



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Efeitos da atividade turística sobre a fauna de mamíferos terrestres em um Parque Nacional brasileiro

Daniele Cristina Barcelos
Orientador: Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia como requisito parcial
para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Brasília – DF
2018



Ao Peruaçu

Agradecimentos

Ao Instituto Biotrópicos pela oportunidade e a toda equipe envolvida nesta pesquisa com a qual tive a honra de colaborar. Esta dissertação é fruto de um trabalho que se iniciou muito antes da minha participação. Espero corresponder à altura.

Ao Guilherme Braga Ferreira, pelo suporte e ensinamentos em todas as etapas deste trabalho. Obrigada por me apresentar o Peruaçu e o sertão mineiro e por confiar a mim esta grande aventura e nobre missão! E ao prof. Dr. Flávio Rodrigues agradeço por nos apresentar e por compreensivamente entender minha decisão pela UnB. Tive a sorte de encontrar grandes mentores na Ecologia. A Nadja Simbera, a quem não tenho palavras para agradecer todos os ensinamentos e a amizade que permanece. E o Gui, a quem tenho grande admiração e me espelho como pesquisadora.

Ao meu orientador, prof. Dr. Emerson Vieira, por desde o início acolher este projeto e dividir seu conhecimento para torná-lo um mestrado! Obrigada pela paciência.

Ao Marcell Soares Pinheiro e aos dias ensolarados e quentes do Peruaçu. Valeu Marcell, o maior companheiro de campo, mateiro, motorista, relações públicas, cozinheiro, fotógrafo e grande incentivador! Agradeço também aos demais bravos que encararam a aventura e me ajudaram muito no campo: Stella, Raquel, Babi, Artur, Bruno, Eric e Leonardo. Aos estagiários, Cinthya e Bruno, que compartilharam a saga dos vídeos e dos dados. Obrigada por toda ajuda e pela empolgação com o trabalho. Ao Gabriel e Leandro, pela ajuda com os formulários. Ao prof. Dr. André Cunha, pela disposição em discutir os dados de turismo no parque.

Aos funcionários do ICMBio, por todo suporte, fornecimento dos formulários de visitação e pela amizade. A todo o povo que mora, trabalha e respira o Peruaçu, grandes pessoas que pude conhecer e me ensinaram muito de tudo!

Aos financiadores do projeto que possibilitaram sua realização: UnB, CNPq/PPBio/Rede ComCerrado, ICMBio – CENAP, WWF-Brasil, International Foundation for Science, Conservation Leadership Programme, Panthera e Idea Wild. Ao CNPq pela minha bolsa de mestrado.

Aos colegas da Ecologia e do Laboratório de Ecologia de Vertebrados pelas discussões, ajudas e descontrações nestes dois anos árduos.

Às pessoas fundamentais no suporte pessoal e emocional durante o mestrado. À minha família, principalmente meus pais, pelo apoio incondicional, compreensão e suporte em minhas decisões e por desejar, acima de qualquer coisa, a minha felicidade - sou extremamente grata. Ao meu sobrinho, Pedro, pela alegria que trouxe às nossas vidas! Aos novos amigos de Brasília. Aos amigos que deixei em BH e espalhados por esse mundão, que entendem minha ausência e me acolhem quando preciso. À Stella e Gabi, minhas irmãs de coração e que ainda ajudaram no campo e no texto! Ao Kzão, minha primeira morada, e à Tapera do Lago que me acolheram em Brasília e se tornaram minha família no quadrado. À Babi também pela ajuda na revisão do meu texto, na identificação de tatus e no campo! Ao Artur, minha gratidão por ajudas durante o campo e a escrita, pelo mutualismo com amor, por compartilhar visões sobre o universo, e ainda pela paciência e apoio moral nos momentos de estresse e ansiedade. Amo muito todos vocês.

À Alexandra Elbakyan, por possibilitar o livre acesso ao conhecimento científico.

A todos que ocupam seu tempo de vida em defesa da conservação da biodiversidade, dos nossos rios e do conhecimento tradicional, seja na academia ou fora dela. Obrigada pela inspiração.

Sou mesmo muito grata por ter a oportunidade de fazer parte desta pesquisa, e toda a labuta vale a pena quando se trabalha em/para um lugar como o Peruaçu. Que a desolação pela "predação" de nossas terras e rios magníficos se transforme em força na luta do povo resistente e resiliente em todo sertão, pelo cerrado de pé. Avante!

Sumário

Resumo	1
Abstract.....	2
Contextualização e revisão da literatura	3
Introdução	14
Materiais e Métodos	18
Área de Estudo.....	18
Desenho amostral.....	21
Coleta de Dados	23
Análise de dados	25
<i>Riqueza e composição</i>	26
<i>Frequência de uso</i>	27
Resultados.....	30
<i>Riqueza</i>	32
<i>Composição</i>	36
<i>Frequência de uso</i>	39
Discussão	45
<i>Comunidade de mamíferos no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu</i>	45
<i>Efeitos do turismo sobre a comunidade de mamíferos</i>	46
<i>Frequência de uso das trilhas pelas espécies</i>	50
<i>Considerações metodológicas</i>	58
Conclusão	60
Recomendações	61
<i>Monitoramento</i>	61
<i>Implicações para manejo</i>	63
Referências Bibliográficas.....	66
Material Suplementar	76

Resumo

O turismo em áreas protegidas tem crescido nos últimos anos, principalmente em países em desenvolvimento em zonas tropicais. No Brasil, o número de visitantes em Parques Nacionais cresce a cada ano. Apesar dos potenciais benefícios para a conservação, o turismo pode causar impactos negativos capazes de comprometer o desempenho das reservas em sua função principal, a proteção da biodiversidade. Entender as respostas das espécies é fundamental para o manejo da atividade turística garantindo a sua sustentabilidade ecológica. Avaliei o efeito do início do turismo sobre a comunidade de mamíferos terrestres (>1kg) no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (MG). A amostragem ocorreu entre 2011 e 2017, antes e depois do turismo, com uso de armadilhas fotográficas em trilhas com e sem visitação. Busquei responder se o uso das trilhas turísticas pelos mamíferos diminuiu após o início da visitação em relação à antes do turismo e às trilhas não turísticas. Obtive 3221 registros independentes de 23 espécies de mamíferos. Riqueza e composição da comunidade foram similares antes e depois do turismo nas trilhas turísticas. Houve redução na frequência de uso das trilhas pelo total de mamíferos, mas o declínio foi maior nas trilhas sem visitação. A resposta das espécies analisadas individualmente variou com o aumento da intensidade de turistas, sendo que jaguatirica, veado-catingueiro e caititu aumentaram o uso das trilhas turísticas enquanto mocó e paca diminuíram. Não houve um padrão de impacto negativo geral, provavelmente devido à baixa intensidade e início recente do turismo na área, podendo haver um atraso no tempo das respostas. Características próprias das espécies as tornam mais ou menos sensíveis ao turismo e podem explicar suas tendências a evitar ou procurar as trilhas com visitação. O manejo da atividade turística no parque tem sido conduzido de forma a atenuar impactos, e deve permanecer, mas é importante a continuidade do monitoramento uma vez que a visitação tende a aumentar.

Abstract

Tourism in protected areas has been growing for the past years, mainly in developing countries in tropical zones. In Brazil, the number of visitors in National Parks raises every year. Besides the potential benefits for conservation, tourism can cause negative impacts that could compromise park's function of biodiversity protection. Understanding wildlife responses to tourism is important for the guidance of management actions to guarantee its ecological sustainability. I studied the effects of the opening for tourism on the mammal community (>1kg) at Cavernas do Peruaçu National Park, Brazil. The survey was conducted between 2011 and 2017, before and after the tourism initiated, using camera traps placed at trails used by tourists or of restricted access. I aimed to answer if the use of touristic trails by mammals decreased after the beginning of tourism in the park, compared to before the tourism initiated and to non-touristic trails. Twenty-three mammal species were recorded with 3221 independent records. Richness and community composition at touristic trails were similar before and after tourism. There was a reduction in the frequency of trail use by the overall community, but the decline was stronger at non-touristic trails. The individual responses of the species analyzed varied with tourism intensity. Ocelot, gray brocket deer and collared pecari increased their touristic trails use whereas rocky cave and paca decreased it. Thus, there was no general negative impact pattern associated with tourism in the park, probably because of the low visitation intensity and time since tourism initiated. I discuss factors that might influence species responses and susceptibility to visitation. Tourism management in the park has been conducted in a way to avoid impact and the continuity of the monitoring is important as visitation might increase throughout the next years.

Contextualização e revisão da literatura

Áreas protegidas cobrem 13% da superfície terrestre (Saout et al., 2013) e têm um papel fundamental para conservação da biodiversidade (Juffe-Bignoli et al., 2014; Watson et al., 2014). Algumas reservas, como os parques nacionais, têm a dupla função de proteger a biodiversidade enquanto oferecem ao público oportunidades de lazer e educação ambiental. A Convenção pela Diversidade Biológica (CBD, 2010) evidencia o papel de áreas protegidas não só como estratégia para diminuir a perda de habitat, salvaguardar populações de espécies ameaçadas e garantir os serviços do ecossistema (meta 11), mas também para a conscientização da sociedade de valores da biodiversidade (meta 1). Neste contexto, o número de visitantes em áreas protegidas foi sugerido como um dos indicadores para avaliar a meta 1 (CBD, 2010). De fato, o turismo em áreas naturais possibilita que milhares de pessoas se aproximem da natureza, gerando bem-estar, vínculo e aprendizado, necessários para aumentar a sensibilização em relação à perda da biodiversidade. Isto, por sua vez, é capaz de despertar mudanças comportamentais de indivíduos, como redução do consumo ou o desperdício, o apoio a ações conservacionistas e a pressão por políticas públicas sustentáveis (CBD, 2010).

As áreas protegidas são procuradas para turismo ecológico geralmente pela maior divulgação, infraestrutura para receber visitantes e por serem áreas de alto valor ambiental com maior grau de conservação (Newsome et al., 2012). Existem diferentes tipos de atividades turísticas em áreas naturais, que diferem nos níveis de preocupação com a conservação da natureza pelos turistas e de potenciais impactos sobre a biodiversidade e o ambiente físico (Newsome et al., 2012). No caso do turismo ecológico, ou ecoturismo, há necessidade de ser educativo e sustentável (Newsome et al., 2012). No entanto, estudos que investigaram os impactos ecológicos destas

atividades demonstraram que várias iniciativas classificadas como ecoturismo não atendiam aos requerimentos necessários para garantir a sustentabilidade, devido aos impactos gerados pelo excesso de turistas ou falhas no envolvimento da comunidade (Krüger, 2005).

