

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS

Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados

Vinícius Santana Orsini

**Uso do habitat por *Lycalopex vetulus* (raposinha) e *Cerdocyon thous* (cachorro-domato) em uma paisagem alterada pela atividade agrícola no Cerrado Mineiro**

Belo Horizonte  
2020

Vinícius Santana Orsini

**Uso do habitat por *Lycalopex vetulus* (raposinha) e *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) em uma paisagem alterada pela atividade agrícola no Cerrado Mineiro**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia de Vertebrados.

Orientadora: Dra. Sônia Aparecida Talamoni  
Coorientador: Dr. Rodrigo Lima Massara

Belo Horizonte  
2020

FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pela Biblioteca da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais

O76u Orsini, Vinícius Santana  
Uso do habitat por *Lycalopex vetulus* (raposinha) e *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) em uma paisagem alterada pela atividade agrícola no Cerrado Mineiro / Vinícius Santana Orsini. Belo Horizonte, 2020.  
41 f. : il.

Orientadora: Sônia Aparecida Talamoni  
Coorientador: Rodrigo Lima Massara  
Dissertação (Mestrado) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.  
Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados

1. Agricultura. 2. Homem - Influência sobre a natureza. 3. Canidae. 4. Espécies em extinção. 5. Habitat (Ecologia) - Conservação. 6. Pastagens. 7. Cerrados. I. Talamoni, Sônia Aparecida. II. Massara, Rodrigo Lima. III. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados. IV. Título.

SIB PUC MINAS

CDU: 599.742.1

Vinícius Santana Orsini

**Uso do habitat por *Lycalopex vetulus* (raposinha) e *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) em uma paisagem alterada pela atividade agrícola no Cerrado Mineiro**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia de Vertebrados.

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sonia Aparecida Talamoni – PUC Minas (Orientadora)

---

Dr. Rodrigo Lima Massara – UFMG (Coorientador)

---

Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello – FFCLRP, USP (Banca Examinadora)

---

Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia – UFMG (Banca Examinadora)

Belo Horizonte 27 de Março de 2020

Essa dissertação foi desenvolvida no Laboratório de Mastozoologia do Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, sob a orientação da Prof. Dr<sup>a</sup>. Sônia Aparecida Talamoni e do Dr. Rodrigo Lima Massara e com o apoio das seguintes instituições:

- Coodenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)
- Consórcio CEMIG – CEB;
- BRANDT Meio Ambiente;

À **Elisa**, pelo apoio, paciência, cuidado e amor incondicional ao longo desta caminhada. Obrigado por dividir comigo mais esta conquista! Te amo!

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora **Dra. Sônia Talamoni**, por ter aberto as portas para realização desta dissertação, por ter abraçado o projeto desde o início e ter permitido que nós realizássemos este trabalho juntos, pela confiança, ensinamentos, por todas as conversas, conselhos e ajuda ao longo destes anos de parceria;

Ao meu coorientador **Dr. Rodrigo Lima Massara**, primeiramente por ter aceitado me coorientar, pela paciência ao longo de todo o processo da construção deste trabalho, pela disponibilidade e ajuda, pelo exemplo de pesquisador ético e comprometido com seu trabalho, que me mostra e inspira a seguir outras possibilidades no universo da pesquisa;

Ao professor **Msc. Jorge Batista** e ao técnico do laboratório **Gil**, do departamento de geografia da PUC – Minas, pelo auxílio com as análises no ArcGis e confecção da base cartográfica do presente estudo;

Aos membros da banca examinadora, **Dr. Adriano G. Chiarello**, **Dr. Adriano P. Paglia** e **Dra. Paula C. Eterovick** por aceitarem o convite prontamente e por todas as considerações;

A todos os **professores e funcionários** do Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais pelos ensinamentos e convívio ao longo destes últimos anos;

À **CEMIG**, ao **Consórcio CEMIG-CEB** e à **BRANDT Meio Ambiente**, pela liberação do uso dos dados e financiamento de toda a logística, em especial à **Cintia Veloso Gandini** e **Michele Santos**, pela confiança e ajuda ao longo destes anos;

A toda a equipe da **BRANDT Meio Ambiente**, pelo auxílio principalmente em campo durante às campanhas amostrais, pela disposição de sempre e por tornarem estes momentos ainda melhores e mais prazerosos. Em especial: **Andrezão, Tonho, Paulão, Cleovani, Rei da rua; Nilsão**;

A todos os amigos e colegas do mestrado pela ajuda ao longo desses dois anos, por tornarem os momentos das disciplinas ainda mais enriquecedores e memoráveis, em especial: **David, Marcela, Pedro, Marcelo Silva, Marcelo Melo**;

Aos amigos do laboratório de Mastozoologia da Puc Minas: **Pedro, Jennifer, Luísa, Marcela, Marcelo Silva, Albert, Amanda, Vitória**;

A minha querida família, **meus pais - Marisa e Paulo**, **avós – Antônio e Gelta**, e **irmã – Mariana**, além da família adotiva **Fatinha, Dabés, Cesinha e Sílvia**, por sempre me apoiarem incondicionalmente e acreditarem e dividirem as nossas conquistas juntos, amo vocês;

A minha eterna namorada e noivada **Elisa**, por todo o companheirismo, paciência, compreensão, amor e ajuda em todas as etapas da construção dessa dissertação, inclusive nas inúmeras revisões de texto! Sem você não teria sido possível dar mais este importante passo na minha formação, Te Amo!;

Aos amigos que a vida e a Biologia me deram, que sempre apoiaram e incentivaram a continuação da minha jornada acadêmica, seja por palavras e também pelos excelentes momentos de descontração que permitiram deixar todo o processo mais leve: **Tp, Gabi, Gabriel, Bode, Zeferino, Gui, Bruna, Pardinho, Rebs, Magrelo, Lú Capelli, Stefano, Babi, João Marcelo, Bianco, Tiagão, Camila, Ciça, Suellen**;

A **Nath** e ao **Zizu**, pelas inúmeras conversas e apoio ao longo de todo processo me ajudando tanto fisicamente, cobrindo inúmeras viagens, como também por todos os conselhos e ajuda para manter a calma em diversos momentos;

Ao **Tete**, por exigir sempre mais e nos tirar do trivial, pelos conselhos, por me ajudar a ser um profissional e pessoa melhor, sem sua amizade, ajuda e parceria ao longo de todos estes anos seria impossível tirar o sonho da dissertação do campo das ideias!;

A **CAPES** pela bolsa de iniciação científica que sempre me ajudou muito.

A todos que de alguma forma colaboraram com este trabalho e com minha formação ao longo destes anos.

Muito Obrigado!

“Note que é o modelo que é simples, e não o fenômeno que ele demonstra. Essa é a  
marca registrada de um bom modelo científico.”

Richard Dawkins

## RESUMO

A conversão de habitats naturais em sistemas agropecuários é uma das principais ameaças à biodiversidade. Além da perda de habitat, espécies silvestres são ameaçadas pela presença de espécies exóticas. Utilizamos armadilhas fotográficas em conjunto com modelos de ocupação para avaliar o uso do habitat por *Lycalopex vetulus* (raposinha) e *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) em uma paisagem do Cerrado alterada no sudeste do Brasil. Especificamente, utilizamos a porcentagem de cobertura natural e antrópica, a distância das habitações humanas, a frequência de registros de gado, a frequência de registros de cães domésticos, a frequência de registros de pessoas e, especificamente para *L. vetulus*, a frequência de registros *C. thous*, para avaliar a influência delas no uso do habitat por *L. vetulus* e *C. thous*. Encontramos uma correlação negativa entre a probabilidade de detecção de *L. vetulus* e a frequência de registros de gado e uma correlação positiva entre a probabilidade de colonização de *L. vetulus* e a frequência de registros de cães domésticos. Por outro lado, encontramos uma correlação positiva entre a frequência de registros de pessoas e a probabilidade de ocupação, colonização, e intensidade de uso dos sítios por *C. thous*, além de uma correlação positiva entre a frequência de registros de cães domésticos e a probabilidade de extinção de *C. thous*. Nossos resultados demonstraram que o gado é uma ameaça para *L. vetulus* e confirmaram que o cão doméstico é uma ameaça para *C. thous*. Observamos ainda, que os dois canídeos nativos adotaram diferentes estratégias para coexistirem na paisagem. *C. thous* adota uma segregação espacial com o cão doméstico e está associado aos sítios com maior frequência de pessoas. Já *L. vetulus* provavelmente ocupa os sítios menos utilizados por *C. thous*, mas com um maior número de registros de cães domésticos, adotando uma possível estratégia de segregação temporal com esta última espécie para coexistir nas mesmas localidades. Também encontramos um aumento da probabilidade de ocupação de *L. vetulus* e de *C. thous* nos sítios amostrais ao longo das campanhas, o que sugere uma dinâmica de metapopulação para estas espécies na região. Sugerimos que estudos futuros utilizem esta abordagem analítica em paisagens com diferentes graus de antropização para um melhor entendimento de como as espécies se comportam no atual contexto de paisagens alteradas.

Palavras chave: agricultura; Antropoceno; canídeos neotropicais; espécie ameaçada; pasto; Programa MARK, mesocarnívoros; modelos de ocupação multi-season

## ABSTRACT

The conversion of natural habitats into agricultural systems is one of the main threats to biodiversity. In addition to habitat loss, wild species are threatened by the presence of exotic species. We used camera traps and occupancy models to evaluate the habitat use by *Lycalopex vetulus* (hoary fox) and *Cerdocyon thous* (crab-eating-fox) in an altered Cerrado landscape in southern Brazil. Specifically, we used the percentage of natural and human-related habitat features, the distance from human settlements, the frequency of registers of cattle, the frequency of registers of domestic dogs, the frequency of registers of people and, specifically for *L. vetulus*, the frequency of registers of *C. thous* to evaluate their influences on habitat use by *L. vetulus* and *C. thous*. We found a negative correlation of the *L. vetulus* detection probability with the frequency of registers of cattle as well as a positive correlation of the *L. vetulus* colonization probability with the frequency of registers of domestic dogs. On the other hand, we found a positive correlation of the probabilities of occupancy, colonization and intensity of use of the sampling sites by *C. thous* with the frequency of registers of people, as well as a positive correlation of *C. thous* extinction probability with the frequency of registers of domestic dogs. Our results demonstrated that cattle are a threat to *L. vetulus* and confirmed that domestic dogs are a threat to *C. thous*. Overall, the two native canids adopted different strategies to coexist in the studied landscape. *C. thous* spatially segregated with domestic dogs and used habitats with higher frequencies of people. Conversely, *L. vetulus* probably occupied the sites least used by *C. thous*, but with a greater number of domestic dogs and thus, may adopt a possible temporal segregation with the latter to coexist at the same sites. We also found an increase in the occupancy probability of *L. vetulus* and *C. thous* in the sampling sites throughout the field campaigns, which may suggest a metapopulation dynamics for these species in the region. We urge for future studies using this analytical approach in landscapes with different degrees of human impacts to improve the current understanding on how species behave in the current context of altered landscapes.

