos atualmente. Os Caninae tiveram sua origem no início do Mioceno, há cerca de 34 milhões de anos, na América do Norte (Dias, 2019). A primeira espécie conhecida apresentava a morfologia semelhante à de uma raposa, com porte pequeno e dieta, provavelmente onívora (Wang & Tedford, 2007).

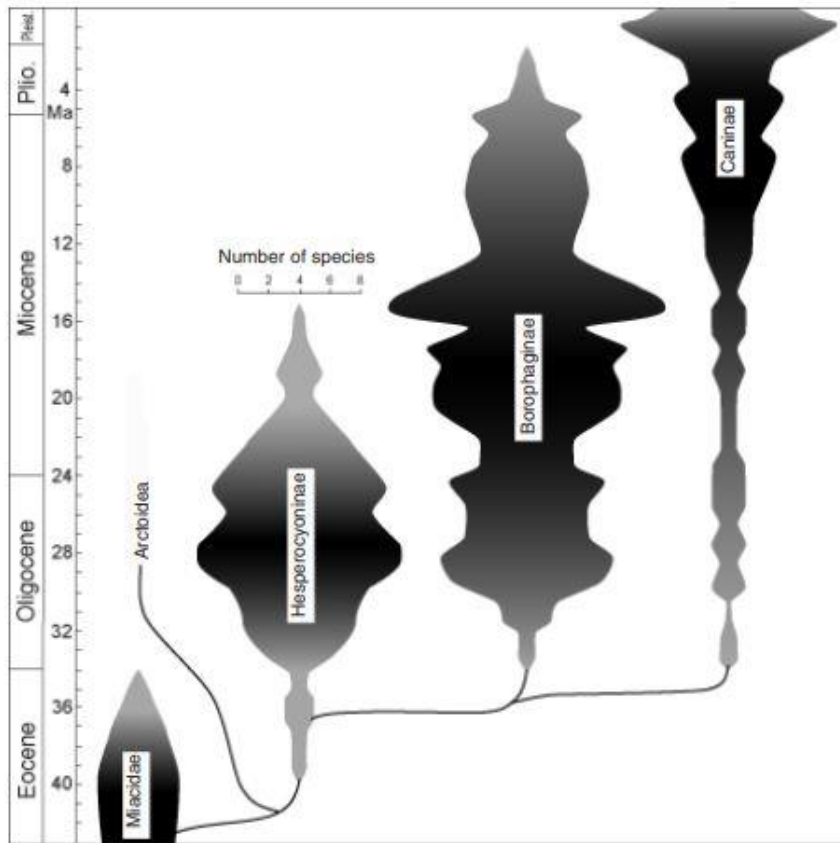


Figura 5: Alcance da distribuição e diversidade ao longo do tempo e relação filogenética entre as três Subfamílias de Canidae.

Fonte: Imagem retirada de Wang & Tedford, 2007.

No final do Mioceno, com a extinção parcial das outras Subfamílias, a grande variedade de nichos disponíveis possibilitou a diversificação da linhagem dos Caninae. Neste período tem-se o registro do surgimento da tribo Vulpini, que se diversificou nos representantes primitivos dos gêneros *Vulpes* e *Urocyon* (além dos gêneros aparentados já extintos) (Wang & Tedford, 2007).

Diferentemente das demais subfamílias, a Caninae demonstrou grande plasticidade e capacidade de dispersão geográfica. De acordo com os registros fósseis, no final do Mioceno (por volta de 5 milhões de anos atrás), houve migrações da subfamília para a Eurásia, através do estreito de Bering, e, já no Plioceno, para os continentes asiático e africano (Dias, 2019).

Por fim, na América do Sul, a subfamília chegou somente após o evento geológico do soergimento do istmo do Panamá, entre 8 e 3 milhões de anos atrás, no Plioceno (Dias, 2019). De acordo com os registros fósseis, foram encontrados fragmentos de espécies relacionadas com *Cerdocyon* e *Chrysocyon* que datam do final do Mioceno, no Sul da América do Norte.

Isso fortalece a hipótese de que ancestrais dos canídeos da América do Sul têm sua origem na América do Norte e Central (Wang & Tedford, 2007).

Apesar de terem, em seu início, pouca diversificação, os canídeos, após as extinções de grupos como os hienídeos, na Eurásia, e dos borofagíneos, na América do Norte, passaram por grandes pulsos de diversidade genética, dispersão e especialização dentro do grupo. Como resultado destes processos, eles se adaptaram aos mais diversos ambientes, condições climáticas, disponibilidade e obtenção de alimentos e se isolaram geograficamente dentro do próprio grupo. Este fato promoveu processos intensivos de especialização, resultando na grande diversidade de espécies que conhecemos atualmente (Dias, 2019).

2.2.2. As espécies atuais de Canidae e sua distribuição

A família Canidae, popularmente conhecida por canídeos, é dividida em aproximadamente 36 espécies viventes (não há um consenso sobre o número de espécies, variando entre 34 e 37 espécies) que estão amplamente distribuídas por todos os continentes do globo, em exceção à Antártica. Estas espécies estão distribuídas em 12 gêneros e duas linhagens principais que se divergiram há aproximadamente 10 milhões de anos, a tribo Canini (lobos) e a tribo Vulpini (raposas) (Dias, 2019; Sillero-Zubiri et al., 2004).

Em exceção ao ser humano, e potencialmente a alguns roedores sinantrópicos comensais, os Canidae tem, dentro do seu grupo, os representantes com maior distribuição natural pelo globo dentro das espécies de mamíferos, respectivamente a raposa vermelha (*Vulpes vulpes*) e o lobo-cinzento (*Canis lupus*). A raposa vermelha é o único canídeo com ocorrência natural em cinco continentes, enquanto o lobo-cinzento, está presente naturalmente no continente europeu, na América do Norte e Ásia (Sillero-Zubiri et al., 2004).

A diversidade de canídeos é destacada em três continentes, a África, a Ásia e a América do Sul, sendo possível encontrar mais de 10 espécies distintas ocorrendo naturalmente em cada um deles. Dentre as 11 espécies encontradas no continente Sul-Americano, nove são endêmicas, sendo encontradas somente a sul do Panamá. Além disso, dentre os gêneros de canídeos conhecidos, muitos são restritos a seus continentes: *Chrysocyon*, *Lycalopex*, *Atelocynus* e *Speothos* são restritos da América do Sul; *Otocyon* e *Lycaon* do continente africano; *Cuon* e *Nyctereutes* da Ásia (atualmente o segundo é encontrado também na Europa, como decorrência da introdução pelo homem); e o *Urocyon*, restrito ao continente americano, sendo encontrado tanto na América do Norte quanto na América do Sul (Sillero-Zubiri et al., 2004).

Esta rica diversidade é proporcional ao grau de ameaça das espécies nestes continentes. Dentre todas as espécies de canídeos consideradas, atualmente, a grande maioria, dentre as que apresentam maior grau de ameaça, são encontradas nos continentes africano, asiático ou na América do Sul. A Raposa-de-Darwin (*Lycalopex fulvipes*), endêmica do Chile; o Lobo-da-Etiópia (*Canis simensis*), endêmico da Etiópia; o Dhole (*Cuon alpinus*), nativo de Bangladesh, Butão, Camboja, China, Índia, Indonésia, Laos, Malásia, Mianmar, Nepal, Tailândia; e o Cão-selvagem-africano (*Lycaon pictus*), encontrado nas regiões de vegetação aberta e savana do sul do continente africano, estão classificados como ameaçados (Endangered – EN) de extinção na lista de classificação de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN, 2021).

A única espécie que não se encaixa neste padrão é encontrada nos Estados Unidos. O Lobo-vermelho (*Canis rufus*) é uma espécie endêmica da região da Carolina do Norte e, atualmente, encontra-se como criticamente ameaçada (critically endangered – CR) na lista da IUCN (IUCN, 2021).

No Brasil, esta Classe é representada por seis espécies: Cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), Cachorro-do-mato-de-orelha-curta (*Atelocynus microtis*), Cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), Graxaim-do-campo (*Lycalopex gymnocercus*), Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e a Raposinha-do-campo (*Lycalopex vetulus*). Destas espécies, quatro apresentam-se com a classificação quase ameaçada (Near threatened – NT) pela classificação da IUCN (Cachorro-do-mato-de-orelha-curta, Cachorro-vinagre, Lobo-guará e Raposinha-do-campo), enquanto as outras duas (Cachorro-do-mato e Graxaim-do-campo) tem seu status de ameaça classificado como pouco preocupante (Least concern – LC) (IUCN, 2021).

Dentre as principais ameaças aos canídeos brasileiros destacam-se a destruição de habitats e as doenças transmitidas pelo contato com cães domésticos. Além disso, conflitos com humanos e atropelamentos surgem em segundo plano, sendo menos constantes, mas não menos impactantes (Pró-carnívoros, s.d.; Sillero-Zubiri et al., 2004; IUCN, 2021).

Tabela 1: Espécies de canídeos selvagens do mundo listados com nome científico em ordem alfabética, seguido do nome vulgar, do status de ameaça global e ocorrência neotropical de acordo com a Lista Vermelha da IUCN (IUCN, 2021).

Nome científico	Nome popular	Grau de ameaça	Biogeografia
<i>Atelocynus microtis</i>	Cachorro do mato de orelhas curtas	NT	NET/NETBR
<i>Canis adustus</i>	Chacal listrado	LC	

<i>Canis aureus</i>	Chacal dourado	LC	
<i>Canis latrans</i>	Coioote	LC	NET
<i>Canis lupaster</i>	Lobo Africano	LC	
<i>Canis lupus</i>	Lobo cinzento	LC	
<i>Canis mesomelas</i>	Chacal de dorso negro	LC	
<i>Canis rufus</i>	Lobo vermelho	CR	
<i>Canis simensis</i>	Lobo da Etiópia	EN	
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro do mato	LC	NET/NETBR/NETBRSG
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	NT	NET/NETBR
<i>Cuon alpinus</i>	Dhole/Cão selvagem asiático	EN	
<i>Lycalopex culpaeus</i>	Raposa colorada	LC	NET
<i>Lycalopex fulvipes</i>	Raposa de Darwin	EN	
<i>Lycalopex griseus</i>	Raposa cinzenta argentina	LC	NET
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	Graxaim do campo	LC	NET/NETBR
<i>Lycalopex sechurae</i>	Raposa do deserto peruana	NT	NET
<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposa do campo	NT	NET/NETBR
<i>Lycaon pictus</i>	Cão selvagem africano	EN	
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	Cão-guaxinim	LC	
<i>Otocyon megalotis</i>	Otócion/Raposa orelhas de morcego	LC	
<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro vinagre	NT	NET/NETBR
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Raposa cinzenta	LC	NET
<i>Urocyon littoralis</i>	Raposa das ilhas	NT	
<i>Vulpes bengalensis</i>	Raposa de Bengala	LC	
<i>Vulpes cana</i>	Raposa afegã	LC	
<i>Vulpes chama</i>	Raposa do Cabo	LC	
<i>Vulpes corsac</i>	Rapos das estepes	LC	
<i>Vulpes ferrilata</i>	Raposa do Himalaia	LC	
<i>Vulpes lagopus</i>	Raposa do Ártico	LC	
<i>Vulpes macrotis</i>	Raposa anã	LC	
<i>Vulpes pallida</i>	Raposa pálida	LC	
<i>Vulpes rueppellii</i>	Raposa de Ruppell	LC	
<i>Vulpes velox</i>	Raposa veloz	LC	
<i>Vulpes vulpes</i>	Raposa vermelha	LC	
<i>Vulpes zerda</i>	Feneco	LC	

Legenda: LC: Pouco preocupante; NT: Quase ameaçado; EN: Em perigo; CR: Criticamente em perigo; NET: Ocorrência Neotropical; NETBR: Ocorrência Neotropical e no Brasil; NETBRSG: Ocorrência Neotropical, no

Brasil e na ARIE Mata de Santa Genebra.

Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2.3. Biologia e Ecologia dos Canidae

Por estarem distribuídos amplamente, estes animais estão adaptados aos mais diferentes habitats, dietas e, conseqüentemente, apresentam diferentes características morfológicas e comportamentais. Desta forma, apresentam dentre suas espécies desde representantes com grande porte, como o lobo-cinzento (*Canis lupus*), com tamanho que varia de 1,2 metros a 1,6 metros, até espécies de pequeno porte, como os fenecos (*Vulpes zerda*), que chegam a 20 centímetros na idade adulta (Sillero-Zubiri et al., 2004; Dias, 2019).

Assim como a diversidade de tamanhos, as espécies apresentam, também, grande diversidade de dietas. Com isso, vislumbram-se tanto espécies generalistas quanto especialistas, que podem apresentar dieta onívora, na qual alimentam-se principalmente de frutos e insetos, mas também de carne e ovos, ou, em outros casos, espécies que apresentam hábito estritamente carnívoro (Sillero-Zubiri et al., 2004; Wang & Tedford, 2007). Durante o processo de obtenção de alimento, o comportamento também é muito variado de acordo com a espécie, tendo representantes que formam grupos colaborativos e hierarquizados, e, paralelamente, representantes que se especializam na caça e forrageio em pares, ou até mesmo de forma solitária (Wang & Tedford, 2007).

Apesar de desempenharem com eficiência o comportamento de caça e, muitas vezes apresentarem tamanhos proporcionais ao de predadores de topo, os canídeos tendem a desempenhar o papel de mesopredadores, tanto do ponto de vista morfológico, quanto do comportamental. Isso se deve, principalmente, ao papel que estes animais desempenhavam no passado. Durante o período Pleistocênico existia uma grande diversidade e, provavelmente, uma grande abundância de predadores de grande porte. Desta forma, a competição interespecífica por presas se deu de maneira mais intensa do que o observado atualmente (Van Valkenburgh and Hertel 1993).

Assim, predadores menores, como os canídeos atuais, no Pleistoceno, ocuparam o nicho de mesopredadores, explorando não só o recurso da caça, mas também a utilização de carcaças e outros alimentos disponíveis. Este cenário de competição intensa, intra e interespecífica por recursos, pode ter favorecido o desenvolvimento de comportamentos de defesa de grupo, aumento da socialização em matilhas e ataques territorialistas. Desta forma, os comportamentos sociais vislumbrados atualmente por parte dos canídeos, como alta sociabilidade, o abate de

predadores menores não seguido de predação e a defesa de território podem indicar uma tendência comportamental remanescente de períodos de maior competição e menor disponibilidade de recursos (Van Valkenburgh and Hertel 1993; Sillero-Zubiri et al., 2004).

Mesmo com a especiação e a grande diversificação dos canídeos, muitas espécies ainda compartilham o mesmo número de cromossomos. Desta forma, quando em contato, diferentes espécies podem gerar híbridos, como por exemplo, o chacal (*Canis aureus*), o coiote (*Canis latrans*), o lobo-cinzento (*Canis lupus*) e o cão doméstico (*Canis lupus familiaris*), que possuem 78 cromossomos. Este processo é muitas vezes acentuado pela ação do homem, com a introdução de espécies exóticas ou com a supressão de barreiras naturais (Dias, 2019).

2.2.4. Hipóteses para a evolução e domesticação dos cães

A evolução dos cães domésticos e o processo de domesticação são, ainda hoje, temas muito controversos e com diferentes hipóteses propostas. Tendo em vista a grande variabilidade morfológica das raças de cães domésticos, muitas hipóteses foram formuladas relacionando-os a diferentes espécies de canídeos. Desta forma, existem teorias desenvolvidas que defendem que os cães domésticos se originaram a partir de linhagens de chacais; outras que acreditam na origem a partir da hibridização de diferentes espécies de canídeos; outras ainda, que evoluíram de uma linhagem ancestral de canídeos já extinta, ou, de que os cães domésticos evoluíram a partir dos lobos, por vezes um lobo ancestral, ou, tendo em vista que são considerados uma subespécie de *Canis lupus*, como oriundos dos lobos-cinzentos (Pennisi, 2002; Freedman et al., 2014; Morell, 2015).

Outro ponto controverso da domesticação está relacionado com quantas vezes este processo foi realizado. De acordo com Frantz et al. (2016) a domesticação ocorreu em períodos e locais distintos, de forma independente, na Eurásia oriental e ocidental, a partir de populações diferentes de lobos. Já Botigué et al. (2017) propõe, a partir de análises de DNA de fósseis de cães descobertos na Alemanha, com datações entre 7000 e 4700 anos, que os cães evoluíram a partir da domesticação de uma única população de lobos e, então, se diferenciou nas duas populações, eurasiática oriental e eurasiática ocidental.

O registro fóssil mais antigo atribuído aos cães domésticos, que não apresenta dúvidas, é uma mandíbula que foi encontrada na Alemanha e data de aproximadamente 15.000 anos. Outros registros mais antigos, encontrados na Sibéria e no Oriente Médio, ainda são controversos e, por isso, o fóssil alemão é considerado o mais antigo (Botigué et al., 2017). Apesar dos registros fósseis, muitos acreditam que a domesticação foi um processo mais antigo,

com as estimativas variando entre 40.000 e 20.000 anos atrás (Botigué et al., 2017) ou entre 34.000 e 9.000 anos atrás (Freedman et al., 2014).

Em relação ao processo de domesticação em si, existem hoje, duas hipóteses principais. A primeira, explora a possibilidade de uma domesticação que se iniciou de maneira acidental, com o ponto de partida dado pelos lobos e não pelo ser humano.

De acordo com esta hipótese, populações de lobos se aproximaram de assentamentos humanos em busca de carcaças, rejeitos e sobras de alimentos descartadas. A partir desta aproximação os lobos, ou cães ancestrais, passaram a se familiarizar com a presença humana, reduzindo a distância de fuga, aumentando as interações sociais com a nossa espécie e reduzindo comportamentos agonísticos. Simultaneamente a isso, por terem mais acesso a alimentos e recursos, em relação às demais populações de lobos, estas populações próximas aos assentamentos humanos sobreviviam e reproduziam-se em maior quantidade, transmitindo os genes às próximas linhagens (Morell, 2015; Botigué et al., 2017). Eventualmente, estas populações de lobos se tornaram mais acessíveis ao manejo, à manutenção e a interações com as populações humanas, o que resultou, com o passar do tempo, na domesticação (Botigué et al., 2017).

A segunda hipótese propõe que o processo de domesticação partiu de ações diretas do ser humano. Sabe-se que, historicamente, os lobos são espécies muito bem difundidas pelo globo terrestre. Desta forma, é possível assumir que, os humanos conviveram, em diversos ambientes, com diferentes espécies de lobos. Desta convivência recorrente, as populações humanas reconheciam os lobos como potenciais ameaças, muitas vezes caçando-os, seja para proteção, como para obtenção de recursos. Nos embates, era priorizada a caça dos lobos adultos, que realmente representavam ameaças, de forma que, muitas vezes, os filhotes não eram mortos e, possivelmente, recolhidos ou buscavam abrigo nos assentamentos, sendo criados pelos humanos. Então, estes filhotes criados, a partir da seleção artificial e da convivência contínua com os humanos, teriam originado os cães (Morell, 2015; Botigué et al., 2017; Dias, 2019).

Apesar das diferentes hipóteses, atualmente, alguns aspectos da domesticação dos cães são quase consenso. A domesticação foi realizada por populações de humanos modernos (*Homo sapiens*), não se tendo registro de tentativas de domesticação de nenhuma outra espécie animal por homínídeos antes da expansão do *Homo sapiens* para fora do continente africano. Além disso, os cães foram a primeira espécie animal domesticada e este processo de domesticação se

deu enquanto os humanos ainda possuíam hábitos de caçadores-coletores, antes da existência da agricultura (Morell, 2015).

Desta associação homem-lobo/cão ambas as espécies foram beneficiadas, principalmente com a maior disponibilidade de alimentos, proteção, economia de energia e, conseqüentemente, maior sucesso reprodutivo. Os humanos passaram a ter companheiros para as atividades de caça, guarda de carcaças, defesa de território e dos assentamentos, possibilidade de caçar animais maiores, como mamutes e bisões, e para guerras tribais. Além disso, os cães passaram a ser uma alternativa de recursos, hora sendo utilizados para transportar cargas ou para locomoção, como cães de trenó, mas também sendo utilizados para obtenção de alimento e vestimentas, a partir de sua carne e da sua pele e pelos (Morell, 2015; Dias, 2019).

Uma vez consolidada esta associação, o ser humano passou a levar os cães consigo, para onde se dispersava. Durante as migrações pré-históricas, o cão foi introduzido na América do Norte, entre 15 e 9 mil anos atrás; no Sudeste Asiático continental entre 8 e 5 mil anos atrás, e no insular há aproximadamente 4 mil anos atrás; já na Oceania, há aproximadamente 4,6 mil anos atrás. Este processo resultou no posterior retorno dos cães já domésticos para a condição selvagem, originando a subespécie conhecida atualmente como dingo (*Canis lupus dingo*) (Dias, 2019).

No continente africano os cães domésticos foram introduzidos na África Subsaariana por volta de 6 mil anos atrás e na África do Sul há apenas 1,4 mil anos. Enquanto isso, na América do Sul, a introdução ocorreu a partir das populações da América do Norte e Central, ocupando primariamente a região andina, por volta de 7,5 a 4,5 mil anos atrás e, por fim, o Sul do continente, como a região dos pampas, por volta de 2 e 1 mil anos atrás (Dias, 2019).

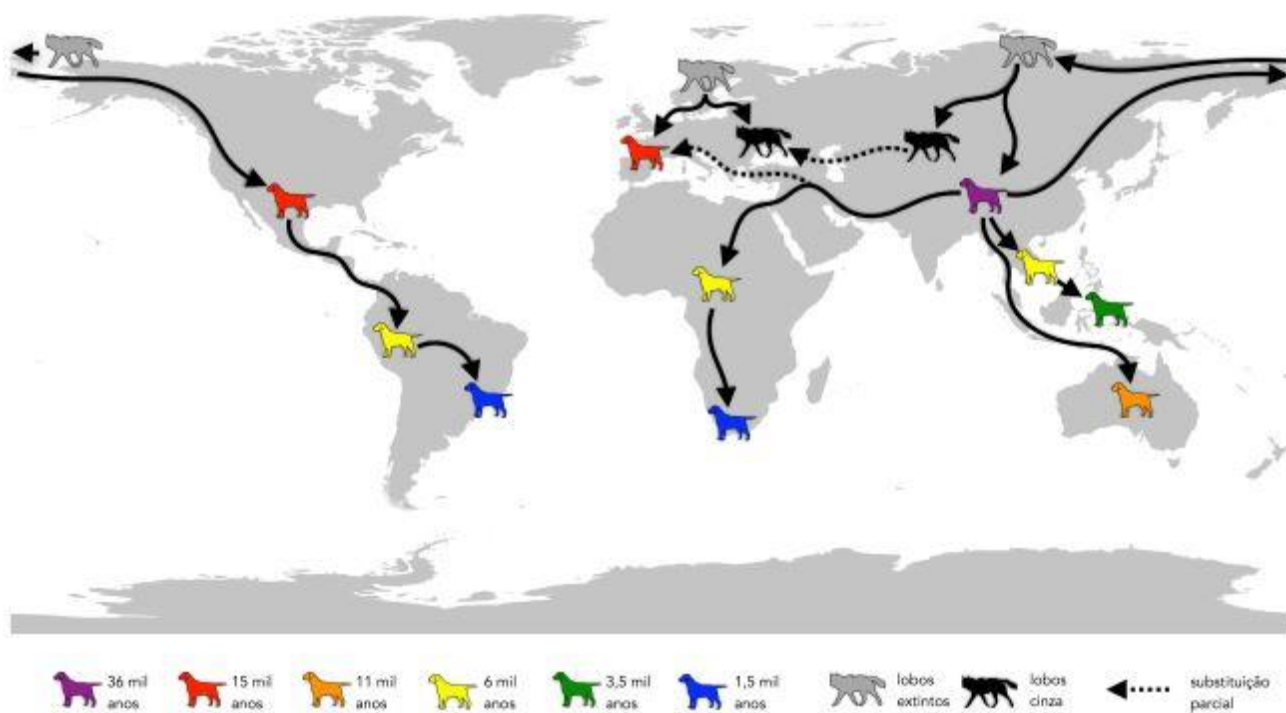


Figura 6: Expansão geográfica do cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) durante as migrações pré-históricas.

Imagem retirada de Dias, 2019.

Durante o período das grandes navegações, no século XV, com a chegada das populações humanas da Europa ao continente americano e ao Pacífico Sul, as populações de cães domésticos destas regiões foram substituídas por populações europeias. Já no continente africano esta substituição foi parcial (Dias, 2019).

2.2.5. Os cães como espécie antropofílica e invasora

Os cães podem ser considerados tanto espécies antropofílicas quanto espécies invasoras. O contexto de espécies antropofílicas dos cachorros é, a partir do proposto na figura 4, de Schindwein & Rivera (2019), um pouco distinto da maioria das outras espécies domesticadas. Isto pois, se por um lado eles compartilham aspectos comuns com as demais espécies domesticadas, como altas taxas de endogamia, baixa resistência às doenças (resistência muitas vezes dependente do manejo do homem, a partir da vacinação e administração de medicamentos) e simplificação dos estágios sucessionais, estando mais adaptadas à ambientes antropizados e com baixa diversidade de espécies.

Por outro lado, os cães apresentam grande capacidade de dispersão, uma relativa diversidade morfológica (a partir da seleção artificial pelo humano, os cães foram diferenciados

em raças, de acordo com as necessidades do homem) e principalmente, podem desenvolver maior independência do ser humano em relação à algumas espécies domesticadas. Desta forma, eles aprendem, muitas vezes com outros cães (errantes ou já ferais), a utilizarem, com eficiência, os recursos de ambientes naturais e competirem por estes recursos com outras espécies. Desta forma, os cães passam a desempenhar respostas eficientes à diferentes habitats, sem depender do homem para obtenção de alimento, sobrevivência e reprodução (Ziller, 2004; Hughes & MacDonald, 2013; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Assim, de certa forma, os cães “superam” a condição de espécie domesticada totalmente dependente do manejo do ser humano para a sobrevivência, e, quando em condições ferais, retomam aspectos que os aproximam de espécies selvagens (Nesbitt, 1975; Ziller & Zalba, 2007).

Em relação à condição de espécies invasoras, os cães são considerados atualmente, em conjunto com gatos, a espécie introduzida com maior número de registros e presentes em maior número nas Unidades de Conservação brasileiras e nas áreas do entorno destas (Sampaio & Schmidt, 2013). Por conta disso, os cães são classificados como uma das principais ameaças para a integridade de áreas naturais, causando diversos impactos negativos para a biodiversidade (Galetti & Sazima, 2006).

A presença de cachorros em áreas naturais protegidas está intimamente associada à aproximação humana dessas áreas. Dessa forma, a expansão urbana, desmatamento, supressão de áreas de mata nativa e fragmentação de áreas naturais servem como porta de entrada tanto para o ser humano, quanto para os cães (Vilela & Lamim-Guedes, 2014; Pereira et al., 2019).

Em grande parte dos casos, a presença destes cães dá-se em decorrência do descaso humano para com o cuidado do animal. Muitos cães são abandonados propositalmente no interior ou na área do entorno de fragmentos naturais e Unidades de Conservação, como forma de se livrar do animal (Srbek-Araujo & Chiarello, 2008; Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Além disso, a presença também pode estar associada ao uso de cães para caça ou, em alguns casos, ao modo de criação livre do animal, no qual o cão recebe cuidados humanos, mas possui liberdade para transitar nas regiões próximas em que vive. Tal modo é muito observado em áreas rurais e fazendas (Vilela, 2009; Vilela & Lamim-Guedes, 2014; ICMBIO-MMA, 2019).

Os cães invasores podem tanto ser considerados errantes, quando transitam livremente entre áreas naturais e áreas antrópicas, mas ainda possuem cuidados humanos, quanto podem ser totalmente ferais, quando não possuem mais cuidados humanos e já estão bem estabelecidos

em áreas naturais (ICMBIO-MMA, 2019; Pereira et al., 2019). Independentemente da classificação, os cães causam diferentes impactos nas áreas naturais, afetando as espécies ali presentes de forma direta e indireta.

Quando presentes em Unidades de Conservação e outras áreas naturais, os cães são responsáveis por afetar a fauna nativa através de predação, competição, perturbação, hibridização e transmissão de doenças (Pereira et al., 2019). Em relação à predação, têm-se registro de conflitos e abate de diversos animais por parte dos cães. Por apresentarem hábitos generalistas, diferentes portes, grande abrangência no período de atividade e forrageio, e por serem animais sociais, muitas vezes se organizando em matilhas, os cachorros podem predar desde organismos menores, como gambás, tatus, pequenos felinos, répteis e aves, até animais maiores, como antas, tamanduás e cervídeos (Vilela & Lamim-Guedes, 2014; ICMBIO-MMA, 2019; Pereira et al., 2019).

Na maioria dos casos, as predações realizadas pelos cães domésticos levam à diminuição das populações de animais da base da cadeia, sendo caracterizada como uma pressão de predação do tipo “Top-down” (Brandão et al., 2019).