Papéis do ecoturismo na conservação e desenvolvimento sustentável: impactos positivos e negativos

O ecoturismo é considerado uma alternativa econômica sustentável capaz de gerar renda para a comunidade local, substituir atividades exploratórias, ao mesmo tempo em que financia ações de manejo e conservação da vida silvestre, pesquisa e educação ambiental (Eagles et al., 2002; Newsome et al., 2012). Entretanto, como descrito a seguir, há na literatura contestações sobre se o investimento em ecoturismo realmente se traduz em uma conservação efetiva da biodiversidade (Kiss, 2004).

Para áreas protegidas, recursos adquiridos com a atividade turística podem ser investidos em mecanismos de manejo e conservação para: i) aumentar o tamanho populacional das espécies nativas com, por exemplo, expansão e restauração de habitats e programas de manejo populacionais; ii) reduzir a mortalidade das espécies com, por exemplo, fiscalização de caça, redução de conflitos com a fauna e compensação por danos a criações; iii) pesquisa e monitoramento da vida silvestre para respaldar ações de manejo (Buckley et al., 2016; Mossaz et al., 2015). Na África, estas medidas têm permitido a conservação dos grandes felinos com o apoio da indústria do turismo da vida silvestre (Mossaz et al., 2015). Assim, o ecoturismo pode ajudar a diminuir a probabilidade de extinção de espécies globalmente ameaçadas, desde que os fundos sejam efetivamente utilizados para manejo e conservação destas espécies (e.g. Buckley et al., 2016). Segundo Kirkby et al. (2011), a renda gerada pelo ecoturismo seria capaz de dobrar os investimentos atuais em conservação nos países em desenvolvimento.

Além de ser um importante instrumento de educação ambiental, o turismo em área protegidas pode promover a consolidação destas áreas através de seu reconhecimento e valorização, principalmente quando há benefícios econômicos e sociais para a comunidade, que ajudam a diminuir conflitos com a reserva. Além disso, o turismo pode substituir atividades exploratórias que degradam o meio ambiente. Quando a comunidade local tem ganhos econômicos equitativos e participação direta na atividade turística, há também o desenvolvimento de competências e empoderamento político que fortalece o combate às ameaças à biodiversidade, como a caça e o desmatamento ilegal (Peralta, 2012; Stronza, 2007; Stronza e Pêgas, 2008).

O Projeto TAMAR, na Bahia, é um exemplo de como oportunidades de emprego e renda originários do turismo diminuíram as atividades predatórias e ameaças às tartarugas marinhas, contribuindo para o sucesso do programa de conservação (Stronza e Pêgas, 2008). Assim, maior envolvimento das comunidades locais no manejo da atividade turística pode garantir a sua sustentabilidade no longo prazo (Krüger, 2005; Stronza e Pêgas, 2008). Entretanto, a relação entre turismo, comunidade local e desenvolvimento sustentável pode, muitas vezes, ser bastante complexa. Por exemplo, o incremento da renda pelo turismo pode aumentar o investimento em atividades produtivas de maior impacto à biodiversidade (Ozorio et al., 2016; Stronza, 2007; Stronza e Gordillo, 2008). Ainda, a má distribuição dos benefícios pode potencializar conflitos preexistentes na comunidade e aumentar a degradação ambiental (e.g. Ozorio et al., 2016; Peralta, 2012). Apesar dos potenciais benefícios, o manejo e uso recreativo das áreas naturais estão entre as sete atividades antrópicas capazes de causar impacto nos ecossistemas (Cole e Landres, 1996). Principalmente em áreas protegidas, geralmente ambientes mais sensíveis e complexos, o risco decorrente da sobre-exploração turística e do turismo desordenado é a perda de espécies ameaçadas, da

diversidade biológica, funcional e genética e conseqüentemente da qualidade e serviços dos ecossistemas, incluindo o próprio turismo (Turton e Stork, 2008). Considerando todos os tipos de turismo, Habibullah et al (2016) relacionaram o crescimento do turismo à perda de biodiversidade em 141 países. Segundo o estudo, um aumento de 10% no turismo levaria a 2 a 3% de perda da biodiversidade (Habibullah et al., 2016).

Distúrbios no ecossistema causados pelo turismo em áreas protegidas incluem pisoteio e modificação as estrutura e composição da vegetação, introdução de espécies exóticas e dispersão de patógenos, alteração nas condições do solo, aumento de erosão e da poluição (Ballantyne e Pickering, 2015; Pickering e Norman, 2017; Turton e Stork, 2008; Wraith e Pickering, 2017).

Os efeitos sobre a fauna silvestre são bem estudados e podem ocorrer em níveis de indivíduos, populações e comunidades, numa escala mais local ou regional (Roe et al., 1997; Turton e Stork, 2008). Esses efeitos dependem do tipo de atividade e de sua intensidade e manejo, das espécies presentes na área e das características do ecossistema (Buckley et al., 2016). Em uma revisão recente, a maioria dos estudos avaliados (59% de 274) reportou efeito negativo do turismo sobre a vida silvestre (Larson et al., 2016).

Efeitos negativos do turismo sobre a fauna nativa

A atividade turística pode afetar negativamente indivíduos por aumentar o estresse fisiológico (Arlettaz et al., 2015; Müllner et al., 2004; Piñeiro et al., 2012; Rehnus et al., 2014; Senigaglia et al., 2016). Por exemplo, a concentração de cortisol em fezes de gatos silvestres foi mais elevada nas zonas de maior intensidade de visitaçã de um parque natural (Piñeiro et al., 2012). O aumento do estresse tem diversas conseqüências nos animais, como a redução do sucesso reprodutivo. Por exemplo, a mortalidade de juvenis da ave cigana (*Opisthocomus hoazin*) foi maior em áreas expostas ao turismo,

onde apresentaram menor massa corporal e maior resposta hormonal ao estresse (Müllner et al., 2004).

Distúrbios no comportamento podem ocorrer de diversas maneiras entre as espécies. Aguiar-Melo et al. (2013) observaram uma diminuição de interações sociais em grupos de primatas e aumento do tempo em habitats de baixa qualidade. Diferentes espécies de mamíferos estudadas apresentaram interrupção de atividades e alteração em comportamentos de vigilância, forrageamento e reprodução (Brown et al., 2012; Geffroy et al., 2015; Goldenberg et al., 2017; Griffin et al., 2007; Li et al., 2011). Em algumas espécies, os animais podem aumentar comportamentos de alerta em áreas com maior fluxo de turistas, afetando o tempo e a energia gastos no forrageamento e outras atividades (Fortin et al., 2016). Outras espécies tendem a diminuir a vigilância e a distância de fuga com o aumento da presença humana, respostas interpretadas como habituação ou tolerância (Nowak et al., 2014). Há discordância na literatura em classificar habituação e tolerância como efeitos neutros, positivos ou negativos do turismo (Bateman e Fleming, 2017; Geffroy et al., 2016, 2015; Fitzgerald e Stronza, 2016). Enquanto pode ser um sinal de aprendizado do baixo risco relacionado à presença humana, animais menos alerta são mais vulneráveis a predadores (Geffroy et al., 2016, 2015; mas ver Fitzgerald e Stronza, 2016) e caçadores (Ménard et al., 2014).

A presença humana constante pode ainda levar a mudanças no uso do espaço (Fortin et al., 2016; Morrison et al., 2014; Ngoprasert et al., 2017; Rogala et al., 2011; Zhou et al., 2013) e do padrão de atividade temporal (Carter et al., 2015; Coppes et al., 2017; Fortin et al., 2016; Marchand et al., 2014; Ngoprasert et al., 2017; Parsons et al., 2016). Tais alterações influenciam a dinâmica das populações e as relações intra e interespecíficas. Os efeitos podem variar de acordo com o sexo, idade, estação reprodutiva etc. Por exemplo, nos EUA, ursos passaram a evitar áreas mais visitadas, e

a permanecer menos tempo forrageando em locais com maior presença humana, porém o afastamento de ursos machos levou ao maior acesso à recursos por fêmeas e filhotes (Fortin et al., 2016).

Todos os efeitos citados acima podem prejudicar a condição física dos animais, afetar o balanço energético, aumentar a vulnerabilidade à predação e/ou diminuir o fitness (Fortin et al., 2016; Müllner et al., 2004). Como consequência, pode haver a redução das taxas de sobrevivência e reprodução, com efeitos sobre a densidade populacional (Buckley et al., 2016; Pauli et al., 2017). Todavia, as respostas comportamentais são ajustes individuais para evitar redução do fitness, e nem sempre resultam em alteração dos padrões demográficos (Griffin et al., 2007).

A hipótese do risco de perturbação

A hipótese do risco de perturbação (*disturbance-risk hypothesis*) fornece uma fundamentação teórica para entender as respostas dos animais, baseada no risco de predação (Frid e Dill, 2002). Segundo esta hipótese, o estímulo da perturbação causada pela presença humana é análogo ao do risco de predação (Frid e Dill, 2002), de forma que pressupostos da “paisagem do medo” criada pelo risco de predação (Laundré et al., 2010) também se aplicam em paisagens com perturbação humana. Neste sentido, as espécies modificam seu comportamento de acordo com o risco percebido, e a decisão de evitar o risco de mortalidade percebido envolve custos e benefícios que influenciam o fitness. Em relação ao uso do habitat, animais selecionam áreas de uso pelo balanço entre risco de perturbação e ganho energético, tendendo a evitar locais com maior intensidade de atividade humana, pelo aumento do risco percebido (Frid e Dill, 2002). Predições da hipótese de risco de perturbação, baseadas em estudos de risco de predação, estabelecem que: a) distúrbios intensos causam deslocamento de habitat ou afastamento de áreas perturbadas em detrimento do acesso aos recursos, só retornando

após a interrupção do distúrbio; b) não haverá alteração de habitat caso os habitats alternativos sejam distantes ou de pior qualidade, já que o custo de permanecer no local com a perturbação será menor do que o de se deslocar para novos habitats (Frid e Dill, 2002; Gill et al., 2001).

A heterogeneidade de repostas ao turismo, conforme descrita acima, mostra que os efeitos são de fato contexto-dependentes, e muitos fatores precisam ser considerados para realizar um diagnóstico claro dos impactos do turismo em áreas protegidas. A sustentabilidade da atividade turística depende fortemente da sua gestão para minimizar impactos negativos e priorizar a proteção da biodiversidade (Buckley et al., 2016; Mossaz et al., 2015; Newsome et al., 2012). Não é sempre que ecoturismo favorece a conservação nas regiões onde ocorre (Das e Chatterjee, 2015; Kiss, 2004; Reed e Merenlender, 2008; Turton e Stork, 2008), mas exemplos positivos de turismo sustentável e de baixo impacto existem (Buckley et al., 2016; Das e Chatterjee, 2015; Kays et al., 2016; Mossaz et al., 2015; Schuttler et al., 2017), demonstrando que o manejo adequado é fundamental para garantir esta simbiose (Das e Chatterjee, 2015).