Key Words: agriculture; Anthropocene; mesocarnivores; multi-season occupancy models; neotropical canids; pasture; Program MARK; threatened species.

## APRESENTAÇÃO

A dissertação “Uso do habitat por *Lycalopex vetulus* (raposinha) e *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) em uma paisagem alterada pela atividade agrícola no Cerrado Mineiro” foi elaborada na forma de artigo científico como o previsto pelas normas do Programa de Pós-graduação em Biologia de vertebrados, da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Sendo escolhido o periódico “Journal of Mammalogy” para publicação do presente estudo.

## LISTA DE FIGURAS

**FIGURA 1:** Área de estudo para a amostragem de *C. thous* e *L. vetulus* no município de Palmital de Minas, noroeste de Minas Gerais, Brasil. Detalhe dos trinta sítios amostrais de armadilhas fotográficas rodeados por um buffer com raio de 500 metros onde foi classificada as seguintes tipologias de cobertura vegetal e uso da terra. Amarelo: tipologia de cerrado; Preto: tipologia de construção; Verde: tipologia de mata de galeria; Laranja: tipologia de monocultura; Bege: tipologia de pastagem; Azul: tipologia de curso d'água; Rosa: tipologia de silvicultura; Rosa claro: tipologia de solo exposto.

**FIGURA 2:** Probabilidade de detecção de *Lycalopex vetulus* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de gado (A). Probabilidade de colonização de *Lycalopex vetulus* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de cães domésticos (B). As estimativas são baseadas no modelo mais parcimonioso que incluiu essas covariáveis,  $\psi(\cdot)$   $\varepsilon(\cdot)$   $\gamma(\text{Fr Cão})$   $p(\text{Fr Gado})$ .

**FIGURA 3:** Probabilidades de ocupação ( $\pm 95\%$  CI) de *Cerdocyon thous* (barras pretas) e de *Lycalopex vetulus* (barras cinzas) para cada uma das oito campanhas de amostragem realizadas em uma paisagem localizada no noroeste de Minas Gerais, Brasil. As estimativas de probabilidade de ocupação são baseadas nos modelos mais parcimoniosos para *Cerdocyon thous* ( $\psi(\text{Fr Pessoas})$   $\varepsilon(\text{Fr Cão})$   $\gamma(\text{Fr Pessoas})$   $p(\text{Fr Pessoas})$ ) e *Lycalopex vetulus* ( $\psi(\cdot)$   $\varepsilon(\cdot)$   $\gamma(\text{Fr Cão})$   $p(\text{Fr Gado})$ ).

**FIGURA 4:** Probabilidade de detecção de *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de pessoas (A). Probabilidade de colonização de *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de pessoas (B). Probabilidade de extinção do *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de cães domésticos (C). Probabilidade de ocupação do *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de pessoas (D). As estimativas são baseadas no modelo mais parcimonioso que incluiu essas covariáveis,  $\psi(\text{Fr Pessoas})$   $\varepsilon(\text{Cão})$   $\gamma(\text{Fr Pessoas})$   $p(\text{Fr Pessoas})$ .

## LISTA DE TABELAS

**TABELA 1:** Resultados da seleção de modelos de ocupação multi-season para avaliar o efeito de covariáveis na probabilidade de ocupação ( $\psi$ ), probabilidade de extinção ( $\epsilon$ ), probabilidade de colonização ( $\gamma$ ) e probabilidade de detecção ( $p$ ) de *Lycalopex vetulus* e *Cerdocyon thous* em uma área sob intensa pressão antrópica no noroeste de Minas Gerais, Brasil. O sinal de ponto (.) significa que não foi considerado o efeito de nenhuma covariável nos parâmetros avaliados. Global<sub>1</sub> = (Frequência de *C. thous* + Frequência de Gado + Frequência de cão doméstico + Distância Habitação + Porcentagem % de vegetação nativa); Global = (Frequência de Gado + Frequência de cão doméstico + Frequência de pessoas + Distância Habitação + Porcentagem % de vegetação nativa); Fr gado = frequência de registros de gado; Fr Pessoas = frequência de registro de pessoas; Fr Cão = frequência de registros de cães domésticos; Distância Habitação = distância entre o sítio amostral e a habitação humana mais próxima; % Vegetação Nativa = porcentagem de vegetação nativa em um buffer de 500 m entorno do sítio amostral.

## SUMÁRIO

Resumo.....	13
Abstract.....	14
Introdução.....	15
Material e métodos.....	19
Área de estudo.....	19
Delineamento Amostral e Coleta de Dados.....	21
Modelando a ocupação e detecção da raposinha ( <i>L. vetulus</i> ) e do cachorro-do-mato ( <i>C. thous</i> ) em função de covariáveis.....	21
Análise de Dados.....	23
Resultados.....	25
Discussão.....	30
Referências bibliográficas.....	35

## INTRODUÇÃO

Estamos vivenciando uma época de grandes mudanças, guiada por um enorme crescimento populacional, pelo contínuo crescimento do PIB mundial, pela expansão dos centros urbanos e pelo aumento do uso de recursos naturais. Tal época foi classificada como Antropoceno no início dos anos 2000 (Crutzen 2002) e foi assim denominada por se basear nos diversos impactos causados pelas atividades humanas nos ecossistemas mundiais (Crutzen & Stoermer 2000; Steffen *et al.* 2015).

Distúrbios antrópicos, como o avanço das fronteiras agrícolas, da pecuária e dos centros urbanos, são as maiores ameaças aos ambientes terrestres (Schipper *et al.* 2008). A conversão de habitats naturais em sistemas agrícolas é uma das principais ameaças observadas na região tropical (Green *et al.* 2005; Tschardtke *et al.* 2005) e corresponde a 80% da deflorestação em nível mundial (Kissinger *et al.* 2012). No Brasil, a agropecuária e as atividades afins são responsáveis por uma parcela significativa do PIB e tais atividades encontram-se em expansão por todo o território. De acordo com o último censo agropecuário, os estabelecimentos agropecuários (*i.e.* unidades de produção dedicada, total ou parcialmente, à exploração agropecuária, florestal ou aquícola) abrangem, aproximadamente, 351,2 milhões de hectares do território brasileiro. Deste total, 45,38% (159,4 milhões de hectares) são voltados para as pastagens (IBGE 2019).

Dentre todos os domínios vegetacionais presentes no Brasil, o Cerrado é um dos que tem sofrido mais com as pressões antrópicas e, principalmente, com o avanço das fronteiras agrícolas nos últimos anos. Entre os anos 2002 e 2011 este domínio perdeu 46% de sua vegetação nativa, o que comparativamente foi 2,5 vezes maior que a perda ocorrida na Floresta Amazônica durante o mesmo período e, atualmente, somente 19,8% de seus remanescentes ainda não foram perturbados (Strassburg *et al.* 2017).

A presença de espécies exóticas, como o cão-doméstico (*Canis familiaris*) e os grandes herbívoros domésticos (bovinos e equinos), associada à presença humana, é mais uma pressão a qual o Cerrado e sua fauna nativa estão submetidos. As espécies exóticas são consideradas uma das grandes ameaças para a biodiversidade mundial (McGeoch *et al.* 2010; CBD 2014). O cão-doméstico é uma espécie invasora altamente adaptável, sendo sua presença relacionada a diversos impactos negativos para fauna nativa (Paschoal *et al.*

2012; Paschoal *et al.* 2016). Este canídeo exótico compete por recursos, pode alterar a abundância e, ainda, o comportamento de outras espécies da fauna autóctone (Massara *et al.* 2015; Massara *et al.* 2018; Paschoal *et al.* 2018). O cão-doméstico, além de competir com as espécies nativas por recurso, também é reconhecidamente o reservatório de diversos patógenos que podem ser transmitidos para outros mamíferos nativos, como por exemplo, para os canídeos residentes do Cerrado, o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), a raposinha (*Lycalopex vetulus*) e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) (Curi *et al.* 2014; Curi *et al.* 2016).

Diversos estudos já demonstram o efeito negativo da presença e do uso do habitat nativo por grandes herbívoros domésticos (bovinos e equinos), sendo que os impactos são inúmeros e, em sua maioria, estão relacionados com a compactação do solo, a redução ou remoção da serapilheira e, conseqüentemente, de seus nutrientes, além da propagação de espécies exóticas da flora, podendo, inclusive, impactar negativamente espécies de mamíferos com hábito arborícola (Fleischner 1994; Germano *et al.* 2012; Neilly *et al.* 2017; Hordijk *et al.* 2019). Do mesmo modo, já foi demonstrado que a pecuária possui efeito negativo sobre as populações de pequenos mamíferos (Legge *et al.* 2011; Radford *et al.* 2015) e também sobre a comunidades de mamíferos de médio e grande porte (Dias & Bocchiglieri 2016; Puechagut *et al.* 2018).

Por outro lado, estudos na região neotropical demonstraram a plasticidade de espécies de mamíferos silvestres de médio porte (*i.e.*, mesocarnívoros) em paisagens intensamente modificadas pelo homem. Alguns autores argumentam que estas espécies podem ser possivelmente favorecidas em paisagens agrícolas devido ao aumento da oferta de recursos alimentares relacionados às atividades humanas, seja pelo acesso aos alimentos dos animais domésticos, como também pelo aumento da abundância de potências presas, como é o caso de algumas espécies de pequenos mamíferos que são beneficiadas pela expansão de cultivos agrícolas (Dotta & Verdade 2007; Verdade *et al.* 2011). Entretanto, para que estes mesocarnívoros sejam bem-sucedidos nestes ambientes de intensa pressão agrícola, eles precisam se adaptar aos novos processos relacionados ao uso do espaço, considerando uma nova conformação de um ambiente alterado pelo homem (Verdade *et al.* 2011).