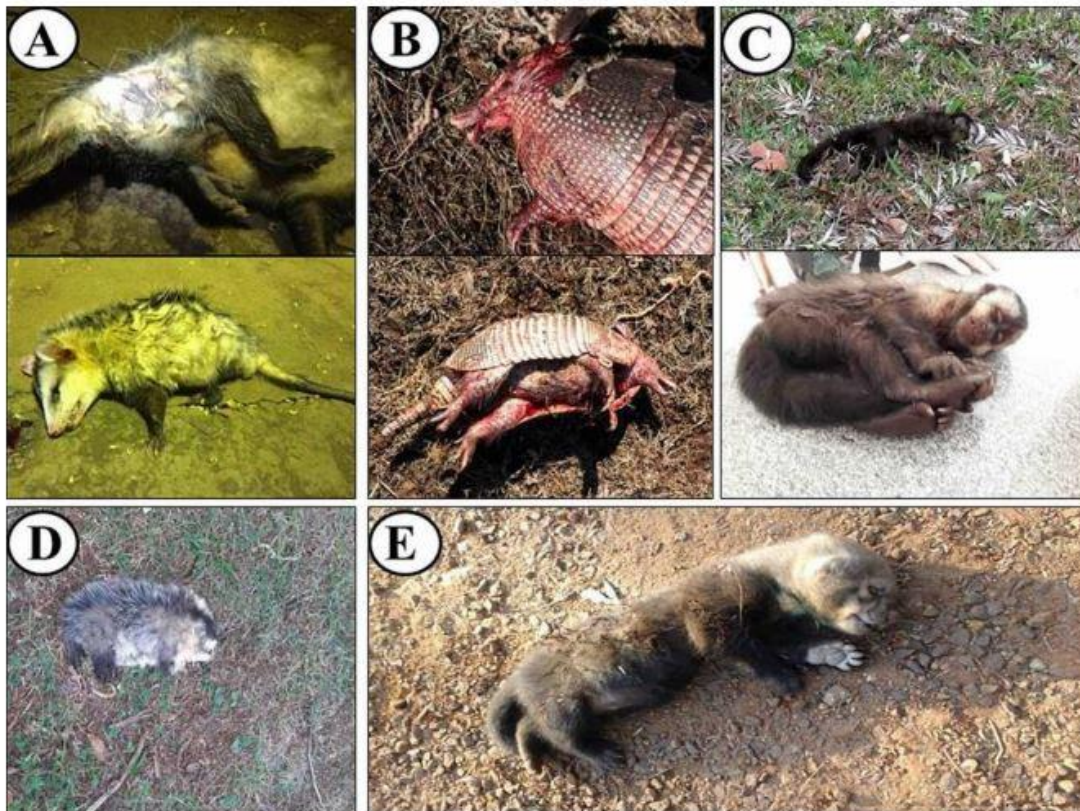


Figura 7: Carcaça dos animais abatidos por cães na região da Mata Atlântica norte do Paraná, Brasil. (A

e D) *Didelphis albiventris*; (B) *Dasypus novemcinctus*; (C) *Sapajus nigratus*; (E) *Eira barbara*.

Fonte: imagem retirada de Pereira et al., 2019.



Figura 8: Veadomateiro (*Mazama americana*) abatido por cães no Parque Estadual Nova Baden (PENB), em Lambari, Minas Gerais.

Fonte: imagem retirada de Vilela & Lamim-Guedes, 2014.



Figura 9: Anta (*Tapirus terrestris*) com lesões causadas por ataque de cães, no município de São Miguel Arcanjo, São Paulo. Próximo ao Parque Estadual Carlos Botelho.

Fonte: Bruno Fiorillo – Projetos tentam salvar antas atacadas por cachorros no interior de São Paulo: ‘correndo contra o tempo’, 2021.

Em relação à competição, os cães podem impactar os demais carnívoros, predando as presas potenciais, ocupando espaços de caça e forrageio e gerando conflitos por presas. Em relação aos animais herbívoros, podem competir também por alguns alimentos, tendo em vista que a dieta dos cães não é estritamente carnívora. Complementarmente a isso, podem também ocupar espaços de forrageio e abater animais que entram em sua área de vida, uma vez que são extremamente territorialistas (Galetti & Sazima, 2006; Srbek-Araujo & Chiarello, 2008; Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Além disso, a presença de cães pode, por si só, causar a perturbação do ambiente, afugentando os animais nativos de suas áreas históricas de ocorrência por intimidação, vocalizações, demarcação de território e presença de feromônios (Pereira et al., 2019).

No que diz respeito à transmissão de doenças, por sua vez, as espécies que estão mais ameaçadas com a presença dos cães são os canídeos silvestres nativos. Por serem geneticamente mais próximos, os cães domésticos podem ser reservatórios de doenças e parasitas característicos de canídeos, mas que, no entanto, não coevoluíram com os canídeos nativos, de forma que estes estão sujeitos a manifestações mais severas destas doenças. Atualmente tem-se registro de canídeos silvestres com cinomose, parvovirose, raiva, leishmania visceral e sarna sarcóptica, tendo como principal causa o contato com cães domésticos (Megid et al., 2009; Megid et al., 2010; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Além dos canídeos nativos, outras espécies de carnívoros também estão sujeitas a doenças transmitidas pelos cães domésticos, como por exemplo a onça-pintada (*Panthera onca*) e a onça-parda (*Puma concolor*), que já tiveram registros de doenças provavelmente obtidas a partir do contato com cães domésticos (Abdulla et al., 1982; Costa et al., 1997; Pereira et al., 2019).



Figura 10: Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) com sarna sarcóptica, registrado em Mococa, São Paulo.

Fonte: Jornal 'O Eco'. Foto: Rogério Cunha de Paula, 2021.



Figura 11: Sarna sarcóptica em Cachorro-do-Mato (*Cerdocyon thous*).

Fonte: imagem retirada de Teodoro et al., 2018.

3. JUSTIFICATIVA

A idealização do projeto surgiu a partir da participação em um programa de voluntariado na Mata de Santa Genebra. O contato com a UC e com funcionários da Fundação José Pedro de Oliveira, possibilitou conhecer mais sobre a problemática de espécies invasoras no interior da ARIE. A interação de cães domésticos e ferais com a fauna nativa apresentou-se como uma oportunidade de estudo destas interações interespecíficas.

O uso da bibliografia aliado ao levantamento recente da presença de cães na ARIE, possibilitam estudo para o entendimento do impacto de cães domésticos em fragmentos naturais pequenos, a influência sobre a fauna nativa, as possíveis implicações ecológicas desta interação e alternativas de mitigação à tais impactos. O estudo contribui, também, para melhor entendimento da ameaça da introdução de espécies exóticas em ecossistemas naturais e Unidades de Conservação.

4. OBJETIVOS

4.1. GERAL

- Avaliar a presença de cães na ARIE Mata de Santa Genebra e seu possível impacto para as espécies da mastofauna nativa da região;

4.2. ESPECÍFICOS

- Analisar o número de indivíduos/grupos presentes, classificá-los como ferais, errantes ou domésticos, verificar os períodos de maior atividade e as áreas que costumam visitar.

- Avaliar quais espécies de mamíferos presentes na Mata de Santa Genebra são potencialmente mais vulneráveis a esta pressão e seu grau de ameaça para o Estado de São Paulo e o país.

- Apresentar possíveis propostas para mitigação desta problemática.

5. METODOLOGIA

5.1 ÁREA DE ESTUDO

A Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra encontra-se localizada no Distrito de Barão Geraldo, na cidade de Campinas, no estado de São Paulo, sob as coordenadas geográficas: 22°44'45" S, 47°06'33" W (Galetti & Sazima, 2006). Apesar de estar completamente localizada no Município de Campinas, a Unidade de Conservação tem uma de suas faces em região de divisa com o Município de Paulínia (Figura 12) (Guirao & Teixeira Filho, 2011).

Esta Unidade de Conservação possui 251,7 ha, representando um dos principais remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual do Estado de São Paulo e o maior remanescente do Município de Campinas (Farah, 2009). A sede da ARIE Mata de Santa Genebra, também sede da Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO), localiza-se na região leste

da Unidade de Conservação, sendo acessível pela Rua Mata Atlântica, nº447, no Bairro Bosque de Barão, Distrito de Barão Geraldo, em Campinas, São Paulo (FJPO, 2010).

5.1.1 Histórico

A ocupação da região da ARIE Mata de Santa Genebra acompanhou o ritmo de desenvolvimento da cidade de Campinas, relacionado, principalmente, com o desenvolvimento de atividades agro-econômicas na região (Guirao & Teixeira Filho, 2011).

A área que compõe a Unidade de Conservação pertence à parte resultante da propriedade originalmente conhecida como Fazenda Santa Genebra. A Fazenda Santa Genebra, cujo proprietário original foi o Barão Geraldo de Resende, abrangia, durante o período do final do século XIX, o atual Distrito de Barão Geraldo e algumas outras áreas da cidade de Campinas, tendo como principal atividade a produção cafeeira (Serrão, 2002; FJPO, 2010).

Contudo, tendo em vista a declaração de falência do Barão Geraldo de Resende, as terras relativas à Fazenda Santa Genebra foram a leilão (FJPO, 2010). Assim, as terras em que se encontra a atual ARIE Mata de Santa Genebra, foram compradas pelo Comendador Luiz de Oliveira Lins de Vasconcelos, que as manteve como fazenda para a produção de café (Guirao & Teixeira Filho, 2011).

Em meados da década de 70, ainda em posse da família Oliveira, iniciaram-se pressões, principalmente por parte de pesquisadores da UNICAMP, do Instituto Agrônomo de Campinas e da sociedade civil, para a ampliação e criação de áreas de preservação florestal no município de Campinas. Dentre as áreas indicadas, destacou-se o fragmento florestal presente dentro da Fazenda Santa Genebra (Guirao & Teixeira Filho, 2011).

Em 1981, em resposta à pressão da sociedade, ao alto custo de preservação do fragmento florestal para estar de acordo com as leis do Código Florestal e, ainda, para realizar o desejo do finado marido, de conservação do fragmento florestal, a proprietária Sra. Jandyra Pamplona de Oliveira, oficializou a doação da área florestal da Mata de Santa Genebra para a Prefeitura Municipal de Campinas. Tal doação foi condicionada à manutenção e conservação da área de mata, caso o contrário, a área voltaria para a família doadora (Serrão, 2002; FJPO, 2010; Guirao & Teixeira Filho, 2011).

No mesmo ano, com a realização da doação, foi criada a Fundação José Pedro de Oliveira, nomeada em homenagem ao antigo dono da fazenda, por meio da Lei Municipal nº. 5118, de 14 de julho de 1981. A Fundação recebeu a atribuição de administrar, conservar e

manter a floresta, respondendo à prefeitura de Campinas, contudo, com autonomia administrativa e financeira (Guirao & Teixeira Filho, 2011). Além da criação da Fundação, a Lei determinou que o uso da Mata seria, exclusivamente, para fins científicos e culturais (FJPO, 2010).

Em 1983, a área da Mata de Santa Genebra foi tombada e reconhecida como Patrimônio Natural pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Artístico, Arqueológico e Turístico do Estado de São Paulo (CONDEPHAAT), a partir da Resolução n°3, de 03 de fevereiro de 1983 (FJPO, 2010).

Em 1985, a área foi considerada como uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável, sendo classificada como Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) pelo Decreto Federal n° 91.885, de 05 de novembro de 1985 (SNUC, 2000; FJPO, 2010).

Em 1992 foi novamente tombada como Patrimônio Natural pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Artístico e Cultural de Campinas (CONDEPAACC), a partir da Resolução n°11, de 29 de setembro de 1992 (FJPO, 2010). Este processo auxiliou para reduzir os conflitos em relação à especulação imobiliária na área, loteamentos clandestinos, extração de madeira, incêndios e caça na área da Mata (Serrão, 2002; Guirao & Teixeira Filho, 2011).

Como é uma Unidade de Conservação Federal, a ARIE Mata de Santa Genebra responde diretamente ao Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade (ICMBio), que administra as Unidades de Conservação Federais em conjunto com o Ministério do Meio Ambiente (SNUC, 2000). Desta forma, a gestão da ARIE Mata de Santa Genebra é realizada de maneira compartilhada entre o ICMBio, a Fundação José Pedro de Oliveira e a Prefeitura Municipal de Campinas. Esta forma de gestão se estabeleceu a partir da criação do Termo de Reciprocidade n°01/2010 referente ao processo 10/10/3261, firmado em 23 de fevereiro de 2010 pelas diferentes partes (FJPO, 2010).

5.1.2. Características de ocupação do entorno

O Distrito de Barão Geraldo, em que está inserida a ARIE Mata de Santa Genebra, era considerado uma área rural até por volta de 1940. Neste período, a chegada da luz elétrica e a instalação de grandes empresas na região, como a Rhodia, fizeram com que o Distrito se tornasse uma região classificada como território urbano (Ribeiro, 2000).

A partir da década de 60, com a construção e, posteriormente, com a inauguração da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), as grandes áreas de fazendas da região

passaram a ser loteadas, em resposta ao desenvolvimento comercial, às instalações de serviços e comércios e à procura por moradia por parte de alunos e professores da Universidade (Cisotto, 2009).

De maneira semelhante ao que ocorreu com todo o Distrito de Barão Geraldo, a região do entorno da ARIE sofreu, e ainda sofre com a expansão urbana. As áreas próximas, antes utilizadas para a agricultura, tornaram-se bairros, condomínios e moradias improvisadas, fazendo com que problemas antes não presentes na área, sejam agora comuns, como a poluição sonora, do ar e da água, impermeabilização do solo, interação de fauna silvestre com humanos, presença de pessoas estranhas e de animais domésticos no interior da UC (Cisotto, 2009; FJPO, 2010; Salles et al., 2013).

Atualmente, a área urbana do entorno da ARIE corresponde a um terço do perímetro do entorno da Unidade de Conservação, com tendência de expansão populacional e urbana. É representada principalmente por moradias e condomínios de classe baixa e média, empresas de pequeno porte como distribuidoras, atacadistas, metalúrgicas e fabricantes de adubos, além de empresas de grande porte e com grande potencial poluente, como indústrias químicas, petrolíferas e grandes produtores agropecuários (FJPO, 2010; Salles et al., 2013).

As áreas rurais presentes no entorno da UC também representam um importante fator de pressão para a conservação. A presença de monocultura de cana-de-açúcar e pequenos produtores de hortaliças, nas áreas do entorno, fazem com que, em muitas destas produções sejam utilizados diversos tipos de agrotóxicos e pesticidas, como forma de evitar a presença de espécies indesejadas no cultivo (FJPO, 2010).

Apesar de proibido pela Resolução Municipal nº65, de 04 de agosto de 2006, que em seu artigo 5º, inciso I, determina a proibição do uso de agrotóxicos de qualquer natureza na faixa de 300m ao redor da ARIE, este uso ocorre (FJPO, 2010). A presença do uso de agrotóxicos na área do entorno representa o risco de contaminação de corpos d'água, da água de rios, nascentes, reservatórios, lençol freático, lagos e do solo, tendo em vista o alto potencial destes produtos de diluição e dissipação. Além disso, podem causar a contaminação da fauna e da flora local, causando alterações fisiológicas, bioquímicas e, muitas vezes, a morte de indivíduos de diferentes espécies (Lopes & de Albuquerque, 2018).

Por fim, a menos de 500 metros da ARIE estão presentes duas importantes rodovias, a Rodovia SP-065 (Rodovia Dom Pedro I) e a Rodovia SP-332 (Rodovia General Milton Tavares de Souza). Estas rodovias representam importantes vias de acesso e escoamento aos polos

industriais das cidades de Campinas e Paulínia (FJPO, 2010). Contudo, considerando a proximidade com a Mata de Santa Genebra, as rodovias representam um importante impacto, ocasionando a fragmentação de habitat, poluição sonora e contribuindo para a diminuição das populações de animais selvagens, tendo em vista a ocorrência de atropelamentos de fauna (Fogliati et al., 2004; Casella, 2010; Guimarães et al., 2018).

5.1.3. Características físicas e biológicas do entorno

Historicamente, o Município de Campinas caracterizava-se como um mosaico composto por diferentes tipos de vegetação, como a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Paludosa, o Cerrado, o Cerradão, Vegetação Rupestre dos Lajedos Rochosos e o Campo Limpo (Santin, 1999; Prefeitura Municipal de Campinas, 2015).

A vegetação do entorno da UC é caracterizada principalmente por três tipos de vegetação encontradas no Município, a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Paludosa e o Cerrado (FJPO, 2010).

A Floresta Estacional Semidecidual caracteriza-se pela presença de árvores de grande porte, com troncos retilíneos e perda razoável de folhas do estrato arbóreo durante as estações secas (Lecocq-Muller, 1947). Este tipo de floresta está presente em regiões que possuem duas estações bem definidas ao longo do ano, uma seca e outra chuvosa (Nascimento et al., 2004; Gonçalves, 2015), além disso, está geralmente associada a solos provenientes de rochas cristalinas, intrusivas básicas ou latossolos roxos (Lecocq-Muller, 1947).

A Floresta Paludosa, por sua vez, é constituída por formações florestais estabelecidas em regiões de solos encharcados, com presença constante de água em sua superfície (Leitão Filho, 1982). São associadas geralmente a áreas de cabeceiras, depressões, cursos d'água ou regiões com afloramento do lençol freático. Estas áreas tendem a ter solos com pH ácidos e elevados teores de matéria orgânica (Leitão Filho, 1982; Torres et al., 1994).

Por apresentarem condições específicas, estas florestas possuem uma diversidade única de animais e plantas adaptados a estes ambientes alagados. Desta forma, apesar destas formações florestais apresentarem um menor número de espécies, em relação à outras florestas, as espécies que estão presentes nestes sistemas podem ser únicas, visto que coevoluíram e foram selecionadas evolutivamente para tal ecossistema (Teixeira & Assis, 2005).

Por fim, o Cerrado, caracterizado no Município por uma formação florestal não densa, de formação arbustiva, vegetação rasteira e árvores de grande, médio e pequeno porte, com

troncos retorcidos e suberosos, casca grossa e rugosa e folhas grossas. Os solos associados a estas formações, na região de Campinas, são predominantemente arenosos, antigos e com pequena capacidade de reter água na estação seca (Christofolletti, 1969).

Tanto as estruturas de Cerrado quanto das Florestas Paludosas estão praticamente extintas na região de Campinas, sendo sua presença no entorno da Unidade de Conservação um importante aspecto de proteção destes fragmentos (FJPO, 2010).

Em relação à fauna presente nas áreas do entorno da Mata de Santa Genebra, têm-se registro de uma grande diversidade de espécies, destacando-se principalmente a fauna de pequenos vertebrados, como aves e mamíferos de pequeno porte. Além disso, são encontradas algumas espécies de mamíferos de grande porte, como a onça-parda (*Puma concolor*) e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) (Passos, 2009; FJPO, 2010). Destaca-se, também a diversidade de ictiofauna, com mais de 9 espécies identificadas na região do entorno, tendo em vista a importante presença dos rios Jaguarí e Atibaia, que compõem a bacia do Tietê na região de Campinas (Tamborim, 2009; Prefeitura Municipal de Campinas, 2014).

De acordo com o estudo realizado por Magioli (2013), foram amostradas na Região Metropolitana de Campinas (Arthur Nogueira, Campinas, Cosmópolis, Holambra, Jaguariúna e Paulínia), 34 espécies distintas de mamíferos não voadores, sendo que destas, 27 foram classificadas como de grande e médio porte, quatro de pequeno porte e três exóticas, como mostrado na tabela do anexo 1.

A presença de fragmentos florestais no entorno da Mata é de extrema importância para garantir trânsito, refúgio e recursos para as espécies presentes na região, de forma que podem explorar, além da área da Mata de Santa Genebra, as áreas do seu entorno. Nesse aspecto destacam-se três fragmentos de Florestas Paludosas, denominados Bem Natural B, Bem Natural C e Bem Natural D, sendo os dois últimos tombados pelo CONDEPACC. Além de um outro fragmento com remanescentes de Cerrado (FJPO, 2010).

5.1.4. Características ambientais da ARIE Mata de Santa Genebra

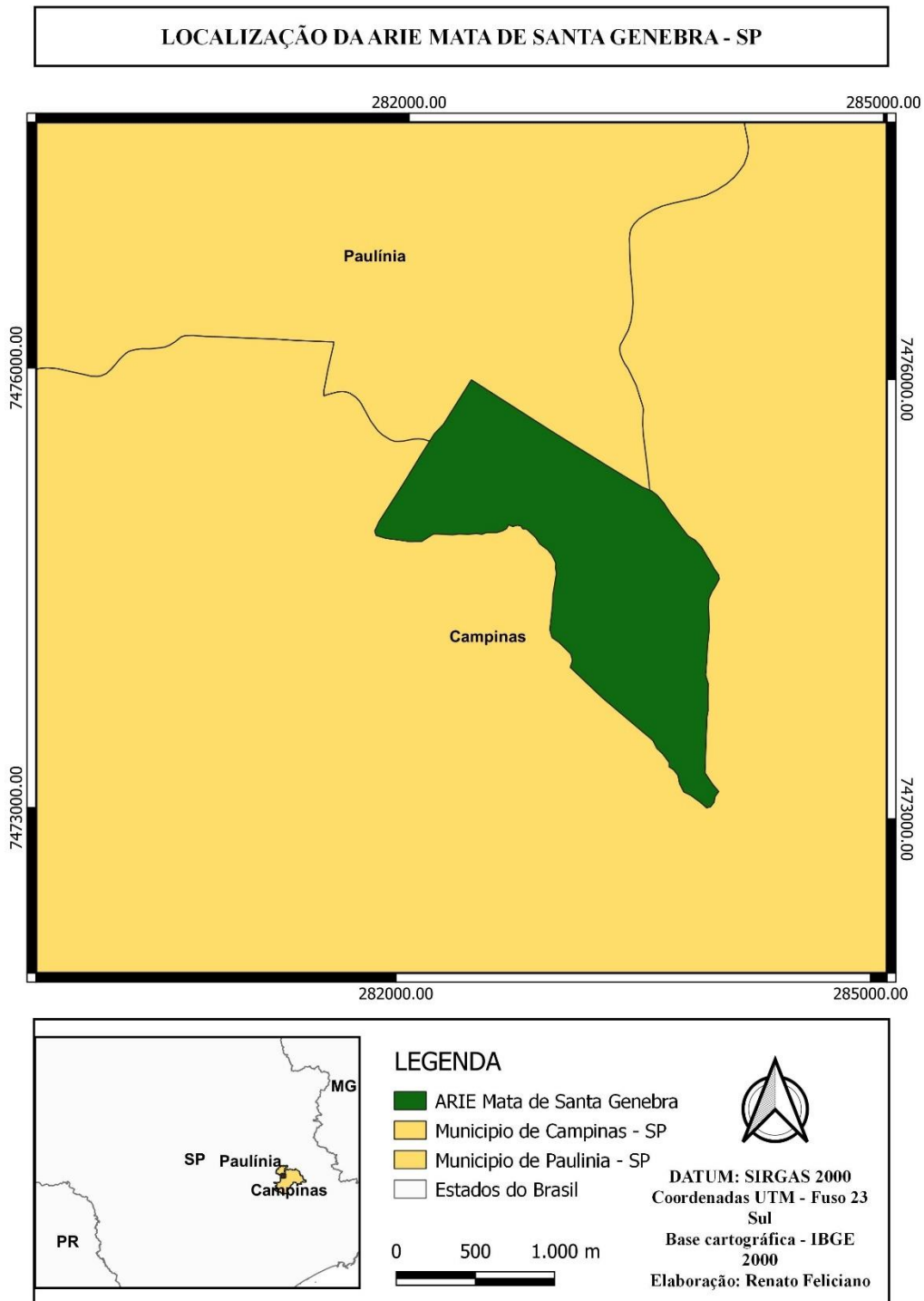


Figura 12: Mapa de localização da ARIE Mata de Santa Genebra.

Fonte: Elaborado pelo autor.

5.1.4.1. Clima

O clima da região do Distrito de Barão Geraldo é classificado como Cwa, de acordo com a classificação de Koeppen, isto é, Clima subtropical de inverno seco, com temperaturas inferiores a 18°C, entre os meses de abril a setembro, e verão quente e chuvoso, com

temperaturas superiores a 22°C, durante os meses de outubro a março (Rolim et al., 2007; Blain, 2011).

A região tem como principal período de seca acentuada o mês de agosto. Desta forma, nesta época tem-se maior presença e acúmulo de biomassa seca na região da Mata e, conseqüentemente, aumenta o risco de incêndios e queimadas neste mês (FJPO, 2010).

Os índices de pluviosidade apresentam os meses de janeiro e dezembro com as maiores médias registradas, com valores superiores a 200mm por mês. Já os meses de seca mais intensa, como julho e agosto, apresentam valores médios entre 40mm e 50 mm (Ferreira et al., 2007; Adami, 2009; FJPO, 2010).

A evapotranspiração anual média, para a região apresenta valores de 1381 mm, com deficiência anual hídrica de 16,7 mm e o excedente anual hídrico de 361,1 mm entre novembro e março (Ferreira et al., 2007; Adami, 2009). Durante a estação do inverno, entre os meses de junho e setembro, é registrada uma queda acentuada da umidade (até 10%). Entretanto, estes valores continuam superiores a 60% de umidade relativa, nos demais meses e, principalmente no verão, a disponibilidade hídrica e a umidade relativa apresentam valores elevados (Adami, 2009).

Os ventos apresentam direção predominantemente Sudeste (SE), com registro de maiores velocidades durante os meses de setembro, outubro e novembro. Este cenário, provavelmente está relacionado à pressão dos Oceanos Atlântico e Pacífico, que originam os ventos Nordeste (NE), Leste (E) e Sudeste (SE) (Barbano et al., 2003; FJPO, 2010).

5.1.4.2. Meio Físico

A região de Campinas encontra-se na região de transição entre o Planalto Atlântico e a Depressão Periférica Paulista, apresentando relevos de colinas, na área da Depressão, e de pequenos morros no Planalto (Ferreira et al., 2007). A geologia da região apresenta predomínio de granitos e gnaisses na região do Planalto Atlântico. Já na área da Depressão Periférica Paulista há a predominância de formação de rochas sedimentares, como arenitos e diamictitos, associadas a intrusões de basalto e gabro (Yoshinaga & Pires Neto, 1993).

Os solos da região são compostos principalmente por Latossolos (51%) e Argissolos (49%), com um regime hídrico considerado bem drenado e com tendências a ficar seco em períodos de estiagem (Soil Survey Staff, 1999; Torres et al., 2006; Ferreira et al., 2007).

A área da ARIE Mata de Santa Genebra encontra-se inserida neste contexto, visto que está presente no Município de Campinas. Desta forma, apresenta cerca de 80% do seu solo composto por Latossolo Vermelho Escuro argiloso e 20% composto por solo Podzólico Vermelho Amarelo meio-argiloso (Queiroz Neto et al., 1966; Aguiar, 1995; Spera et al., 2000; FJPO, 2010).

A sua composição geológica é representada pela presença de rochas do período Pré-Cambriano (embasamento cristalino), do Carbonífero-Permiano (grupo Tubarão), do Permiano (Formação Irati), de intrusões diabásicas do Mesozoico e materiais do Cenozoico. Sua composição é estruturada com sedimentos clásticos grosseiros, arenitos e siltitos de períodos mais antigos depositados em maior profundidade e depósitos argilosos modernos, do Cenozoico, no extrato superior (FJPO, 2010).

O relevo apresenta formas convexas suavizadas, com predomínio de formações de rampas extensas, com baixa declividade. As altitudes são inferiores a 605 metros, o que possibilita a formação de solos profundos e maduros, o que, em conjunto com as condições climáticas da região, garante a estruturação dos latossolos (FJPO, 2010; Muraro et al., 2019).

5.1.4.3. Vegetação e estrutura florestal

A área da UC tem como estrutura florestal predominante um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (85% de sua composição). Apesar desta formação florestal ser originalmente uma das mais abundantes no estado de São Paulo, atualmente é extremamente devastada e com menos fragmentos remanescentes (Farah, 2009; Gonçalves, 2015).

A outra formação florestal presente na área é caracterizada como a Floresta Paludosa ou Floresta Brejosa (15% da composição). Estes dois ecossistemas florestais apresentam características muito distintas em relação a seus componentes florísticos, sua estrutura, a composição do solo e sua geomorfologia (Farah, 2009; FJPO, 2010).

Esta área sofre a influência de fatores naturais e atividades antrópicas. Dentre os aspectos naturais, destacam-se os períodos de estiagem, geadas, ventos e tempestades (Nave, 1999; Conforti et al., 2008). Já em relação às atividades antrópicas que impactam a UC destacam-se a extração vegetal, a caça, a introdução de espécies invasoras, alterações do nível do lençol freático, poluição (hídrica, atmosférica e sonora), queimadas e alterações climatológicas regionais (Farah, 2009; FJPO, 2010).

Na formação de Floresta Estacional Semidecidual têm-se registro de cerca de 55% das espécies arbóreas classificadas como decíduas ou semidecíduas, desta forma, nos períodos de queda foliar observa-se um aumento de até sete vezes da luminosidade no interior do fragmento (Conforti et al., 2008). Este ecossistema florestal, na ARIE, tem como principais características a altura de mais de oito metros do dossel arbóreo e um dossel relativamente contínuo, com um estágio sucessional avançado e grande riqueza e diversidade de espécies (Guarantini, 1999; Nave, 1999; Gandolfi, 2000; Guarantini et al., 2008; Farah, 2009).

Já a formação de Floresta Paludosa ocorre em três áreas distintas dentro da UC, estando relacionada à presença de solos que estão constantemente encharcados e com flutuações sazonais no nível do lençol freático, com grande influência sobre a área de alagamento (FJPO, 2010). De acordo com estudos realizados na área, esta floresta é formada por dois estratos verticais, o dossel e o sub-bosque, com o dossel apresentando uma altura variável entre oito e doze metros e o sub-bosque entre dois e cinco metros (Nave, 1999; Santin, 1999).

Nesta área de Floresta Paludosa foram amostradas 105 espécies e 39 famílias, destacando-se em riqueza de espécies as famílias Myrtaceae, Rubiaceae e Melastomataceae (Nave, 1999). Dentre as fases sucessionais predominam-se estratos com estado intermediário de sucessão com presença de clareiras no entorno (FJPO, 2010).