Para alguns autores, porém, o desenvolvimento do turismo em áreas naturais como alternativa econômica, ainda que sustentável, altera a relação humana com o ambiente natural, de uma visão filosófica, de meio ambiente como atributo, para uma visão antropocêntrica, em que o meio ambiente é valorizado como recurso (Newsome et al., 2012). Com isso, o vínculo e as ações da comunidade em prol da conservação da biodiversidade podem ser quebrados no momento em que o turismo deixa de ser rentável. Ainda assim, o turismo ecológico é potencialmente mais sustentável do que outros usos econômicos, como extração de madeira e agricultura, por ser concentrada em uma área relativamente menor e causar poucos impactos regionais (Turton e Stork, 2008).

O contexto brasileiro

No Brasil, as Unidades de Conservação (UCs) de proteção integral são criadas para conservar ambientes mais frágeis e com particularidades que necessitam um maior grau de proteção (Brasil, 2000). Os Parques Nacionais são UCs de proteção integral cujo objetivo básico é a “preservação de ecossistemas naturais, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico” (Brasil, 2000).

A expansão do turismo no Brasil tem alcançado números recordes nos últimos anos. Dados do Ministério do Turismo (Brasil, 2017a) mostram que o país recebeu 6,5 milhões de turistas internacionais em 2016, quase um milhão a mais do que em 2012. Dos turistas que vêm ao Brasil para lazer, 20% praticam ecoturismo ou turismo de aventura (Brasil, 2017b). O turismo em áreas naturais tem se expandido muito mais do que o turismo convencional (Newsome et al., 2012), principalmente em países com alta biodiversidade e em desenvolvimento (Balmford et al., 2009). O Brasil é um destes exemplos: de 2006 para 2015, o número de turistas em UCs aumentou 320%, mais de 10% ao ano. Os Parques Nacionais são as UCs mais visitadas, recebendo cerca de sete milhões de visitantes em 2016 (Brasil, 2017c). Estima-se que o número de turistas nos Parques Nacionais no Brasil ultrapassará oito milhões em 2018, como resultado do investimento do país neste setor (Embratur, 2017).

O Brasil parece enxergar o ecoturismo como um negócio promissor e tem apostado no modelo de concessão de serviços turísticos em UCs para a iniciativa privada, como já acontece nos Parques Nacionais da Tijuca (RJ), do Iguaçu (PR) e de Fernando de Noronha (PE), todos sob a gestão da mesma concessionária (Embratur, 2017). Isso levou a Embratur (Instituto Brasileiro de Turismo) a apresentar os Parques Nacionais no

maior evento internacional de turismo de aventura (Adventure Travel World Summit – ATWS) como novos produtos para catálogos de operadores turísticos internacionais (Brasilturis, 2017). O ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), órgão responsável pela gestão das UCs, tem investido no turismo principalmente em Parques Nacionais, com a melhoria da estrutura, abertura de novos parques e aumento da publicidade (ICMBio, 2017). Além disso, em 2017, os Ministérios do Meio Ambiente e do Turismo firmaram acordo para promover o turismo ecológico no país (ICMBio, 2017).

A utilização de algumas UCs para turismo no país pode aumentar o apoio político da população brasileira pela manutenção das áreas protegidas frente às políticas governamentais de diminuição e extinção de reservas em função da exploração econômica (Bernard et al., 2014; Ferreira et al., 2014; Tollefson, 2016). A renda do turismo pode ainda promover a melhoria do manejo das UCs brasileiras, que carecem de recursos (Pacheco et al., 2018). Diante desta oportunidade econômica e do investimento do país no turismo de natureza (ICMBio, 2017), é necessário apontar impactos que o turismo desordenado pode causar para a biodiversidade das áreas protegidas.

Estudos de avaliação do efeito do turismo sobre a biodiversidade em áreas naturais são ainda muito escassos no Brasil (Cunha, 2010; Larson et al., 2016), o que torna desconhecido o impacto dessa atividade em unidades de conservação do país. Dois estudos em Parques Nacionais no bioma da Mata Atlântica encontraram que espécies de mamíferos foram afetadas negativamente pelo turismo (Cunha, 2010; da Silva et al., 2018). Outros dois estudos em áreas na Amazônia não detectaram efeitos negativos do turismo sobre mamíferos (Paim, 2012; Rocha et al., 2012), mas habituação foi constatada para duas espécies de primatas, mais detectadas em trilhas de maior intensidade de uso pelos turistas (Paim, 2012). Maior atenção tem sido dada ao turismo

em zonas costeiras, praias e estuários (Hvenegaard e Barbieri, 2010) e grande parte dos trabalhos existentes se concentra em grupos de organismos aquáticos (e.g. Ferreira e Rosso, 2009; Leão et al., 2016; Lima et al., 2014; Santos et al., 2015). Um estudo sobre o efeito do turismo para observação de botos (*Inia geoffrensis*) na Amazônia constatou o potencial impacto negativo nos animais e demonstrou a necessidade de melhorias no manejo da atividade (Alves et al., 2013). Se pouca atenção é dada ao monitoramento do impacto do turismo sobre a biodiversidade nas UCs brasileiras a curto prazo, estudos a longo prazo são ainda mais escassos, assim como avaliações de ações de manejo para minimizar impactos sobre a fauna (e.g. Santos et al., 2015).

O Brasil possui um enorme potencial para o ecoturismo, devido à sua elevada biodiversidade e inúmeras paisagens cênicas espalhadas em seu território, em todos os biomas. A economia do país pode se beneficiar muito do crescimento deste setor (Beraldo Souza et al., 2018; Tortato et al., 2017), mas é preciso que o turismo não se torne mais uma ameaça à biodiversidade (Hall, 2010; Rands et al., 2010), principalmente dentro de UCs que já sofrem inúmeras pressões que prejudicam a sua efetividade (Bernard et al., 2014; Laurance et al., 2012). As UCs existentes ainda são insuficientes para proteger toda a biodiversidade ameaçada e o capital natural do país (Oliveira et al., 2017). Áreas protegidas precisam ser criadas, restauradas, expandidas e consolidadas (Pacheco et al., 2018), e o ecoturismo pode ser um instrumento a favor, se bem planejado e executado, ou contra, se desordenado (Das e Chatterjee, 2015).

Diante do crescimento e investimento do ecoturismo no Brasil, há o desafio do planejamento para garantir que a proteção da biodiversidade não seja atropelada pela demanda econômica (Ferreira et al., 2014; Tollefson, 2016). O governo brasileiro deve levar em consideração o envolvimento local da comunidade na tomada de decisão e manejo do turismo em UCs, algo que geralmente não é observado no processo de

concessão a empresas privadas. Experiências já demonstraram que quando a comunidade local é envolvida no ecoturismo, os benefícios para a conservação são maiores e duradouros (Krüger, 2005; Ozorio et al., 2016; Stronza e Gordillo, 2008; Stronza e Pêgas, 2008).

No Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (PNCP), localizado no estado de Minas Gerais, o turismo tem sido planejado para garantir a sustentabilidade socioambiental, podendo se tornar uma referência para a implementação do ecoturismo em outras UCs nacionais. Espera-se que o acordo de cooperação firmado entre o órgão administrador (ICMBio) e uma organização da sociedade civil aumente as possibilidades de alcançar a sustentabilidade da atividade turística. Neste cenário, o monitoramento da biodiversidade é indispensável para identificar potenciais impactos da atividade turística e direcionar ações de planejamento e manejo, como garantia de resguardar a função da conservação da biodiversidade da UC.

Introdução

A criação de áreas protegidas é uma das principais ferramentas para a conservação da biodiversidade (Juffe-Bignoli et al., 2014; Saout et al., 2013; Watson et al., 2014). Além de frear a conversão de hábitat e proteger a biodiversidade, essas áreas possibilitam uma maior conexão humana com a natureza, fundamental para gerar valores conservacionistas dentre a sociedade (CBD, 2010). Os Parques Nacionais brasileiros, por exemplo, têm função de proteger a biodiversidade, possibilitando também a realização de atividades de educação ambiental, recreação e turismo ecológico (Brasil, 2000). O turismo de natureza tem se expandido principalmente em países em desenvolvimento e ricos em biodiversidade (Balmford et al., 2009), como o Brasil, onde o crescimento do turismo em Unidades de Conservação (UCs) supera a taxa de 10% ao ano (Brasil, 2017). Autoridades estimam que em 2018 os Parques Nacionais alcançarão o recorde de 8,6 milhões de visitantes (Embratur, 2017).

O ecoturismo pode ser uma alternativa econômica sustentável capaz de gerar renda para a comunidade local, substituindo atividades exploratórias (Krüger, 2005; Ozorio et al., 2016; Stronza, 2007), ao mesmo tempo em que promove a conservação e financia ações de manejo, pesquisa e educação ambiental (Eagles et al., 2002; Newsome et al., 2012). Mossaz et al. (2015) identificaram que, numa escala regional, o turismo tem sido efetivo na conservação dos grandes felinos na África, através de mecanismos como proteção, expansão e restauração de hábitat; supressão de caça; programas de manejo populacionais; resolução de conflitos com a fauna; pagamentos por serviços ambientais; e pesquisa e monitoramento da vida silvestre. Estas medidas podem aumentar a viabilidade populacional de espécies globalmente ameaçadas (Buckley et al., 2016). Entretanto, existem impactos negativos do turismo com potencial de aumentar a probabilidade de extinção de espécies (Pauli et al., 2017).

Estudos que revelam os potenciais efeitos do turismo em áreas naturais descrevem consequências negativas que podem ir desde alterações das condições do solo a alterações no comportamento e sucesso reprodutivo e mortalidade das espécies (Bateman e Fleming, 2017; Buckley, 2003; Eagles et al., 2002; Frid e Dill, 2002; Larson et al., 2016; Newsome et al., 2012; Roe et al., 1997; Tablado e D'Amico, 2017). Os efeitos sobre a fauna podem ser diretos, como aumento do nível de estresse fisiológico, alteração da atividade e uso do hábitat (Arlettaz et al., 2015; Müllner et al., 2004; Piñeiro et al., 2012; Rehnus et al., 2014; Zhou et al., 2013), ou indiretos, como resultado de alterações das interações tróficas (Leighton et al., 2010; Rogala et al., 2011).

A hipótese do risco de perturbação (*disturbance-risk hypothesis*) assume que as repostas dos animais à perturbação criada pela presença humana se assemelham às criadas pelo risco de predação (Frid e Dill, 2002). Neste sentido, as espécies podem passar a evitar áreas de maior intensidade de turismo, onde o risco percebido é maior, causando perda indireta de habitat (Fortin et al., 2016; Morrison et al., 2014; Ngoprasert et al., 2017; Rogala et al., 2011; Zhou et al., 2013). Além disso, espécies podem exibir respostas distintas: áreas evitadas por predadores podem se tornar refúgio para as presas (Rogala et al., 2011), resultando em modificação das interações tróficas. As alterações na distribuição e abundância de espécies podem ter efeitos em cascata no ecossistema (Ripple et al., 2014).