Neste contexto, para entender como e com qual intensidade as espécies nativas podem ser influenciadas nestas novas configurações de paisagem, é de grande importância explorar

e avaliar variáveis ou fatores que estão diretamente ou indiretamente relacionados com as atividades agropecuárias e com as espécies exóticas no Cerrado (Asner *et al.* 2004). Por meio do uso de armadilhas fotográficas e modelos de ocupação, nós investigamos os fatores que poderiam influenciar a probabilidade de ocupação e a intensidade do uso do habitat por *L. vetulus* e *C. thous*, dois mesocarnívoros que ocorrem em simpatria em uma paisagem sob intensa pressão agrícola e atividades agropastoris, localizada no noroeste de Minas Gerais, Brasil.

*Lycalopex vetulus* é a menor espécie de canídeo brasileira (3 a 4Kg) (Dalponte & Courtenay 2004), endêmica do Cerrado e da Caatinga (Gutiérrez & Marinho-Filho 2017) e ameaçada de extinção em nível nacional, classificada como “Vulnerável” (MMA 2014). A espécie apresenta hábito alimentar insetívoro e onívoro e está mais relacionada com ambientes naturais (Dalponte 1997; Courtenay *et al.* 2006). Além do mais, alguns estudos mostraram que, quando em simpatria com outros canídeos maiores e dominantes, como o próprio *C. thous*, *L. vetulus* pode adotar estratégias para evitar competição interespecífica, como por exemplo, através de uma segregação espacial (Lemos *et al.* 2007). Já *C. thous* é um mesocarnívoro caracterizado por ser generalista de habitat, podendo ser encontrado não só em remanescentes de vegetação nativa de Cerrado e matas de galeria bem preservadas, como também em paisagens com grau elevado de antropização (Courtenay & Maffei 2008; Rocha *et al.* 2008a; Di Bitetti *et al.* 2009; Ferraz *et al.* 2010). A espécie possui dieta ampla, constituída por itens nativos tanto de origem vegetal, como frutos e plantas, quanto de origem animal, como pequenos vertebrados e invertebrados, além de consumir alimentos associados ao homem (Gatti *et al.* 2006; Rocha *et al.* 2008; Raíces & Bergallo 2010).

Nós hipotetizamos que localidades com maior pressão antrópica, como aquelas com maior porcentagem de área de matriz, maior frequência de registros de gado, de pessoas e de cães domésticos, apresentassem uma menor probabilidade de ocupação e intensidade de uso por *L. vetulus*. Do mesmo modo, esperávamos encontrar uma menor probabilidade de ocupação e de intensidade de uso por *L. vetulus* em localidades com maior frequência de registros de *C. thous*.

Por outro lado, devido à plasticidade ecológica de *C. thous*, nós hipotetizamos que variáveis associadas ao homem, como a porcentagem de área de matriz e a frequência de registros de pessoas, estariam positivamente correlacionadas com a probabilidade de

ocupação e de intensidade de uso das localidades pela espécie. Alternativamente, hipotetizamos que a probabilidade de ocupação e de intensidade de uso das localidades por *C. thous* seria menor em localidades com maior frequência de registros de cães domésticos, haja vista que esta espécie, por competir por recursos com *C. thous*, pode diminuir o uso do habitat e a distribuição na paisagem deste canídeo nativo (Paschoal *et al.* 2016; Monteiro-Alves *et al.* 2019). Da mesma forma, hipotetizamos que a probabilidade de ocupação e a intensidade de uso das localidades por *C. thous* seria menor em localidades com maior frequência de registros de gado, haja vista o impacto que o herbívoro exótico causa ao habitat, contribuindo negativamente com a abundância de pequenos mamíferos, que fazem parte da dieta de *C. thous* (Fleischner 1994; Neilly *et al.* 2017).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

A região do estudo está inserida na Bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio Preto, que engloba os municípios de Unaí e Cabeceira Grande no noroeste de Minas Gerais, Cristalina e Formosa no leste de Goiás e a Área Administrativa de Paranoá no Distrito Federal (Fig. 1). O Cerrado é o domínio preponderante, sendo os remanescentes de vegetação nativa caracterizados por fitofisionomias de cerrado *sensu stricto*, campo sujo e campo limpo. Contudo, encraves de floresta estacional semidecidual também estão presentes, compondo a mata ciliar do Rio Preto e seus afluentes. O clima é caracterizado como Tropical, marcado por um inverno seco e um verão chuvoso (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2012).

Nós amostramos uma paisagem composta por um mosaico vegetacional, onde formações savânicas e florestais estão imersas em um ambiente com elevado grau de modificação causado pelo processo desordenado de uso e ocupação do solo, especialmente oriundo de atividades agropecuárias. As localidades amostradas são compostas por fragmentos de mata ciliar do reservatório da Usina Hidrelétrica - Queimado, de propriedade do Consórcio Cemig - CEB, além de fragmentos com fitofisionomias do cerrado, os quais estão imersos em uma matriz de pastagens exóticas (*Brachiaria* spp.) e monoculturas (e.x., café, sorgo, milho, soja, feijão e trigo).

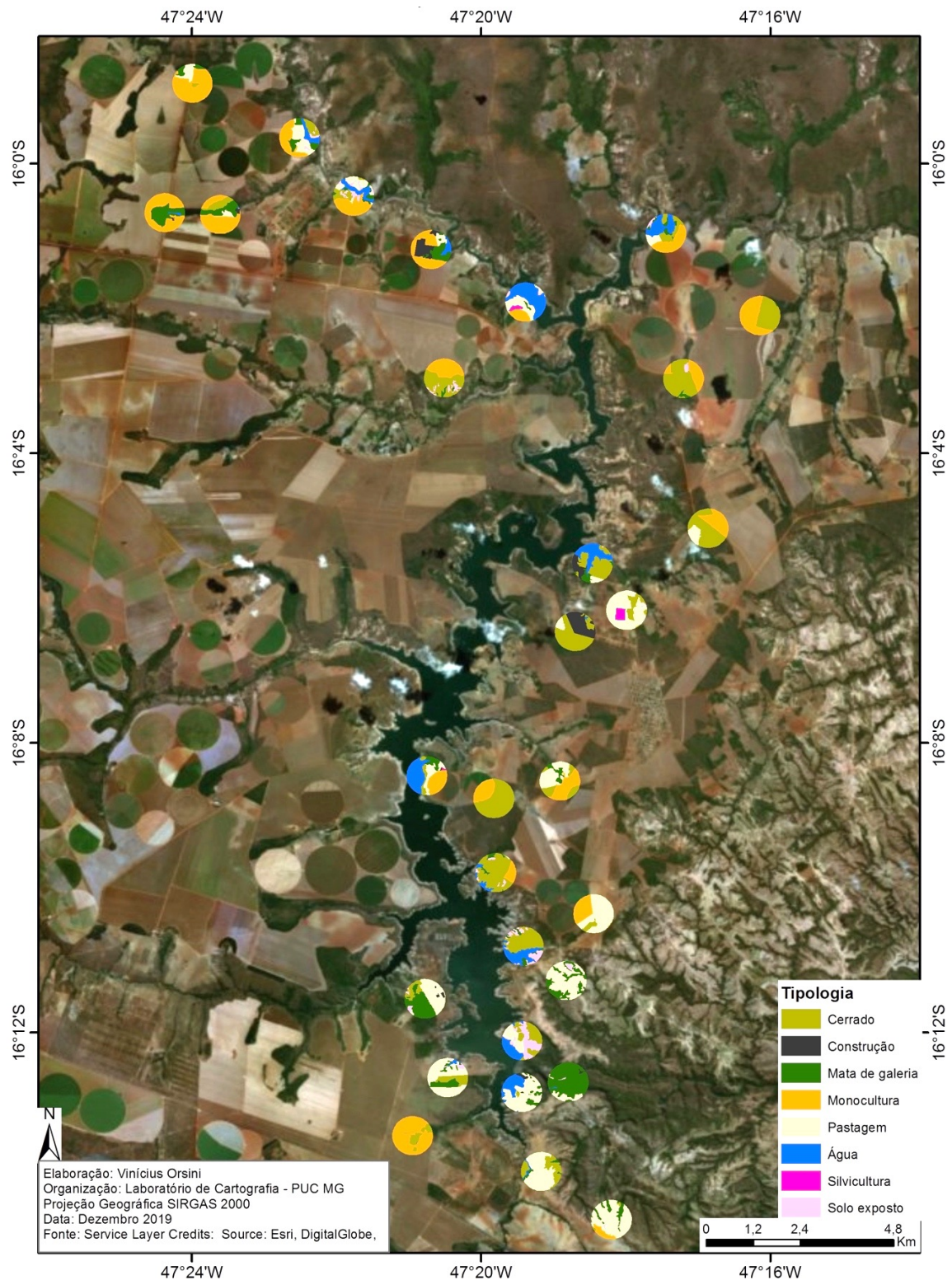


Figura 1 – Área de estudo para a amostragem de *C. thous* e *L. vetulus* no município de Palmital de Minas, noroeste de Minas Gerais, Brasil. Detalhe dos trinta sítios amostrais de armadilhas fotográficas rodeados por um buffer com raio de 500 metros onde foram classificadas as seguintes tipologias de cobertura vegetal e uso da terra: amarelo, tipologia de cerrado; Preto, tipologia de construções humanas; Verde, tipologia de mata de galeria; Laranja, tipologia de monocultura; Bege, tipologia de pastagem; Azul, tipologia de cursos d'água; Rosa, tipologia de silvicultura; Rosa claro, tipologia de solo exposto.

## **Delineamento Amostral e Coleta de Dados**

Utilizamos armadilhas fotográficas da marca Bushnell, modelo TrophyCam HD 16MP, para amostrar um total de 30 sítios na paisagem, os quais foram aleatorizados de acordo com o protocolo proposto pelo Team Network (2008). Especificamente, os sítios amostrais foram aleatorizados respeitando uma distância mínima e média de 1.167 m e 1.929 m, respectivamente. Em cada sítio foi instalada uma armadilha fotográfica, as quais foram fixadas em troncos de árvores ou em mourão de cercas de propriedades rurais, a uma altura de aproximadamente 50 cm acima do solo. As armadilhas fotográficas foram programadas para funcionar 24 horas por dia, com intervalos de disparo de cinco minutos, e não utilizamos nenhum tipo de isca atrativa. As campanhas a campo foram conduzidas entre os meses de março de 2018 a dezembro de 2019, compreendendo dois anos de coleta de dados com intervalo de três meses entre as campanhas. As armadilhas fotográficas ficaram ativas por 15 dias consecutivos em cada campanha, exceto nas campanhas de junho de 2019 e setembro de 2019, quando permaneceram ativas por 20 dias consecutivos. No total, as armadilhas fotográficas permaneceram ativas por 130 dias, resultando em um esforço amostral de 3.900 armadilhas/dia.