Contudo, é observado na área o processo crescente de degradação da ARIE, apesar dos esforços para sua conservação. A área florestal está sendo gradativamente reduzida, a partir de suas bordas para o interior da UC, dando lugar a uma vegetação secundária, com presença significativa de lianas, menor predominância de árvores e redução do número de espécies (FJPO, 2010).

Esta redução do adensamento da área florestal facilita a presença de espécies invasoras, tanto animal quanto vegetal. As espécies invasoras contribuem para diferentes ameaças às áreas naturais, alterando a riqueza de espécies, a ciclagem de nutrientes e produtividade, a estrutura das comunidades, as interações interespecíficas, intraespecíficas e mutualistas, as características físico-químicas do ambiente e possibilitando a presença de novos patógenos (Mariscal et al., 2008).

De acordo com um levantamento realizado em 2008, por Martins (2008), a ARIE Mata de Santa Genebra possui seis espécies vegetais consideradas invasoras em seu interior, encontradas majoritariamente nas áreas de borda. São elas a braquiária (*Brachiaria* sp.), o café

(*Coffea arabica*), a mamona (*Ricinus communis*), a leucena (*Leucaena leucocephala*), o capim-colonião (*Panicum maximum*) e a maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana*).

5.1.4.4. Fauna

A ARIE Mata de Santa Genebra destaca-se pela diversidade de vertebrados, sendo os grupos das aves e mamíferos os mais diversificados e estudados na área (Donatti, 2000; Gobbo, 2003).

De acordo com amostragens realizadas em diferentes períodos na ARIE, em 1992, 1994 e entre 2008 e 2010, mais de 150 espécies de aves podem ser encontradas no interior da UC, seja como habitantes permanentes, ou espécies que utilizam a Mata como habitat migratório (Willis, 1991; Aleixo & Vielliard, 1995; Nassar, 2004; Pessoa, 2004). Outro grupo bastante representado é o dos répteis, dentre os quais destacam-se as serpentes, com 21 espécies com ocorrência registrada na área (FJPO, 2010).

As espécies encontradas são associadas a diferentes biomas, sendo registradas tanto espécies típicas da Floresta Atlântica e Semidecídua, formações do Cerrado e outros biomas florestais, como as florestas brejosas (Sazima & Manzani, 1995; FJPO, 2010).

Em relação às espécies de mamíferos presentes na UC, têm-se, atualmente, registro aproximado de 50 espécies distintas, entre espécies voadoras e não voadoras. Estão representados diferentes grupos, com espécies de pequeno, médio e grande porte tanto de herbívoros, quanto de carnívoros (FJPO, 2010).

Tabela 2: Espécies de mamíferos nativos da ARIE Mata de Santa Genebra

Ordem	Família	Espécie	Nome popular
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Caluromys philander</i>	Cuíca
		<i>Caluromys lanatus</i>	Gambá
		<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá-de orelha-preta
		<i>Gracilinanus</i>	
		<i>microtarsus</i>	Catita
		<i>Didelphis albiventris</i>	
Chiroptera	Molossidae	<i>Molossus molossus</i>	Morcego-rabo-de-rato
		<i>Tadarida brasiliensis</i>	Morcego
	Phyllostomidae	<i>Artibeus lituratus</i>	Morcego-da-fruta
		<i>Carollia perspicillata</i>	Morcego-da-fruta
		<i>Glossophaga soricina</i>	Morcego-beija-flor
		<i>Micronycteris megalotis</i>	Morcego
		<i>Phyllostomus hastatus</i>	Morcego

		<i>Platyrrhinus lineatus</i>	Morcego-da-fruta
		<i>Sturnira lilium</i>	Morcego-da-fruta
		<i>Anoura caudifera</i>	Morcego-beija-flor
		<i>Pygoderma bilabiatum</i>	Morcego
		<i>Uroderma bilobatum</i>	Morcego
		<i>Chiroderma doriae</i>	Morcego
		<i>Phyllostomus discolor</i>	Morcego
		<i>Vampyressa pusilla</i>	Morcego-da-fruta
	Vespertilionidae	<i>Eptesicus furinalis</i>	Morcego
		<i>Lasiurus cinereus</i>	Morcego
		<i>Myotis nigricans</i>	Morcego-borboleta
Primata	Atelidae	<i>Alouatta clamitans</i>	Bugio
	Cebidae	<i>Sapajus nigritus</i>	Macaco-prego
Xenarthra	Dasypodidae	<i>Dasyus novemcinctus</i>	Tatu-galinha
		<i>Dasyus septemcinctus</i>	Tatu-vermelho
		<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peludo
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada
	Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	Furão
		<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra
	Felidae	<i>Puma concolor</i>	Onça-parda
		* <i>Puma herpailurus</i>	Gato-mourisco
		<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaritica
		<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus minensis</i>	Tapiti
Rodentia	Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	Preá
		<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara
		* <i>Cuniculus paca</i>	Paca
	Cricetidae	<i>Calomys tener</i>	Rato-do-mato
		<i>Necromys lasiurus</i>	Rato-do-mato
		<i>Oligoryzomys nigripes</i>	Rato-do-mato
	Erethizontidae	<i>Coendou spinosus</i>	Ouriço-cacheiro
	Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i>	Ratão-do-banhado
		<i>Guerlinguetus brasiliensis</i>	Serelepe, esquilo
Artiodactyla	Sciuridae		
	Cervidae	* <i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro
		* <i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-virá

Legenda: *Espécies com registro histórico, atualmente podem estar localmente extintas.

Fonte: Tabela modificada, a partir da Lista de espécies da SBMz, de 2021, do Plano de Manejo ARIE Mata de Santa Genebra, 2010.

Por fim, foram registradas inúmeras espécies de artrópodes no interior da Mata de Santa Genebra, sem estimativa de quantas espécies habitam a área, mas com registro de vespas, abelhas, formigas, moscas, besouros, aranhas, mariposas, escorpiões, borboletas, lacraias, gafanhotos e centopeias (Brown & Freitas, 2003).

Além das espécies nativas que estão presentes na área, a ARIE sofre com o impacto constante da presença de fauna exótica e invasora no seu interior, destacando-se principalmente os gatos domésticos (*Felis catus*) e, em maior número, os cães (*Canis lupus familiaris*). Estas espécies circulam livremente pelo interior da UC, competindo com a fauna nativa por recursos e território, predando espécies de pequenos mamíferos e aves, principalmente, e sendo vetores de novas doenças para as quais os animais locais não possuem resistência, causando desequilíbrio do ecossistema local (FJPO, 2010).

De acordo com Galetti & Sazima (2006), a predação da fauna local por cães domésticos e ferais pode ter resultado na extinção de duas espécies localmente, o veado catingueiro (*Mazana gouazoubira*) e a paca (*Cuniculus paca*).

Concomitantemente à presença de fauna exótica, as outras duas pressões constantes presentes à fauna é o relativo isolamento da Mata de Santa Genebra, com ausência de fragmentos florestais grandes no entorno ou regiões próximas e a presença de rodovias e estradas com grande fluxo de veículos, representando um grande perigo de atropelamento para as espécies locais (FJPO, 2010).

5.2. AMOSTRAGEM

5.2.1. Armadilhas fotográficas

Foram utilizadas 08 armadilhas fotográficas disponibilizadas pela Fundação José Pedro de Oliveira, e uma de propriedade do autor, do tipo Bushnell TrophyCam, modelo 119436C (Bushnell Outdoor Products, Kansas, USA), totalizando 09 câmeras para amostragem. Estes modelos de câmeras são equipados com sensores infravermelhos de calor ou movimento, podendo fazer registros em forma de fotografias ou vídeos de alta resolução. Em baixa exposição de luz, a câmera pode ser ajustada para ativar de 8 a 24 LEDs infravermelhos por captura, com imagens registradas em branco e preto. Os sensores de captura podem ser ajustados para possuírem baixa, média ou alta sensibilidade.

Os vídeos são registrados com data e horário de captura, podendo ser configurados para captar som. Além disso, o intervalo de captura pode ser configurado, resultando em vídeos que podem variar de tamanho entre 10 a 60 segundos.

As armadilhas foram distribuídas pelas diferentes estruturas florestais encontradas na ARIE, de forma a contemplar toda a reserva, próximas às trilhas já existentes (n =12, Sede, Pastor, Trilha Baroni 1, Trilha Baroni 2, Passagem de fauna, Marco Central, Figueira, Fragmento C, Trilha Sul 1, Trilha Sul 2, Sanasa 1 e Palmital). Optou-se pela não utilização de iscas ou atrativos, de forma que a amostragem não seja seletiva, capturando, assim, as diferentes espécies que utilizam os espaços amostrados, e não somente os cães.

As imagens foram coletadas ao longo do período de 10 meses, de 15 julho de 2021 a 15 maio de 2022, de forma a realizar as amostragens tanto nos meses de chuva, quanto nos períodos de seca, seguindo as abordagens metodológicas propostas por Srbek-Araujo & Chiarello (2007) e Ribeiro-Silva, et. al (2018). As câmeras foram instaladas em pontos escolhidos durante a caminhada ao longo das trilhas amostradas, levando em consideração características da vegetação (sombreamento, presença de dossel, presença de árvores atrativas), proximidade de corpos d'água, presença de rastros ou vestígios de atividade mastofaunística, entre outros.

O esforço amostral foi calculado a partir da multiplicação do número de estações amostrais pelo número de dias em que as câmeras estiveram ativas (considerando 24 horas de atividade), resultando em um esforço de armadilha-dia, como proposto por Srbek-Araujo & Chiarello (2007).

As câmeras foram configuradas para estarem ativas 24 horas por dia, incluindo a configuração para registros noturnos, sendo coletados vídeos de 40 segundos, com baixa exposição de LED, para evitar a sobre exposição de luz, alta sensibilidade no sensor, com intervalos de 3 segundos para os disparos. Todos os pontos de amostragem foram previamente georreferenciados. Os equipamentos foram visitados em períodos de aproximadamente 15 dias para a manutenção geral (coleta do cartão de memória, checagem de baterias e pilhas, limpeza e verificação do estado de funcionamento do equipamento).

As câmeras ficaram fixadas em árvores com pelo menos 15 cm de diâmetro e a 45 cm do solo, aproximadamente, com tiras elásticas para garantir a fixação na posição desejada e enquadramentos de boa qualidade.

As filmagens foram analisadas em períodos de 15 dias, de forma a averiguar a presença de cães e espécies nativas de mamíferos nas trilhas escolhidas. No caso de baixa captura, menos de 1 registro a cada 3 dias, as armadilhas fotográficas foram remanejadas para outros locais de amostragem. Além disso, fez-se a análise das filmagens já realizadas pela Fundação José Pedro de Oliveira, no período entre junho de 2016 e junho de 2021, totalizando 216 registros, como forma de levantar dados e observar as áreas de maior atividade de cães na ARIE.

5.2.2. Busca ativa

Concomitantemente às filmagens e análises das imagens das câmeras, foram realizadas caminhadas nas trilhas amostradas em busca de vestígios de predação da fauna local por parte dos cães domésticos e ferais, como proposto por Galetti & Sazima (2006).

A coleta de dados por busca ativa foi realizada uma vez por mês, de 20 de julho de 2021 a 20 de abril de 2022, sendo priorizadas as trilhas do Marco Central e a região com maior presença humana próxima à UC, entre o ponto de amostragem “Pastor” e a Sede da Fundação José Pedro de Oliveira. O tempo de amostragem em cada trilha foi variado, tendo em vista as diferentes distâncias. Desta forma, o tempo de observação variou entre 30 e 60 minutos.

Estes dois trajetos, Trilha Central e trajeto entre Pastor e Sede, foram amostrados em cinco datas distintas cada, totalizando 10 eventos de amostragem e, aproximadamente, 5 horas de busca ativa em cada trilha. Os períodos de amostragem foram realizados em horários distintos, com quatro dias de amostra realizados das 9:00 às 11:00 horas e seis dias com as amostragens realizadas das 13:30 às 15:00 horas.

5.3. Análise de dados

A partir dos dados coletados realizou-se a confecção de mapas de densidade de Kernell, de forma a obter graficamente os locais de maior atividade e distribuição dos cães dentro da Unidade de Conservação. Utilizou-se um raio de influência de 300 metros para cada ponto de coleta e a utilização de cores frias para amostragens baixas, sendo o mais escuro referente a 0 amostras, e cores quentes conforme o aumento do número de registros, sendo os valores mais altos representados pelo vermelho escuro. Além disso, foi utilizado o mesmo esforço amostral para cada local de amostragem, tendo em vista que as câmeras ficaram nos locais durante o mesmo período, 10 meses, e todas ativas por 24 horas.

Foram confeccionados gráficos referentes aos períodos de maior atividade e estação do ano, de forma a analisar a influência do fotoperíodo e das estações de seca e chuva na presença

dos cães nas áreas de amostragem. O mesmo procedimento foi realizado para os registros dos mamíferos nativos, sendo analisados os períodos de maior atividade, as estações de maior atividade e os locais dos registros, de forma a confrontar tais dados com o dos cães domésticos e avaliar quais mamíferos nativos estariam mais propensos a sofrerem influência da presença destes cães.

Tal análise foi realizada separando os mamíferos a partir de critérios de nichos, sendo avaliados em duas tabelas distintas: a de predadores, como cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e puma (*Puma concolor*), que poderiam sofrer o impacto dos cães a partir de disputa por recursos, conflitos por territórios e doenças, e a das presas, que além de conflitos por território, doenças, também podem ser alvos de predação por parte dos cães, como os gambás (*Didelphis sp.*), o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*).

A segregação em presas e predadores se deu levando em conta dois critérios principais, o porte e a dieta. O primeiro critério de diferenciação foi a dieta, sendo os animais predominantemente herbívoros considerados presas e os carnívoros predadores. Em conjunto a este critério, foi levado em conta o porte dos animais, de forma que carnívoros ou onívoros com até 60 cm de comprimento, como os gambás (*Didelphis sp.*) (em média até 50 cm de comprimento) e o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) (em média até 60 cm de comprimento), foram classificados como potenciais presas. Enquanto isso, carnívoros com porte maior do que estas medidas, foram classificados como potenciais predadores e, com isso, considerou-se que poderiam disputar recursos com os cães domésticos.

Foram realizados quatro testes estatísticos do tipo Qui-quadrado, a partir do uso do software BioEstat, versão 5.3, a fim de avaliar quatro hipóteses H₀. Os dois primeiros relacionados à ocorrência de atividade dos cães em relação ao fotoperíodo e às estações do ano, quando comparados a de mamíferos nativos dos grupos das presas e dos predadores.

O primeiro teste, relacionado à ocorrência de atividade de cães, presas e predadores, avaliou se tal atividade se dá de maneira igual entre os grupos nas estações secas e chuvosas. Já o segundo, relacionou o período de atividade, diurno ou noturno, avaliando se tal ocorrência se dava de forma igual entre os grupos. As outras duas análises se voltaram somente para a atividade caninas e avaliaram se a ocorrência do período de atividade dos cães era igual para os horários diurnos e noturnos; e se a ocorrência de atividade era a mesma entre as estações seca e chuvosa.

A partir da análise das imagens realizou-se também a caracterização das matilhas, avaliando o tamanho dos grupos formados (número de indivíduos em cada grupo); o porte dos indivíduos, sendo classificados em pequenos (aproximadamente 40 cm de altura do chão até os ombros), médios (aproximadamente 60 cm de altura do chão até os ombros) ou grandes (maiores do que 60 cm de altura do chão até os ombros); idade aparente (classificados como filhotes, juvenis ou adultos); e, quando possível, diferenciação dos indivíduos em machos e fêmeas.

Os indivíduos de cães fotografados foram diferenciados com base na grande variação morfológica e fenotípica, observadas nas estruturas corporais e nos padrões de pelagem da espécie (Neff, 1999). Além disso, sempre que possível, buscou-se determinar o sexo dos indivíduos a partir da observação das genitálias (ausência ou presença de testículos) ou das mamas.

Para os registros de grupos e matilhas, foram consideradas somente imagens em que foi possível distinguir mais de um indivíduo. No caso de dois ou mais registros de um mesmo indivíduo, em mesmo local, realizados com menos de cinco minutos de diferença, considerou-se como sendo o mesmo registro. Desta forma, cinco minutos foi o intervalo mínimo para considerar os registros independentes.

Em relação ao período de atividade e estação do ano, utilizou-se a data e hora exatas de cada registro. Determinou-se como diurno os registros realizados entre 6:00h e 18:00h, e como noturno os registros entre 18:01h e 05:59h. Em relação às estações seca e chuvosa, considerou-se o período de 22 de março a 21 de junho (Outono) e de 22 de junho a 23 de setembro (Inverno), como estações secas e, de 24 de setembro a 22 de dezembro (Primavera) e 23 de dezembro a 21 de março (Verão), como estações chuvosas.

Dentre as espécies registradas, incluindo os cães, registrou-se seis ordens distintas, da qual destacou-se a ordem Carnívora, com maior diversidade de espécies e maior número de registros, respectivamente cinco espécies e 233 registros (Tabela 3).

Tabela 3. Espécies de mamíferos registradas através de armadilhas fotográficas durante o período de 2021/2022 na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.

Ordem	Família	Espécie	N	% total registros
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	19	6,01
		<i>Didelphis aurita</i>	5	1,58
Primata	Cebidae	<i>Sapajus nigritus</i>	1	0,32
Xenarthra	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	30	9,49
Carnívora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	26	8,23
		<i>Canis lupus familiaris</i> *	88	27,85
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	1	0,32
	Felidae	<i>Puma concolor</i>	115	36,39
<i>Leopardus pardalis</i>		3	0,95	
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus minensis</i>	5	1,58
Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus</i>		
		<i>hydrochaeris</i>	23	7,28

N: Número de registros (considerando o intervalo mínimo de 5 minutos entre filmagens)

* Espécie exótica

Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.1. Grau de ameaça

Foram analisadas duas listas de espécies ameaçadas da fauna brasileira, a oferecida pela Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº 148, de 7 de Junho de 2022, referente à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (MMA, 2022) e a oferecida pelo Decreto nº 63.853, de 27 de novembro de 2018, do Estado de São Paulo, referente à declaração das espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação.

Considerando o grau de ameaça nacional das espécies, a partir da análise da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção, nenhuma das espécies registradas nas armadilhas fotográficas da ARIE Mata de Santa Genebra estão ameaçadas de extinção. No entanto, a partir da análise da segunda lista, a de espécies da fauna silvestre ameaçada relacionada ao contexto do Estado de São Paulo, duas espécies, dentre as registradas pelas câmeras, aparecem como vulneráveis à extinção (VU) no Estado, o *Puma concolor* (puma/onça-parda) e o *Leopardus pardalis* (jaguatirica).

Destaca-se, entretanto, uma espécie que não foi registrada pelas armadilhas fotográficas, mas que, no entanto, possui registro confirmado na ARIE, e está classificada como ameaçada em ambas as listas. Trata-se da espécie *Alouatta guariba clamitans* (Bugio-ruivo), que é considerada como ameaçada para a lista do Estado de São Paulo (EN) e como vulnerável (VU) para a lista nacional.

6.1.2. Análises estatísticas

As análises avaliaram quatro hipóteses distintas. A primeira foi realizada para avaliar se a ocorrência de atividade dos cães, dos predadores e das presas se dava de maneira equivalente nas estações seca e chuvosa. Segundo os resultados, descartou-se H_0 , assumindo que a proporção de ocorrência é diferente nas estações seca e chuvosa pelos grupos de cães, carnívoros e presas.

Tabela 4: Teste Qui-quadrado para avaliar a ocorrência de atividade de cães, mamíferos predadores e mamíferos presas, nas diferentes estações, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.

Resultados	
Tabela de Contingência	
=	2 x 3
Qui-Quadrado =	39,765
Graus de liberdade =	2
(p) =	< 0.0001

Fonte: Dados da pesquisa.

A segunda análise foi realizada para avaliar se a ocorrência de atividade dos cães, dos predadores e das presas se dava de maneira equivalente nos fotoperíodos noturno e diurno. Segundo os resultados, descartou-se H_0 , assumindo que a proporção de ocorrência é diferente nos períodos noturno e diurno pelos grupos de cães, carnívoros e presas.

Tabela 5: Teste Qui-quadrado para avaliar a ocorrência de atividade de cães, mamíferos predadores e mamíferos presas, nos diferentes fotoperíodos, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.

Resultados	
Tabela de Contingência	
=	2 x 3
Qui-Quadrado =	13,62
Graus de liberdade =	2
(p) =	0,0011

Fonte: Dados da pesquisa.

As últimas duas análises foram relacionadas somente aos grupos de cães domésticos. Na primeira delas foi avaliado se a atividade dos cães se dá de maneira equivalente entre as estações seca e chuvosa. A partir dos resultados, rejeitou-se o H0 e aceitou-se que a proporção das atividades dos cães domésticos se deu de maneira diferente entre as estações.

Tabela 6: Teste Qui-quadrado para avaliar se a atividade dos cães se dá de maneira equivalente entre as estações seca e chuvosa, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.

	Resultados
Soma das Categorias	88
Qui-Quadrado	35,636
Graus de Liberdade	1
(p)=	< 0.0001
Correção de Yates	34,375
(p)=	< 0.0001

Fonte: Dados da pesquisa.

Por fim, na última análise avaliou-se se a atividade dos cães se dá de maneira equivalente entre os fotoperíodos noturno e diurno. Novamente, rejeitou-se o H0 e aceitou-se que a proporção das atividades dos cães domésticos se deu de maneira diferente entre os fotoperíodos.

Tabela 7: Teste Qui-quadrado para avaliar se a atividade dos cães se dá de maneira equivalente entre os fotoperíodos noturno e diurno, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas – SP.

	Resultados
Soma das Categorias	88
Qui-Quadrado	22
Graus de Liberdade	1
(p)=	< 0.0001
Correção de Yates	21,011
(p)=	< 0.0001

Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.3. Fotoperíodo e estação

As análises das filmagens de cães domésticos que compõe o acervo da Fundação José Pedro de Oliveira, demonstraram, durante o período de 2016 a 2020, um maior número de registros durante o fotoperíodo diurno, das 06:00h até as 18:00h, correspondendo a 73,6% dos registros. Em relação às estações, diferenciadas entre seca e chuvosa, durante o mesmo período,

obteve-se um número alto de registros tanto na estação seca quanto chuvosa, com um número um pouco maior de registros durante a estação chuvosa, correspondendo a 51,3%.

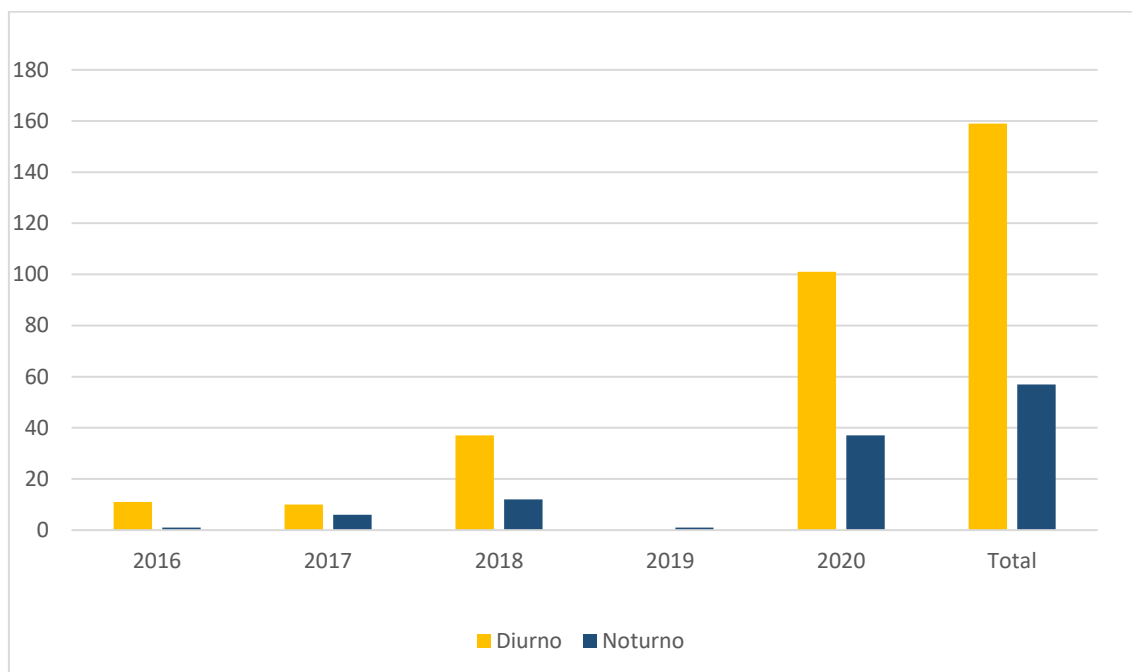


Figura 14: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2016 a 2020, em relação ao fotoperíodo.

Fonte: Dados da pesquisa.

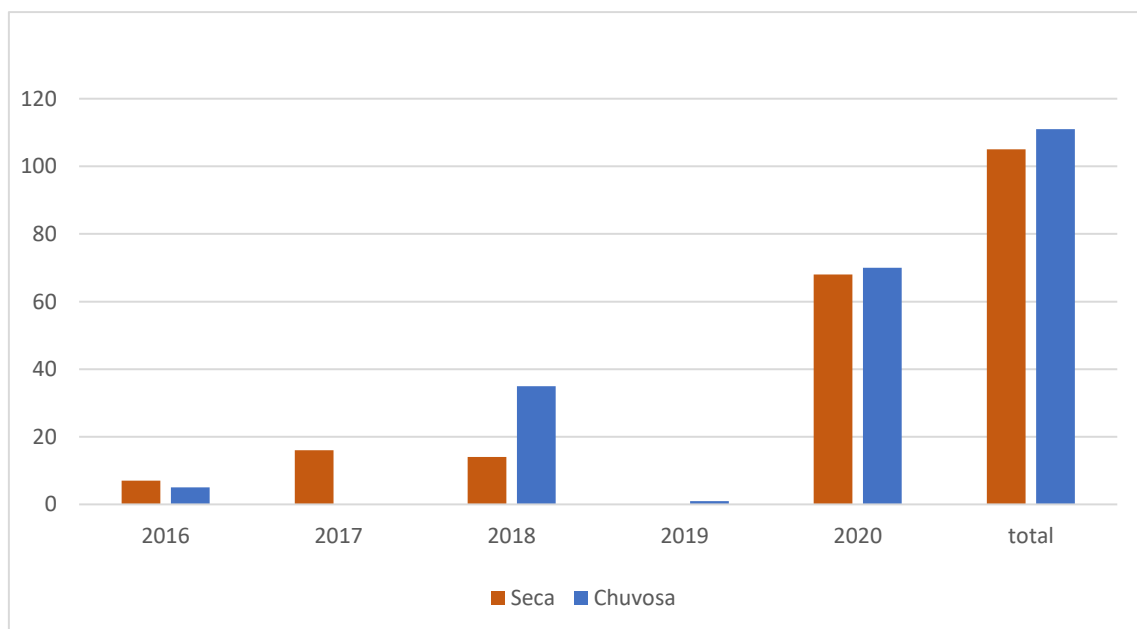


Figura 15: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2016 a 2020, em relação às estações seca e chuvosa.

Fonte: Dados da pesquisa.

Já em relação aos registros de cães durante o período de 2021 e 2022, os resultados demonstraram alterações quando comparados às amostras dos anos anteriores. Neste período obteve-se 75% dos registros relativos ao fotoperíodo classificado como noturno, e, em relação às estações, os resultados apontaram grande diferença no número de registros entre o período de seca e o período chuvoso, com 81,8% dos vídeos realizados durante a estação chuvosa.

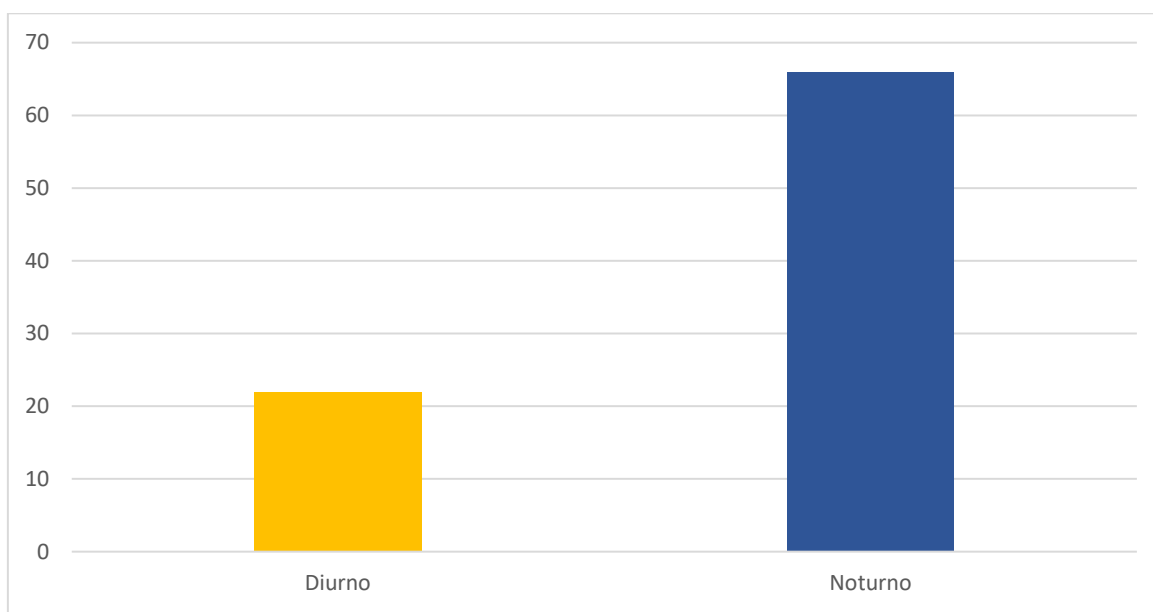


Figura 16: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação ao fotoperíodo.