Grandes mamíferos são bons indicadores de efeitos da perturbação antrópica e podem alterar o comportamento e o uso do habitat em resposta à proximidade de ocupação humana ou áreas de uso intenso, como estradas e trilhas (Laurance et al., 2008). Este grupo engloba espécies chave no ecossistema, como predadores de topo (Ripple et al., 2014), e espécies de importante valor para conservação. Além disso, mamíferos são espécies carismáticas que muitas vezes são a principal atração turística

de áreas naturais (Newsome et al., 2012; Tablado e D'Amico, 2017; Tortato et al., 2017).

Alguns autores afirmam que mesmo o turismo de baixo impacto pode alterar a distribuição e uso do espaço por mamíferos que evitam áreas com maior intensidade de turistas (Fortin et al., 2016; Reed e Merenlender, 2008), enquanto outros não detectaram efeitos negativos sobre o uso do espaço (George e Crooks, 2006; Kays et al., 2016). Comparações da mesma área com e sem a presença do distúrbio são mais escassas. Por exemplo, Ngoprasert et al. (2017) comparou a atividade de leopardos antes e depois do fechamento de um Parque Nacional na Ásia, e observou que os animais foram mais ativos durante o dia e frequentaram mais as áreas turísticas após o fechamento do parque. Ainda menos estudos avaliam o efeito do turismo sobre os animais com uma abordagem espaço-temporal (Bateman e Fleming, 2017).

Ainda existem lacunas de conhecimento sobre impactos do turismo em mamíferos, principalmente em áreas ricas em biodiversidade e com expansão do ecoturismo, como o Brasil (Larson et al., 2016). Além disso, os efeitos desta atividade sobre a composição e riqueza de comunidades são pouco conhecidos, e estudos com foco em múltiplas espécies são escassos (Larson et al., 2016). No Brasil, o turismo afetou negativamente a abundância de mamíferos em dois Parques Nacionais localizados no bioma Mata Atlântica (Cunha, 2010; da Silva et al., 2018), mas não influenciou a riqueza e composição ou o uso de trilhas pelas espécies de mamíferos em duas zonas de ecoturismo no bioma Amazônia (Rocha et al., 2012; Salvador et al., 2011). Estudos deste tipo em UCs nos biomas Cerrado e Caatinga ainda não foram publicados.

Impactos do turismo são de especial interesse em UCs, onde a função principal é a conservação da biodiversidade, por isso é fundamental que efeitos negativos sejam

avaliados. A maioria dos casos de ecoturismo considerada insustentável não realizava monitoramento dos impactos e da intensidade da visitação (Krüger, 2005). O monitoramento permite avaliar indicadores do estado da biodiversidade, que tornam possível detectar tendências iniciais e gerar informação científica necessária e parâmetros para apoiar ações de manejo adequadas (Yoccoz et al., 2001). Essas ações podem ser, por exemplo, a determinação do número máximo de pessoas nas trilhas (Coleman et al., 2013) ou períodos de suspensão do turismo. Frente à tendência da popularização dos Parques Nacionais (ICMBio, 2017), em meio aos mais ricos e ameaçados ecossistemas do planeta, hotspots da biodiversidade (Laurance et al., 2012; Myers et al., 2000), entender os impactos da atividade turística é fundamental para garantir a sua sustentabilidade.

Investiguei os efeitos do início da atividade turística intensa sobre o uso do espaço pela comunidade de mamíferos em um Parque Nacional brasileiro. A pesquisa iniciada anteriormente à abertura da UC fornece a rara oportunidade da comparação dos mesmos locais antes e depois do possível distúrbio. Especificamente, este trabalho teve o objetivo de avaliar se a riqueza, composição e frequência de uso das trilhas turísticas se alteraram após o início do turismo em relação ao período anterior à abertura do parque e às trilhas não turísticas. De acordo com a hipótese de risco de perturbação (Frid e Dill, 2002), as espécies tenderão a evitar áreas turísticas com o aumento da intensidade de visitação, pelo maior risco percebido na presença humana. Busquei responder se, após o aumento do fluxo de visitantes em trilhas turísticas no parque, (1) o número de espécies frequentando as trilhas turísticas foi menor; (2) a composição de espécies se alterou; (3) a frequência de uso diminuiu; em a relação ao período anterior à abertura do parque, assim como em comparação a trilhas não turísticas.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi conduzido no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (PNCP), uma área de 56.800 ha localizada na bacia do médio curso do rio São Francisco no norte de Minas Gerais (Figura 1). O parque está situado na zona de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga e faz parte de um Mosaico de Unidades de Conservação (Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu), que abrange 15 UCs de proteção integral e uso sustentável totalizando uma área de aproximadamente 1,8 milhão de hectares. A vegetação é formada por um mosaico de fitofisionomias, com florestas decíduais e semidecíduais, carrasco e cerrado (IBAMA, 2005). Devido ao alto grau de endemismos e diversidade biológica, a área é classificada como prioritária para a conservação da biodiversidade no Brasil (Brasil, 2016; WWF-Brasil, 2015), e de extrema importância para a conservação de mamíferos em Minas Gerais (Drummond et al., 2005). No levantamento realizado para o plano de manejo da UC, foram registradas 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte, incluindo espécies ameaçadas de extinção, como o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), até então considerado extinto em Minas Gerais (Ferreira et al., 2015; IBAMA, 2005).

A região apresenta clima sazonal, com uma estação chuvosa de outubro a março, quando ocorre 94% da precipitação. Na estação seca, entre abril e setembro, a precipitação é inferior a 10 mm por mês. A média pluviométrica anual é de 925 mm (mín 558 – máx 1553 mm), a umidade relativa é de 46% no mês mais seco e a temperatura média anual é de 24,4°C, mantendo-se acima de 21°C em todos os meses (série de 1990 a 2016, estação de Januária-MG – INMET, 2017). Nos últimos anos a região registrou temperaturas anuais até 2°C acima da média e umidade relativa 4 a 8% mais baixa (Figura S1).

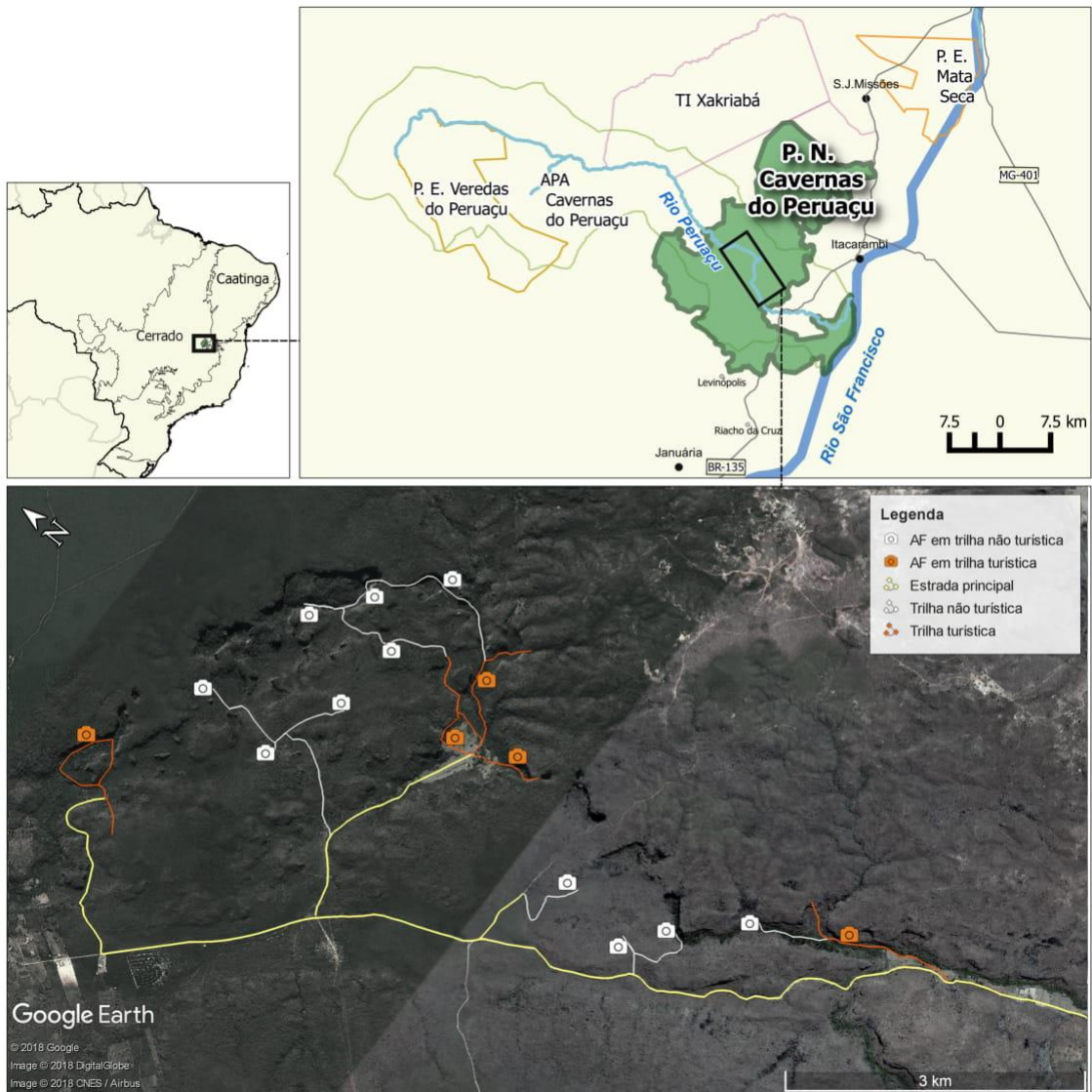


Figura 1. Contexto regional e local do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (56800 ha), inserido na região de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga e localizado nos municípios de Januária, Itacarambi e São João das Missões (MG) entre outras UCs do Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu, e vale do rio Peruaçu (abaixo), com a localização dos pontos de armadilha fotográfica (AF) em trilhas de acesso a atrativos turísticos (linhas laranjas) e trilhas não turísticas (linhas brancas).