## **Modelando a probabilidade de ocupação e detecção da raposinha (*L. vetulus*) e do cachorro-do-mato (*C. thous*) em função de covariáveis**

A probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) é definida como a probabilidade de um sítio amostral  $i$  estar ocupado pela espécie alvo (no nosso caso, *L. vetulus* ou *C. thous*), enquanto a probabilidade de detecção ( $p$ ) é definida como a probabilidade de detectar a espécie alvo no sítio de amostragem  $i$  e no tempo (ou ocasião de amostragem)  $t$ , condicionado que o sítio amostral está ocupado. Ambos os parâmetros podem ser modelados em função de covariáveis (Mackenzie *et al.* 2002). A probabilidade de detecção das espécies alvo em cada sítio ou em cada ocasião de amostragem de cada sítio pode ser influenciada por fatores que estão relacionados tanto com a qualidade da localidade amostrada (*i.e.*, grau de antropização), quanto pela presença de outras espécies nativas ou exóticas e, portanto, nós interpretamos a probabilidade de detecção como um “proxy” para intensidade ou frequência de uso (Cassano *et al.* 2014; Massara *et al.* 2018).

Para avaliar a influência da configuração da paisagem na probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) de *L. vetulus* e de *C. thous*, nós classificamos imagens de satélite da nossa área de estudo provenientes do satélite Sentinel, com uma resolução de 10 m. Para esta classificação, usamos o ArcGis 10.5 (ESRI 2016). Especificamente, fizemos um buffer de 500 metros de raio no entorno de cada sítio amostral para quantificarmos a área (ha) de vegetação nativa (*i.e.*, combinamos fitofisionomias de Cerrado com floresta estacional semidecidual ou mata de galeria) e matriz (*i.e.*, combinamos pastagens com monoculturas, construções humanas, estradas e solo exposto). Estas duas classes (vegetação nativa e matriz) foram transformadas em porcentagens para serem inseridas como covariáveis de sítio nas análises. Nós priorizamos um raio de 500 metros de buffer para minimizar uma autocorrelação espacial entre os sítios amostrados, ou seja, com uma distância de 500 m não tivemos sobreposição entre os buffers dos sítios. Também medimos a distância (m) entre cada sítio e a habitação humana mais próxima utilizando o GoogleEarth 7.3 e usamos estas distâncias como covariável de sítio nas análises.

Para explorar a influência do cão doméstico, do gado (*Bos tauros*) e de pessoas na probabilidade de ocupação de *L. vetulus* e de *C. thous*, nós contabilizamos, separadamente, o número (frequência) de registros a cada hora de cães, gado e pessoas em cada um dos sítios amostrais e usamos estas frequências como covariáveis em nossas análises. Da mesma forma, contabilizamos o número de registros (frequência) de *C. thous* a cada hora e em cada sítio para investigar se este canídeo influenciaria a probabilidade de ocupação de *L. vetulus*.

Testamos se as covariáveis estavam altamente correlacionadas ( $|r| \geq 0,70$ ) e verificamos uma elevada correlação entre as covariáveis de porcentagem (%) de vegetação nativa e porcentagem (%) de matriz ( $r = -0,81$ ) e, também, entre a frequência de registros de *C. thous* e a frequência de registros de pessoas ( $r = 0,86$ ). Desta forma, optamos por utilizar somente a porcentagem (%) de vegetação nativa nas análises e especificamente para a análise da raposinha, utilizamos somente a covariável frequência de registros de *C. thous*, excluindo a frequência de registros de pessoas.

Para modelar as potenciais variações no parâmetro de detecção ( $p$ ), nós utilizamos as mesmas covariáveis usadas para a modelagem da probabilidade de ocupação ( $\psi$ ). Porém, para avaliar a influência das covariáveis relacionadas à frequência de registros de cães,

gado, pessoas e *C. thous* nos sítios amostrais em p, nós criamos quatro covariáveis de amostragem, estas variaram entre cada ocasião de amostragem de cada sítio. Especificamente, nós contabilizamos o número de registros de cães, gado, pessoas e *C. thous* em cada ocasião de amostragem de cada sítio e usamos estas covariáveis para modelar p somente.

### **Análise de Dados**

Nós combinamos nossas detecções em períodos (ocasiões de amostragem) de cinco dias para compor o histórico de detecções de cada sítio amostral em cada campanha a campo (*i.e.*, estação de amostragem). Especificamente, nós contabilizamos quando as armadilhas fotográficas registraram as espécies alvo (1) ou não (0) durante cada ocasião de cada sítio e em cada campanha.

A identificação de *L. vetulus* foi baseada nos caracteres morfológicos descritos para a espécie. *L. vetulus* difere-se de *C. thous* por possuir um focinho mais curto, cabeça menor e pescoço mais longo e mais fino (de Paula-Couto 1950; Dalponte 2009). Além do mais, *L. vetulus* possui a mandíbula inferior e a base superior da cauda pretas (de Paula-Couto 1950; Dalponte 2009). Quando não foi possível identificar a espécie corretamente através das fotos obtidas pelas armadilhas fotográficas, os registros foram descartados.

Usando os históricos de detecções, inicialmente, investigamos a possibilidade de mudanças no estado de ocupação entre as oito campanhas (*i.e.*, avaliamos a premissa de população fechada tanto para *L. vetulus* quanto para *C. thous*) utilizando o modelo “multi-season” (MacKenzie *et al.* 2003) no Programa MARK (White & Bunham 1999). Construimos dois modelos para cada um dos canídeos nativos avaliados, nos quais os parâmetros de dinâmica populacional (colonização local -  $\gamma$ , e extinção local -  $\epsilon$ ) foram estimados (*i.e.*, diferente de 0) ou fixados em 0 (*i.e.*, o estado da ocupação é estático entre as oito campanhas).

Utilizando o critério de informação de Akaike para amostras pequenas (AICc) (Burnham & Anderson 2002), o modelo de ocupação dinâmico entre as campanhas foi o que apresentou melhor suporte, tanto para *L. vetulus*, quanto para *C. thous* ( $\Delta AICc = 8.56$

para *L. vetulus* e 41.55 para *C. thous* para os modelos com parâmetros dinâmicos igual a zero), demonstrando a existência de uma dinâmica populacional entre as campanhas. Desta forma, nós utilizamos os modelos de ocupação “multi-season” e exploramos se as mesmas covariáveis avaliadas em  $\psi$ , seriam influenciadoras da probabilidade de colonização ( $\gamma$ ) e extinção ( $\varepsilon$ ) local dos sítios por *L. vetulus* e *C. thous* entre as campanhas (MacKenzie et al. 2003; 2018).

Nós adotamos a estratégia “step-down” (Lebreton *et al.* 1992) para a construção dos modelos. Especificamente, usando a estrutura fixa de um modelo global (i.e., baseando em todas as combinações aditivas de nossas hipóteses a priori) para  $\psi$ ,  $\varepsilon$  e  $\gamma$ , construímos diferentes estruturas de modelos com apenas uma covariável para  $p$ . De acordo com os modelos melhores classificados e que continham as covariáveis mais explicativas ( $\Delta AICc \leq 2$ ) para  $p$ , começamos a construir estruturas de modelos com apenas uma covariável para  $\gamma$ , fixando a estrutura global para os demais parâmetros ( $\varepsilon$  e  $\psi$ ). Os mesmos passos foram realizados para os dois últimos parâmetros,  $\varepsilon$  e  $\psi$ , até selecionarmos as estruturas de modelos mais parcimoniosas e as quais forneceram o melhor suporte para as covariáveis biológicas que influenciaram os parâmetros avaliados para *L. vetulus* e *C. thous*. Usamos os valores de máxima verossimilhança disponíveis no programa Mark para obter as estimativas dos parâmetros avaliados (Mackenzie et al. 2003).

## RESULTADOS

Um total de 474 registros independentes (*i.e.*, um registro a cada hora) foram feitos para as duas espécies alvo na nossa área de estudo. *L. vetulus* foi registrada 149 vezes, em oito dos 30 sítios amostrais (ocupação naïve = 0,26). Já *C. thous* obteve 325 registros ao longo da amostragem e esteve presente em 20 dos 30 sítios amostrais (ocupação naïve = 0,66).

Para *L. vetulus*, o modelo mais parcimonioso (AICc weight = 0,71; Tabela 1) incluiu a frequência de registros de cães influenciando a probabilidade de colonização e a frequência de registros de gado influenciando a probabilidade de detecção (ou intensidade de uso) (Tabela 1). Congruente com nossa expectativa a priori, a intensidade de uso dos sítios por *L. vetulus* foi menor nas localidades onde a frequência de registros de gado foi maior (Fig. 2). Por outro lado, diferentemente do que presumimos, observamos uma correlação positiva entre a frequência de registros de cães domésticos e a probabilidade de colonização de *L. vetulus* nos sítios ao longo das campanhas (Tabela 1; Fig. 2). Todas as demais covariáveis apresentaram um  $\Delta\text{AICc} > 2$  e não influenciaram estes parâmetros. Devido ao baixo número de sítios ocupados por *L. vetulus*, não conseguimos modelar o parâmetro  $\psi$  e  $\varepsilon$  em função de covariáveis. A probabilidade de ocupação de *L. vetulus* na primeira campanha foi de 0,05 (IC 95% = 0,04 – 0,15), mas esta probabilidade aumentou nas campanhas subsequentes (Fig. 3). Já a probabilidade de extinção de *L. vetulus* nos sítios entre as campanhas foi de 0,41 (IC 95% = 0,20 – 0,67).