Fonte: Dados da pesquisa.

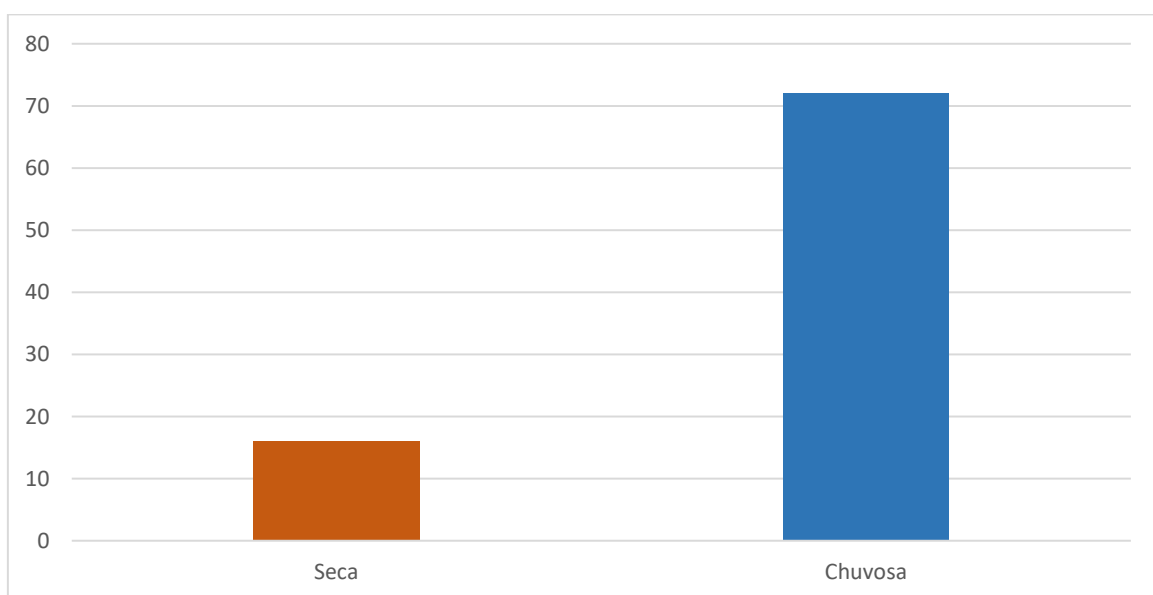


Figura 17: Número de registros de cães na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no

período de 2021 a 2022, em relação às estações seca e chuvosa.

Fonte: Dados da pesquisa.

Considerando a fauna nativa, foram classificadas as espécies em potenciais presas e potenciais predadores. Desta forma, obtiveram-se resultados distintos para cada grupo de mamíferos da fauna nativa. Para o grupo dos predadores os resultados apontaram para um registro maior durante o fotoperíodo noturno, com 79,8% do total de registros de predadores. Em relação às estações, os resultados apresentaram maior número de registros durante a estação seca, com 60,4% das filmagens de predadores.

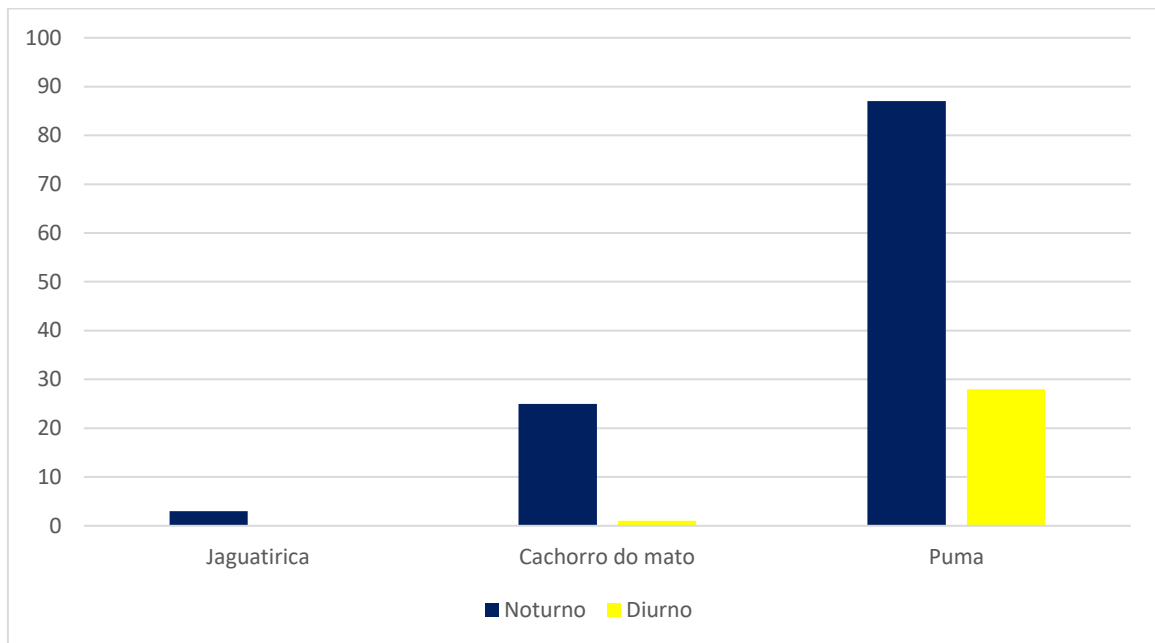


Figura 18: Número de registros de predadores na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação ao fotoperíodo.

Fonte: Dados da pesquisa.

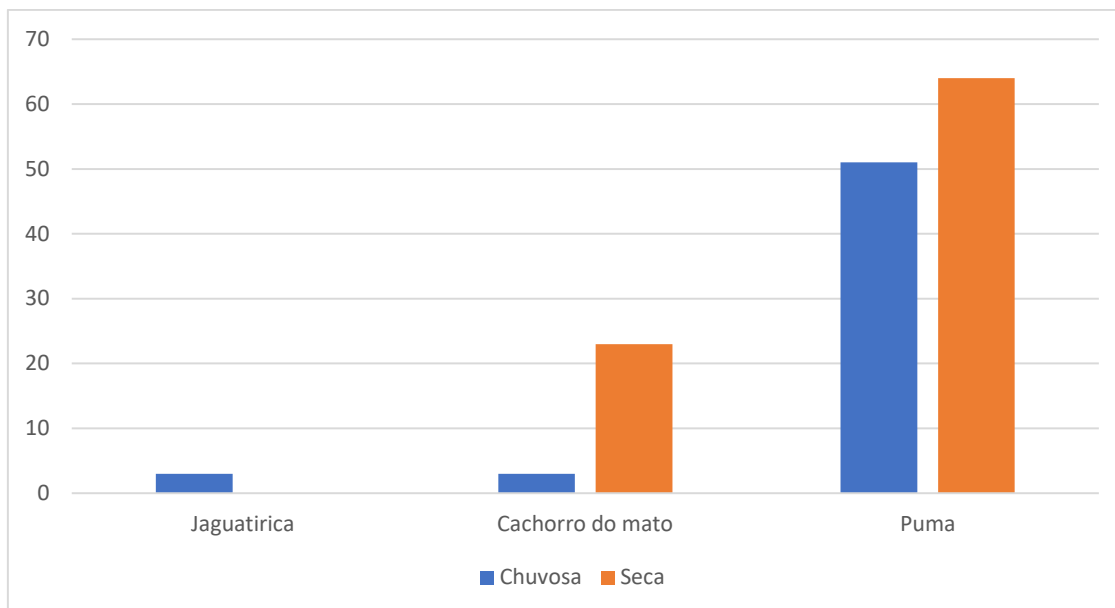


Figura 19: Número de registros de predadores na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação às estações seca e chuvosa.

Fonte: Dados da pesquisa.

Já para o grupo classificado como presas, os resultados apresentaram uma grande concentração de registros durante o fotoperíodo noturno, com 95,20% das imagens coletadas das presas sendo entre os horários das 18:01h às 05:59h. Por sua vez, em relação às estações do ano, os registros apresentaram maior equilíbrio, com 51,10% do total de registros de presas, remetendo à estação chuvosa.

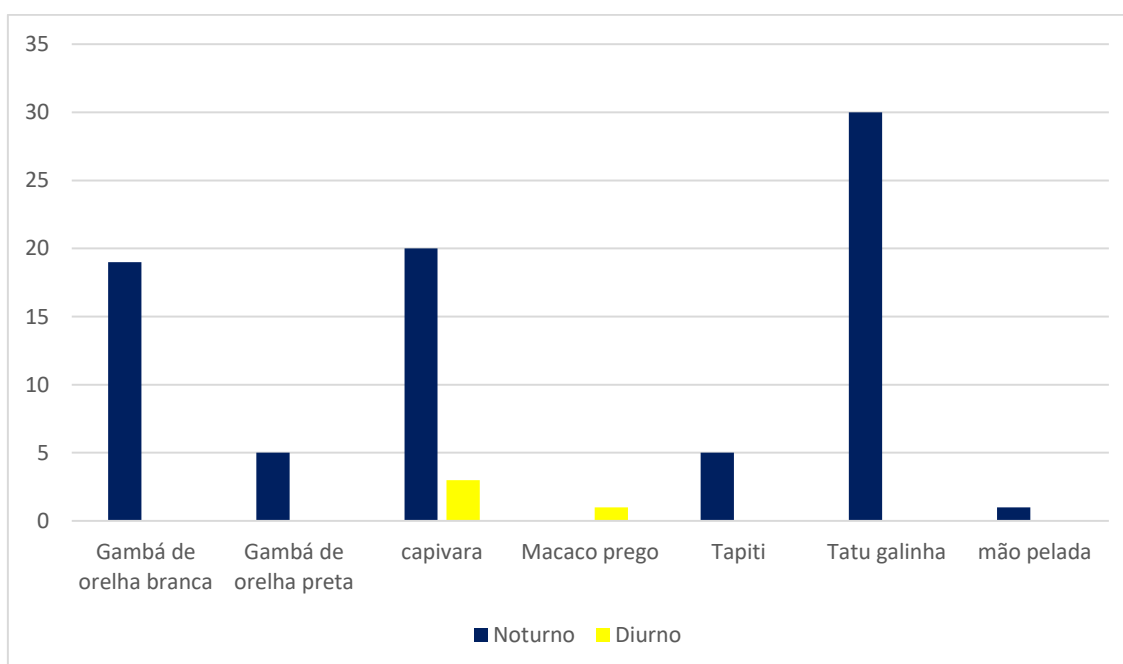


Figura 20: Número de registros de presas na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no

período de 2021 a 2022, em relação ao fotoperíodo.

Fonte: Dados da pesquisa.

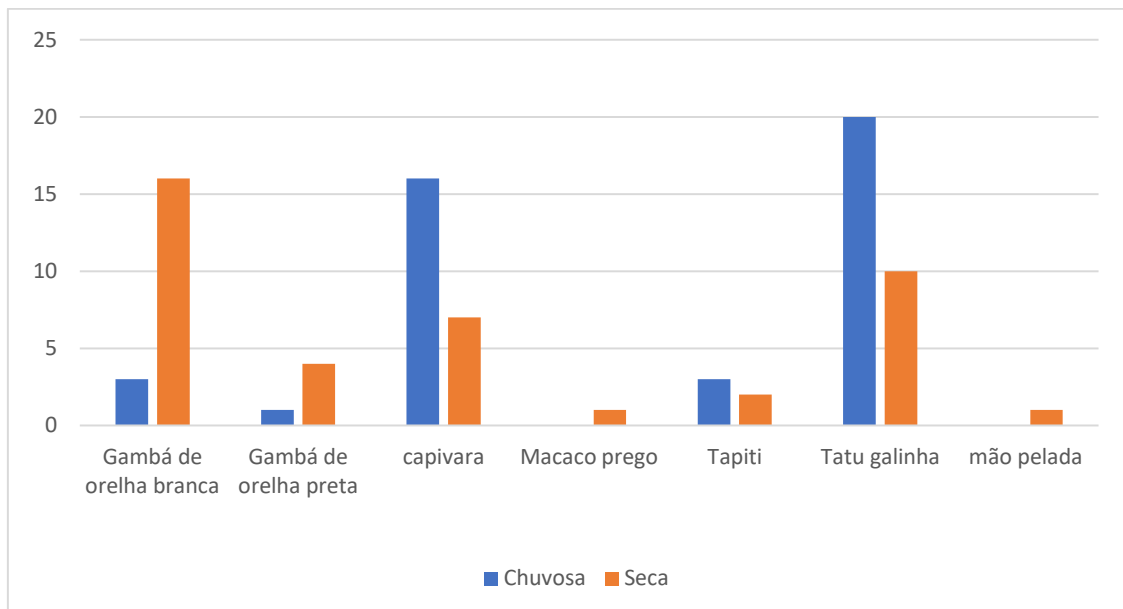


Figura 21: Número de registros de presas na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022, em relação às estações seca e chuvosa.

Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.4. Distribuição e local de ocorrência

Os registros datados de 2016 a 2020 apresentaram uma dinâmica de grande utilização da região sudoeste e sul da ARIE por parte dos cães, com maior concentração de registros nos pontos de amostragem denominados “Figueira”, “Palmital”, “Central”, “Fragmento C” e “Trilha Sul 1”. Estes pontos apresentam altos números de registros e possuem aspectos diferentes, sendo quatro deles (Figueira, Palmital, Fragmento C e Trilha Sul 1) em áreas próximas à borda e zona de amortecimento da UC, enquanto o ponto Central encontra-se em uma área mais próxima ao centro da UC, com maior densidade florestal e mata mais fechada.

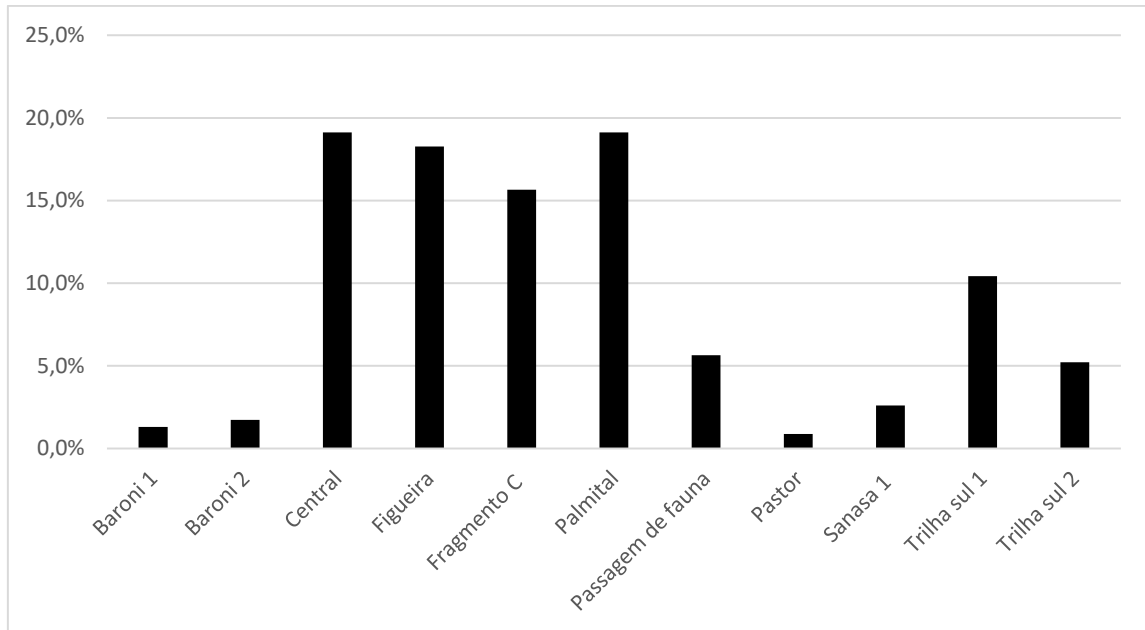


Figura 22: Porcentagem de registros de cães em cada ponto de amostragem na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2016 a 2020.

Fonte: Dados da pesquisa.

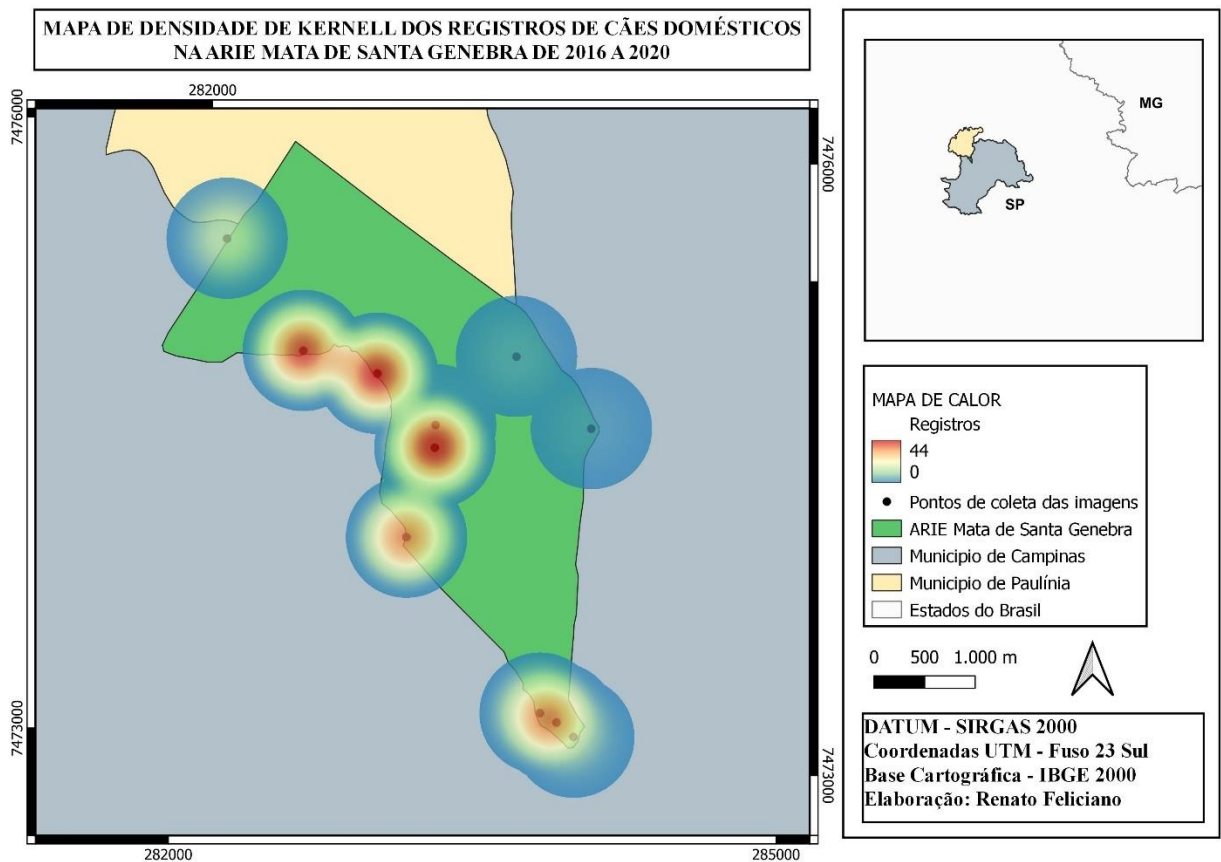


Figura 23: Mapa de densidade de Kernell dos registros de cães domésticos na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, durante o período de 2016 a 2020.

Fonte: Dados da pesquisa; elaborado pelo autor.

Por sua vez, os resultados obtidos durante as amostragens de 2021 e 2022, apresentaram uma menor quantidade de registros nas áreas de borda, sendo o maior número de registros concentrados no ponto de amostragem “Central” e o segundo maior número de registros em uma área historicamente pouco utilizada pelos cães, o ponto “Baroni 1”, localizado na região Norte da UC. O ponto “Palmital” também se destacou, com 10% dos registros totais de cães durante 2021/2022. Contudo, quando comparado aos outros dois pontos citados anteriormente, é um número de registros bem menos expressivo.

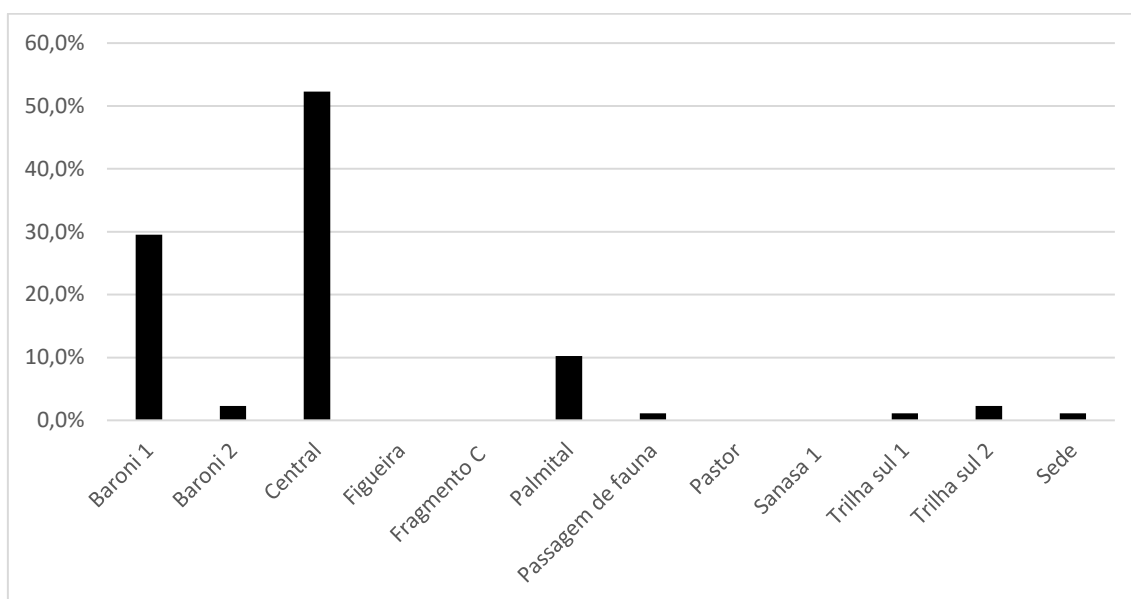


Figura 24: Porcentagem de registros de cães em cada ponto de amostragem na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, no período de 2021 a 2022.

Fonte: Dados da pesquisa.

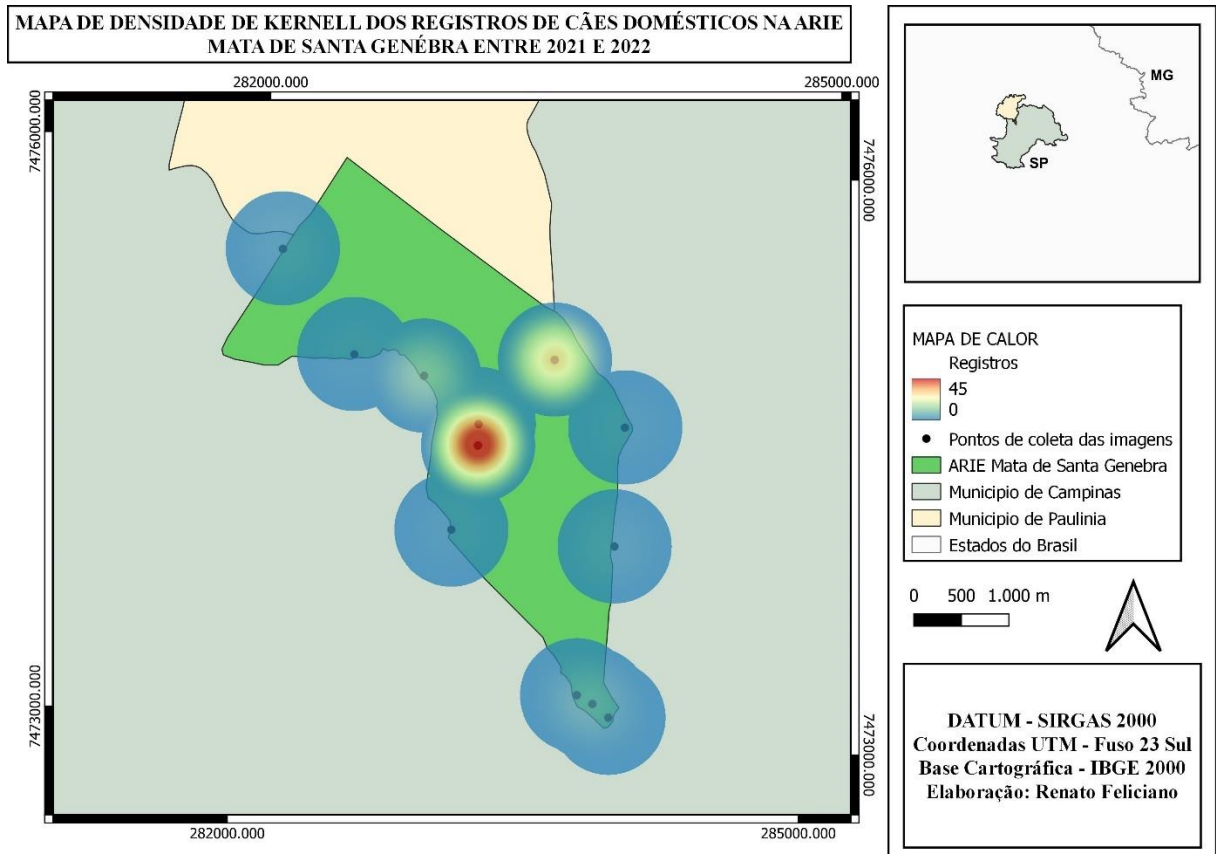


Figura 25: Mapa de densidade de Kernell dos registros de cães domésticos na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, durante o período de 2021 a 2022.

Fonte: Dados da pesquisa; elaborado pelo autor.

Em relação à fauna nativa, os registros apresentaram maiores números de presença do grupo dos predadores nos pontos de amostragem “Central” e “Baroni 2”. Contudo, foram feitos muitos registros de pumas (*Puma concolor*) nos pontos “Pastor” e “Palmital”. Somente registros de pumas foram feitos em todos os pontos de amostragem. As imagens de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) foram restritas aos pontos “Baroni 1” e “Baroni 2”, enquanto os registros de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), apesar de aparecerem em mais pontos quando relacionados às jaguatiricas, foram restritos aos pontos de amostragem “Central”, “Baroni 2”, “Palmital” e “Trilha sul 1”, com o número de registros seguindo esta ordem, do maior para o menor, respectivamente.

É importante ressaltar, contudo, que os números de registros de pumas não representam uma superpopulação desta espécie. Foram identificados cinco indivíduos distintos de *Puma concolor* na área, sendo dois adultos, uma fêmea e um macho, e a prole deste casal, composta por três filhotes.

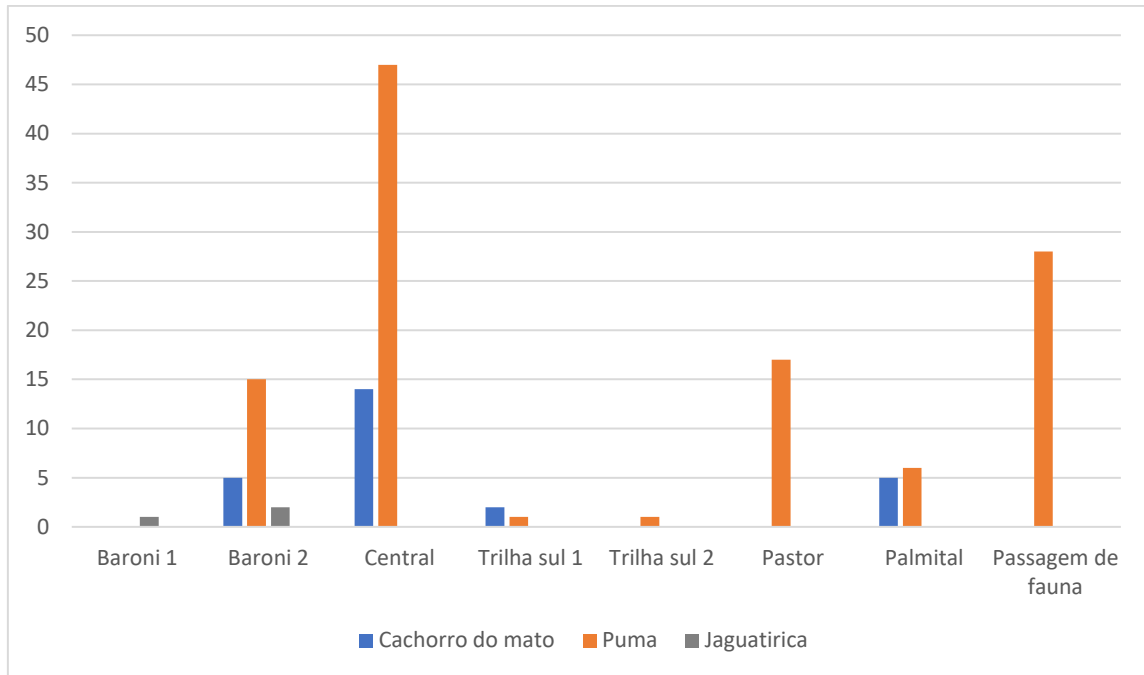


Figura 26: Número de registros de cada espécie do grupo de predadores em cada local de amostragem, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.