O PNCP protege a porção média do rio Peruaçu até o rio São Francisco (Figura 1). O vale do rio Peruaçu dentro do parque possui uma área de carste de 6000 ha, caracterizada por cânions e cavernas amplas, formados há milhares de anos e que serviram de abrigo para populações pré-históricas cujos vestígios foram preservados (IBAMA, 2005). As riquezas espeleológicas e arqueológicas extremamente importantes em nível nacional e internacional e o altíssimo valor histórico-cênico-ambiental (IBAMA, 2005), aliados à relevância biológica e geológica, motivaram sua indicação para patrimônio natural e cultural pela UNESCO. O relevo do vale, com desníveis superiores a 200 m, possibilita maior permanência da umidade perto do rio, sustentando o desenvolvimento de florestas perenifólias (IBAMA, 2005). A mata ciliar perene ocorre numa faixa estreita, ocupando uma pequena porção do parque, e é circundada pela floresta estacional decidual (mata seca) que ocorre nas regiões de menor umidade, em solos de alta fertilidade. No vale cárstico se situa a área de vegetação natural mais bem preservada dentro do PNCP e é onde se concentra o turismo.

As cavernas e paredões são os principais atrativos turísticos do PNCP, acessadas por trilhas na mata seca e na mata ciliar. Em 2013 o parque iniciou o processo de implementação da infraestrutura para o turismo, prevista desde a publicação do plano de manejo (IBAMA, 2005), com obras de melhoria de trilhas e estradas, construção de passarelas e centro de visitantes, bem como treinamento de habitantes locais como condutores. Antes da estruturação, as visitas ao parque eram restritas a um limitado número de visitantes, mediante autorização especial do ICMBio para visitas técnicas em determinadas áreas, com acompanhamento de guias locais. As obras foram finalizadas em 2016, mas a partir de 2015 o parque começou a receber uma maior quantidade de turistas. Assim, o número de turistas aumentou expressivamente, de 250 em 2013, para 3.500 em 2016 (Figura 2). As atividades turísticas consistem em visitas guiadas às

grutas, através de trilhas de caminhada. Há o limite máximo de oito turistas por condutor, e a entrada de bicicletas e animais domésticos não é permitida.

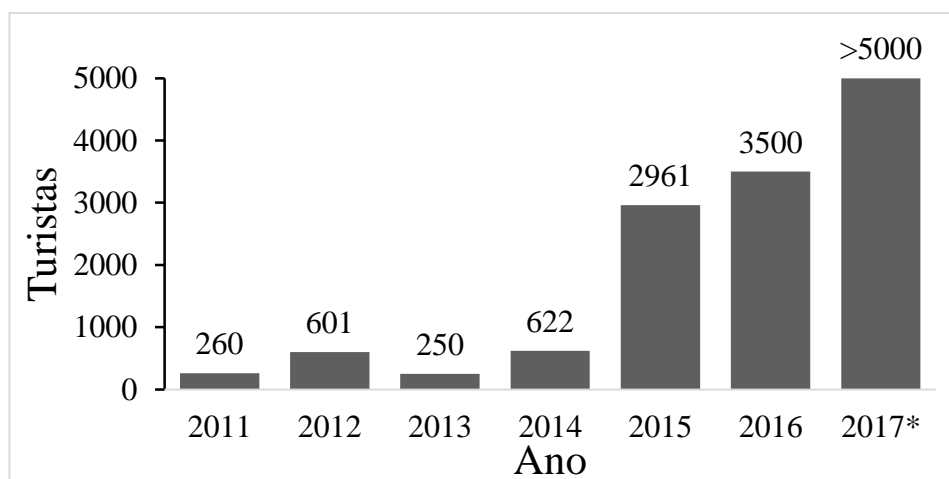


Figura 2. Número de turistas que registraram entrada no PNCP entre 2011 e 2017*. *2017 = número estimado até novembro 2017. Fonte: ICMBio - PNCP.

Desenho amostral

Para investigar o efeito do turismo sobre a comunidade de mamíferos do PNCP, utilizei dados coletados ao longo de sete anos (entre 2011 a 2017) através de armadilhas fotográficas (AF) instaladas no vale do rio Peruaçu (Figura 1). Armadilhas fotográficas são utilizadas em todo o mundo para diversos estudos ecológicos, por ser um método acessível, simples e não invasivo de inventariar espécies raras e de difícil detecção, como os grandes mamíferos (Ahumada et al., 2011; Linkie et al., 2007; O'Brien, 2011). Especificamente para estudos que avaliam efeitos da presença humana, armadilhas fotográficas são ideais, pois possibilitam a mínima interferência do pesquisador na atividade animal, e por isso têm sido amplamente usadas para monitorar efeitos do turismo sobre a fauna (Carter et al., 2012; Kays et al., 2016; Morrison et al., 2014; Muhly et al., 2011; Ngoprasert et al., 2017; Oberosler et al., 2017).

As cinco campanhas amostrais conduzidas neste período (Tabela 1) variaram no esforço amostral (abrangendo apenas uma ou ambas as estações do ano, por exemplo) e no número de pontos amostrais, pois houve um acréscimo de pontos ao longo da amostragem. Dados de 2011 a janeiro de 2015 (campanhas 1 a 3) foram cedidos pelo Instituto Biotrópicos. A localização de cada AF foi exatamente a mesma em todo o período e campanhas em que cada ponto foi amostrado.

Para definir o local dos pontos amostrais, foram selecionadas trilhas pré-existentes no parque que seriam utilizadas para os roteiros turísticos (IBAMA, 2005) e trilhas antigas, remanescentes do uso da área anteriormente à criação do parque, de acesso reservado aos funcionários e pesquisadores. Em alguns pontos a AF foi instalada em carreiros de animais adjacentes à trilha principal ($< 5\text{m}$), por razões de segurança (Tabela S1). A distância reta mínima entre os pontos variou de 510 a 1340 m (média = 722,2; desvio padrão = 244,5). Apesar desta distância ser relativamente curta para mamíferos de médio e grande porte, a área de estudo possui declividade acentuada e paredões rochosos ao longo do rio. O desnível entre os pontos vizinhos variou entre 9,8 a 82,2 m (média = 39,3; desvio padrão = 33,3). Portanto, a distância real para acesso entre os pontos é provavelmente maior do que a distância retilínea, justificando a escolha dos locais. Além disso, Kays et al. (2011) defendem que distâncias $> 25\text{ m}$ já seriam suficientes para garantir registros espacialmente independentes.

Tabela 1. Informações das campanhas de amostragem entre 2011 e 2017.

Campanha	Período amostral	Estação do ano	Nº pontos amostrais	Esforço total (armadilhas*dia)
1	jul 2011 - fev 2012	Ambas	10	1457
2	jun 2013 - ago 2013	Seca	12	429
3	out 2014 - jan 2015	Chuva	16	1672
4	jul 2015 - mar 2016	Ambas	16	4148
5	jul 2016 - mar 2017	Ambas	16	3970
			Total	11676

Coleta de Dados

Em cada ponto amostral, instalei uma armadilha fotográfica (Bushnell® Trophycam) a aproximadamente 30 cm de altura, voltadas em direção à trilha, e programadas para funcionarem continuamente (24 horas/dia) e gravarem vídeos de 10s quando acionadas, a intervalos de 30s, para evitar múltiplos registros do mesmo indivíduo/grupo. A conferência ocorreu a cada 45-60 dias para troca de cartão de memória, pilhas, câmeras com mau funcionamento e retirada da vegetação que cresceu na frente da AF. Não houve uso de isca para atrair os animais em nenhuma amostragem.

Registros de mamíferos terrestres >1 kg e espécies de menor porte que pudessem ser seguramente identificadas (*Kerodon rupestris*, *Coendou prehensilis* e *Sylvilagus brasiliensis*) foram analisados.

Estabeleci um intervalo de independência de 24h, em que registros de uma mesma espécie num mesmo ponto amostral dentro de 24h foram considerados um único registro. A frequência de registros (FR) para cada espécie de mamífero foi obtida a partir do histórico de detecção (presença/ausência) por dia em cada ponto. Os registros das espécies por dia foram somados para obter a frequência de registros ‘total’, como uma medida da atividade geral da comunidade. Portanto, FR reflete a atividade e a intensidade de uso dos locais pelos mamíferos e não deve ser interpretada diretamente

como índice de abundância, pois não leva em conta a variação na probabilidade de detecção (George e Crooks, 2006; Kays et al., 2016). Considerando que o foco principal deste trabalho é a variação temporal nos registros exatamente nos mesmos pontos, e uma variação drástica na probabilidade de detecção da mesma espécie no mesmo local ao longo do tempo é menos provável de ocorrer (Karanth e Nichols, 2002; O'Brien, 2011), FR fornece uma estimativa adequada para medir a atividade e intensidade de uso das trilhas pelos mamíferos para detectar fatores que afetem este uso. Este índice tem sido utilizado com os mesmos propósitos permitindo a avaliação do efeito do turismo sobre os animais em áreas protegidas (Blake et al., 2017; Cusack et al., 2015; George e Crooks, 2006; Kays et al., 2016; Muhly et al., 2011; Ngoprasert et al., 2017; Tobler et al., 2008). Além disso, incluímos covariáveis ambientais para levar em conta as variações devido à sazonalidade e diferença de habitats.

Os pontos amostrais foram classificados de acordo com a fitofisionomia do local - mata ciliar ou mata seca (Tabela S1) e o período da amostragem foi dividido quanto à estação do ano ('seca' de abril a setembro e 'chuvosa' de outubro a maio). Apesar da proximidade de fontes de água influenciar a ocorrência de mamíferos na região (Ferreira et al 2017), considere que a variação de fitofisionomia reflete a distância ao curso d'água, já que a mata ciliar é o ambiente mais próximo do rio (< 20 m). A cobertura do solo nos pontos amostrais foi medida em cada estação do ano de 2017, ao longo de uma linha de 25 m, em que a cada 50cm o tipo de cobertura do solo (serapilheira, rocha ou solo exposto) era identificado. A razão entre número de pontos com rocha e o total de pontos, em porcentagem, corresponde à cobertura de rocha em cada local.

Classifiquei os pontos amostrais de acordo com o uso da trilha em que foram instalados (turísticos (T) e não turísticos (NT); Tabela S1). O período amostral foi classificado assumindo o ano de 2015 como início do turismo no parque (2011-2014,

antes do aumento da visitação: ‘Pré-turismo’; e 2015 a 2017, após o aumento da visitação: ‘Pós-turismo’).

Os dados de visitação foram extraídos de documentos cedidos pela administração do parque, como agendamento de visitas, termos de conhecimento de risco e de normas e/ou questionários de avaliação da visita preenchidos pelos visitantes, de 2013 a 2017. Para calcular o número de turistas em cada trilha por dia e o total de visitantes que acessaram o parque por mês e por ano, construí uma tabela com um número de identificação de cada visitante, constando data de visita, tamanho do grupo e atrativo visitado. Como não foi possível acessar os dados diários para os anos anteriores a 2013, estes foram igualados a zero, por serem períodos em que a visitação ainda não era permitida e, portanto, o número de visitantes era relativamente pequeno. Também não foi possível acessar os dados diários de dezembro de 2016, e este mês foi excluído das análises de modelos. Para ter uma estimativa correta da presença humana em cada trilha, nos pontos em que a armadilha fotográfica não estava na trilha turística principal, somei o número de pessoas registradas nas armadilhas fotográficas ao número de turistas proveniente dos dados de visitação. Nas trilhas em que a armadilha estava instalada exatamente na trilha principal, considerei o maior valor dentre os registros de AF e os dados de visitação, para garantir a inclusão de pesquisadores, funcionários e outras pessoas não listadas.