Já para o *C. thous*, o modelo mais parcimonioso (AICc weight = 0,56; Tabela 1) predisse que a frequência de registros de pessoas influenciou todos os parâmetros, com a exceção da probabilidade de extinção, a qual foi influenciada pela frequência de registros de cães domésticos em cada sítio (Tabela 1). Assim como predito, observamos uma forte correlação positiva entre a frequência de registros de pessoas e a probabilidade de ocupação, colonização, e intensidade de uso dos sítios por *C. thous* (Fig. 4). Também como predito, observamos uma forte correlação positiva entre a frequência de registros de cães domésticos e a probabilidade de extinção ( $\varepsilon$ ) de *C. thous* (Fig. 4). Em outras palavras, a probabilidade de *C. thous* deixar de ocupar um sítio entre as campanhas foi maior naquelas localidades com maior frequência de registros de cães domésticos. Todas as demais covariáveis apresentaram um  $\Delta\text{AICc} > 2$  e não influenciaram os parâmetros de interesse (Tabela 1). A probabilidade de ocupação de *C. thous* para a primeira campanha

foi de 0,05 (IC 95% = 0,05 – 0,15), mas assim como para *L. vetulus*, esta probabilidade aumentou nas campanhas subsequentes (Fig. 3).

Tabela 1 - Resultados da seleção de modelos de ocupação multi-season para avaliar o efeito de covariáveis na probabilidade de ocupação ( $\psi$ ), probabilidade de extinção ( $\epsilon$ ), probabilidade de colonização ( $\gamma$ ) e probabilidade de detecção ( $p$ ) de *Lycalopex vetulus* e *Cerdocyon thous* em uma área sob intensa pressão antrópica no noroeste de Minas Gerais, Brasil. O sinal de ponto (.) significa que não foi considerado o efeito de nenhuma covariável nos parâmetros avaliados. Global<sub>1</sub> = (Frequência de *C. thous* + Frequência de Gado + Frequência de cão doméstico + Distância Habitação + Porcentagem % de vegetação nativa); Global = (Frequência de Gado + Frequência de cão doméstico + Frequência de pessoas + Distância Habitação + Porcentagem % de vegetação nativa); Fr gado = frequência de registros de gado; Fr Pessoas = frequência de registro de pessoas; Fr Cão = frequência de registros de cães domésticos; Distância Habitação = distância entre o sítio amostral e a habitação humana mais próxima; % Vegetação Nativa = porcentagem de vegetação nativa em um buffer de 500 m entorno do sítio amostral.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	AICc weight	Número de Parâmetros	Deviance
<b><i>Lycalopex vetulus</i> (raposinha)</b>					
<b>Modelando p</b>					
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Global}_1)p(\text{Fr Gado})$	213,19	0,00	0,94	10	192,14
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Global}_1)p(\% \text{ Vegetação Nativa})$	220,38	7,19	0,03	10	199,33
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Global}_1)p(\text{Fr Cão})$	220,61	7,42	0,02	10	199,57
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Global}_1)p(.)$	223,23	10,04	0,01	9	204,38
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Global}_1)p(\text{Distância Habitação})$	224,46	11,27	0,00	10	203,41
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Global}_1)p(\text{Fr } C, \text{ thous})$	225,34	12,15	0,00	10	204,29
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(.)p(.)$	226,85	13,66	0,00	4	218,66
<b>Modelando <math>\gamma</math></b>					
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Fr Cão})p(\text{Fr Gado})$	210,72	0,00	0,71	6	198,33
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Global}_1)p(\text{Fr Gado})$	213,19	2,47	0,21	10	192,14
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(.)p(\text{Fr Gado})$	217,10	6,38	0,03	5	206,82
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\% \text{ Vegetação Nativa})p(\text{Fr Gado})$	218,45	7,73	0,01	6	206,06
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Fr Gado})p(\text{Fr Gado})$	218,58	7,86	0,01	6	206,18
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Fr } C, \text{ thous})p(\text{Fr Gado})$	218,67	7,95	0,01	6	206,28
$\Psi(.)\epsilon(.)\gamma(\text{Fr Distância Habitação})p(\text{Fr Gado})$	219,11	8,39	0,01	6	206,71
<b><i>Cerdocyon thous</i> (cachorro-do-mato)</b>					
<b>Modelando p</b>					
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(\text{Fr Pessoas})$	410,02	0,00	0,76	20	365,82
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(.)$	413,98	3,97	0,10	19	372,20
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(\% \text{ Vegetação Nativa})$	415,13	5,12	0,06	20	370,93
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(\text{Distância Habitação})$	416,34	6,32	0,03	20	372,14
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(\text{Global})$	416,81	6,79	0,03	24	362,68
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(\text{Fr Cão})$	417,89	7,87	0,01	20	373,69
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(\text{Fr Gado})$	419,11	9,09	0,01	20	374,91
<b>Modelando <math>\gamma</math></b>					
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Gado})$	402,36	0,00	0,26	16	367,70

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	AICc weight	Número de Parâmetros	Deviance
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\cdot)p(\text{Fr Gado})$	402,55	0,19	0,24	15	370,21
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Gado})$	403,10	0,73	0,18	16	368,43
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Gado})$	403,68	1,31	0,13	16	369,01
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Fr Cão})p(\text{Fr Gado})$	404,42	2,06	0,09	16	369,76
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Fr Gado})p(\text{Fr Gado})$	404,46	2,10	0,09	16	369,80
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Global})p(\text{Fr Pessoas})$	410,00	8,00	0,00	20	366,00
<b>Modelando <math>\epsilon</math></b>					
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	398,13	0,00	0,45	12	372,63
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\cdot)p(\text{Fr Pessoas})$	401,81	3,68	0,07	11	378,55
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	402,36	4,24	4,24	16	367,70
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\cdot)p(\text{Fr Pessoas})$	402,55	4,42	0,05	15	370,21
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Pessoas})$	402,73	4,60	0,04	12	377,23
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Pessoas})$	402,88	4,75	0,04	12	377,38
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Pessoas})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	402,94	4,81	0,04	12	377,44
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Pessoas})$	403,10	4,97	0,04	16	368,43
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Distância Habitação})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	403,28	5,15	0,03	12	377,78
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Global})\gamma(\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Pessoas})$	403,68	5,55	0,03	16	369,01
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Pessoas})\gamma(\cdot)p(\text{Fr Pessoas})$	403,74	5,61	0,03	11	380,48
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\% \text{Vegetação Nativa})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	403,98	5,86	0,02	12	378,48
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Pessoas})\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Pessoas})$	404,11	5,98	0,02	12	378,61
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\cdot)\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	404,22	6,10	0,02	11	380,96
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Pessoas})\gamma(\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Pessoas})$	404,92	6,79	0,01	12	379,42
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Distância Habitação})\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Pessoas})$	406,12	7,99	0,01	12	380,62
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Distância Habitação})\gamma(\cdot)p(\text{Fr Pessoas})$	406,32	8,19	0,01	11	383,05
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Gado})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	406,64	8,51	0,01	12	381,14
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\% \text{Vegetação Nativa})\gamma(\cdot)p(\text{Fr Pessoas})$	407,27	9,15	0,00	11	384,01
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Distância Habitação})\gamma(\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Pessoas})$	407,64	9,52	0,00	12	382,14
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\% \text{Vegetação Nativa})\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Pessoas})$	408,00	9,87	0,00	12	382,50
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\% \text{Vegetação Nativa})\gamma(\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Pessoas})$	408,00	9,87	0,00	12	382,50
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\cdot)\gamma(\cdot)p(\text{Fr Pessoas})$	408,57	10,44	0,00	10	387,52
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\cdot)\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Pessoas})$	409,51	11,38	0,00	11	386,24
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\cdot)\gamma(\text{D}\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Pessoas})$	410,21	12,09	0,00	11	386,95
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Gado})\gamma(\cdot)p(\text{Fr Pessoas})$	410,31	12,19	0,00	11	387,05
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Gado})\gamma(\text{Distância Habitação})p(\text{Fr Pessoas})$	411,36	13,23	0,00	12	385,86
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Gado})\gamma(\% \text{Vegetação Nativa})p(\text{Fr Pessoas})$	412,02	13,89	0,00	12	386,52
<b>Modelando <math>\Psi</math></b>					
$\Psi(\text{Fr Pessoas})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	392,97	0,00	0,56	8	376,29
$\Psi(\text{Distância Habitação})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	395,70	2,73	0,14	8	379,02
$\Psi(\cdot)\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	396,14	3,17	0,11	7	381,61
$\Psi(\% \text{Vegetação Nativa})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	397,50	4,54	0,06	8	380,82
$\Psi(\text{Fr Gado})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	398,08	5,11	0,04	8	381,40
$\Psi(\text{Global})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	398,13	5,16	0,04	12	372,63
$\Psi(\text{Fr Cão})\epsilon(\text{Fr Cão})\gamma(\text{Fr Pessoas})p(\text{Fr Pessoas})$	398,27	5,30	0,04	8	381,59

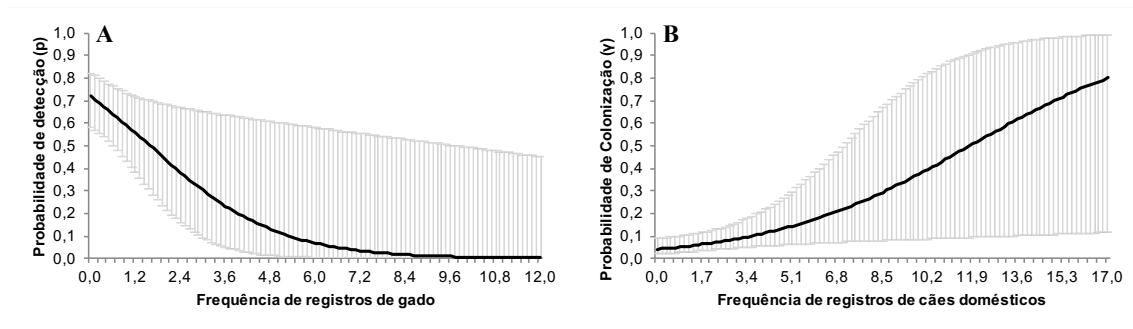


Figura 2 – Probabilidade de detecção de *Lycalopex vetulus* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de gado (A). Probabilidade de colonização de *Lycalopex vetulus* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de cães domésticos (B). As estimativas são baseadas no modelo mais parcimonioso que incluiu essas covariáveis,  $\psi(\cdot) \varepsilon(\cdot) \gamma(\text{Fr Cão}) p(\text{Fr Gado})$ .