Fonte: Dados da pesquisa.

O grupo das presas, por sua vez teve o maior número de registros no ponto “Baroni 2”, totalizando 51 amostras, enquanto as demais trilhas apresentaram números de amostras entre 1 e 8 vídeos. Contudo, espécies como o tapiti (*Sylvilagus minensis*), o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) e o macaco-prego (*Sapajus nigritus*) tiveram registros restritos a poucos pontos de amostragem. O mão-pelada e o macaco-prego foram registrados somente uma vez cada, sendo o primeiro registrado no ponto “Central” e o segundo no ponto “Pastor”. O tapiti, por sua vez, teve registros em três pontos, o “Central”, o “Trilha sul 2” e o “Palmital”.

As demais espécies foram registradas na maioria dos pontos, sendo o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) as espécies com maior número de registros.

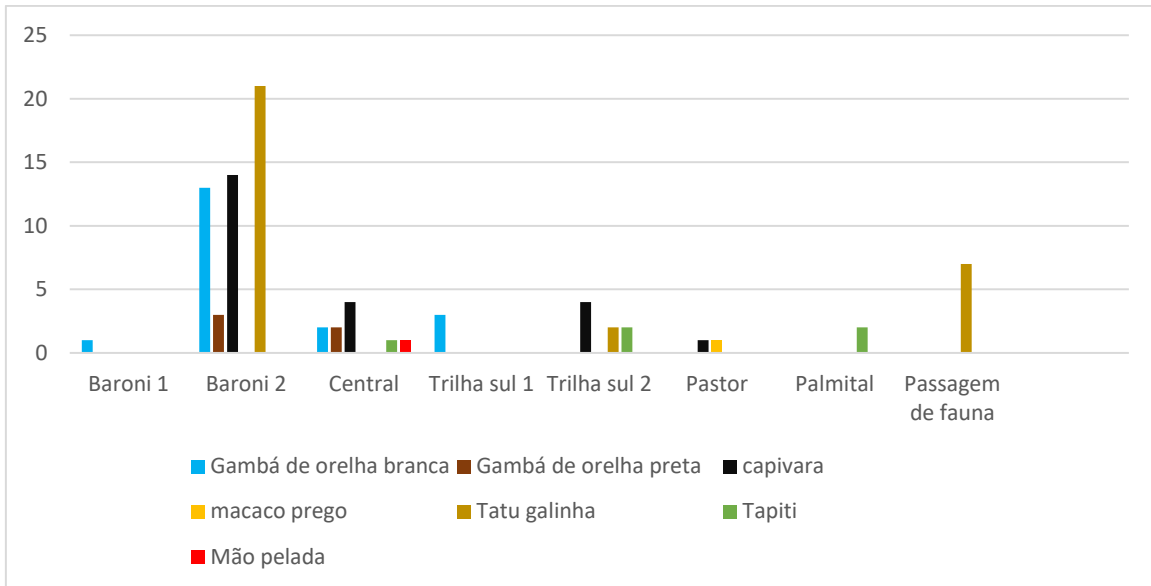


Figura 27: Número de registros de cada espécie do grupo de presas em cada local de amostragem, na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.

Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.5. Porte

As imagens foram analisadas a fim de diferenciar os cães a partir do porte, coloração e forma, buscando caracterizá-los individualmente. Desta forma, dos 24 cães registrados, obteve-se que 20,83% são classificados como possuindo grande porte, 54,17% apresentam médio porte e 25% apresentam pequeno porte.

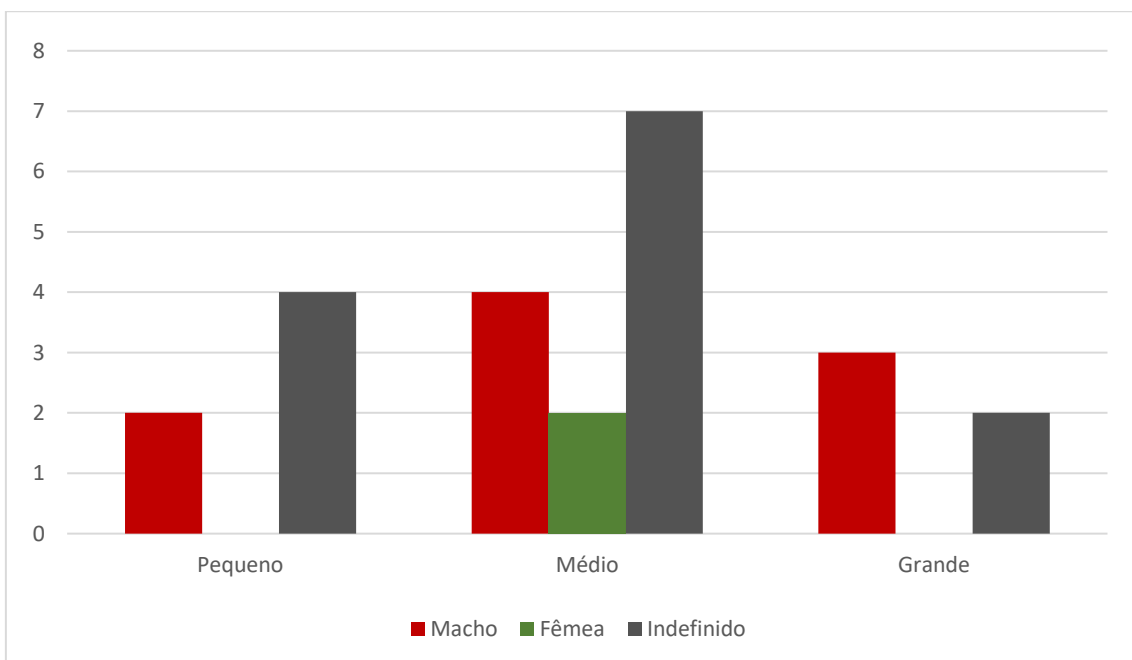


Figura 28: Porte dos cães domésticos registrados na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo

de acordo com o sexo dos indivíduos.

Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.6. Matilhas

Foram observados dois grupos bem definidos de cães em formações de matilha. O primeiro apresentava um número de indivíduos variável entre três e quatro indivíduos, sendo composto por: um cão macho, de porte grande, coloração preta com uma mancha branca abaixo do pescoço; uma fêmea de porte médio, coloração preta, orelhas baixas e rabo longo; um macho, de porte médio, com coloração predominantemente preta, com face e rabo amarronzados e patas, focinho e região abaixo do pescoço brancas; por fim, este grupo apresentava um quarto indivíduo esporádico, um macho, de porte médio, coloração dourada e peludo (figura 29).



Figura 29: Quatro cães em uma formação de matilha, na região do ponto de amostragem “Central”, registrados por armadilha fotográfica na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo. Em primeiro plano, na parte esquerda da figura visualiza-se um macho, de porte médio e coloração dourada; no fundo da figura é possível visualizar parte de um cão macho, de porte grande e coloração totalmente preta; no segundo plano e na região central da figura é possível observar um macho, de porte médio, com colorações preta, marrom e detalhes brancos; por fim, no primeiro plano na parte direita da figura, é possível observar uma fêmea, de porte médio, coloração preta e rabo curvo.

Fonte: Dados da pesquisa.

O outro grupo apresentava quatro indivíduos. Um deles um cão macho, de grande porte, coloração preta, orelhas altas e características semelhantes a de um pastor-alemão; um segundo de sexo não identificado, de porte médio, coloração malhada de branco e preto, um rabo longo e orelhas caídas; o terceiro de porte médio, com sexo não identificado, orelhas baixas, rabo longo, coloração predominantemente preta com as patas amarronzadas; por fim, o último

também apresentava porte médio, macho, de coloração totalmente preta e rabo curvo (Figura 30).

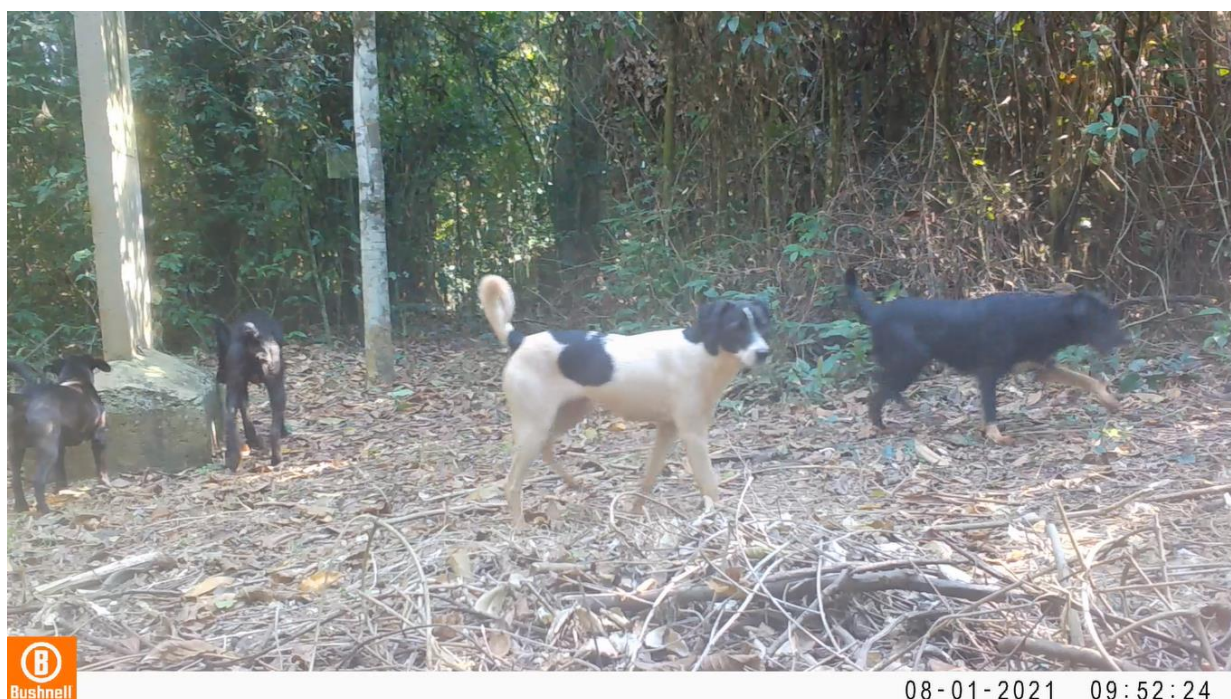


Figura 30: Quatro cães em uma formação de matilha, na região do ponto de amostragem “Central”, registrados por armadilha fotográfica na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo. Em primeiro plano, na parte central da figura, observa-se um cão de porte médio, sexo não identificado e coloração malhada branca e preta; em segundo plano, na direita da figura, observa-se um cão de porte médio, sexo não identificado, coloração preta com patas marrons; em terceiro plano observa-se mais à direita, um cão de porte grande, macho, coloração preta e orelhas altas; a esquerda observa-se um cão de porte médio, macho, de coloração totalmente preta e rabo curvo.

Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.7. Busca ativa

O processo de busca ativa não possibilitou a observação direta de cães domésticos. Contudo, foram observados vestígios da presença destes cães em locais distintos da ARIE.

Em diversas áreas foram registradas pegadas de cães domésticos, principalmente acompanhando as trilhas de contorno da floresta, na região Sul e Sudoeste da ARIE. Na região próxima ao ponto de amostragem denominado “Pastor”, por sua vez, foram observadas fezes que, possivelmente, estavam relacionadas à presença dos cães domésticos.



Figura 31: Pegadas de cães domésticos registradas próximas a Sede da Fundação José Pedro de Oliveira, na ARIE Mata de Santa Genebra. Junho de 2022.

Fonte: Registrado por Renato Feliciano.

Durante a busca ativa também se registraram pegadas de outros mamíferos presentes na ARIE Mata de Santa Genebra, que foram identificadas, a partir do auxílio do Thomaz Barella, representante de fauna da FJPO e, também, a partir do guia de pegadas: Boas práticas (Carvalho Jr. & Luz, 2008). As pegadas foram identificadas como sendo de puma (*Puma concolor*) e de Mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), sendo observadas na trilha de contorno da mata, próximo aos pontos de amostragem “Trilha sul 1” e “Trilha sul 2”.

Foram observados também diversos grupos familiares de macacos-prego (*Sapajus nigritus*) durante a realização das trilhas, principalmente próximo à área da Sede e do ponto Pastor. Por fim, foi possível registrar a presença de bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) a partir da audição da vocalização característica deste animal, também próximo à Sede.



Figura 32: Pegada de mão-pelada registrada na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas – SP.

Fonte: Registrado por Renato Feliciano



Figura 33: Pegadas de Puma registradas na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas – SP.

Fonte: Registrado por Renato Feliciano

6.2. DISCUSSÃO

6.2.1. Ameaça para fauna local

Em seu estudo Galetti & Sazima (2006) apresentaram que os cães ferais têm um impacto negativo nos vertebrados dos fragmentos florestais, podendo, inclusive, provocar a extinção local de algumas espécies. No presente estudo, os resultados apresentam um panorama favorável ao defendido previamente pelos dois autores.

Neste sentido, as espécies ameaçadas de mamíferos não voadores presentes na ARIE Mata de Santa Genebra que se destacam são: *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* e *Alouatta guariba clamitans*, que apresentam algum grau de ameaça no contexto do Estado de São Paulo, nacional ou em ambos. Apesar de não serem registrados nas armadilhas fotográficas, principalmente por apresentarem hábitos arborícolas, estando restritos às regiões de dossel e sub-bosque na maior parte do tempo, os Bugios (*Alouatta guariba clamitans*) tem como um dos principais fatores de ameaça a predação por cães domésticos (Bicca-Marques, et al. 2015). A predação desta espécie por cães domésticos foi, inclusive, documentada na ARIE Mata de Santa Genebra (Galetti & Sazima, 2006). Desta forma, a presença contínua de cães domésticos na área, é um importante fator a se considerar, tendo em vista o grau de ameaça da espécie, tanto no contexto estadual, quanto nacional (Galetti & Sazima, 2006; Pereira et al., 2019).

Para as outras duas espécies ameaçadas, os pumas (*Puma concolor*) e as jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) a presença de cães domésticos não representa uma ameaça quando considerada a chance de predação. Entretanto, a presença destes cães pode representar, sim, perturbações, disputas por território e competição por recursos para estas duas espécies de felinos (Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Além disso, já existem registros de indivíduos destas espécies positivas para o vírus da cinomose canina (*Morbillivirus canino*) no Brasil, demonstrando que a infecção destas espécies a partir do contato com cães domésticos infectados pode ocorrer (Jorge et al., 2010; Lima et al., 2020). Outra importante doença registrada nestas espécies, proveniente do contato com animais domésticos, como os cães, foi a raiva, além de *Leptospira* spp., *Leishmania* spp., e ectoparasitas (Jorge et al., 2010).

Vale ressaltar também, o papel positivo que os grandes predadores nativos podem desempenhar, auxiliando no controle da presença dos cães domésticos em ambientes naturais. Há registros de casos de predação de cães domésticos por matilhas de lobos na Finlândia e Estados Unidos (Fritts & Paul, 1989; Kojola et al., 2004), assim como no continente Africano e na Índia, onde cães foram predados em ambientes naturais por grandes felinos, como leopardos e leões (Mukherjee & Sharma, 2001; Edgaonkar & Chellam, 2002; Butler et al.,

2004). No bioma da Mata Atlântica, como é o caso deste estudo, acredita-se que os principais animais que poderiam desempenhar esta função são a onça-pintada (*Panthera onca*) e os pumas (*Puma concolor*).

Por se tratarem de espécies ameaçadas, com populações em declínio no Estado de São Paulo e, principalmente, com populações pequenas na área de estudo em questão, com apenas 3 registros de jaguatirica no período de amostragem e uma população de cinco pumas, sendo que destes, três eram filhotes/juvenis e devem deixar a área ao se tornarem independentes da mãe, é importante a implementação de ações que impeçam o contato destas com os cães domésticos, a fim de evitar o declínio das populações destas áreas e, em casos mais críticos, a extinção local.

Considerando as espécies que não estão classificadas como ameaçadas, temos o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), apresentado como predador dentro da classificação do trabalho, e diversas espécies classificadas como presas. Para o cachorro-do-mato, as ameaças são semelhantes às sofridas pelas outras espécies classificadas no trabalho como predadores, sendo a competição por recursos e território, e a perturbação, as principais ameaças. Além disso, as doenças podem impactar ainda mais os cachorros-do-mato, com a possibilidade de infecção pelos patógenos já apresentados, mas também por outros mais comuns em canídeos, como a sarna e outros parasitas (Jorge et al., 2010; Teodoro et al., 2018).

Dentre as espécies consideradas potenciais presas, muitas possuem registros de predação documentadas em outros estudos. Para os gambás, ambas as espécies registradas (*Didelphis albiventris* e *Didelphis aurita*) possuem documentação de predação por cães em diferentes locais, como apresentado por Campos (2004), Rangel & Neiva (2013), Pereira et al. (2019) e, inclusive, por Galetti & Sazima (2006), em estudo realizado na própria ARIE Mata de Santa Genebra. De acordo com a pesquisa de Rangel & Neiva (2013), realizada no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, os gambás (*Didelphis aurita*) foram a principal espécie predada pelos cães domésticos, com 31 indivíduos desta espécie identificados entre as presas, dos 36 indivíduos amostrados.

Para as capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) o panorama é um pouco distinto. A ocorrência de predação de capivaras por cães domésticos é pouco documentada, sendo, provavelmente, pouco recorrente. Apesar disso, os estudos de Brito et al. (2004) e o de Campos et al. (2007), documentam a predação desta espécie por cães domésticos. Esta baixa ocorrência de predação de capivaras por parte dos cães deve-se, presumivelmente, por dois principais

fatores: o porte da espécie, sendo o tamanho médio encontrado em capivaras de 1,1 a 1,3 metros de comprimento; e, simultaneamente, o comportamento social e territorialista destas que tendem a formar grupos que variam entre três e 14 indivíduos, em média (Ferraz & Verdade, 2001). Desta forma, a predação por parte dos cachorros é dificultada.

Os macacos-prego (*Sapajus nigritus*), apesar de terem poucos registros nas armadilhas fotográficas, são muito presentes na ARIE, com grupos familiares bem demarcados e numerosos. Esta espécie também apresenta registros de predação por cães domésticos em diversos estudos, como apresentado por Galetti & Sazima (2006), Oliveira et al. (2008) e Pereira et al. (2019). A vulnerabilidade desta espécie à predação dos cães domésticos é maior durante os momentos em que passeiam no solo ou nas clareiras, geralmente quando estão à procura de alimentos (Galetti & Sazima, 2006).

Para os tatus-galinha (*Dasypus novemcinctus*), a presença de cães domésticos também representa uma ameaça iminente. A predação desta espécie por cães foi documentada por Galetti & Sazima (2006), Campos et al. (2007) e Pereira et al. (2019). Outra espécie que está sujeita à grande ameaça de predação pela presença dos cães na ARIE são os tapitis (*Sylvilagus minensis*). De acordo com o trabalho de Galetti & Sazima (2006) esta foi a espécie com maior número de registro de carcaças predadas pelos cães, sendo tal predação facilitada por habitarem regiões de borda da mata e de clareiras.

Por fim, a última espécie registrada que foi classificada como potencial presa foi o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*). Apesar de não se ter muitos registros de predação desta espécie por cães domésticos, Rangel & Neiva (2013), documentaram esta ocorrência. Contudo, além da possibilidade de serem predados, os mão-pelada também sofrem a possibilidade de serem acometidos de patologias oriundas do contato com cães domésticos. Jorge et al. (2010) apresenta, em sua pesquisa, o caso de dois indivíduos de *Procyon cancrivorus* acometidos pelo vírus da cinomose canina.

Desta forma, é possível ver um panorama geral das possíveis ameaças que a presença dos cães domésticos pode representar para as espécies nativas da ARIE Mata de Santa Genebra. As espécies que são mais vulneráveis à predação pelos cães são as que apresentam menor porte, incapazes de escalar, que apresentam comportamento de curiosidade e que habitam as áreas de borda ou de clareiras, e não de mata fechada (Galetti & Sazima, 2006).

Além disso, a ameaça por introdução de novos patógenos e doenças é uma realidade. Dentre os cães registrados no interior da ARIE, destacaram-se quatro filhotes, deixados na área

da sede e recolhidos pelos funcionários da FJPO. Estes filhotes foram devidamente encaminhados para órgãos responsáveis e, posteriormente, de acordo com informações fornecidas por funcionários da FJPO, constatou-se que estavam infectados pelo vírus da cinomose canina. Com isso, é possível constatar que cães encontrados na região do entorno da Mata de Santa Genebra e, possivelmente, alguns dos indivíduos encontrados dentro da ARIE podem estar contaminados por patógenos, facilitando a infecção de indivíduos das espécies nativas encontradas na região.

6.2.2. Fotoperíodo

O fotoperíodo, separado entre noturno e diurno, se mostrou muito variável para os cães domésticos entre os dados coletados pela Fundação, de 2016 a 2020, e as amostragens da pesquisa, entre 2021 e 2022. Durante o período de 2016 a 2020, a maioria dos registros apontaram para maior frequência de atividade destes cães durante o período diurno, enquanto nas amostras de 2021/2022, o observado foi maior atividade durante os períodos noturnos.

O período de atividade dos cães domésticos pode ser variado de acordo com a idade, alimentação e ambiente em que estão inseridos. Em um estudo realizado por Zanghi et al. (2013), os cães apresentaram maior tendência de repouso e sono durante o período diurno, sendo o aumento da idade e o número de vezes em que os animais se alimentavam durante o dia, os principais fatores de alteração deste sono nos cães. Dessa forma, indivíduos mais velhos apresentaram menos sono durante o período diurno e sono mais constante durante os períodos noturnos e, além disso, animais que se alimentaram duas vezes ao dia, ao invés de somente uma, apresentaram sono mais cedo e despertaram mais cedo. Por sua vez, Adam & Johnson (1993), concluem em sua pesquisa que o comportamento de atividade e sono dos cães pode ser influenciado de acordo com o estilo de vida e não segue o mesmo padrão de atividade dos seres humanos.

Em um estudo realizado por Banerjee & Bhadra (2021), foi avaliado o período de atividade de cães errantes em diversos locais da Índia. Neste estudo obteve-se como resultado que os momentos de atividade são maiores do que os de repouso, tanto em períodos diurnos quanto noturnos e que, quando comparou-se o dia e a noite, os cães se mostraram mais ativos durante o dia.

Paralelamente, quando se analisa o comportamento de lobos-cinzentos (*Canis lupus*), a espécie mais aparentada com os cães domésticos atualmente, em relação ao período de atividade, tem-se uma variação de horários em que estão ativos, sendo contemplados tanto

momentos diurnos, quanto noturnos. Contudo, o período de caça dos lobos-cinzentos tende a ser maior durante os períodos noturnos e crepusculares, sendo predominantemente realizados próximo do amanhecer, durante o anoitecer e em noites com luar (Theuerkauf et al., 2003).

Desta forma, é possível perceber que os cães podem tanto ser ativos durante os períodos diurnos quanto noturnos, como foi observado tanto nos registros de 2016 a 2020, quanto entre 2021 e 2022, e que a variação comportamental em relação ao fotoperíodo pode estar associada a diferentes fatores específicos de cada população.

A variação entre os fotoperíodos amostrados pode estar relacionada indiretamente à redução da presença humana nas proximidades e no interior da ARIE, durante o período de pandemia e quarentena, nos anos de 2021 e 2022, visto que, muitas vezes a presença de cães em áreas naturais e Unidades de Conservação está direta ou indiretamente associada à presença humana nestes locais ou proximidades (Vilela & Lamim-Guedes, 2014; Brandão et al., 2019). Dessa forma, com a redução de pessoas durante os períodos diurnos, os cães podem ter deixado de priorizar estes horários, passando a exercer grande parte das atividades também nos períodos noturnos.

Outra possibilidade, é o aumento da atividade em períodos noturnos por parte dos cães domésticos estar associado à busca por alimentos na ARIE. Uma vez que os horários de atividade dos representantes da fauna nativa, tanto de predadores, quanto de presas, foram muito maiores durante os horários noturnos, com 79,8% dos registros de predadores e 95,2% dos registros das presas, neste período. Dessa forma, a presença de cães domésticos em horários similares ao da fauna nativa, possibilitaria maior facilidade de predação e obtenção de alimento por parte dos cães (Galetti & Sazima, 2006).

Esse fato pode estar, inclusive, associado à redução da presença humana próxima da área durante o período de pandemia. Isto pois, ao se considerar que alguns dos cães presentes nos registros, são cães errantes e que, portanto, não possuem donos ou quem os alimente, exceto por ações de generosidade humana pontuais, é plausível que estes animais passaram a buscar mais ativamente alimentos no interior da Unidade de Conservação (Majumder et al., 2014).

Por fim, de acordo com a pesquisa realizada na área por Galetti & Sazima (2006), os cães presentes na ARIE, na época, apresentavam maior tendência de caça durante o período noturno, sendo que, inclusive, as carcaças dos animais predados eram, predominantemente, de espécies noturnas. Desta forma, os dados amostrais de 2021/2022 reforçam os dados

apresentados anteriormente pelos dois autores e a tendência dos cães domésticos desta área de priorizarem os períodos noturnos para a caça e forrageio.

6.2.3. Estação do ano

A ocorrência dos cães entre as estações, classificadas em seca e chuvosa, se deu de forma distinta entre as amostras de 2016 a 2020, em comparação às de 2021/2022. Durante o período de 2016 a 2020, a presença dos cachorros domésticos variou muito, tendo anos com maior presença na estação seca e anos com maior presença na chuvosa. Desta forma, quando se visualiza o total, considerando os quatro anos, tem-se um equilíbrio, com quase a divisão equivalente dos registros para as estações seca e chuvosa. Por sua vez, nas amostras de 2021/2022, a presença dos cães domésticos na ARIE foi muito mais intensa durante a estação chuvosa, em relação à estação seca, sendo significativamente diferentes.

De acordo com a pesquisa de Campos et al. (2007), o número de registros de cães foi o mesmo durante o inverno, estação seca, e o verão, estação chuvosa. Já no estudo de Santos (2011), realizado em três Unidades de Conservação distintas na Mata Atlântica, cada área apresentou um resultado distinto. Em uma das áreas, a diferença de registros entre as estações de seca e chuva não foi significativa, com número da presença de cães equilibrado entre as duas estações. Na segunda área levantada, os resultados apresentaram uma presença bem mais ativa dos cães durante o período de seca, com o número dos registros sendo mais de três vezes maior para a estação seca em relação à chuvosa. Entretanto, na terceira área analisada, o resultado foi o oposto, com a grande maioria dos registros sendo obtidos na estação chuvosa.

Desta forma, é possível considerar que a variação da presença de cães entre as estações seca e chuvosa é recorrente, dependendo do local e da preferência dos indivíduos. Esta independência em relação às estações pode estar relacionada a dois principais fatores. O primeiro, relacionado às características climáticas e do bioma da área que, apesar de apresentar alterações marcantes entre as estações seca e chuvosa, ainda mantém certa estabilidade, principalmente em relação à temperatura, não apresentando invernos muito rigorosos (FJPO, 2010).

O segundo fator está relacionado à ampla plasticidade e adaptabilidade dos canídeos, em especial, dos cães domésticos, que conseguem suportar grandes períodos de seca, de chuva, alguns dias sem se alimentar. Além disso, os cães apresentam hábito de mesopredadores generalistas e oportunistas, não tendo sua dieta restrita a somente um recurso, de forma que

conseguem superar facilmente a ausência de um alimento, explorando outros alimentos potenciais (Nesbitt, 1975; Sillero-Zubiri, 2004; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Esta capacidade de superar as adversidades do meio, a partir de uma plasticidade e adaptações para um hábito generalista, é observado também em lobos-cinzentos (*Canis lupus*). Segundo Theuerkauf et al. (2003), os lobos-cinzentos não apresentam alterações comportamentais significativas, independentemente das condições climáticas, desempenhando alto grau de atividade tanto na ausência, quanto na presença de chuva. Mesmo em condições climáticas extremas, como chuvas pesadas, temperaturas baixas ou neve, os animais não apresentaram grandes mudanças comportamentais. Desta forma, o único fator que influenciou a alteração comportamental deles foi a presença de calor intenso, resultando na redução de movimentação e atividade.

Assim, é possível considerar que, tal adaptabilidade dos cães domésticos, pode ser recorrente desde linhagens ancestrais, sendo uma característica compartilhada com os organismos mais aparentados com eles ainda viventes, os lobos-cinzentos.

6.2.4. Distribuição e local de ocorrência

A análise dos registros realizados durante o período de 2016 a 2020, apontou como os locais de amostragem de maior ocorrência de cães domésticos o ponto “Central”, o “Palmital”, o ponto “Figueira” e o “Fragmento C”, com um número menor, mas também relevante, para o ponto “Trilha Sul 1”.

Este panorama aponta para uma preferência dos cães por áreas da borda da Unidade de Conservação, tendo em vista que destes pontos, somente o ponto “Central” não se encontra próximos à borda. Além disso, o grande número de registros no ponto “Central” pode ter relação à preferência destes cães por áreas abertas ou clareiras, uma vez que se trata de uma clareira no meio da área de floresta. Estes dois aspectos vão de acordo com o proposto por outros autores, que afirmam que a presença de cães domésticos é mais intensa em áreas de bordas, clareiras ou próximas às regiões antropizadas, como du Toit (2002), Lacerda (2002) e Lacerda et al. (2009).