Análise de dados

Determinei o esforço amostral multiplicando o número de armadilhas fotográficas pelo número de dias amostrais (dias em que as armadilhas fotográficas estiveram ativas, excluindo períodos de problemas técnicos e dias inativos). A taxa de

registros de cada espécie foi calculada como a razão entre o número de registros independentes e o esforço amostral no mesmo ponto multiplicada por 100.

Riqueza e composição

Para verificar o efeito do turismo sobre a riqueza de mamíferos, visando avaliar se o número de espécies registradas nas trilhas diminuiu após o aumento da visitação, comparei o conjunto de trilhas turísticas (T) e o conjunto de trilhas não turísticas (NT) tanto antes quanto depois do aumento da visitação utilizando curvas de rarefação e extrapolação (Chao et al., 2014). Corrigi o efeito do tamanho amostral diferente entre os conjuntos por aleatorização dos pontos não turísticos ($n= 11$) em grupos de 5 (n dos pontos turísticos). Realizei também uma rarefação individual para cada ponto amostral (com nº de registros > 30) pré e pós-turismo. Em seguida, testei a hipótese de que houve diferença na riqueza (padronizada para 20 registros) entre antes e depois do turismo para as trilhas turísticas e não turísticas através de um teste t pareado, após verificar adequação dos dados às premissas de normalidade e homogeneidade das variâncias.

Para verificar o efeito do turismo sobre a composição de espécies utilizando as trilhas, isto é, se as espécies modificaram a frequência de uso das trilhas após o aumento do turismo, comparei a similaridade dos pontos amostrais antes e depois do turismo. Os pontos foram ordenados através de uma análise de escalonamento multidimensional (NMDS) com a utilização do índice de similaridade de Bray-Curtis. A similaridade entre pontos foi calculada baseada na taxa de registros. Optei por esta medida por considerar que ela acrescenta informações relacionadas de frequência de uso das trilhas, adicionalmente aos dados de presença/ausência de espécies. Posteriormente, utilizei uma análise de variância multivariada não paramétrica (PERMANOVA, Anderson, 2001) baseada no mesmo índice de similaridade (Bray-Curtis, 9999 permutações, considerando uso da trilha T/NT como bloco), para testar a hipótese do efeito do início

da visitação sobre a composição da comunidade de mamíferos nas trilhas turísticas e não turísticas.

Frequência de uso

Para verificar se o uso das trilhas turísticas pelos mamíferos se alterou após o início do turismo, relacionei a frequência de registros (FR) das espécies mais registradas (> 150 registros) e a FR total de mamíferos com variáveis preditoras relacionadas ao turismo (Tabela 2). Construí modelos lineares mistos generalizados (GLMM) com distribuição binomial para as espécies e distribuição de Poisson para o total de mamíferos.

Variações ambientais ao longo do espaço e do tempo podem influenciar a frequência de uso das trilhas e a detecção dos mamíferos. Para controlar o efeito de fatores ambientais e sazonais sobre FR, primeiro construí modelos apenas com as variáveis ambientais (*fitofisionomia* e *estação do ano*), incluindo a interação entre elas devido à alta sazonalidade da mata seca. Devido à associação do mocó (*K. rupestris*) com os afloramentos rochosos, incluí no modelo dessa espécie a variável que caracteriza os pontos pela cobertura de rocha no solo. A seleção das variáveis ambientais foi realizada passo a passo (função ‘drop1’ no R; Walker et al., 2009), e as variáveis ambientais significativas foram definidas como fixas na etapa seguinte. Após definir as variáveis ambientais fixas, realizei a seleção de modelos a partir do modelo completo, incluindo a interação entre *tipo de uso* e as demais variáveis turísticas (Tabela 2), sendo que modelos com mais de uma variável turística (*Tur*) foram eliminados para evitar redundância. Variáveis quantitativas foram padronizadas antes da análise. Inseri a identificação (id) do ponto amostral como fator aleatório para incorporar a dependência entre registros do mesmo ponto.

Os modelos para cada variável resposta foram selecionados pelo critério de seleção de Akaike (AIC) e peso relativo, cujo menor valor de AIC e o maior peso relativo indicam maior ajuste aos dados. Considerei modelos com $\Delta AIC \leq 2$ com nível similar de suporte para explicar os dados (Burnham e Anderson, 2002). Os resíduos dos modelos foram utilizados para verificar a existência de autocorrelação espacial através de variograma. As análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team 2017), pacotes “iNEXT”, “ggplot2”, “vegan”, “MuMIn”, “lme4” (Barton, 2016; Bates et al., 2015; Hsieh et al., 2016; Oksanen et al., 2017; Wickham, 2009).

Tabela 2. Lista e descrição das variáveis utilizadas nos modelos (GLMM) e extensão de valores ou níveis dos fatores (para variáveis categóricas).

Tipo	Nome	Descrição	Valores
Resposta	Total	(FR) Frequência de registros de mamíferos por dia	0-4
Resposta	L.pard	(FR) Frequência de registros de jaguatirica (<i>Leopardus pardalis</i>) por dia	0-1
Resposta	K.rupe	(FR) Frequência de registros de mocó (<i>Kerodon rupestris</i>) por dia	0-1
Resposta	C.paca	(FR) Frequência de registros de paca (<i>Cuniculus paca</i>) por dia	0-1
Resposta	P.taja	(FR) Frequência de registros de cateto (<i>Pecari tajacu</i>) por dia	0-1
Resposta	M.goua	(FR) Frequência de registros de veado-catingueiro (<i>Mazama gouazoubira</i>) por dia	0-1
Aleatória	Id Ponto	Ponto amostral de armadilhamento fotográfico (ver Tabela S1)	16 pontos individuais
Ambiental	Est	Estação do Ano	Seca; Chuvosa
Ambiental	Fito	Fitofisionomia	Mata Seca; Mata Ciliar;
Ambiental	Rocha	Cobertura de rocha no solo (%)	0-28
Turismo	Uso	Tipo de uso da trilha: turística ou não turística	T; NT;
Turismo	Tur	Classificação do período amostral entre antes ou depois do início do turismo em 2015	Pré; Pós;
Turismo	Tur /dia	Número de turistas na trilha no dia anterior	0 - 100
Turismo	Tur /mês	Número de turistas por mês no parque	0 - 570
Turismo	Tur/ano	Número de turistas por ano no parque	250 – 5.000

Resultados

Obtive 3.221 registros independentes de 23 espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte entre 2011 e 2017 (Tabelas S2 e S3). Contabilizei 11.748 humanos nas trilhas (entre turistas e pesquisadores) no período amostral, através dos registros de AFs e formulários de visitação. Segundo dados dos formulários de visitação, o roteiro mais frequentado foi o da gruta do Janelão (T1), com uma média de oito turistas por dia (Tabela 3). A Jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o mocó (*Kerodon rupestris*) e a paca (*Cuniculus paca*) foram as espécies com maior número de registros independentes (> 600 registros cada), enquanto que para a lontra (*Lontra longicaudis*), o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus*) e o furão (*Galictis cuja*) houve apenas 3 registros ou menos (Tabela 4; Figura 3).

Tabela 3. Número de turistas no PNCP entre janeiro 2015 e abril de 2017 de acordo com formulários de visitação. Apresenta o total de turistas por trilha a cada ano e as médias por dia e por ano. *Dados de dezembro de 2016 não foram contabilizados.

†Considerando apenas 2015 e 2016.

Trilha	2015		2016*		2017 (até abril)		Total		
	Turistas	Turistas por dia	Turistas	Turistas por dia	Turistas	Turistas por dia	Turistas	Turistas por ano†	Turistas por dia
T1	2745	7.52	2797	8.35	733	7.88	6275	2771	7.9
T2	756	2.07	1034	3.08	197	2.11	1987	895	2.4
T3	339	0.92	386	1.15	103	1.1	828	363	1.1
T4	594	1.62	936	2.79	319	3.43	1849	765	2.6
T5	73	0.2	249	0.74	75	0.8	397	161	0.6

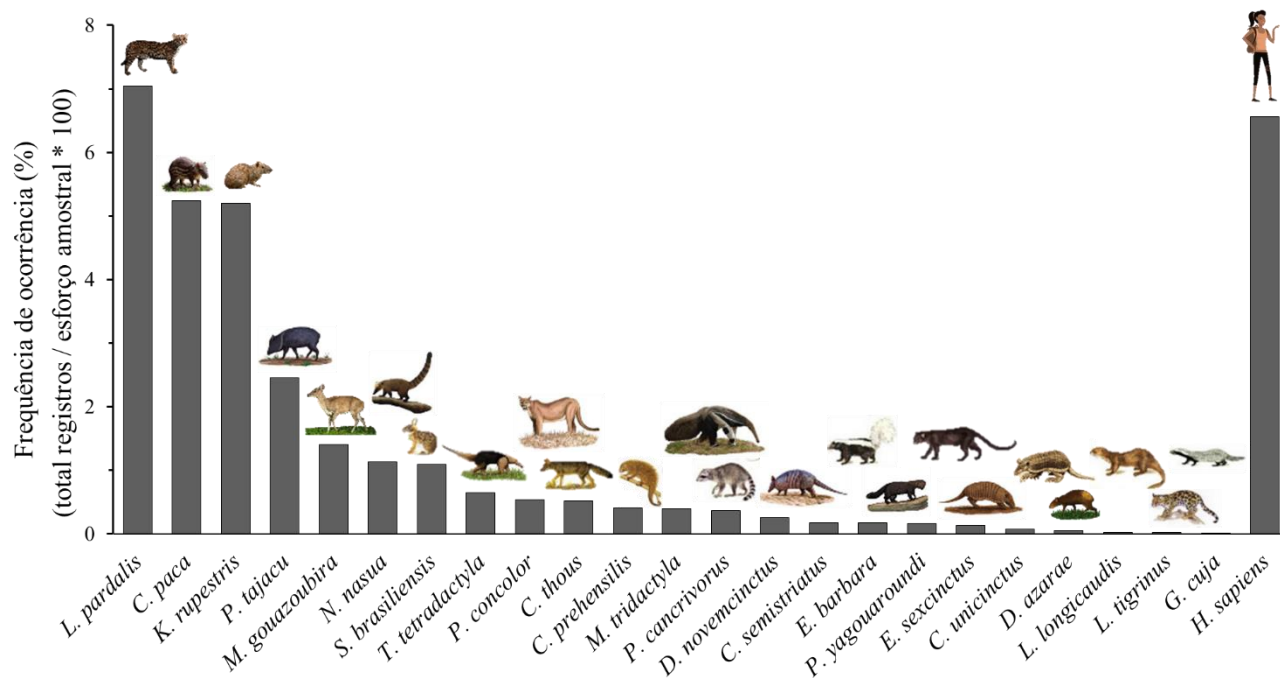


Figura 3. Frequência de ocorrência de cada espécie (Total de registros independentes / esforço amostral * 100) para os 16 pontos amostrados entre 2011 e 2017.