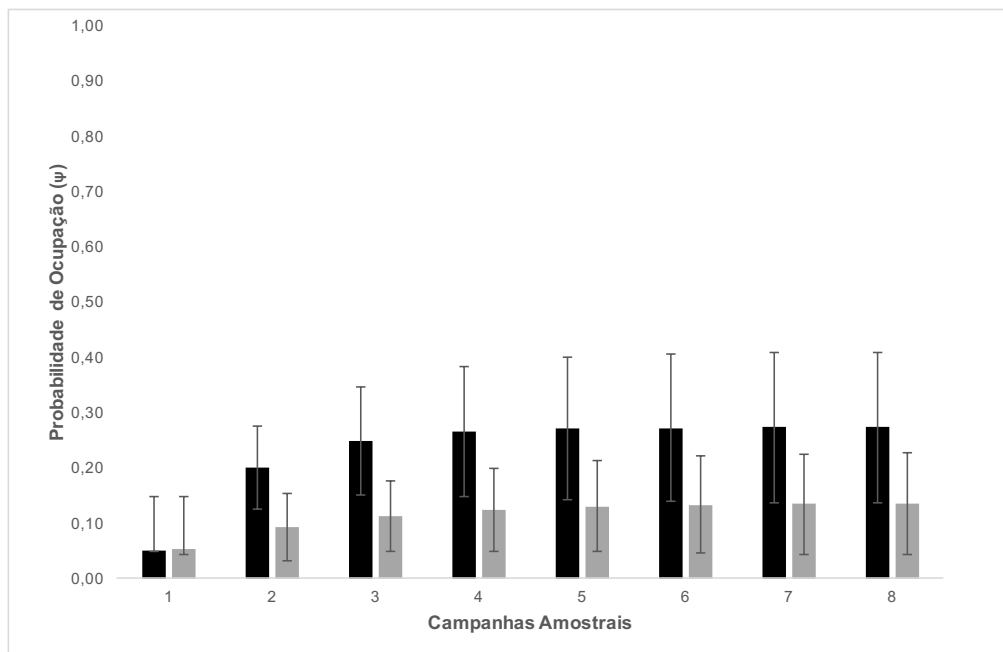


Figura 3 – Probabilidades de ocupação ( $\pm 95\%$  CI) de *Cerdocyon thous* (barras pretas) e de *Lycalopex vetulus* (barras cinzas) em cada uma das oito campanhas de amostragem realizadas em uma paisagem localizada no noroeste de Minas Gerais, Brasil. As estimativas de probabilidade de ocupação são baseadas nos modelos mais parcimoniosos para *Cerdocyon thous* ( $\psi(\text{Fr Pessoas}) \varepsilon(\text{Fr Cão}) \gamma(\text{Fr Pessoas}) p(\text{Fr Pessoas})$ ) e *Lycalopex vetulus* ( $\psi(\cdot) \varepsilon(\cdot) \gamma(\text{Fr Cão}) p(\text{Fr Gado})$ ).

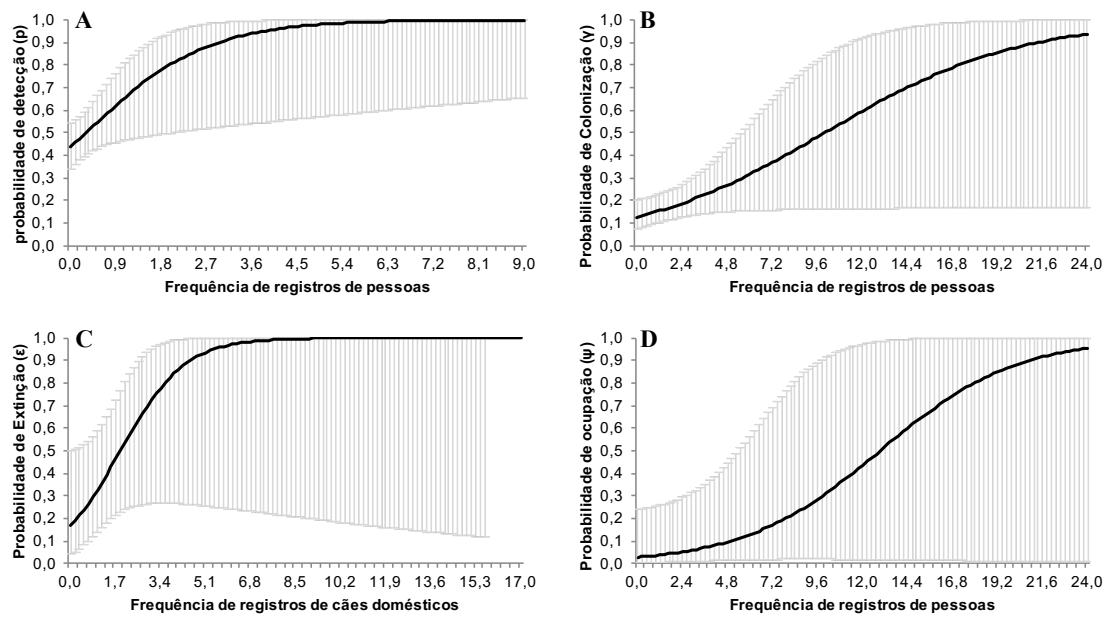


Figura 4 - Probabilidade de detecção de *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de pessoas (A). Probabilidade de colonização de *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de pessoas (B). Probabilidade de extinção do *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de cães domésticos (C). Probabilidade de ocupação do *Cerdocyon thous* ( $\pm 95\%$  IC) em função da frequência de registros de pessoas (D). As estimativas são baseadas no modelo mais parcimonioso que incluiu essas covariáveis,  $\psi(\text{Fr Pessoas})$   $\varepsilon(\text{Cão})$   $\gamma(\text{Fr Pessoas})$   $p(\text{Fr Pessoas})$ .

## DISCUSSÃO

De acordo com nossas previsões iniciais, a intensidade de uso por *L. vetulus* foi menor nos sítios com maior frequência de registros de gado. Tais resultados diferem dos observados por outros autores, que constataram elevadas densidades de *L. vetulus* em pastagens exóticas e nas quais o gado estava presente (Dalponte & Courtenay 2004; Rocha *et al.* 2008; Di Bitetti *et al.* 2009; Lemos *et al.* 2011a). Acreditamos que *L. vetulus*, utilize com menor intensidade os sítios com elevados registros de gado devido ao grande impacto que este herbívoro exótico causa, sendo que esta espécie exótica pode alterar a abundância de pequenos mamíferos devido a supressão de seu habitat nativo e de outros itens alimentares (Radford *et al.* 2015; Neilly *et al.* 2017) que compõem a dieta de *L. vetulus* (Juarez & Marinho-Filho 2002; Verdade *et al.* 2011) o que, conseqüentemente, pode resultar em uma menor disponibilidade de alimento para *L. vetulus*. Entretanto, sugere-se que estudos futuros avaliem: 1) se a frequência (ou a abundância) de registros de gado pode influenciar a disponibilidade de itens alimentares para *L. vetulus* no Cerrado, o que indiretamente pode diminuir a intensidade de uso do habitat por esta espécie silvestre, ou; 2) se *L. vetulus* é naturalmente mais intolerante ao gado independentemente das conseqüências que esta espécie exótica possa causar no ambiente. Acreditamos que estes estudos são fundamentais para um melhor entendimento da influência do gado sobre o uso do habitat por *L. vetulus*.

Por outro lado, ao contrário das nossas predições, foi observada uma correlação positiva entre a frequência de registros de cães doméstico e a probabilidade de *L. vetulus* colonizar sítios entre campanhas. Sabe-se que o cão doméstico é uma ameaça para a espécie nativa, já tendo sido relatado na literatura a perseguição de *L. vetulus* e seu abatimento pela espécie exótica em uma área de Cerrado similar à de nosso estudo, com presença marcante de pastagens exóticas (Lemos *et al.* 2011b). Sabe-se que *L. vetulus* apresenta um padrão de atividade crepuscular-noturno (Dalponte 2009) e o cão doméstico, possui maior atividade durante o período diurno (Srbek-Araujo & Chiarello 2008; Sepúlveda *et al.* 2015; Silva *et al.* 2018), o que nos permite presumir que o compartilhamento de sítios amostrais seja possível devido a uma segregação temporal, que possibilitaria a coexistência das duas espécies nos sítios amostrais. A segregação temporal entre carnívoros é citada por diversos estudos já realizados e parece ser uma estratégia eficaz

quando a disponibilidade de habitats nativos na paisagem é baixa (Di Bitetti *et al.* 2009; Wang *et al.* 2015; Massara *et al.* 2016; Massara *et al.* 2018; Santos *et al.* 2019).

Já para *C. thous*, nossos resultados são similares aos de outros estudos, que verificaram a elevada plasticidade e adaptação da espécie em paisagens sob diferentes graus e fontes de antropização (Rocha *et al.* 2008a; Ferraz *et al.* 2010; Magioli *et al.* 2016; Monteiro-Alves *et al.* 2019). Observamos que a probabilidade de detecção (ou a intensidade de uso), assim como a probabilidade de colonização e ocupação, foram positivamente correlacionadas com a frequência de registros de pessoas. Essa correlação positiva pode estar relacionada ao hábito alimentar oportunista de *C. thous*, favorecido pelo aumento da oferta de recursos alimentares relacionados às atividades humanas e acesso a itens alimentares de origem antrópica, como lixo (Pedó *et al.* 2006; Lemos *et al.* 2011a).

Verificamos que a variável “Distância das habitações”, apesar de também ser de origem antrópica, assim como a “Frequência de registros de pessoas”, não demonstrou nenhuma associação com os parâmetros investigados para *C. thous*. Isso demonstra que covariáveis associadas a uma mesma fonte podem não ter efeito equivalente na ocupação das espécies avaliadas, como é demonstrado por Nickel *et al.* (2020). Desta forma, ressalta-se a importância da utilização de diferentes covariáveis associadas a uma mesma fonte, o que possibilita avaliar aquelas de maior influência, o que é especificamente importante para a identificação dos impactos e, conseqüentemente, para as tomadas de decisões das melhores estratégias para o manejo e a conservação das espécies nativas.

Observamos também uma correlação positiva entre a frequência de registros de cães domésticos e a probabilidade de *C. thous* deixar de utilizar um sítio amostral (probabilidade de extinção) entre campanhas. Este resultado vai ao encontro de nossas predições *a priori*, evidenciando, mais uma vez, uma associação negativa entre o cão doméstico e o canídeo nativo, como já observado anteriormente (Monteiro-Alves *et al.* 2019). Em paisagens agrícolas, o cão doméstico geralmente está associado de forma periférica às habitações humanas, sendo raramente confinado por seus donos, o que permite que explorem a paisagem livremente (Ritchie *et al.* 2014; Paschoal *et al.* 2016; Paschoal *et al.* 2018). Apesar de *C. thous* ser classificado como generalista tanto em relação à sua dieta, quanto ao uso do habitat (Dias & Bocchiglieri 2015), o cão doméstico demonstra ser uma ameaça para *C. thous*. A espécie exótica, além de perseguir *C. thous* em seu habitat (Lemos *et al.* 2011b), pode também atuar como um competidor por

interferência (Lemos *et al.* 2007; Paschoal *et al.* 2012) e ainda ser o reservatório de diversos patógenos, o que representa um risco de transmissão de inúmeras doenças (Deem *et al.* 2001; Fiorello *et al.* 2006; Fiorello *et al.* 2017).