A presença dos cães nas áreas de borda da região mais à Sul da Unidade de Conservação pode estar relacionada, também, à presença de áreas agrícolas e plantações próximas, neste lado da ARIE. Em muitas áreas rurais, como plantações e áreas agrícolas, é usual a criação de cães de forma livre, sem muito controle dos donos, de forma que muitas vezes o número de cães considerados errantes, em áreas rurais, tende a ser alto (Campos, 2004; Hughes & MacDonald,

2013). Somado a isto, Xavier (2016) avaliou que a presença de fazendas e estradas próximas a UC's podem facilitar a disseminação de cães nestas mesmas áreas protegidas.

Para os registros feitos no período de 2021/2022, os resultados apresentam alguma alteração. Neste período de amostragem, os resultados apontam para o uso intenso, por parte dos cães, da região do ponto de amostragem “Central”, como também foi visto nas filmagens históricas de 2016 a 2020. Contudo, foram observadas duas alterações importantes.

A primeira foi a pouca utilização das áreas dos pontos próximos à borda, que antes eram muito utilizados. Isto pode apontar para um menor movimento de entrada e saída dos cães na Unidade de Conservação, representando um possível assentamento de alguns no interior da área. A outra hipótese, mais provável, é a possível falha em capturar, durante o período mais recente de amostragem, a ação de entrada e saída dos cães nestes pontos.

A outra constatação, foi o aumento de registros no ponto “Baroni 1”, ponto que nas amostras de 2016 a 2020 não apresentou muitos registros. A “conquista” desta área pelos cães pode ter relação com dois fatores: a expansão de uma ocupação irregular próxima à borda da ARIE na zona de amortecimento da UC, em região próxima a este ponto de amostragem, de forma que cães destas ocupações estejam cada vez mais próximos da mata (Butler & Bingham, 2000; Kitala *et al.*, 2001; Galetti & Sazima, 2006). O segundo fator se relaciona ao tamanho reduzido da área, o que facilita que os cães consigam transitar em regiões do interior da Mata de Santa Genebra, mesmo que áreas de floresta mais densa. Isto pois estão sempre próximos a regiões de clareiras, bordas ou do contorno da floresta, não sofrendo a pressão do ambiente florestal de maneira tão intensa quanto em áreas florestais de grande extensão (Brokaw, 1998; Primack & Rodrigues, 2001; Ferraz, 2011). Este segundo fator pode ser utilizado, também, para explicar a presença dos cães no ponto de amostragem “Central”, que apesar de ser uma clareira, está inserido no centro da UC, em um contexto de mata mais densa.

Para os mamíferos nativos da ARIE, também foi realizado o levantamento do número de registros por área de amostragem, para o período de 2021/2022. No caso dos mamíferos classificados como presas, o maior número de registros foi feito nos pontos “Baroni 2” e “Central. Ambos estes pontos são próximos e estão situados no interior da Unidade de Conservação, em um contexto de mata mais densa, fechada, conservada, heterogênea e com menor ação do efeito de borda. Tal contexto pode representar maior disponibilidade de recursos, locais para camuflagem e fuga, e um ambiente complexo e propício para as necessidades biológicas dessas espécies (Chiarello, 1999; Chiarello, 2000; Araújo *et al.*, 2008).

Para os mamíferos nativos classificados como predadores, os maiores números de registros também foram nos pontos “Central” e “Baroni 2”. Contudo, o número de registros foi maior no ponto “Central” do que no ponto “Baroni 2”, sendo o oposto do observado para as presas. Esta distribuição confirma o esperado, reforçando a importância de ambientes mais conservados, com maior disponibilidade de recurso para a fauna nativa, tanto para os predadores quanto para as presas (Chiarello, 1999; Chiarello, 2000). Além disso, a presença dos predadores com maior concentração nestes pontos está relacionada, também, à maior concentração de presas nestes mesmos locais, uma vez que há maior abundância de recursos para os predadores e que estes tendem a caçar nos micro-habitat e períodos em que as presas são mais prováveis de serem encontradas (Hoogenboom et al., 1984; Greene, 1986).

A constante presença dos cães domésticos no ponto “Central”, com grande número de observações, pode também seguir o modelo proposto para os predadores nativos. Isto tendo em vista que os cães desempenham o papel de mesopredadores e, por conta disso, deverão buscar áreas com mais recursos disponíveis como, inclusive, possíveis presas para se alimentarem.

6.2.5. Porte e sexo dos cães

As filmagens e imagens de 2021/2022 possibilitaram a identificação de alguns indivíduos em relação ao sexo e à definição de seu porte.

A razão sexual entre os indivíduos de cães com sexo identificado apresentou uma tendência a maior número de machos do que fêmeas. Este padrão vai de acordo com os estudos de Daniels & Bekoff (1989), Butler & Bingham (2000), Kitala et al. (2001) e Fiorello et al. (2006), nos quais foi avaliada a proporção de indivíduos machos e fêmeas de cães errantes, tanto no contexto rural quanto urbano.

A maior presença de machos em relação a fêmeas em cães errantes não pode ser explicada por uma maior taxa de mortalidade de indivíduos fêmeas em relação aos machos, uma vez que não existem estudos ou evidências que comprovem esta hipótese (Daniels & Bekoff, 1989; Fiorello et al., 2006). Dessa forma, o que pode explicar tal conformação observada, é um viés de seleção por parte dos humanos, que dão preferência aos cães machos, por acreditarem serem mais eficientes para a proteção, guarda e caça (Kitala et al. 2001).

Apesar disso, o número maior de machos em relação às fêmeas pode indicar uma entrada constante de cães domésticos na ARIE, com chegada de indivíduos novos e recrutamento recorrente de indivíduos pelas matilhas presentes. Isto pois, de acordo com Daniels & Bekoff

(1989), grupos de cães ferais tendem a apresentar uma maior proporção de fêmeas, que dominam estes grupos, quando já bem estabelecidos. Desta forma, a proporção inversa observada neste estudo, pode indicar que estes grupos ainda estão em formação.

Em relação ao tamanho dos cães, registrou-se uma maior proporção de indivíduos de porte médio e grande. Isso pode estar também relacionado à preferência dos humanos por animais de porte médio e grande para atividades como guarda, proteção e caça, principalmente em ambientes rurais (Cavalcanti et al., 2015).

6.2.6. Formação e caracterização das matilhas

O estudo permitiu a identificação de 24 indivíduos, dos quais oito se organizaram em duas matilhas distintas com quatro cães cada.

A organização dos cães em matilhas é um processo natural e comum entre as diferentes espécies de canídeos, principalmente no ambiente natural (Butler & du Toit, 2002; Galetti & Sazima, 2006). Os cães domésticos, em condições errantes ou ferais, podem formar grupos bem-organizados e com grande coesão (Lacerda et al., 2009). Esta organização em matilha, para os cães domésticos, pode representar maior facilidade e sucesso de captura e predação de animais silvestres, além de aumentar a capacidade de competição com outras espécies, por recursos e território, o que, por consequência, aumenta as chances de sobrevivências destes animais na natureza (Butler & du Toit, 2002; Galetti & Sazima, 2006; Lacerda et al., 2009; Santos, 2011).

Simultaneamente, a maior facilidade de obtenção de recursos e aumento da capacidade de competição, a agregação em grupos pode ser um fator que promove e acentua o processo destes cães domésticos em direção à “feralização”. Cães sem donos ou que são criados de forma livre, como animais errantes, podem se agregar com outros cães, errantes ou já com hábitos ferais, e com isso se tornarem mais independentes dos seres humanos. Não necessitando mais, desta forma, do suporte do homem para a sobrevivência (Boitani & Ciucci, 1995; Santos, 2011).

Outro fator que pode influenciar diretamente a formação e coesão de matilhas de cães ferais é o grau de parentesco entre os indivíduos (Cafazzo et al., 2010; Santos, 2011). No presente estudo, contudo, os indivíduos não aparentaram alto grau de parentesco, com grande diversidade morfológica e integrantes bastante diferentes entre si. Apesar disso, registrou-se a presença de indivíduos de menor porte e com características de cães jovens (dois cães das

filmagens aparentavam ser juvenis), o que pode indicar que os cães presentes na ARIE estão se reproduzindo e iniciando este processo de agregação em agrupamentos familiares.

Os resultados obtidos em relação à presença de matilhas organizadas e ao número de cães na Mata de Santa Genebra, vão ao encontro dos resultados apresentados pelo estudo de Galetti & Sazima (2006). Isto é confirmado uma vez que a presença de cães no interior da UC ainda existe, inclusive em formações organizadas de matilhas, assim como é sensível o impacto da presença destes cães sobre a fauna nativa. A expectativa de que o número de cães no interior da área tivesse aumentado nos últimos 15 anos, dado o aumento da ocupação humana no entorno, também foi confirmada.

Em comparação com o estudo de Galetti & Sazima, em 2006, em que se registrou somente uma matilha composta por 3 a 6 indivíduos na Mata de Santa Genebra, o atual estudo, durante o período de 2021/2022 registrou duas matilhas, com quatro indivíduos cada e outros 16 indivíduos que foram registrados sem estarem organizados em nenhuma matilha, vagando de maneira independente de outros cães. Isto demonstra um aumento da agregação dos cães da área em matilhas e o aumento da presença de cães domésticos na ARIE.

Em relação ao estado feral ou errante dos cães presentes na ARIE, não é possível caracterizar os indivíduos de maneira homogênea. A presença de matilhas bem-organizadas, com indivíduos fixos, de diferentes idades e com registros recorrentes na UC, em diferentes horários e estações, pode indicar uma maior independência destes cães dos humanos e um certo grau de estabelecimento na área, de forma que podem ser classificados como ferais. Já os indivíduos solitários, registrados de forma esporádica, com uma presença não recorrente na área, provavelmente ainda são dependentes de cuidados humanos e sua presença deve estar associada à guarda não consciente dos seus donos. Desta forma, estes podem ser classificados como errantes (ICMBIO-MMA, 2019; Pereira et al., 2019).

6.2.7. Propostas de controle e mitigação

A presença, a abundância e a densidade de cães (*Canis lupus familiaris*) em Unidades de Conservação estão associados a fatores da paisagem, como o uso das áreas do entorno, à fragmentação das áreas naturais e à presença humana nas proximidades, às características particulares de cada reserva e à forma de manejo e criação dos cães domésticos pelos moradores do entorno. Dessa forma, é necessária a realização de análises que relacionem todos estes aspectos da paisagem, correlacionando-os com a fauna nativa e os cães, de forma a facilitar a criação de estratégias de mitigação dos problemas e manejos específicas para cada situação.

No caso da ARIE Mata de Santa Genebra, a crescente presença de cães domésticos no interior da UC demanda grande atenção do órgão gestor e a concentração de esforços para o controle desta presença, de forma a prevenir impactos mais severos.

Apesar de possuir a Lei N° 13.426, de 30 de março de 2017, que dispõe sobre a política de controle da natalidade de cães e gatos em território nacional, além de outras providências, o Brasil ainda carece de programas eficientes em relação ao: controle reprodutivo; educação e legislação para o recolhimento e manejo de cães de rua; controle das fontes de alimento e abrigo; conscientização sobre a importância da guarda responsável e redução dos ataques e mordeduras; conscientização sobre os possíveis impactos dos cães domésticos em áreas naturais; e, em casos extremos, sobre a importância da eutanásia de alguns animais (Garcia et al., 2012; Rangel & Neiva, 2013).

O controle de cães ferais e errantes em uma Unidade de Conservação, com foco na restauração da configuração original e da integridade ecológica do ecossistema, depende diretamente da ação de manejo humano, uma vez que se trata de uma espécie exótica invasora. De forma geral, os métodos de erradicação relacionam-se com duas abordagens principais, muitas vezes complementares: a remoção dos indivíduos invasores, ou a erradicação total destes (Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Em qualquer uma das duas abordagens, existem processos que dificultam e tornam sua aplicação trabalhosa e economicamente dispendiosa. Como por exemplo, a necessidade de captura dos indivíduos, transporte, alimentação, procedimentos de esterilização, tratamentos médicos-veterinários. Além disso, existem as implicações éticas, associadas principalmente à destinação dos espécimes invasores (centros de pesquisa, criadouros, repatriação, eutanásia) (Ruiz-Miranda et al., 2004; Vilela & Lamim-Guedes, 2014).

Concomitantemente a isto, é necessária a existência de um trabalho de conscientização da população que habita áreas do entorno ou próximas da Unidade de Conservação. A partir deste trabalho possibilita-se: apresentar a importância de conservação das espécies nativas e das áreas naturais; a importância da guarda responsável, da castração e vacinação de animais de companhia; e a demonstração de atitudes que podem ser tomadas pela população para redução e mitigação dos impactos nessas áreas protegidas (Ruiz-Miranda et al., 2004).

No caso da escolha pela erradicação das espécies invasoras, é extremamente importante que se siga a metodologia específica e mais indicada para a situação. Isto é necessário tendo em vista que existem diferentes metodologias, que se estendem desde técnicas de caça terrestre ou

aérea, armadilhas com atrativos, até o envenenamento ou retirada direta (Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Vale ressaltar, também, a importância de realizar esses métodos visando o não sofrimento da espécie que será controlada, de forma a não negligenciar a Lei N° 9.605/1998, sobre os crimes referentes aos maus tratos a animais (Brasil, 1998).

Especificamente para a ARIE Mata de Santa Genebra, é importante uma abordagem a partir de ações integradas de controle e manejo. Além do foco na retirada ou erradicação dos cães na área, deve-se voltar os esforços para a redução da entrada de novos cães. Em primeiro lugar, deve-se realizar um programa de ampla conscientização e educação ambiental, concentrado principalmente nos bairros da região do entorno da UC, sobre a importância da conservação da natureza, o impacto de espécies exóticas, a importância da guarda-responsável de animais domésticos e a importância de manter a castração e vacinação dos animais domésticos em dia (Ziller & Zalba, 2007; Rangel & Neiva, 2013).

É importante ressaltar que as ações de educação ambiental devem incluir a ampla difusão das técnicas e razões da realização do manejo das espécies exóticas, de forma que estas sejam compreendidas, evitando denúncias e julgamentos equivocados por parte da sociedade em relação ao controle. Desta forma, as iniciativas de controle das espécies exóticas não serão entendidas erroneamente como crime ambiental, mas sim como ferramentas efetivas para a conservação da biodiversidade (Ziller & Zalba, 2007).

Em segundo lugar, devem-se realizar campanhas amplas e eficientes de vacinação e controle de natalidade de animais de companhia nos bairros e comunidades próximos à Unidade de Conservação, assim como nas fazendas e demais propriedades no entorno (Vilela & Lamim-Guedes, 2014). Por fim, o monitoramento constante da presença de cães no interior e entorno da reserva, apreensão dos animais e, em caso de reconhecimento dos donos, a aplicação de multas severas a eles (Rangel & Neiva, 2013).

Além disso, é necessário o direcionamento de esforços e estudos visando a análise e avaliação das áreas do entorno das Unidades de Conservação, com uma abordagem focada principalmente na origem dos cães, nos locais de entrada na UC e na saúde destes animais.

Recomenda-se, para maior controle, o uso contínuo das armadilhas fotográficas como forma de monitoramento, bem como o uso de placas informativas no interior e na região do entorno da UC sobre a proibição da entrada de cães na área e os possíveis impactos da presença destes. Além disso, a aplicação de multas e recolhimento dos cães, no caso de reconhecimento dos donos.

Apesar da relação próxima e íntima entre humanos e animais domésticos, principalmente cães e gatos, a sociedade, os órgãos governamentais e as organizações ambientais e de direito dos animais devem entender e combater os impactos causados por animais domésticos na natureza. Isto pois, este processo de introdução e invasão por espécies exóticas, põe em risco as espécies da fauna nativa, os ambientes naturais, a saúde dos animais domésticos e, inclusive, a saúde humana. Desta forma, este trabalho apresenta argumentos, dados e ferramentas que podem contribuir para frear o aumento contínuo da presença de cães no interior e entorno da ARIE, observado de 2016 até 2022.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização deste trabalho possibilitou a identificação do padrão de distribuição, locais de ocupação, períodos e estações de maior atividade dos cães domésticos, de forma que propicia maior entendimento sobre a dinâmica da presença de cães domésticos na ARIE Mata de Santa Genebra e pode contribuir com a Fundação José Pedro de Oliveira para a gestão da área.

A pesquisa possibilitou também identificar grande parte dos indivíduos e classificá-los de maneira inicial, como errantes ou ferais, visto que existem cães classificados dentro dos dois contextos presentes na ARIE.

O amplo entendimento da dinâmica de uso da Unidade de Conservação pelos cães, assim como a condição destes cães em relação ao estágio de feralização, de forma a entender se já estão bem adaptados a área e não dependem mais da interação com o humano, possibilitou melhor direcionamento para as propostas de ação e mitigação dos impactos.

Em relação às ameaças aos representantes da fauna nativa, confrontar os dados obtidos em relação aos períodos, estações e locais de maior atividade dos cães, com os mesmos critérios da fauna nativa, possibilitou elencar quais espécies nativas estão mais sujeitas a se encontrarem com os cachorros na ARIE. Simultaneamente, o maior entendimento destes aspectos, permitiu analisar à literatura a partir da ótica de maiores chances destes encontros. Desta forma, destacou-se as espécies com maior chance de sofrerem impactos oriundos da presença dos cães.

Com isso, o trabalho contemplou os aspectos desejados inicialmente, de forma a responder, com dados novos e atualizados, as perguntas e os objetivos propostos. O panorama atual obtido é uma crescente presença de cães nas áreas, com grande variação de horários e estações de atividade, uma considerável organização hierárquica e de matilhas, presença tanto

de indivíduos recorrentes, quanto de cães com aparições isoladas e com uma amplificação das áreas em que estão presentes dentro da UC.

8.REFERÊNCIAS

ABDULLA, P.K.; JAMES, P.C.; SULOCHANA, S.; JAYAPRAKASAN, V.; PILLAI, RM. 1982. Anthrax in a Jaguar (*Panthera onca*). **Journal of Zoo Animal Medicine**. V.13, n.4, p.151.

ABREU, E.F.; CASALI, D.; COSTA-ARAÚJO, R.; GARBINO, G.S.T.; LIBARDI, G.S.; LORETTO, D.; LOSS, A.C.; MARMONTEL, M.; MORAS, L.M.; NASCIMENTO, M.C.; OLIVEIRA, M.L.; PAVAN, S.E. & TIRELLI, F.P. 2021. Lista de mamíferos do Brasil (2021-2) [Data set]. Zenodo. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.5802047>

ADAMI, S. 2009. Relatório Interno. **Fundação José Pedro Oliveira**.

ADAMS, G.J. & JOHNSON, K.G. 1993. Sleep-wake cycles and other night-time behaviours of the domestic dog *Canis familiaris*. **Applied Animal Behaviour Science**. 36(2-3):233- 48.

AGÊNCIA BRASIL. 2018. Em 18 anos, Sistema de Unidades de Conservação tem avanços e desafios. 19/07/2018. Disponível em:<<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2018-07/em-18-anos-sistema-de-unidades-de-conservacao-tem-avanco-e-desafios#:~:text=O%20Brasil%20tem%20atualmente%202.201,Nacional%20de%20Unidades%20de%20Conser%20va%C3%A7%C3%A3o.>>>. Acesso em: 08/03/2021.

AGUIAR, G. D. 1995. Caracterização dos solos da Mata de Santa Genebra, Campinas, Sp. **Relatório de estágio**, Faculdade de Engenharia da Universidade Estadual de Campinas.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Zool.** n. 12, v.3.

ALHO, C.J.R. 2012. Importância da biodiversidade para a saúde humana: uma perspectiva ecológica. **Estudos Avançados**, v.26, n.74, São Paulo.

ARAÚJO, R.M., SOUZA, M.B. & RUIZ-MIRANDA, C.R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, 98(3):1-6. DOI:[10.1590/S0073-47212008000300014](https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000300014)

BANERJEE, A. & BHADRA, A. 2021. Time-activity budget of urban-adapted free-ranging dogs. **Acta ethologica**. 25, 33-42(2022). <https://doi.org/10.1007/s10211-021-00379-6>

BARBANO, M.T.; BRUNINI, O.; PINTO, H.S. 2003. Direção predominante do vento para a localidade de Campinas - SP. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v.11, n.1, p.123-128.

BECK, A.M. 1975. The ecology of feral and free roving dogs in Baltimore. In: FOX, M.W. (Ed.). *The wild canids: their systematics, behavioral ecology and evolution*. Malabar: Robert E. **Krieger Publishing**, 1975. p. 380-390.

BERNARDO, C. S. S. 2012. Reintroduction as a conservation tool for threatened Galliformes: the Red-billed Curassow *Crax blumenbachii* case study from Rio de Janeiro state, Brazil. **Journal of Ornithology**, Berlin, v. 153, p. 135-140.

BIANCHI, R.C.; OLIFIERS, N.; RISKI, L.L.; GOUVEA, J.A.; CESÁRIO, C.S.; FORNITANO, L.; ZANIRATO, G.L.; DE OLIVEIRA, M.Y.; DE MORAIS, K.D.R.; RIBEIRO, R.L.A.; D'ANDREA, P.S. & GOMPPER, M.E. 2020. Dogs activity in protected áreas: behavioral effects on mesocarnivores and the impacts of a top predator. *European Journal of Wildlife Resarch*. V. 66 (36). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01376-z>

BICCA-MARQUES, J. C.; ALVES, S. L.; INGBERMAN, B.; BUSS, G.; FRIES, B. G.; ALONSO, A.; CUNHA, R. G. T.; MIRANDA, J. M. D. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 no Brasil. **Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio**. Disponível em:<<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7179-mamiferos-alouatta-guariba-clamitans-guariba-ruivo.html>>. Acesso em:04/07/2022.

BININDA-EMONDS, O. R. P., GITTLEMAN, J. L., PURVIS, A. 1999. Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia). **Biological Reviews**, v. 74, p. 143-175.

BLAIN, G. C. 2011. Totais decendiais de precipitação pluvial em Campinas, SP: persistência temporal, periodicidades e tendências climáticas. **Cienc. Rural**, vol.41, n°.5, Santa Maria.

BOITANI, L.; CIUCCI, P. 1995. Comparative Social Ecology of Feral Dogs and Wolves. **Ethology Ecology & Evolution** 7: 49-72.

BOITANI, L.; FRANCISCI, F.; CIUCCI, P.; ANDREOLI, G. 1995. Population Biology and Ecology of feral dogs in central Italy. In: SERPELL, J. (Ed). *The domestic dog: its evolution, behavior and interactions with people*. Cambridge: **Cambridge University Press**. p. 217-244.

BOTIGUÉ, L.R.; SONG, S.; SCHEU, A.; GOPALAN, S.; PENDLETON, A.L.; OETIENS, M.; TARAVELLA, A.M.; SEREGE'LY, T.; ZEEB-LANZ, A.; ARBOGAST, R.; BOBO, D.; DALY, K.; UNTERLANDER, M.; BURGUER, J.; KIDD, J.M. & VEERAMAH, K.R. 2017. Ancient European dog genomes reveal continuity since the Early Neolithic. **Nature Communications**, 8:16082. DOI: 10.1038/ncomms16082

BOUVIER, M. & ARTHUR, C.P. 1995. Protection et indemnisation des degats d'ours aux troupeaux domestiques dans les Pyrenees occidentales: Fonctionnement, importance economique et role dans la protection de l'ours. Proceedings on the Manegement and Restoration of Small and Relictual Bear Populations. **Museum of Natural History**. 510-521.

BRANDÃO, A. P. D.; BIONDO, A. W.; GODOY, S. N.; HAISI, A. 2019. O impacto de animais de companhia na fauna silvestre brasileira. **Revista Clínica Veterinária** - julho/agosto - Ano XXIV – 2019.

BRASIL. LEI Nº 13.426, de 30 de março de 2017. Dispõe sobre a política de controle de natalidade de cães e gatos e dá outras providências. Presidência da República, Secretaria-Geral. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF. N. 63, p. 3. 30 de março de 2017. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, **SNUC**, 2000. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/sistema-nacional-de-ucs-snuc>. Acesso em 22/03/2021.

BRASIL. Portaria MMA Nº 148, de 7 de junho de 2022. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF. v. 108. N. 148, p. 74. 7 de junho de 2022. Seção 1.

BRITO, D.; OLIVEIRA, L.; MELLO, M. A. R. 2004. An overview of mammalian conservation at Poço das Antas Biological Reserve, southeastern Brazil. *Journal for Nature Conservation*, **Tilburg**, v. 12, p. 219-228.

BROKAW, N. 1998. Fragments past, present and future. **Tree**, 13: 382-383.

BROWN JUNIOR, K. S.; FREITAS, A. V. L. 2003. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates and conservation. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, The Netherlands, v. 6, n. 4, p. 195-206.

BUTLER J.R.A. & BIRGHAM J. 2000. Demography and dog-human relationships of the dog population in Zimbabwean communal lands. **The Veterinary Record** 147: 442-446.

BUTLER, J. R. A. & DU TOIT, J. T., 2002. Diet of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. **Animal Conservation** 5: 29-37.

BUTLER, J.R.A.; DU TOIT, J.T.; BINGHAM, J. 2004. Free ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, v.15, n.3, p.369-378.

CAFAZZO, S., VALESCCHI, P., BONANNI, R., NATOLI, E. 2010. Dominance in relation to age, sex, and free competitive contexts in a group of free-ranging domestic dogs. **Behavioral Ecology** 10, 443-445.

CAMPOS, C. B. 2004. Impactos de cães (*Canis familiaris*) e gatos (*Felis catus*) errantes sobre a fauna silvestre em ambiente peri-urbano. Dissertação de Mestrado. **Programa de Pós-Graduação em Ecologia de AgroEcossistemas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**.

CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G.; VERDADE, L. M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 273, n. 1, p. 14-20.

CARVALHO JR., O. & LUZ, N.C. 2008. Pegadas: Série boas práticas. Belém – PA: EDUFPA, v.3, 64p.

CASELLA, J.; PARANHOS FILHO, A. C.; CACERES, N. C.; KUPLICH, T. M. 2010. Influência da BR-262 no desflorestamento e na perda da fauna silvestre por atropelamentos no Sudoeste do Brasil, MS. **Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação)** - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

CAVALCANTI, S.M.C., DE PAULA, R.C., GASPARINI-MORATO, R.L. 2015. Conflitos com mamíferos carnívoros: uma referência para o manejo e a convivência. Brasília: **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio**. 121 p.

CDB. 1992. **Convenção da diversidade biológica**.

CDB. 2010. Panorama da Biodiversidade Global 3. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, **Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA)**.

CENTRO DE AVALIAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, PESQUISA E CONSERVAÇÃO DO CERRADO – **ICMBio**. 2021. Espécies Exóticas Invasoras da fauna e flora em Unidades de Conservação Federais. Brasil.

CHIARELLO, A. 2000. A influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do Norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, V. 11/12, p.229 - 247.

CHIARELLO AG. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. **Biol Conserv** 98: 71-82.

CHRISTOFOLETTI, A. Relação entre a vegetação e o povoamento no município de Campinas (SP). 1969. In: **Anais do V Simpósio Nacional dos Professores Universitários de História – ANPUH**. Campinas.

CISOTTO, M.F. 2009. Natureza e Cidade: relações entre os fragmentos florestais e a urbanização em Campinas (SP). **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas, 253p.

CONFORTI, T.B.; LAURENTIS, G.L.; ADAMI, S. 2008. A conservação da biodiversidade na Região Metropolitana de Campinas. In. **60º Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência**. Resumos. Campinas-SP.

CORREA, W.M. & CORREA, C.N.M. 1992. *Enfermidades infecciosas nos mamíferos domésticos*. 2ed. São Paulo: **Medsa**. 1v.

COSTA, E.O.; DINIZ, S.M.; FAVA-NETTO, C. 1997. Ecological aspects of fungal and bacterial infections of wild mammals in South America. **Israel Journal of Veterinary Medicine**, v.52, n.4, p.137-140.

DANIELS, T.J., BEKOFF, M., 1989. Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. **Journal of Mammalogy** 70 (4), 754-762.

DE FREITAS, I.F. 2009. Unidades de Conservação no Brasil: O Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas e a viabilização da zona de amortecimento. **Dissertação de Mestrado**, para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração de Saneamento e Ambiente. Universidade Estadual de Campinas.

DIAS, R.A. 2019. *Canis lupus familiaris*: Uma abordagem evolutiva e veterinária. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo. DOI: 10.11606/9788567421179.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P.W.; LEWINSOHN, T.M.;

FERNANDES, G.W; BENSON, W.W. (Eds.). Plant-animal interactions: **evolutionary ecology**. New York: Wiley and Sons Pub. 1991, pp 273-287.

DONATTI, C. I. 2000. Ecologia alimentar de bugios (*Alouatta fusca*) em dois fragmentos de mata semi-decídua em Campinas, SP. **Trabalho de Conclusão de Curso**, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Campus Rio Claro.

DRISCOLL, C. A. & MACDONALD, D. W. 2010. Top Dogs: Wolf domestication and wealth. **Journal of Biology**. 9(2):10.

DRUMMOND J.A., FRANCO, J.L., NINIS, A.B. 2009. Brazilian federal conservation units: a historical overview of their creation and of their current status. **Environment and history**, 15: 463–491.

EDGAONKAR, A., CHELLAM, R., 2002. Food habit of the leopard, *Panthera pardus*, in the Sanjay Gandhi National Park, Maharashtra, India. **Mammalia** 66, 353–360.

ESTADO DE SÃO PAULO. Decreto N° 63.853, de 27 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. Assembleia do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP. v. 128, n. 221, p. 1. 27 de novembro de 2018. Poder Executivo, Seção 1.

EWER, R. F. 1998. The Carnivores. Ithaca, NY: **Cornell University Press**. 461p.