Riqueza

As curvas de rarefação indicaram uma maior riqueza do conjunto de pontos não turísticos (NT) em relação aos turísticos (T) após o aumento do turismo (Figura 4). Por outro lado, antes do turismo não houve diferença entre as curvas NT e T, que ficaram totalmente sobrepostas. A sobreposição dos intervalos de confiança das curvas dos pontos turísticos (T) indica que não houve diferença significativa nas riquezas pré e pós-turismo. De fato, a riqueza estimada para trilhas turísticas pré e pós-turismo foi idêntica (18,25 para ambas; 84% IC = 18,03 – 20,05) e não diferiu estatisticamente das trilhas não turísticas pré-turismo (18,50, 84% IC = 18,08 – 21,05). Porém, a riqueza estimada para as trilhas não turísticas após o início da visitação foi significativamente maior em relação à pré-turismo e às trilhas turísticas pré e pós-turismo (21,67, 84% IC = 21,11 – 24,88).

As curvas de rarefação para os pontos individuais não seguiram padrões convergentes (Figura 5). Nas trilhas turísticas, por exemplo, enquanto a riqueza diminuiu nos pontos T2 e T4 após o turismo, aumentou em T3 e não diferiu em T1. Esta falta de concordância contribuiu para a ausência de diferença significativa (teste t-pareado), considerando a riqueza padronizada para 20 registros (Figura 6), entre o período pré e pós-turístico ($t = 0,442$, g.l. = 10, $p = 0,668$) para trilhas NT ($t = 0,587$, g.l. = 6, $p = 0,5782$), e T ($t = 0,011$, g.l. = 3, $p = 0,992$).

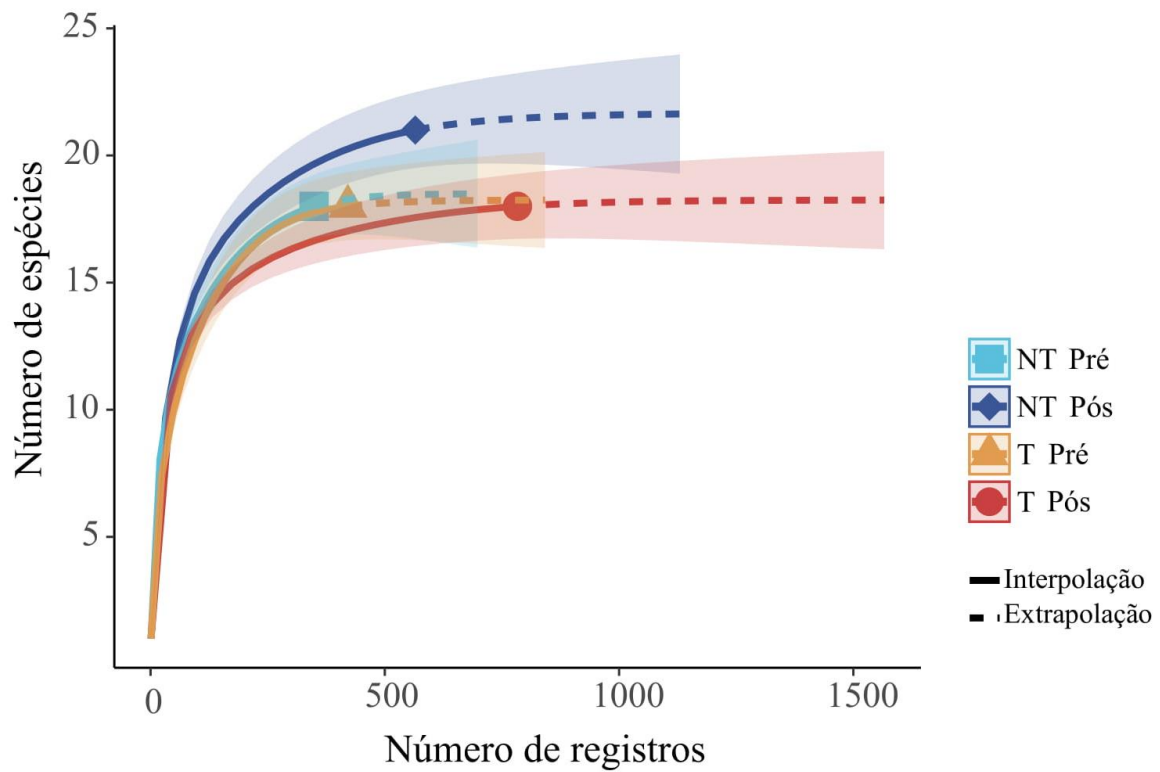


Figura 4. Curva de rarefação e extrapolação da riqueza e intervalo de confiança (84%) para pontos turísticos (T) e não turísticos (NT) antes (pré) e após (pós) o aumento da visitação em 2015 no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu.

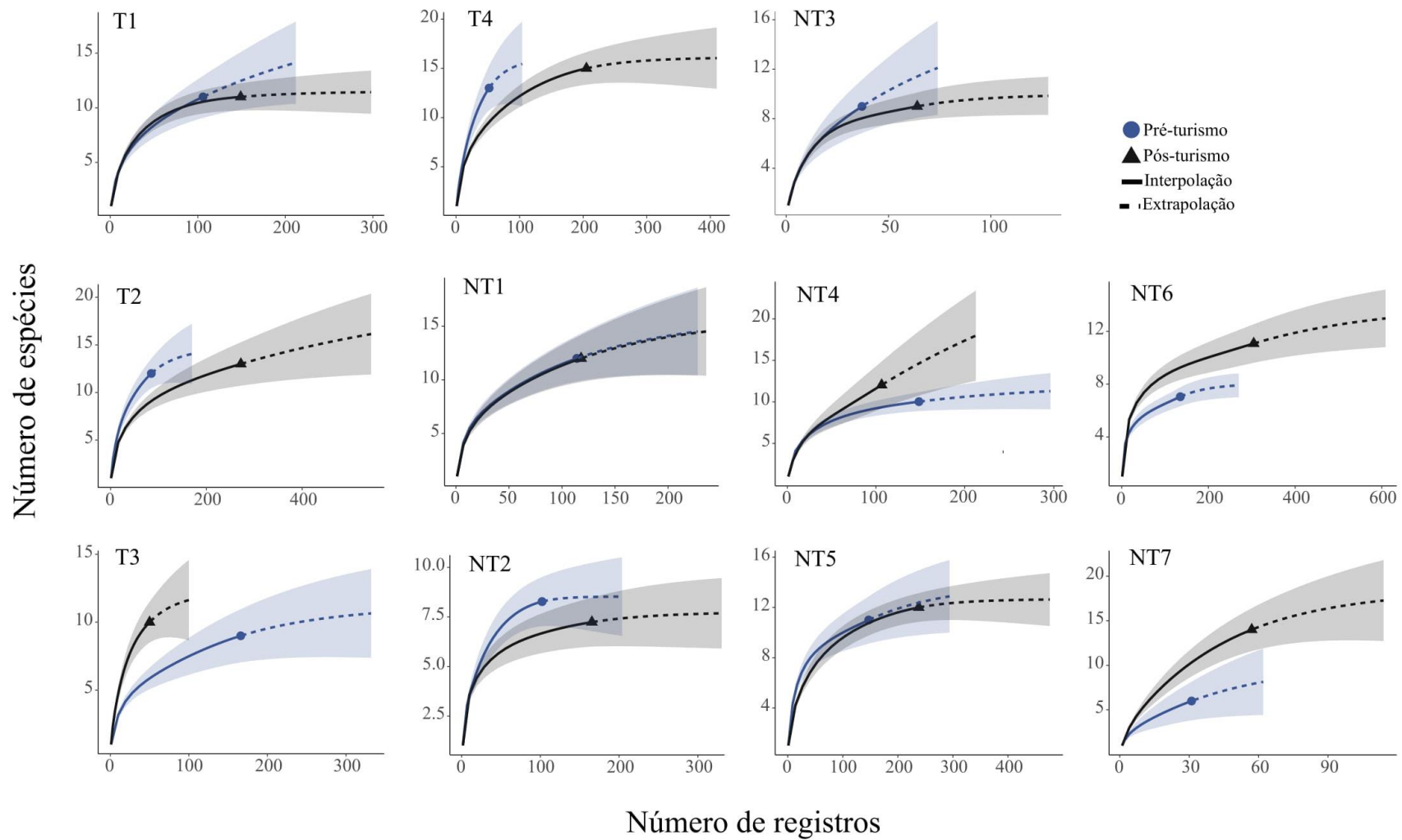


Figura 5. Curvas de rarefação/extrapolação da riqueza e intervalo de confiança (84%) para pontos turísticos (T) e não-turísticos (NT), antes (pré-turismo) e após (pós-turismo) o aumento da visitação no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu.