Observamos ainda um aumento da probabilidade de ocupação de *L. vetulus* e de *C. thous* nos sítios amostrais ao longo principalmente das quatro primeiras campanhas. Na primeira campanha, as estimativas de probabilidade de ocupação para ambas as espécies foram as menores, aumentando progressivamente até estabilizar a partir da quinta campanha. Desconhece-se fator externo, como incêndio ou movimentação de máquinas, ocorrido à época nas áreas estudadas que pudesse explicar este efeito. Sabe-se que a área do nosso estudo é altamente fragmentada e impactada pela matriz agrícola, mas ainda existem fragmentos sob preservação permanente e remanescentes de mata ciliar em bom estado de conservação em seu entorno. Tais fragmentos podem exercer o papel de área fonte para as populações dos canídeos nativos, representando importantes áreas de reprodução e alimentação para as espécies e podendo impactar diretamente no equilíbrio de suas populações. Desta forma, é possível que *L. vetulus* e *C. thous* transitem pelos sítios amostrais da área de estudo e pelos remanescentes que os cercam. Esta movimentação corroboraria com uma dinâmica de metapopulação (Olivier *et al.* 2009; Elmhagen & Angerbjörn 2001), onde a manutenção das populações regionais das espécies em longo prazo se daria devido a um balanço entre extinções locais e recolonizações em uma paisagem fragmentada (Rockwood 2006). De toda forma, para esclarecer estas questões da dinâmica populacional dos canídeos nativos, sugere-se a realização de estudos futuros com uso de rádio colar, que permitirá entender e identificar os fragmentos e áreas que são utilizados por *L. vetulus* e *C. thous* e, assim, estabelecer estratégias de conservação mais eficazes para as duas espécies, como por exemplo, a implementação de corredores ecológicos que possam facilitar o deslocamento dos canídeos nativos na paisagem modificada.

Importante ressaltar que existe uma enorme lacuna de conhecimento sobre diversos carnívoros brasileiros, principalmente os de menor porte, como *L. vetulus* (Morato *et al.* 2004). São escassas as propostas de trabalho que quantifiquem e apontem as variáveis ambientais e de que forma estas se relacionam com a utilização do habitat pelas espécies. Destaca-se, ainda, que a maioria dos trabalhos já realizados sobre *L. vetulus* são relativos à sua dieta (Dalponte & Lima 1999; Jácomo *et al.* 2004; Ferreira-Silva e Lima 2006) e a

sua distribuição geográfica (Dalponte 2009; Lemos *et al.* 2013; Olifiers & Delciellos 2014). O nosso estudo é o primeiro a avaliar o efeito de diversas cováriaveis antrópicas no uso do habitat por *L. vetulus* através de modelos de ocupação, o que possibilitou demonstrar, inclusive, que o gado, que até então não era considerado como ameaça relevante para *L. vetulus*, fosse apontado como tal. Desta forma, sugere-se que o herbívoro exótico seja considerado uma ameaça para a espécie em futuras avaliações de seu status de conservação.

De modo geral, nossos achados demonstraram que existem estratégias distintas de uso do habitat por ambas as espécies nativas. *C. thous* apresentou maior probabilidade de extinção (deixar de utilizar um sítio) em localidades com maior frequência de registros de cães domésticos e a sua presença se correlacionou positivamente com a frequência de registros de pessoas. Por outro lado, *L. vetulus* colonizou sítios amostrais com maior frequência de registros de cães domésticos, apesar desta espécie exótica já ter sido identificada como uma ameaça (Lemos *et al.* 2011b; Lemos *et al.* 2013). Entretanto, por possuírem uma maior frequência de registros de cães domésticos, estes sítios amostrais possuem uma menor probabilidade de ser utilizado por *C. thous*, que assim como *L. vetulus*, é uma espécie de hábito crepuscular-noturno (Courtenay & Maffei 2008; Faria-Corrêa *et al.* 2008; Dalponte 2009). Por outro lado, como os cães domésticos possuem predominantemente uma atividade mais diurna, a colonização destes sítios por *L. vetulus* pode ser facilitada por uma provável segregação temporal com o cão doméstico, o que não ocorreria se estes sítios fossem mais usados por *C. thous*. Entretanto, apesar de *C. thous* também possuir maior atividade noturna, esta espécie deixou de usar com maior probabilidade os sítios com maior frequência de registros de cães domésticos, o que sugere que talvez exista uma maior sobreposição do nicho trófico entre *C. thous* e os cães domésticos, o que explicaria uma menor tolerância desta última espécie com a primeira. Entretanto, somente um estudo focado na dieta para elucidar estas questões.

Por fim, a utilização de abordagens analíticas que consideram parâmetros dinâmicos, como as probabilidades de colonização e extinção dos sítios amostrais entre as campanhas, nos permitiu entender melhor a dinâmica populacional das espécies na paisagem em que estão inseridas. Neste contexto, destaca-se o elevado valor desta ferramenta e de sua aplicação em outros estudos e também para outras espécies e grupos da fauna, tanto em ambientes preservados quanto em paisagens depauperadas. Utilizar

esta abordagem em ambientes com diferentes graus de impacto antrópico, comparando os resultados, possibilitaria entender a dinâmica populacional e os limiares de alteração da paisagem que modificam a movimentação das espécies nas diferentes paisagens, permitindo, desta forma, explorar ainda o grau de alteração e modificação da paisagem que as espécies suportam. Tais estudos são de grande importância no contexto do Antropoceno, onde as mudanças e a perda de habitats naturais acontecem rapidamente, e especificamente no contexto atual do Brasil, em que políticas ambientais são enfraquecidas e a expansão das frentes agrícolas é estimulada e beneficiada a todo custo por seus governantes (Fuchs *et al.* 2019). Desta forma, é essencial entender como as espécies estão se adaptando a tais mudanças provocadas pelo ser humano, e além disto, identificar as ameaças sob as quais estão submetidas e propor medidas mitigatórias para sua manutenção e conservação nestes novos tempos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Asner, G. P., A. J. Elmore, L. P. Olander, R. E. Martin, and A. T. Harris. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources* 29, 261–299.
- Beisiegel, B. M., F.G. Lemos, F. C. Azevedo, D. Queirolo, and R. S. J. Pinto. 2013. Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. Avaliação do Estado de Conservação dos Carnívoros. *Biodiversidade Brasileira* 3(1): 138-145.
- Bianchi, R. C., C. R. X. Rosa, and S. L. Mendes. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22: 227–230. DOI: 10.1017/S0266467405002956
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach. Springer-Verlag, New York, New York.
- Cassano, C. R., J. Barlow, and R. Pardini. 2014. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agro-forests. *Biology Conservation* 169: 14–22.
- CBD [Convention on Biological Diversity]. 2014. Invasive Alien Species. <http://www.cbd.int/invasive/about.shtml/>. Accessed 13 January 2020.
- Courtenay, O., D.W. Macdonald, S.G. Gilligham, G. Almeida and R. Dias. 2006. First observations on South America’s largely insectivorous canid: the hoary fox (*Pseudalopex vetulus*). *Journal of Zoology (London)* 268:45-54.
- Courtenay, O. and L. Maffei. 2008. *Cerdocyon thous*. In: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Curi, N. H., A. M. Paschoal, R. L. Massara, A. P. Marcelino, A. A. Ribeiro, M. Passamani, G. R. Demétrio, and A. G. Chiarello. 2014. Factors associated with the seroprevalence of leishmaniasis in dogs living around Atlantic Forest fragments. *PLoS one* 9, e104003.
- Curi, N. H. d. A., R. L. Massara, A. M. O. Paschoal, A. Soriano-Araújo, Z. I. P. Lobato, G. R. Demétrio, A. G. Chiarello, and M. Passamani. 2016. Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the atlantic forest. *BMC Veterinary Research* 12, 1-10.
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind – The Anthropocene. *Nature* 415: 23.
- Crutzen, P. J. and E. F. Stoermer. 2000. The ‘Anthropocene’. *IGBP Newsletter* 41: 12.
- Dalponete, J. C. 1997. Diet of the hoary fox, *Lycalopex vetulus*, in Mato Grosso, Central

Brazil. *Mammalia* 61:537-546.

Dalponete, J. C. and E. S. Lima. 1999. Disponibilidade de frutos e dieta de *Lycalopex vetulus* (Carnivora – Canidae) em um cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 22(2): 325-332.

Dalponete, J. C. 2009. *Lycalopex vetulus*. *Mammalian Species* 847:1–7.

Dalponete, J. C. and O. Courtenay. 2004. Hoary fox *Pseudalopex vetulus* (Lund, 1842). Pp. 72–76, in *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan* (C Sillero-Zubiri, M Hoffmann, and DW Macdonald, eds.). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources/Species Survival Commission Canid Specialist Group, Gland, Switzerland.

De Paula-Couto, C. 1950. Memórias sobre a paleontologia Brasileira. (A Portuguese translation of several of Lund's articles published in Danish in the *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Naturvidenskabelige og Matematiske Afhandlinger*, between 1836 and 1846.). Instituto Nacional do Livro, Rio de Janeiro, Brasil.

Deem, S. L., W.B. Karesh, and W. Weisman. 2001. Putting theory into practice: wildlife health in conservation. *Conservation Biology* 15(5):1224-1233.

Dias, D. M. and A. Bocchiglieri. 2015. Trophic and spatio-temporal niche of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Canidae), in a remnant of the Caatinga in northeastern Brazil. *Mammalia*. DOI 10.1515/mammalia-2014-0108

Dias, D. M. and A. Bocchiglieri. 2016. Riqueza e uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte na Caatinga, nordeste do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* 11(1): 38–46.

Di Bitetti, M. S., Y.E. Di Blanco, J. A. Pereira, A. Paviolo and I. J. Pérez. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy*. 90(2): 479–490.

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

Elmhagen, B. and A. Angerbjörn. 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos*, 94, 89–100.