FARAH, F.T. 2009. Vinte anos de dinâmica de um hectare de floresta estacional semidecidual. **Tese apresentada ao Instituto de Biologia da UNICAMP para obtenção do Título de Doutor em Biologia Vegetal**. Campinas-SP:(s.n.).

FERRAZ, A.C.P. 2011. Efeitos de borda em florestas tropicais sobre artrópodes, com ênfase nos dípteros ciclorrafas. **Oecologia Australis**, 15(2): 189-198.

FERRAZ, K.M.P.M.B. & VERDADE, L.M. 2001. Ecologia comportamental da capivara: Bases biológicas para o manejo da espécie. In book: A Produção animal na visão dos brasileiros (pp.589-595). **Sociedade brasileira de Zootecnia**. Ed. 1.

FERREIRA, I. 2018. Proximidade entre animais domésticos e silvestres traz riscos de doenças a humanos. **Jornal da USP**. Disponível em:<<https://jornal.usp.br/ciencias/ciencias-da-saude/proximidade-entre-animais-domesticos-e-silvestres-traz-riscos-de-doencas-humanos/>>. Acesso em:24/02/2021.

FERREIRA, I.C.M.; COELHO, R.M.; TORRES, R.B.; BERNACCI, L.C. 2007. Solos e vegetação nativa remanescente no Município de Campinas. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.42, n.9, p. 1319-1327.

FIORIELLO, C.V., NOSS, A.J., DEEM, S., 2006. Demography, Hunting Ecology, and Pathogen Exposure of Domestic Dogs in the Isoso of Bolivia. **Conservation Biology** 20 (3), 762–771.

FJPO. 2010. Fundação José Pedro de Oliveira. **Prefeitura Municipal de Campinas**. Plano de Manejo da Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra.

FLYNN, J. J. & GALIANO, H. 1982. Phylogeny of early tertiary Carnivora, with a description of a new species of Protictis from the middle Eocene of northwestern Wyoming. **American Museum Novitates**, n. 2725, p. 1-64.

FLYNN, J.J., NEDBAL, M. A. 1998. Phylogeny of the Carnivora (Mammalia): Congruence vs incompatibility among multiple data sets. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v.9, n.3, p.414-426.

FOGLIATI, M. C.; FILIPPO, S.; GOUDARD, B. 2004. Avaliação de impactos ambientais: aplicação aos sistemas de transporte. 1 ed. Rio de Janeiro: **Interciência**.

FRANTZ, L.A.F.; MULLIN, V.E.; PIONNIER-CAPITAN, M.; LEBRASSEUR, O.; OLLIVIER, M.; PERRI, A.; LINDERHOLM, A.; MATTIANGELI, V.; TEASDALE, M.D.; DIMOPOULOS, E.A.; TRESSET, A.; DUFFRAISSE, M.; MCCORMICK, F.; BARTOSIEWICZ, L.; GÁL, E.; NYERGES, E.A.; SABLIN, M.V.; BREHARD, S.; MASHKOUR, M.; BALASESCU, A.; GILLET, B.; HUGHES, S.; CHASSAING, O.; HITTE, C.; VIGNE, J.; DOBNEY, K.; HANNI, C.; BRADLEY, D.G. & LARSON, G. 2016. **Genomic and archaeological evidence suggest a dual origin of domestic dogs**. v. 352, n° 6290. Pp.1228-1231. DOI: 10.1126/science.aaf3161.

FREEDMAN, A.H.; GRONAU, I.; SCWEIZER, R.M.; ORTEGA-DEL VECCHYO, D.; HAN, E.; SILVA, P.M.; GALAVERNI, M.; FAN, Z.; MARX, P.; LORENTE-GALDOS, B.; BEALE, H.; RAMIREZ, O.; HORMOZDIARI, F.; ALKAN, C.; VILÀ, C.; SQUIRE, K.; GEFFEN, E.; KUSAK, J.; BOYKO, A.R.; PARKER, H.G.; LEE, C.; TADIGLOTA, V.; SIEPEL, A.; BUSTAMANTE, C.D.; HARKINS, T.T.; NELSON, S.F.; OSTRANDER, E. A.; MARQUES-BONET, T.; WAYNE, R.K.; NOVEMBRE, J. 2014. Genome Sequencing Highlights the Dynamic Early History of Dogs. **PLoS Genetics** 10(1):e1004016. (2014) DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pgen.1004631>.

FRITTS, S.H., PAUL, W.J., 1989. Interactions of wolves and dogs in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin** 17, 121-123.

GATTI, A.; SEIBERT, J. B.; MOREIRA, D. O. 2018. A predation event by free-ranging dogs on the lowland tapir in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Biodiversity and Conservation** Barcelona, v. 2, p. 2016-2019.

GALETTI, M. & SAZIMA, I. 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. **Natureza e Conservação** - Vol. 4 - Nº1 - pp. 58-63.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. 2005. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Traduzido por Edma Reis Lamas - São Paulo: **Fundação SOS Mata Atlântica** - Belo Horizonte: Conservação Internacional. 427p. pg 3-60.

GANDOLFI, S. 2000. História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Campinas. **Tese de Doutorado**, Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas-SP. 520 p.

GASCON C., WILLIAMSON B. & FONSECA G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science** 288: 1356-1358.

GEIST H.J. & LAMBIN E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. **Bioscience** 52 (2): 143-150.

GOBBO, S. K. 2003. Censo de bugio, *Alouatta guariba clamitans*, em fragmento florestal urbano, no município de Campinas (SP). **Trabalho de iniciação científica e de conclusão de curso**, Pontifícia Universidade Católica de Campinas.

GOMPPER, M.E. (Ed). 2014. Free-ranging dogs and wildlife conservation. 1 ed. Oxford: **Oxford University Press**. p. 265-285.

GONÇALVES, T.S. 2015. A floresta estacional decídua no Brasil: distribuição geográfica e influência dos aspectos pedomorfológicos na vegetação. **Revista Monografias Ambientais- REMOA**, v.14, n.1, p.144-153.

GRAIPEL, M. E., CHEREM, J. J.; XIMENEZ, A. 2001. Mamíferos terrestres não voadores da Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**. Florianópolis, V.14, n. 2, p. 109-140.

GREEN, J. S.; GIPSON, P. S. 1994. Feral dogs. In: HYGUNSTRON, S.E.; TIMM, R.M.; LARSON, G. E. (Ed.). Prevention and control of wildlife damage. 3.ed. Lincoln: **University of Nebraska**, 1994. p.C-77-C-81.

GREENE, C. H. 1986. Patterns of prey selection: implications of predator foraging tactics. **AM. Nat.** 128: 824-839.

GUARANTINI, M.T. 1999. Dinâmica de uma Floresta Estacional Semidecidual: o banco de sementes, a chuva e o estrato de regeneração. **Tese de Doutorado**, Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas-SP, 150p.

GUARANTINI, M.T. et al. 2008. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra. **Revista Brasileira de Botânica**. vol.31, n.2, São Paulo.

GUIMARAES, J. F.; FILVA, C. R.; PERIN, M. A. A. 2018. Atropelamentos e influência da paisagem na sobrevivência de mamíferos silvestres de médio e grande porte. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.9, n.2, p.54-70. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.002.0006>

GUIRAO, A. C. & TEIXEIRA FILHO, J. 2011. Preservação de um fragmento florestal urbano - Estudo de caso: A ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas- SP. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, São Paulo, Nº 29, pp. 147 - 158.

HASSANIN, A.; VERÓN, G.; ROPIQUET, A.; VAN VUUREN, B.J.; LÉCU, A.; GOODMAN, S.M.; HAIDER, J.; NGUYEN, T.T. 2021. Evolutionary history of Carnivora (Mammalia, Laurasiatheria) inferred from mitochondrial genomes. PLOS ONE 16(3): e0249387. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240770>

HOOGENBOOM, I., DAAN, S., DALLINGA, J. H. & SCHOENMAKERS, M. 1984. Seasonal changes in the daily timing of behaviour of the common vole *Microtus arvalis*. **Oecologia** (Berlin) 61: 18-31.

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

IBAMA. 2020. Espécies exóticas invasoras – Folder. Brasil. 2p.

IBAMA. 2019. Estratégia Nacional para espécies exóticas invasoras: Projeto Pró-espécies, todos contra a extinção – Folder. Brasil. 10p.

ICMBIO-MMA. 2019. Guia de orientação para o manejo de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais. V.3. Brasil.

IUCN. Red List. 2021-3. Disponível

em:<<https://www.iucnredlist.org/search?taxonomies=100428&searchType=species>>. Acesso em: 17/05/2022.

JORGE, R.S.P., ROCHA, F.L., MAY JÚNIOR, J.A. & MORATO, R.G. 2010. Ocorrência de patógenos em carnívoros selvagens brasileiros e suas implicações para a conservação e saúde pública. **Oecologia Australis**, 14(3): 686-710. DOI: 10.4257/oeco.2010.1403.06

KITALA P., MC DERMOTT J., KYULE M., GATHUMA J., PERRY B. & WANDELER A. 2001. Dog ecology and demography information to support the planning of rabies control in Machakos District, Kenya. **Acta Tropica**, 78: 217-230.

KOJOLA, I., RONKAINEN, S., HAKALA, A., HEIKKINEN, S., KOKKO, S., 2004. Interactions between wolves *Canis lupus* and dogs *C. familiaris* in Finland. **Wildlife Biology** 10(2), 101-105.

KRUUK, H. 2002. Hunter and Hunted: Relationships between carnivores and people. 1 ed. **Cambridge: University Press**.

LACERDA, A.C.R. 2002. Análise de Ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle. **Dissertação de Mestrado** em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

LACERDA, A.C.R.; TOMAS, W.M. & MARINHO-FILHO, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasilia National Park, Brazil: interaction with native mammals. **Animal Conservation**. 12: 477-487.

LEÃO, T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. 2011. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas / Tarciso C. C. Leão, Walkíria Regina Almeida, Michele Dechoum, Sílvia Renate Ziller – Recife: **Cepan**. 99p. pg 09 - 15.

LECOQ-MULLER, N. 1947. Paisagens rurais no município de Campinas. In: **Anais da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, vol. 11, p. 54 a 66, São Paulo.

LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. In **Anais do I Congresso nacional sobre essências nativas**, Campos do Jordão. Silvicultura em São Paulo, 1: 197-206.

LENNETTE, E.H. & EMMONS, R.W. 1972. "Health problems associated with the transportation and use of nondomestic animals: an overview". In: **International symposium on health aspects of the international movement of animals**. Washington, v.2, p.3-9.

LE SAOUT, S.; HOFFMANN, M.; SHI, Y.; HUGHES, A.; BERNARD, C.; BROOKS, T.M. & RODRIGUES, A.S. 2013. Protected areas and effective biodiversity conservation. **Science**, 342(6160): 803-805.

LIMA, J.C., MORGADO, T.O., RIBEIRO, K.R., FONTANA, C., CÂNDIDO, S.L., DUTRA, V., NAKAZATO, L., CATROXO, M.H.B., AGUIAR, D.M., BORGES, J.C. 2020 Infecção por Morbillivirus canino em onça parda (*Puma concolor*) no Estado de Mato Grosso, Brasil – Relato de caso. **Biodiversidade**, v.19, n.3, p.211-219.

LOPES, C.V. & de ALBUQUERQUE, G.S.C. 2018. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. **SAUDE DEBATE**. Rio de Janeiro, V. 42, n. 117, p. 518 - 534.

MACHADO, C. J. S.; VILANI, R. M.; FRANCO, M. G.; LEMOS, S. D. C. 2013. Legislação ambiental e degradação ambiental do solo pela atividade petrolífera no Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 28, p. 41 – 55. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v28i0>

MAJUMDER, S.S., CHATTERJEE, A. & BHADRA, A. 2014. A dog's day with humans – time activity budget of free-ranging dogs in India. **Current Science**, v. 106, nº6. 874-878.

MARQUES, D. 2021. Lobos-guarás com sarna chamam a atenção de pesquisadores. **Jornal O Eco**, 30 de março de 2021. Disponível em: < <https://oeco.org.br/reportagens/lobos-guaras-com-sarna-chamam-a-atencao-de-pesquisadores/>>. Acesso em: 02/06/2022.

MARCHINI, S.; CAVALCANTI, S.M.C; de Paula, R.C. 2011. Predadores Silvestres e Animais Domésticos - Guia Prático de Convivência. **CENAP-ICMBio**. 45p.

MARISCAL, A.A.; CORTE, G.N.; CORTINOZ, J.R. 2008. Alterações na comunidade causadas por espécies invasoras. UNICAMP - PG ECOLOGIA. **Ecologia de Comunidades e Ecossistemas. Seminários**.

MARTINS, S.K.B. 2008. Levantamento de espécies alóctones em uma Unidade de Conservação Federal no Município de Campinas - SP. **Trabalho de Conclusão do Curso** - Faculdade de Ciências Biológicas, Instituto de Ciências da Saúde. Universidade Paulista, Campinas.

MEGID, J.; De SOUZA, V.A.F.; TEIXEIRA, C.R.; CORTEZ, A.; AMORIN, R.L.; HEINEMMAN, M.B.; CAGNINI, D.Q.; RICHTZENHAIN, L.J. 2009. Canine Distemper Virus in a Crab-eating Fox (*Cerdocyon thous*) in Brazil: Case Report and Phylogenetic Analyses. **Journal of Wildlife Diseases** (2009), 45(2): 527-530.

MEGID, J.; TEIXEIRA, C.R.; AMORIN, R.L.; CORTEZ, A.; HEINEMMAN, M.B.; ANTUNES, J.M.A.P; Da COSTA, L.F.; FORNAZARI, F.; CIPRIANO, J.R.B.; CREMASCO, A.; RICHTZENHAIN, L.J. 2010. First

identification of canine distemper virus in Hoary Fox (*Lycalopex vetulus*): Pathologic aspects and virus phylogeny. **Journal of Wildlife Diseases**, 46(1), pp. 303-305.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2015. "Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC)". Disponível em: <www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>. Acesso em: 08/03/2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2006. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Brasília: MMA, 24 p. ISBN: 85-7738-019-X. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_publicacao/174_publicacao17092009113400.pdf>. Acesso em 23 de fevereiro de 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2016. Quinto Relatório Nacional para a Convenção da Biodiversidade. Brasília: MMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/10772-quinto-relat%C3%B3rio>>. Acesso em 23 fev. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2018. Plano Nacional de prevenção, controle e monitoramento do Coral-Sol (*Tubastraea* spp.) no Brasil. ICMBio. Brasil.

MORELL, V. 2015. From Wolf to Dog. **Scientific American** 313, 1, 60-67. Doi:10.1038/scientificamerican0715-60.

MUKHERJEE, S., SHARMA, C., 2001. Prey selection by leopard *Panthera pardus* in Majhatal Harsang Wildlife Sanctuary, Western Himalaya. **Journal of the Bombay Natural History Society** 98, 267–268.

MURARO, L. E. de O.; PEREIRA, S. Y.; PEREIRA, P. R. B. 2019. Características morfológicas da planície de inundação do Rio Atibaia, entre Campinas e Jaguariúna, SP, Brasil. **Terrae Didactica**, Campinas, SP, v. 15, p. e019029. DOI: 10.20396/td.v15i0.8655083. Disponível em: <https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/td/article/view/8655083>. Acesso em: 24 mar. 2021.

NASSAR, P. M.; PESSOA, T. C. C.; SILVA, W. R. 2004. Avifauna da Mata de Santa Genebra: 30 anos de dados ornitológicos e perspectivas para o futuro. (Apresentação de trabalho/Congresso).

NAVE, A.G. 1999. Determinação de unidades ecológicas em fragmento de floresta nativa com auxílio de sensoriamento remoto. **Dissertação de Mestrado**, ESALQ-USP, Piracicaba, 167p.

NEFF, M.W., BROMAN, K.W., MELLERSH, C. S., RAY, K., ACLAND, G.M., AGUIRRE, G.D., ZIEGLE, J.S., OSTRANDER, E.A., RINE, J., 1999. A Second-Generation Genetic Linkage Map of the Domestic Dog, *Canis familiaris*. **The Genetics Society of America** 151, 803-820.

NESBITT, W. H. Ecology of a feral dog pack on a wildlife refuge. 1975 In: FOX, M.W. (Ed.). The wild canids: their systematics, behavioral ecology and evolution. Malabar: Robert E. Krieger Publishing, 1975. p. 391-395.

NOWAK, R.M., MACDONALD, D., KAYS, R.W., Eds. 2004. Walker's Carnivores of the World. Baltimore, Maryland: **The John Hopkins University Press**.

NUNES, J. 2021. Projeto tenta salvar antas atacadas por cachorros no interior de SP: 'Correndo contra o tempo'. **Jornal G1-Globo**, Itapetininga e região, 06 de outubro de 2021. Disponível em:<
<https://g1.globo.com/sp/itapetininga-regiao/noticia/2021/10/06/projeto-tenta-salvar-antas-atacadas-por-cachorros-no-interior-de-sp-correndo-contra-o-tempo.ghtml>>. Acesso em: 02/06/2022.

OLIVEIRA, V.B.; LINARES, A.M.; CORRÊA, G. L. C.; CHIARELLO, A. G. 2008. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigrinus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora:canidae), in the Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 25(2): 376-378.

ORR, R.T. Biologia dos vertebrados. **Ed. Roca**. 5ª Edição. 1986.

OVODOV, N. D.; CROCKFORD, S. J.; KUZMIN, Y. V.; HIGHAM, T. F. G.; HODGINS, G. W. L. & VAN DER PLICHT, J. 2011. A 33.000-year-old incipient dog of Altai Mountains of Siberia: Evidence of the earliest domestication disrupted by the last glacial maximum. **PLoS ONE** 6(7): e22821.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022821>

PALMEIRA, F. B. L. & BARRELLA, W. 2007. Conflitos causados pela predação de rebanhos domésticos por grandes felinos em comunidades quilombolas na Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, V.7, n.1, p. 119-128.

PASSOS, M. A. 2009. **Relatório Interno**. FJPO.

PENNISI, E. 2002. A Shaggy dog history. **Science**, 298 (5598). Doi: 10.1126/Science.298.5598.1540

PEREIRA, A. D.; ANTONIAZZI, M. H.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; ORSI, M. L. 2019. Mamíferos silvestres predados por cães domésticos em fragmentos de Mata Atlântica no Sul do Brasil. **Revista Biotemas**, 32 (2).

PESSOA, T. C. C. 2004. Aves do borboletário da Mata de Santa Genebra. Relatório pessoal, Campinas, SP.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINAS. 2014. Subsídios para o diagnóstico do plano de recursos hídricos. Campinas.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINAS. 2015. Plano Municipal do Verde - Diagnóstico. Campinas.

PRIMACK, R. B. 1998. Essentials of Conservation Biology. 2a ed. **Sinauer Associates**, Sunderland.

PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. Biologia da Conservação. Efraim Rodrigues, Londrina, Paraná. 328pp.

PRÓ-CARNIVOROS. S.d. Canídeos – Canidae. Disponível em:<
<https://procarnivoros.org.br/especies/canideos/>>. Acesso em: 17/05/2022.

PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M.; PERGL, J.; JAROSIK, V.; SIXTOVA, Z. & WEBER, E. 2008. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. **Trends in ecology and evolution**, 23: 237–244.

QUAMMEN, D. 2008. O canto do Dodô: Biogeografia de ilhas numa era de extinções. Ed.1.**Companhia das Letras**. 760p.

QUEIROZ NETO, J.P.; BERTOLDO DE OLIVEIRA, J.; GROHMANN, F. 1966. Características da estrutura de um podzólico vermelho amarelo da estação experimental de Monte Alegre do Sul. BRAGANTIA, **Boletim científico do Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo**. v.25, n.11, Campinas.

RADINSKY, L.B. 1981. Evolution of skull shape in carnivores 1. Representative modern carnivores. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.15, 04. 1981, p.369-388.

RAMIREZ-BARAHONA., SAUQUET, H., MAGALLON, S. 2020. The delayed and geographically heterogeneous diversification of flowering plant families. **Nature ecology & evolution**. n.4, p. 1232-1238.

RANGEL, C. H. & NEIVA, C. H. M. B. 2013. Predação de vertebrados por cães, *Canis lupus familiaris* (Mammalia: Carnivora), no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, 3(2): 261-269.

RENTAS – REDE NACIONAL DE COMBATE AO TRÁFICO DE ANIMAIS SILVESTRES. (2001) 1o “Relatório Nacional sobre o tráfico da fauna silvestre”. Brasília.

RIBEIRO-SILVA, L.; PERRELLA, D.F.; BIAGOLINI-JR, C.H.; ZIMA, P.V.Q.; PIRATELLI, A.J.; SCHLINDWEIN, M.N.; GALETTI JUNIOR, P.M.; FRANCISCO, M.R. 2018. Testing camera traps as a potential tool for detecting nest predation of birds in a tropical rainforest environment. **ZOOLOGIA** 35:e14678. DOI: 10.3897/zoologia.35.e14678. 2018.

ROLIM, G. S.; DE CAMARGO, M.B.P.; LANIA, D.G.; DE MORAES, J.F.L. 2007. Classificação climática de Koppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantina**, vol. 66, n^o.4, Campinas.

ROSE, K.D. & ARCHIBALD, J.D. 2005. The rise of placental mammals: origins and relationships of the major extant clades. Baltimore, Maryland: **The John Hopkins University Press**. 280p.

SALLES, M.C.T.; GRIGIO, A.M.; da Silva, M.R.F. 2013. Expansão urbana e conflito ambiental: Uma descrição da problemática do Município de Mossoró, RN - Brasil. **Soc. & Nat.**, Uberlândia, 25 (2): 281-290.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. 2013. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**. v. 3, n. 2, p. 32-49.

SANTIN, D. A. 1999. A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando à conservação. **Tese doutorado**. Universidade Estadual de Campinas, 1999.

SANTOS, J.L. Ecologia do cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) na Mata Atlântica. 2011. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia dos Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre. Belo Horizonte, 64p.

SAZIMA, I. & MANZANI, P.R. 1995. As cobras que vivem numa reserva florestal urbana. In: MORELLATO, P. C. & LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra. 78-82.

SCHLINDWEIN, M.N. 2021. O meteoro bípede: crônica sonora do silencioso massacre inconsequente da biodiversidade. São Carlos, **EdUFSCar**. 375p.

SCHLINDWEIN, M.N. & RIVERA, D.N. 2019. Um indivíduo de uma espécie silvestre é mais importante do que o de uma espécie domesticada? Chapter 17, In Book: **Ética Socioambiental** (pp.396-432) Publisher: Luciano Félix Florit; Carlos Alberto Cione Sampaio; Arlindo Philippi, Jr.

SCOTT, M. D.; CAUSEY, K. 1973. Ecology of feral dogs in Alabama. **Journal of Wildlife Management**, v.37, n.3, p.253-265.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2006. Global biodiversity outlook 2. **Montreal: CBD**. 81 p. ISBN: 92-9225-040-X. Disponível em: <<https://www.cbd.int/doc/gbo/gbo2/cbd-gbo2-en.pdf>>. Acesso em 23 de fevereiro de 2021.

SERPELL, J. (Ed). 1995. The domestic dog: its evolution, behaviour and interactions with people. Cambridge: **Cambridge University Press**. 268p.

SERRÃO, SILVIA MARIA. 2002. Para Além dos Limites da Mata. Uma Discussão sobre o Processo de Preservação da Reserva da Mata de Santa Genebra. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual de Campinas. p. 251.

SILLERO-ZUBIRI, C., HOFFMANN, M. & MACDONALD, D. 2004. Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. **Gland and Cambridge: IUCN**.

SILVA, E.M.D. 2011. Evolução da força de mordida, encefalização e socialidade em Canídeos (Carnivora: Mammalia). Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal. Recife.

SILVA, K.V.K.A.; KENUP, C.F.; KREISCHER, C.; FERNANDEZ, F.A.S.; PIRES, A.S. 2018. 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 (4). p. 228-233. DOI: [10.1016/j.pecon.2018.09.001](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.09.001)

SILVA-RODRÍGUEZ, E.A. & SIEVING, K.E. 2011. Influence of Care of Domestic Carnivores on Their Predation on Vertebrates. **Conservation Biology**. 25(4): 808-815.

SOIL SURVEY STAFF. 1999. Soil Taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2.ed. Washington, DC: USDA-NRCS. 869p. (**Agriculture Handbook** number 436).

SOS MATA ATLÂNTICA. 2019. Qual é a área de cobertura da Mata Atlântica? 27 de março de 2019. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/artigos/qual-e-area-de-cobertura-da-mata-atlantica/>>. Acesso em: 08/03/2019.

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação; Lei 9.985 de 18 de julho de 2000; **Ministério do Meio Ambiente**. SOARES, M.C.C (Coord.), BENSUSAN, N. & NETO, P.S.F. Entorno de Unidades de Conservação: Estudo de Experiências com UCs de Proteção Integral.

SPERA, S.T.; REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SILVA, J.C.S. 2000. Características físicas de um latossolo vermelho-escuro no cerrado de planaltina, DF, submetido à ação do fogo. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.35, n.9, p.1817-1824.

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

SRBEK-ARAÚJO, A.C. & CHIARELLO, A. G. 2008. Cães-domésticos em remanescentes de Mata Atlântica no sudeste do Brasil: padrões de entrada e de ocupação obtidos a partir de armadilhas fotográficas. **Braz. J. Biol.** vol.68 no.4 São Carlos.

TABARELLI M., PINTO L.P., SILVA J.M.C., HIROTA M.M. & BEDÊ L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade** 1 (1): 132-138.

TAMBORIM, A. P. 2009. **Relatório Interno**. FJPO.

TEIXEIRA, A.P. & ASSIS, M.A. 2005. Caracterização florística e fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta paludosa no Município de Rio Claro (SP), Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 28: 467-476.

TEODORO, T.G.W.; LIMA, P.A.; STEHLING, P.C.; OLIVEIRA JÚNIOR, I.M.; VARASCHIN, M.S.; WOUTERS, F.; WOUTERS, A.T.B. 2018. Sarcoptic mange (*Sarcoptes scabiei*) in wild canids (*Cerdocyon thous*). **Pesq. Vet. Bras.** 38(7):1444-1448. DOI: 10.1590/1678-5150-PVB-5700.

TERBORGH, J. 1990. The role of felid predators in the neotropical forest. **Vida Silvestre Neotropical**, v.2, n.2, p.3-5.

THEUERKAUF, J., JEDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., OKARMA, H., RUCZYNSKI, I., SINEZKO, S.L., GULA, R. 2003. Daily patterns and duration of Wolf activity in the Bialowieza Forest, Poland. **Journal of Mammalogy**, 84(1): 243-253.

TORRES, R.B, MATTHES, L.A.F. & RODRIGUES, R.R. 1994. Florística e estrutura do componente arbóreo de mata de brejo em Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, 17: 189-194.

TORRES, R.B.; COSTA, M.C.; NOGUEIRA, F.P.; PERES FILHO, A. (Coord.). 2006. Recuperação ambiental, participação e poder público: uma experiência em Campinas, SP. Relatório de Pesquisa. Projeto de Pesquisa em Políticas Públicas (Processo Fapesp no. 01/02952-1). Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/projetoanhumas>. Acesso em: 24/03/2021.

VAN VALKENBURGH, B. 1999. Major patterns in the history of carnivorous mammals. **Annu. Rev. Earth Planet. Sci.**, n.27, p. 463-493.

VAN VALKENBURGH, B. & HERTEL, F. 1993. Tough times at La Brea: tooth breakage in large carnivores of the late Pleistocene. **Science** 261:456-459.

VAN VALKENBURGH, B., PANG, B., BIRD, D., CURTIS, A., YEE, K., WYSOCKI, C., CRAVEN, B.A. 2014. Respiratory and Olfactory Turbinals in Feliform and Caniform Carnivorans: The Influence of Snout Length. **The Anatomical Record**, v. 297, p. 2065-2079.

VAN VALKENBURGH, B. & WAYNE, R. K. 2010. Carnivores. **Current Biology**, v. 20, n. 21, p. 915-919.

VILELA, A. L. O. 2009. Aspectos da caça predatória de mamíferos no Parque Estadual Nova Baden-Lambari, MG. 47p. **Monografia** (Trabalho de Conclusão do curso de Ciências Biológicas). Fundação Educacional da Machado, São Lourenço, Minas Gerais, 2009.

VILELA, A. L. O. & LAMIM-GUEDES, V. 2014. Cães domésticos em Unidades de Conservação: Impactos e controle. **HOLOS Environment**, v.14, n.2. p. 198-210.

WANG, X. & TEDFORD, R.H. 2007. Evolutionary history of Canids. In: The Behavioural Biology of Dogs. **CABI**. p. 3-20.

WILLIS, E. O. 1991. Sibling species of greenlets (Vireonidae) in southern Brazil. **Wilson Bull**, 103(4): 559-567.

XAVIER, M.S. 2016. Mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque nacional da Restinga de Jurubatiba: riqueza de espécies e vulnerabilidade local. 2016, 101f. **Dissertação de mestrado**. NUPEM.

YOSHINAGA, S.; PIRES NETO, A.G. (Coord.). 1993. Subsídios do meio físico-geológico ao planejamento do Município de Campinas (SP). São Paulo: **Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo**. 217p. (Relatório técnico e mapas na escala 1:50.000).

YOUNG, J. K.; OLSON, K. A.; READING, R. P.; AMGALANBAATAR, S. & BERGER, J. 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. **BioScience** 61:125-132.

ZALBA, S. & ZILLER, S. R. 2007. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza & Conservação**, 5(2):16-22.