ESRI. 2016. ArcView GIS. Ver. 10.5. Environmental System Research Institute, Inc., Redlands, California.

Faria-Corrêa, M., R. A. Balbuena, E. M. Vieira, and T. R.O. Freitas. 2008. Activity, habitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and comparison with the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the

- southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74, 220–229. DOI: 10.1016/j.mambio.2008.12.005
- Ferraz, K. M. P. M. B., M. F. Siqueira, P. S. Martin, C. F. Esteves, and H. T. Z. Couto. 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. *Mammalia* 74:275–280
- Ferreira-Silva, E. and E. S. Lima (2006). Termite predation by the Hoary Fox, *Pseudalopex vetulus* (Lund) (Carnivora, Canidae), in a pasture in Mato Grosso, Central Brazil. *Mammalia* 70: 255–260. DOI: <http://doi.org/10.1515/MAMM.2006.043>
- Fiorello, C. V., A. J. Noss, and S. L. Deem. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology* 20: 762–771.
- Fiorello, C. V., M. H. Straub, L. M. Schwartz, J. Liu, A. Campbell, A. K. Kownacki, and J. E. Foley. 2017. Multiple-host pathogens in domestic hunting dogs in Nicaragua's Bosawás Biosphere Reserve. *Acta Tropica* 167, 183 – 190. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.actatropica.2016.12.020>
- Fleischner, T. L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* 8, 629–644.
- Fuchs, R., P. Alexander, C. Brown, F. Cossar, R. C. Henry, and M. Rounsevell. 2019. Why the US–China trade war spells disaster for the Amazon. *Nature* 567: 451–54.
- Germano, D. J., G. B. Rathbun, and L. R. Saslaw. 2012. Effects of grazing and invasive grasses on desert vertebrates in California. *The Journal of Wildlife Management* 76, 670–682.
- Gutiérrez E. E. and J. Marinho-Filho. 2017. The mammalian faunas endemic to the Cerrado and the Caatinga. *ZooKeys* 644: 105–157.
- Green, R. E., S. J. Cornell, J. P. Scharlemann, and A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*. 307: 550–555
- Hordijk, I., F. Meijer, E. Nissen, T. Boorsam, and L. Poorter. 2019. Cattle affect regeneration of the palm species *Attalea princeps* in a Bolivian forest-savanna mosaic. *Biotropica* 51, 28–38.
- IBGE. 2012. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Mapas interativos do IBGE: Clima. Atualizado em 07/01/2012. Disponível em <https://mapas.ibge.gov.br/interativos/>(acessado em janeiro de 2020).
- Jácomo, A. T. A., L. Silveira, and J. A. F. Diniz-Filho. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*, 262: 99-106.

Kissinger, G., M. Herold, and V. Desy. 2012. Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD+ Policymakers. Lexeme Consulting, Vancouver. 46p

Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, and D. R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62(1), 67–118. DOI: 10.2307/2937171

Legge S., M. S. Kennedy, R. Lloyd, S. A. Murphy, and A. Fisher. 2011. Rapid recovery of mammal fauna in the central Kimberley, northern Australia, following the removal of introduced herbivores. *Austral Ecology* 36: 791–799.

Lemos, F. G., K. G. Facure, and A. N. Costa. 2007. Interference competition between the crab-eating fox and the hoary fox. *Canid News* 10.3 [online] URL: [http://www.canids.org/canidnews/10/Competition\\_between\\_crab\\_eating\\_and\\_hoary\\_fox.pdf](http://www.canids.org/canidnews/10/Competition_between_crab_eating_and_hoary_fox.pdf)

Lemos, F. G., K. G. Facure, and F. C. Azevedo. 2011a. A First Approach to the Comparative Ecology of the Hoary Fox and the Crab-eating Fox in a Fragmented Human Altered Landscape in the Cerrado Biome at Central Brazil. *Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes* (eds L.M. Rosalino), & C. Gheler-Costa), pp. 143–160. Nova Science Publishers, New York.

Lemos, F. G., F. C. Azevedo, H. C. M. Costa, and J. A. May Junior. 2011b. Human threats to hoary and crab-eating foxes in Central Brazil. *Canid News*, 14(2).

Lemos, F. G., ET AL. 2013. Avaliação do risco de extinção da Raposa-do-campo *Lycalopex vetulus* (Lund, 1842) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 1, 160–171 [in Portuguese].

Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 2248–2255.

Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, and A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84: 2200– 2207.

MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2018. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. 2nd edn. London, UK: Academic Press.

Magioli, M., ET AL. 2016. Connectivity maintain mammal assemblage's functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 62, 431–446. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>

- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty Jr., and A. G. Chiarello. 2016. Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*. 97, 6, 1634–1644.
- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty Jr., A. Hirsch, and A. G. Chiarello. 2018. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50, 125–134.
- McGeoch, M. A., ET AL. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16:95–108. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x>
- Moore, J. F., J. E. Hines, F. Mulindahabi, and M. K. Masozera. 2019. Factors affecting species richness and distribution spatially and temporally within a protected area using multi-season occupancy models. *Animal Conservation*. Print ISSN 1367-9430. DOI:10.1111/acv.12491
- Monteiro-Alves, P. S. D. M. Helmer, A. C. Ferregueti, J. Pereira-Ribeiro, C. F. D. Rocha, and H. G. Bergallo. 2019. Occupancy, detectability and density of Crab-eating Fox *Cerdocyon thous* in two protected areas of restinga habitats in Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 97(1).
- Morato, R. G., F. H. G. Rodrigues, E. Eizirik, P. R. Mangini, R. L. G. Morato, and F. C. C. Azevedo, 2004. Plano de ação: pesquisa e conservação de mamíferos carnívoros do Brasil. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação dos Predadores Naturais – CENAP, IBAMA, São Paulo, Brazil.
- Neilly, H., and L. Schwarzkopf. 2017. The response of an arboreal mammal to livestock grazing is habitat dependant. *Scientific Reports* 7, 17382. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17829-6>
- Olifiers, N., and A.C. Delciellos. 2014. New record of *Lycalopex vetulus* (Carnivora, Canidae) in northeastern Brazil. *Oecologia Australis*. 17(4) 533–537. DOI: 10.4257/oeco.2013.1704.08
- Oliveira-filho, A. T. and J. A. Ratter. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In *The Cerrado of Brazil*. (P.S. Oliveira & R.J. Marquis eds). Editora Columbia University, Nova Iorque, USA. p.91-119
- Olivier, P. I., R. J. Van Aarde, and S. M. Ferreira. 2009. Support for a metapopulation structure among mammals. *Mammal Review*. V. 39, 3, 178–192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2009.00143.x>
- Paschoal, A. M. O., R. L. Massara, J. L. Santos, and A. G. Chiarello. 2012. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. *Mammalia* 76: 67–76. DOI 10.1515/mammalia-2012-0501

Paschoal, A. M. O., R. L. Massara, L. L. Bailey, W. L. Kendall, P. F. Doherty Jr., A. Hirsch, A. G. Chiarello, and A. P. Paglia. 2016. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: estimating abundance and persistence of use. *Ecosphere* 7(10):e01480. 10.1002/ecs2.1480

Paschoal, A. M. O., R. L. Massara, L. L. Bailey, P. F. Doherty Jr., P. M. Santos, A. P. Paglia, A. Hirsch, and A. G. Chiarello. 2018. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science* 11: 1–14. DOI: 10.1177/1940082918789833

PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. 2001. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9pp.[http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)

Pedó, E., A. C. Tomazzoni, S. M. Hartz, and A. U. Christoff. 2006. Diet of crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23 (3) 637-641.

Puechagut, P. B., ET AL. 2018. Association between livestock and native mammals in a conservation priority area in the Chaco of Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 25(2) DOI: 10.31687/saremMN.18.25.2.0.19

Radford, I. J., A. L. Gibson, B. Corey, K. Carnes, R. Fairman. 2015. Influence of Fire Mosaics, Habitat Characteristics and Cattle Disturbance on Mammals in Fire-Prone Savanna Landscapes of the Northern Kimberley. *PLoS ONE* 10(6): e0130721. DOI:10.1371/ journal.pone.0130721

Raíces, D. S. L., and H. G. Bergallo. 2010. Diet and seed dispersion of the crab-eaten fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) in Retinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. *Neotropical Biology Conservation* 5(1): 24-30. DOI: 506 10.4013/nvc.2010.51.04

Ritchie, E. G., C. R. Dickman, M. Letnic, and A. T. Vanak. 2014. Dogs as predators and trophic regulators. Pages 55–65 in M. E. Gompper, editor *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK

Rocha, V. J., L. M. Aguiar, J. E. Silva-Pereira, R. F. Moro-Rios and F. C. Passos. 2008a. Feeding habits of the crab-eating Fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 594–600.

Rocha, E. C., E. Silva, R. N. Feio, S. V. Martins and G. Lessa 2008b. Densidade populacional de Raposa-do-Campo *Lycalopex vetulus* (Carnivora, Canidae) em áreas de pastagem e campo sujo, Campinápolis, Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 98(1): 78–83.

Rockwood, L. 2006. *Introduction to Population Ecology*. Wiley-Blackwell.

Santos, F. ET AL. 2019. Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. *PLoS ONE* 14(3): e0213671. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213671>

Schipper, J. ET AL. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*. 322(5899):225-230

Sepúlveda M., K. Pelican, P. Cross, A. Eguren, and R. Singer. 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology* 80:290–297. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.001>

Srbek-Araujo A. C., and A. G. Chiarello. 2008. Domestic dogs in Atlantic Forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology* 68: 771–779. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400011>

Steffen, W., W. Broadgate, L. Deutsch, O. Gaffney, and C. Ludwig. 2015. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*. Vol. 2(1) 81–98

Strassburg, B. B., ET AL. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0099.

TEAM Network. 2008. Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.0. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA.

Tscharntke, T., A. M. Klein, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*. 8(8):857-874. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Verdade, L. M., L. M. Rosalino, C. Gheler-Costa, N. M. Pedroso, and M. C. Lyra-Jorge. 2011. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes in mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. In: *Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes* ISBN: 978-1-61122-033-9 Editor: L. M. Rosalino and C. Gheler-Costa, pp. 1-38

Wang, Y., M. L. Allen, and C. C. Wilmers. 2015. Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz mountains of California. *Biological Conservation*. 190, 23–33. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.007>

White, G. C., and K. P. BURNHAM. 1999. Program mark: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46(Supplement): 120–139.