ZANGHI, B.M.; KERR, W.; GIERER, J.; DE RIVERA, C.; ARAÚJO, J.A.; MILGRAM, N.W. 2013. Characterizing behavioral sleep using actigraphy in adult dogs of various ages fed once or twice daily. **Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research**. 8(4):195-203.

ZILLER, S. R. 2004. "Espécies Invasoras em Unidades de Conservação". In: **IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza/Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, v. 2, p. 74-77.

ZILLER, S. R. & ZALBA, S. M. 2007. Propostas de ação para a prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. *Natureza & Conservação*, v. 5, n. 2, p.8-15.

ZORZENON, F.J. 2002. Noções sobre as principais pragas urbanas. *Biológico*. São Paulo, v.64, n.2, p.231-234.

9. ANEXOS

ANEXO I: Tabela sobre os mamíferos registrados na Região metropolitana de Campinas

Taxon	Nome popular
DIDELPHIMORPHIA	
Didelphidae	
<i>Didelphis sp.</i> (Linnaeus 1758)	Gambá
<i>Lutreolina crassicaudata</i> (Desmarest 1804)	Cuíca-d'água-pequena
PILOSA	
Myrmecophagidae	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira
CINGULATA	
Dasypodidae	
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest 1804)	Tatu-de-rabo-mole
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-galinha
<i>Dasypus septemcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-mulita
<i>Eupharactus sexcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-peludo
PRIMATES	
Callitrichidae	
<i>Callithrix sp.</i> (Erxleben 1777)	Sagui
<i>Callithrix penicillata</i> (É. Geoffroy, 1812)	Sagui-de-tufo-preto
Cebidae	
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss 1809)	Macaco-prego
Atelidae	
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt 1812)	Bugio-ruivo
LAGOMORPHA	
Leporidae	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus 1778)	Tapiti
CARNIVORA	
Felidae	
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus 1758)	Jaguatirica
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber 1775)	Gato-do-mato-pequeno
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz 1821)	Gato-maracajá
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus 1771)	Onça-parda
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy 1803)	Gato-mourisco

Canidae

<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus 1766)	Cachorro-do-mato
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger 1815)	Lobo-guará
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	Graxaim-do-campo

Mustelidae

<i>Eira barbara</i> (Linnaeus 1758)	Irara
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers 1818)	Lontra
<i>Galactis cuja</i> (Molina 1782)	Furão-pequeno

Procyonidae

<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier 1798)	Mão-pelada
------------------------------------------	------------

ARTIODACTYLA**Cervidae**

<i>Mazama americana</i> (Erxleben 1777)	Veado-mateiro
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer 1814)	Veado-catingueiro

RODENTIA**Caviidae**

<i>Cavia aperea</i> (Erxleben 1777)	Preá
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus 1766)	Capivara

Cuniculidae

<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus 1758)	Paca
---------------------------------------	------

Erethizontidae

<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus 1758)	Ouriço-caixeiro
--------------------------------------------	-----------------

Echimyidae

<i>Myocastor coypus</i> (Molina 1782)	Ratão-do-banhado
---------------------------------------	------------------

Cricetidae

<i>Nectomys squamipes</i> (Brants 1827)	Rato-d'água
-----------------------------------------	-------------

Fonte: Modificado de Magioli, 2013.

10. APÊNDICES**APÊNDICE A: Base de dados das amostras de 2016 a 2020.**

Local	Data	Hora	Nº de cães	Fotoperíodo	Código do vídeo
Baroni	04/02/2020	02:32	2	Noturno	EK000006
Baroni	21/10/2020	03:48	1	Noturno	EK000020.AVI
Baroni	28/10/2020	05:04	1	Noturno	EK000026.AVI
Baroni 2	14/04/2018	05:33	2	Noturno	EK000003
Baroni 2	21/4/2018	16:22	1	Diurno	EK000009
Central	19/07/2016	00:55	1	Noturno	PICT0130
Central	01/02/2018	04:26	3	Noturno	EK000003
Central	01/02/2018	05:02	2	Noturno	EK000025
Central	01/02/2018	08:26	3	Diurno	EK000037

Central	01/02/2018	08:30:00 **	3	Diurno	EK000039
Central	01/02/2018	08:55	3	Diurno	EK000010
Central	01/02/2018	09:53	2	Diurno	EK000011
Central	26/02/2018	10:08	2	Diurno	EK000041
Central	26/02/2018	10:10	2	Diurno	EK000042
Central	28/02/2018	11:37	1	Diurno	EK000043
Central	28/02/2018	11:44	2	Diurno	EK000044
Central	02/03/2018	14:55	2	Diurno	EK000054
Central	03/03/2018	04:03	1	Noturno	EK000057
Central	04/12/2018	15:08	2	Diurno	EK000008
Central	06/12/2018	17:39	1	Diurno	EK000024
Central	12/12/2018	14:22	1	Diurno	EK000032
Central	16/12/2018	16:55	1	Diurno	EK000052
Central	17/12/2018	16:19	1	Diurno	EK000053
Central	17/12/2018	17:17	1	Diurno	EK000054
Central	29/12/2018	16:54	1	Diurno	EK000078
Central	31/12/2018	14:46	1	Diurno	EK000090
Central	13/01/2019	03:03	3	Noturno	EK000159
Central	16/01/2020	14:12	1	Diurno	EK000025
Central	20/01/2020	04:26	3	Noturno	EK000034
Central	23/01/2020	00:52	3	Noturno	EK000038
Central	27/01/2020	01:21	3	Noturno	EK000063
Central	28/01/2020	15:35	2	Diurno	EK000067
Central	04/02/2020	01:01	2	Noturno	EK000007
Central	04/02/2020	01:02:00 **	1	Noturno	EK000008
Central	04/02/2020	02:14	1	Noturno	EK000009
Central	04/02/2020	02:22	2	Noturno	EK000010
Central	07/02/2020	01:23	2	Noturno	EK000022
Central	12/02/2020	02:01	3	Noturno	EK000026
Central	20/02/2020	01:42	2	Noturno	EK000042
Central	02/03/2020	00:50	3	Noturno	EK000071
Central	05/03/2020	00:41	2	Noturno	EK000083
Central	05/03/2020	01:17	3	Noturno	EK000085
Central	08/03/2020	04:49	1	Noturno	EK000110
Central	08/03/2020	04:50:00 **	1	Noturno	EK000111
Central	11/03/2020	03:30	2	Noturno	EK000127
Central	14/03/2020	13:58	2	Diurno	EK000174
Central	15/03/2020	01:22	2	Noturno	EK000175
Central	15/03/2020	07:28	2	Diurno	EK000176
Central	01/08/2021	09:52	4	Diurno	8010157
Central	01/08/2021	09:53:00 **	2	Diurno	8010158
Central	01/08/2021	10:09	4	Diurno	8010159
Figueira	24/4/2018	13:11	1	Diurno	EK000125

Figueira	2/5/2018	23:08	1 Noturno	EK000189
Figueira	3/5/2018	00:10	1 Noturno	EK000190
Figueira	26/6/2018	04:24	1 Noturno	EK000115
Figueira	17/03/2020	17:37	5 Diurno	EK000253
Figueira	17/03/2020	17:45	5 Diurno	EK000254
Figueira	21/03/2020	13:58	1 Diurno	EK000257
Figueira	4/4/2020	00:41	2 Noturno	EK000004
Figueira	9/4/2020	10:07	1 Diurno	EK000011
Figueira	12/4/2020	15:07	1 Diurno	EK000016
Figueira	24/4/2020	14:32	2 Diurno	EK000042
Figueira	18/5/2020	07:29	1 Diurno	EK000106
Figueira	18/5/2020	08:05	1 Diurno	EK000108
Figueira	24/05/2020	08:39	2 Diurno	EK000127
Figueira	30/5/2020	08:29	1 Diurno	EK000145
Figueira	31/5/2020	19:42	3 Noturno	EK000153
Figueira	08/08/20	11:31:00	2 Diurno	EK000005.AVI
Figueira	22/08/20	06:26:00	4 Noturno	EK000044.AVI
Figueira	15/09/20	06:46:00	2 Noturno	EK000121.AVI
Figueira	16/09/20	06:41:00	2 Noturno	EK000124.AVI
Figueira	16/09/20	09:12:00	2 Diurno	EK000125.AVI
Figueira	18/09/20	06:36:00	4 Noturno	EK000137.AVI
Figueira	21/09/20	18:14:00	1 Noturno	EK000146.AVI
Figueira	22/09/20	11:14:00	2 Diurno	EK000148.AVI
Figueira	24/09/20	07:38:00	2 Diurno	EK000156.AVI
Figueira	24/09/20	07:45:00	3 Diurno	EK000157.AVI
Figueira	24/09/20	08:55:00	2 Diurno	EK000159.AVI
Figueira	09/10/20	07:58:00	4 Diurno	EK000199.AVI
Figueira	11/10/20	10:25:00	1 Diurno	EK000201.AVI
Figueira	11/10/20	10:27:00 **	1 Diurno	EK000202.AVI
Figueira	11/10/20	10:31:00 **	1 Diurno	EK000203.AVI
Figueira	11/10/20	10:32:00 **	1 Diurno	EK000204.AVI
Figueira	11/10/20	10:35:00 **	1 Diurno	EK000205.AVI
Figueira	11/10/20	10:39:00 **	1 Diurno	EK000206.AVI
Figueira	11/10/20	10:47:00	2 Diurno	EK000207.AVI
Figueira	11/10/20	11:13:00	1 Diurno	EK000208.AVI
Figueira	18/10/20	08:19:00	4 Diurno	
Figueira	21/10/20	09:13:00	3 Diurno	EK000228.AVI
Figueira	26/10/20	12:50:00	1 Diurno	EK000237.AVI
Figueira	28/10/20	09:57:00	1 Diurno	EK000241.AVI
Figueira	30/10/20	17:13:00	4 Diurno	EK000248.AVI
Figueira	01/11/20	06:02:00	3 Diurno	EK000249.AVI
Fragmento c	19/11/2016	11:01	1 Diurno	EK000129
Fragmento c	10/01/2020	11:15	2 Diurno	EK000009

Fragmento c	13/01/2020	08:18	2 Diurno	EK000019
Fragmento c	17/01/2020	11:43	2 Diurno	EK000039
Fragmento c	21/01/2020	02:16	1 Noturno	EK000052
Fragmento c	21/01/2020	08:22	2 Diurno	EK000053
Fragmento c	25/01/2020	08:04	2 Diurno	EK000067
Fragmento c	25/01/2020	09:05	3 Diurno	EK000069
Fragmento c	29/01/2020	10:39	2 Diurno	EK000087
Fragmento c	02/02/2020	07:27	1 Diurno	EK000002
Fragmento c	02/02/2020	07:29:00 **	1 Diurno	EK000003
Fragmento c	11/03/2020	03:21	1 Noturno	EK000094
Fragmento c	13/03/2020	00:46	1 Noturno	EK000108
Fragmento c	14/03/2020	13:43	3 Diurno	EK000120
Fragmento c	23/03/2020	13:35	2 Diurno	EK000137
Fragmento c	23/03/2020	16:39	3 Diurno	EK000138
Fragmento c	2/4/2020	00:05	2 Noturno	EK000150
Fragmento c	4/4/2020	00:52	2 Noturno	EK000154
Fragmento c	10/4/2020	04:32	1 Noturno	EK000164
Fragmento c	12/4/2020	23:29	2 Noturno	EK000167
Fragmento c	13/4/2020	10:30	1 Diurno	EK000170
Fragmento c	21/4/2020	07:04	1 Diurno	EK000194
Fragmento c	7/5/2020	08:25	1 Diurno	EK000256
Fragmento c	14/5/2020	07:20	1 Diurno	EK000286
Fragmento c	14/5/2020	16:36	1 Diurno	EK000289
Fragmento c	18/5/2020	08:54	1 Diurno	EK000306
Fragmento c	19/5/2020	11:42	1 Diurno	EK000313
Fragmento c	20/5/2020	08:57	1 Diurno	EK000315
Fragmento c	23/5/2020	16:15	1 Diurno	EK000330
Fragmento c	24/5/2020	08:21	3 Diurno	EK000331
Fragmento c	24/5/2020	13:30	1 Diurno	EK000334
Fragmento c	26/5/2020	13:52	1 Diurno	EK000341
Fragmento c	30/5/2020	08:57	1 Diurno	EK000353
Fragmento c	30/5/2020	11:17	1 Diurno	EK000355
Fragmento c	03/09/2020	08:59	4 Diurno	EK000142
Fragmento c	17/10/2020	12:28	1 Diurno	EK000132
Palmital	24/01/2020	10:04	3 Diurno	PICT0015
Palmital	07/02/2020	16:20	3 Diurno	PICT0041
Palmital	07/02/2020	17:36	1 Diurno	PICT0042
Palmital	4/4/2020	00:44	1 Noturno	PICT0004
Palmital	13/5/2020	08:04	3 Diurno	PICT0160
Palmital	13/5/2020	08:15	3 Diurno	PICT0161
Palmital	13/5/2020	08:15 **	3 Diurno	PICT0162
Palmital	13/5/2020	08:33	1 Diurno	PICT0163
Palmital	13/5/2020	08:34 **	1 Diurno	PICT0164

Palmital	13/5/2020	09:31	1	Diurno	PICT0168
Palmital	13/5/2020	09:44	1	Diurno	PICT0170
Palmital	13/5/2020	09:57	1	Diurno	PICT0172
Palmital	13/5/2020	16:36	1	Diurno	PICT0175
Palmital	18/5/2020	07:31	1	Diurno	PICT0193
Palmital	18/5/2020	08:07	1	Diurno	PICT0195
Palmital	23/5/2020	09:28	1	Diurno	PICT0225
Palmital	24/5/2020	09:40	1	Diurno	PICT0229
Palmital	26/5/2020	10:41	1	Diurno	PICT0233
Palmital	30/5/2020	11:15	3	Diurno	PICT0248
Palmital	10/6/2020	09:47	1	Diurno	PICT0275
Palmital	13/6/2020	07:07	2	Diurno	PICT0285
Palmital	23/6/2020	04:16	3	Noturno	PICT0309
Palmital	28/6/2020	23:24	4	Noturno	PICT0317
Palmital	08/08/2020	11:41	2	Diurno	PICT0002
Palmital	22/08/2020	06:33	2	Diurno	PICT0028
Palmital	25/08/2020	06:53	4	Diurno	PICT0034
Palmital	12/09/2020	08:36	1	Diurno	PICT0105
Palmital	16/09/2020	09:18	2	Diurno	PICT0118
Palmital	16/09/2020	10:32	1	Diurno	PICT0121
Palmital	17/09/2020	06:24	1	Diurno	PICT0123
Palmital	18/09/2020	06:24	4	Diurno	PICT0133
Palmital	20/09/2020	08:02	2	Diurno	PICT0141
Palmital	20/09/2020	08:04:00 **	2	Diurno	PICT0142
Palmital	21/09/2020	09:16	2	Diurno	PICT0146
Palmital	22/09/2020	10:22	2	Diurno	PICT0154
Palmital	24/09/2020	07:55	2	Diurno	PICT0164
Palmital	24/09/2020	07:58:00 **	2	Diurno	PICT0165
Palmital	02/10/2020	06:15	3	Diurno	PICT0199
Palmital	05/10/2020	07:15	1	Diurno	PICT0206
Palmital	11/10/2020	06:14	2	Diurno	PICT0223
Palmital	14/10/2020	06:26	2	Diurno	PICT0227
Palmital	18/10/2020	06:12	2	Diurno	PICT0236
Palmital	18/10/2020	08:30	2	Diurno	PICT0237
Palmital	21/10/2020	12:57	3	Diurno	EK000029
Palmital	26/4/2021	08:31	3	Diurno	EK000018
Palmital	28/4/2021	00:35	1	Noturno	EK000023
Palmital	13/07/2021	00:53	2	Noturno	EK000099
Palmital	22/07/2021	01:26	2	Noturno	EK000114
Palmital	30/07/2021	08:12	1	Diurno	EK000130
Palmital	31/07/2021	06:47	3	Diurno	EK000131
Palmital	01/08/2021	08:59	2	Diurno	EK000136

Passagem de fauna	2/3/2018	12:47	1 Diurno	EK000015
Passagem de fauna	2/3/2018	12:47:00 **	3 Diurno	EK000016
Passagem de fauna	2/3/2018	13:42	3 Diurno	EK000017
Passagem de fauna	8/3/2018	15:06	2 Diurno	EK000019
Passagem de fauna	8/3/2018	15:07:00 **	2 Diurno	EK000020
Passagem de fauna	8/3/2018	15:07:00 **	2 Diurno	EK000021
Passagem de fauna	8/3/2018	16:10	2 Diurno	EK000022
Passagem de fauna	8/3/2018	16:10:00 **	2 Diurno	EK000023
Passagem de fauna	8/3/2018	16:26	1 Diurno	EK000024
Passagem de fauna	21/4/2018	10:14	1 Diurno	EK000006
Passagem de fauna	24/4/2018	13:40	3 Diurno	EK000011
Passagem de fauna	24/4/2018	13:54:00	3 Diurno	EK000012
Passagem de fauna	01/05/2018		2 Diurno	EK000010
Pastor	01/07/2017		1 Diurno	EK000040
Pastor	01/07/2017		1 Diurno	EK000231
Sanasa 1	9/5/2017	01:19	3 Noturno	EK000003
Sanasa 1	11/5/2017	17:00	1 Diurno	EK000008
Sanasa 1	jul/17		1 Diurno	EK000039
Sanasa 1	jul/17		1 Diurno	EK000045
Sanasa 2	5/11/2016	13:36	1 Diurno	PICT0017
Trilha sul 1	26/6/2016	12:02	2 Diurno	EK000116
Trilha sul 1	26/6/2016	12:02:00 **	2 Diurno	EK000117
Trilha sul 1	29/6/2016	15:43	2 Diurno	EK000163
Trilha sul 1	29/6/2016	15:44 **	2 Diurno	EK000164
Trilha sul 1	3/7/2016	10:23	1 Diurno	EK000192
Trilha sul 1	3/7/2016	10:39	3 Diurno	EK000193
Trilha sul 1	5/11/2016	11:39	2 Diurno	EK000005
Trilha sul 1	5/11/2016	11:55	1 Diurno	EK000006
Trilha sul 1	5/11/2016	11:57:00 **	2 Diurno	EK000007
Trilha sul 1	jul/17		2 Diurno	EK000110

Trilha sul 1	jul/17		2	Diurno	EK000125
Trilha sul 1	12/2/2018	04:58	1	Noturno	EK000006
Trilha sul 1	13/2/2018	03:27	2	Noturno	EK000011
Trilha sul 1	21/2/2018	07:40	2	Diurno	EK000039
Trilha sul 1	21/2/2018	07:51	4	Diurno	EK000040
Trilha sul 1	22/2/2018	14:18	2	Diurno	EK000059
Trilha sul 1	mai/18		4	Diurno	EK000016
Trilha sul 1	jun/18		2	Noturno	EK000005
Trilha sul 1	jun/18		1	Noturno	EK000011
Trilha sul 1	23/08/2020	06:49	2	Diurno	EK000018
Trilha sul 1	9/5/2017	01:02	2	Noturno	EK000013
Trilha sul 1	9/5/2017	02:16	2	Noturno	EK000014
Trilha sul 1	9/5/2017	02:42	2	Noturno	EK000015
Trilha sul 1	15/5/2017	04:31	1	Noturno	EK000030
Trilha sul 2	9/5/2017	02:08	3	Noturno	EK000004
Trilha sul 2	jul/17		2	Diurno	EK000010
Trilha sul 2	jul/17	**	1	Diurno	EK000011
Trilha sul 2	14/4/2018	03:32	4	Noturno	EK000025
Trilha sul 2	13/01/2020	02:04	3	Noturno	EK000004
Trilha sul 2	15/01/2020	16:53	1	Diurno	EK000008
Trilha sul 2	12/02/2020	13:38	2	Diurno	EK000007
Trilha sul 2	29/02/2020	16:22	3	Diurno	EK000016
Trilha sul 2	02/04/2020	00:04	1	Noturno	EK000032
Trilha sul 2	19/10/2020	12:48	1	Diurno	EK000082
Trilha sul 2	19/10/2020	12:49:00 **	1	Diurno	EK000083
Trilha sul 2	18/10/2020	11:06	1	Diurno	EK000079

Legenda: ** mesmo registro do vídeo anterior. Fonte: Dados da pesquisa.

APÊNDICE B: Base de dados das amostras de 2021 e 2022

Local	Data	Hora	Nº de cães	Fotoperíodo	Código do vídeo
Baroni	13/11/2021	00:34	2	Noturno	EK000003
Baroni	14/11/2021	12:56	1	Diurno	EK000006
Baroni	14/11/2021	12:56**	1	Diurno	EK000007
Baroni	14/11/2021	13:04	1	Diurno	EK000008
Baroni	14/11/2021	13:06**	1	Diurno	EK000009
Baroni	14/11/2021	13:11**	1	Diurno	EK000010
Baroni	14/11/2021	13:13	1	Diurno	EK000011
Baroni	14/11/2021	13:18	1	Diurno	EK000012
Baroni	14/11/2021	13:19	1	Diurno	EK000013
Baroni	16/11/2021	06:39	1	Diurno	EK000014
Baroni	16/11/2021	22:25	2	Noturno	EK000017
Baroni	17/11/2021	20:05	4	Noturno	EK000023

Baroni	20/11/2021	20:35	2	Noturno	EK000024
Baroni	22/11/2021	00:17	1	Noturno	EK000028
Baroni	22/11/2021	00:17**	1	Noturno	EK000029
Baroni	22/11/2021	00:17**	1	Noturno	EK000030
Baroni	22/11/2021	00:18**	1	Noturno	EK000031
Baroni	22/11/2021	00:26	1	Noturno	EK000077
Baroni	22/11/2021	05:48	1	Noturno	EK000084
Baroni	22/11/2021	05:48**	1	Noturno	EK000085
Baroni	23/11/2021	02:14	1	Noturno	EK000092
Baroni	23/11/2021	02:14	2	Noturno	EK000093
Baroni	25/11/2021	02:19	1	Noturno	EK000110
Baroni	26/11/2021	01:11	2	Noturno	EK000130
Baroni	02/12/2021	22:01	1	Noturno	EK000149
Baroni	09/12/2021	00:29	2	Noturno	EK000165
Baroni	10/12/2021	23:40	2	Noturno	EK000166
Baroni	13/12/2021	21:35	1	Noturno	EK000172
Baroni	21/12/2021	23:24	3	Noturno	EK000182
Baroni	22/12/2021	22:49	1	Noturno	EK000184
Baroni	27/12/2021	14:57	1	Diurno	EK000187
Baroni	15/01/2022	21:36	1	Noturno	EK000003
Baroni	16/01/2022	12:29	1	Diurno	EK000004
Baroni 2	19/07/2021	10:05	1	Diurno	EK000033
Baroni 2	12/09/2021	05:44	2	Noturno	EK000082
Central	12/09/2021	09:12	2	Diurno	9120121
Central	12/09/2021	09:13:00**	2	Diurno	9120122
Central	12/09/2021	09:14**	2	Diurno	9120123
Central	12/09/2021	09:17	1	Diurno	9120124
Central	12/09/2021	09:18**	1	Diurno	9120125
Central	12/11/2021	23:24	3	Noturno	11120017
Central	12/11/2021	23:25**	1	Noturno	11120018
Central	13/11/2021	00:12	4	Noturno	11130022
Central	13/11/2021	21:13	4	Noturno	11130043
Central	13/11/2021	21:13**	1	Noturno	11130044
Central	13/11/2021	22:49	4	Noturno	11130045
Central	14/11/2021	23:54	2	Noturno	11140055
Central	14/11/2021	23:56**	1	Noturno	11140056
Central	18/11/2021	22:24	2	Noturno	11180122
Central	19/11/2021	21:33	4	Noturno	11190126
Central	19/11/2021	23:20	2	Noturno	11190128
Central	19/11/2021	23:20**	1	Noturno	11190129
Central	20/11/2021	20:12	3	Noturno	11200134
Central	20/11/2021	20:12**	1	Noturno	11200135

Central	20/11/2021	22:49	1	Noturno	11200136
Central	20/11/2021	22:51**	2	Noturno	11200137
Central	21/11/2021	23:00	3	Noturno	11210140
Central	21/11/2021	23:01**	2	Noturno	11210141
Central	21/11/2021	23:01**	3	Noturno	11210142
Central	22/11/2021	00:50	1	Noturno	11220143
Central	22/11/2021	00:51**	1	Noturno	11220144
Central	22/11/2021	00:52**	2	Noturno	11220145
Central	22/11/2021	00:52**	1	Noturno	11220146
Central	22/11/2021	00:53**	1	Noturno	11220147
Central	22/11/2021	00:54**	1	Noturno	11220148
Central	23/11/2021	02:48	3	Noturno	11230153
Central	24/11/2021	21:20	3	Noturno	11240170
Central	24/11/2021	21:21**	1	Noturno	11240171
Central	24/11/2021	21:21**	2	Noturno	11240172
Central	24/11/2021	22:21	1	Noturno	11240173
Central	24/11/2021	22:21	1	Noturno	11240174
Central	25/11/2021	23:50	3	Noturno	11250189
Central	26/11/2021	22:41	3	Noturno	11260205
Central	28/11/2021	00:24	3	Noturno	11280224
Central	28/11/2021	00:24**	1	Noturno	11280225
Central	28/11/2021	02:17	2	Noturno	11280226
Central	28/11/2021	02:18**	3	Noturno	11280227
Central	28/11/2021	20:45	3	Noturno	11280237
Central	28/11/2021	20:45**	2	noturno	11280238
Central	30/11/2021	01:00	4	Noturno	11300252
Central	30/11/2021	06:22	2	Diurno	11300254
Central	30/11/2021	21:02	3	Noturno	11300262
Central	30/11/2021	21:02**	2	Noturno	11300263
Central	30/11/2021	21:44	3	Noturno	11300264
Central	03/12/2021	22:03	3	Noturno	12030293
Central	04/12/2021	01:45	2	Noturno	12040294
Central	04/12/2021	01:45**	1	Noturno	12040295
Central	04/12/2021	01:45**	1	Noturno	12040296
Central	04/12/2021	02:01	1	Noturno	12040297
Central	06/12/2021	03:31	2	Noturno	12060310
Central	06/12/2021	03:31**	2	Noturno	12060313
Central	06/12/2021	03:31**	1	Noturno	12060314
Central	06/12/2021	03:32**	2	Noturno	12060315
Central	07/12/2021	00:20	2	Noturno	12070324
Central	07/12/2021	00:20:00**	1	Noturno	12070325
Central	07/12/2021	01:04	1	Noturno	12070326
Central	07/12/2021	01:05**	2	Noturno	12070327
Central	07/12/2021	01:05**	2	Noturno	12070328

Central	09/12/2021	21:39	2	Noturno	12090417
Central	10/12/2021	21:04	1	Noturno	12100448
Central	01/08/2021	09:52	4	Diurno	8010157
Central	01/08/2021	09:53**	4	Diurno	8010158
Central	01/08/2021	10:09	4	Diurno	8010159
Central	14/01/2022	22:28	2	Noturno	1140015
Central	14/01/2022	22:28	3	Noturno	1140018
Central	15/01/2022	20:37	3	Noturno	1150058
Central	15/01/2022	21:06	3	Noturno	1150059
Central	15/01/2022	22:11	3	Noturno	1150060
Central	15/01/2022	22:59	3	Noturno	1150061
Central	15/01/2022	22:59**	3	Noturno	1150062
Central	17/01/2022	22:46	3	Noturno	1170066
Central	17/01/2022	23:35	3	Noturno	1170067
Central	17/01/2022	23:36**	1	Noturno	1170068
Central	18/01/2022	10:36	2	Diurno	1180069
Palmital	13/07/2021	00:53	2	Noturno	EK000099
Palmital	22/07/2021	01:26	2	Noturno	EK000114
Palmital	30/07/2021	08:12	1	Diurno	EK000130
Palmital	31/07/2021	06:47	2	Diurno	EK000131
Palmital	01/08/2021	08:59	2	Diurno	EK000136
Palmital	17/04/2022	00:16	1	Noturno	EK000004
Palmital	24/04/2022	22:20	1	Noturno	EK000011
Passagem de fauna	14/10/2021	03:17	1	Noturno	EK000041
Trilha Sul 1	19/02/2022	18:47	1	Noturno	EK000003
Trilha sul 2	16/01/2022	09:16	1	Diurno	1160013
Trilha sul 2	10/02/2022	16:16	1	Diurno	2100110
Trilha sul 2	10/02/2022	16:16**	1	Diurno	2100111
Sede	29/04/2022	14:00	4	Diurno	OP*

Legenda: * Observação pessoal; ** mesmo registro do vídeo anterior. Fonte: Dados da pesquisa.

APÊNDICE C: Tabela com localização geográfica dos pontos de amostragem

Ponto de amostragem	Localização geográfica
Baroni 1	22°49'46.67"S 47°06'27.02"O
Baroni 2	22°49'20.05"S 47°06'44.82"O
Central	22°49'23.68"S 47°06'44.76"O
Figueira	22°49'09.17"S 47°07'08.33"O
Fragmento C	22°49'38.18"S 47°06'48.95"O

Palmital	22°49'12.27"S 47°06'55.30"O
Passagem de fauna	22°48'51.84"S 47°07'22.40"O
Pastor	22°49'21.83"S 47°06'01.5"O
Sanasa 1	22°50'15.26"S 47°06'10,12"O
Trilha sul 1	22°50'05.28"S 47°06'24.40"O
Trilha sul 2	22°50'09.18"S 47°06'17.92"O
Sede	22°49'39.74"S 47° 6'18.75"O

Fonte: Dados da pesquisa.