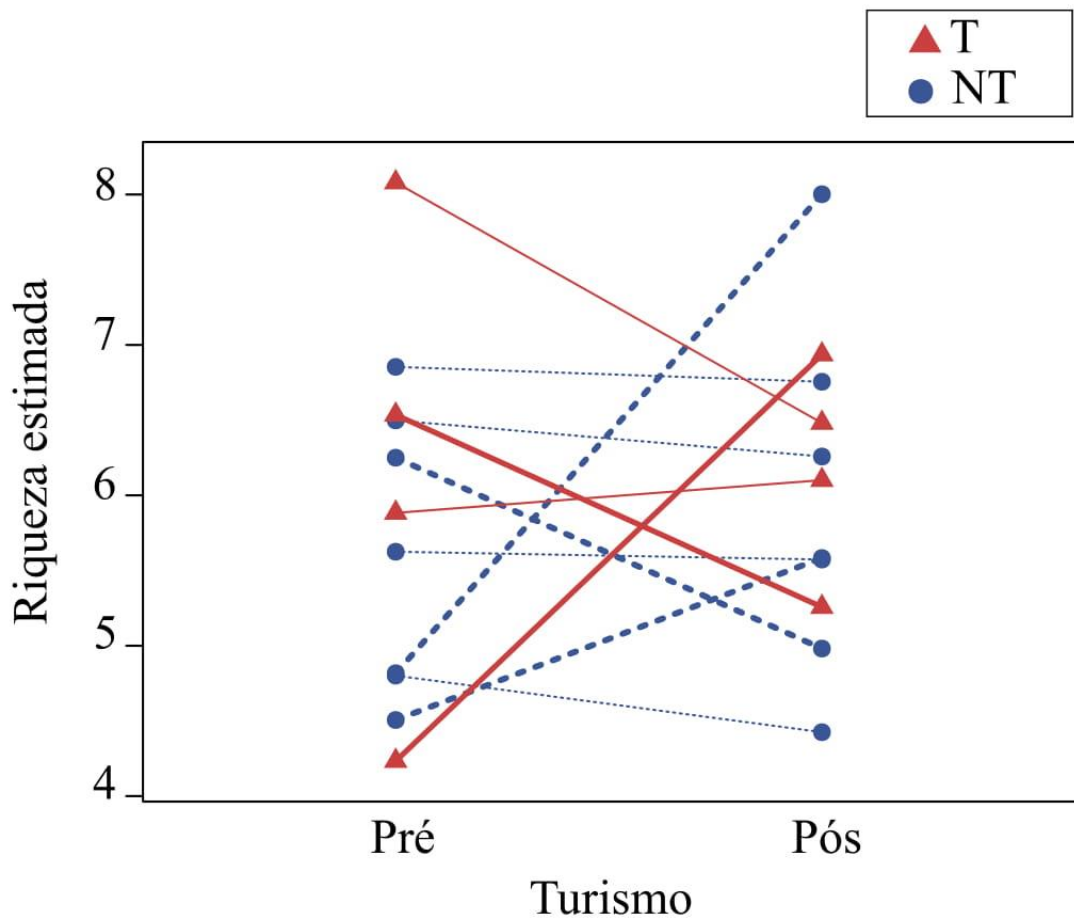


Figura 6. Riqueza estimada (n= 20 registros) para pontos turísticos (T) e não turísticos (NT) antes e depois da visitação. Linhas grossas indicam significância (intervalos de confiança de 84% não se sobrepõem).

Composição

Aparentemente, o início da visitação turística não afetou marcadamente a composição da comunidade de mamíferos, não havendo uma distinção clara na distribuição das espécies nos pontos antes e depois do aumento do turismo entre ambos os tipos de trilhas (Figura 7). Esse padrão foi corroborado pela ordenação (NMDS), que não evidenciou um efeito do turismo sobre a composição da comunidade de mamíferos (Figura 8). A composição foi influenciada pela fitofisionomia, que segregou os pontos ao longo do eixo NMDS 1. De uma maneira geral, os pontos antes da visitação foram agrupados próximos aos respectivos pontos após o aumento da visitação, independente do uso da trilha, com algumas exceções (Figura 8). A ordenação dos pontos amostrais na NMDS se ajustou 96% à variação na composição das espécies (stress = 0.19), indicando que a representação é robusta. A representação gráfica da NMDS refletiu a análise estatística, pois não houve diferença significativa na composição da comunidade de mamíferos antes e depois do turismo (PERMANOVA, $F_{1,26} = 1,228$, $R^2 = 0,034$, $p = 0,278$) e apenas o efeito da fitofisionomia foi significativo (PERMANOVA, $F_{1,27} = 6,312$, $R^2 = 0,172$, $p < 0,001$).

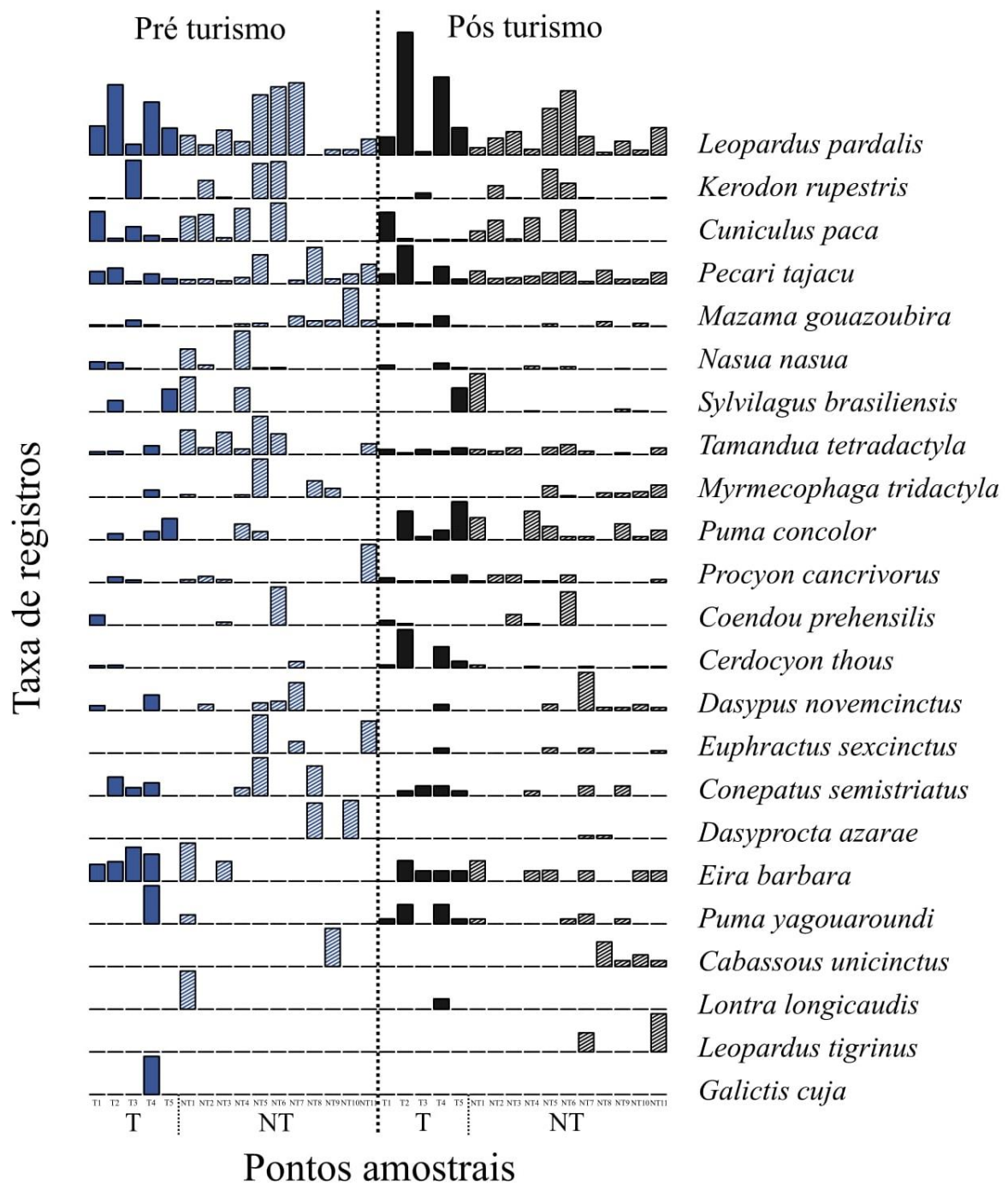


Figura 7. Composição e taxa de registros (nº registros independentes / esforço amostral * 100) por espécie nos pontos turísticos (barras preenchidas) e não turísticos (barras tracejadas), antes (em azul) e depois (em preto) do turismo (aumento da visitação a partir de 2015).

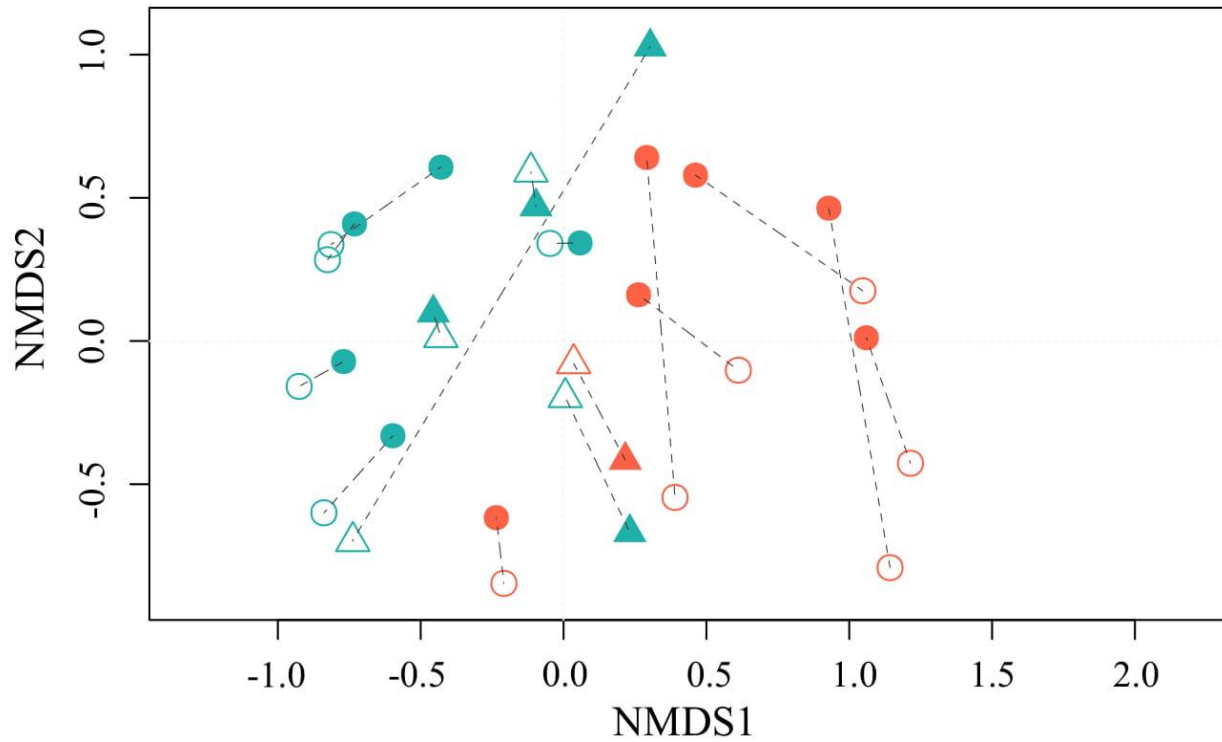


Figura 8. NMDS da taxa de registro dos mamíferos do PNCP, em pontos não-turísticos (círculos) e turísticos (triângulos) nos períodos pré-turístico (símbolos vazios) e pós-turístico (símbolos preenchidos). As linhas conectam um mesmo ponto antes e depois da visitação. As cores indicam a fitofisionomia no ponto, verde: mata ciliar; laranja: mata seca.

Frequência de uso

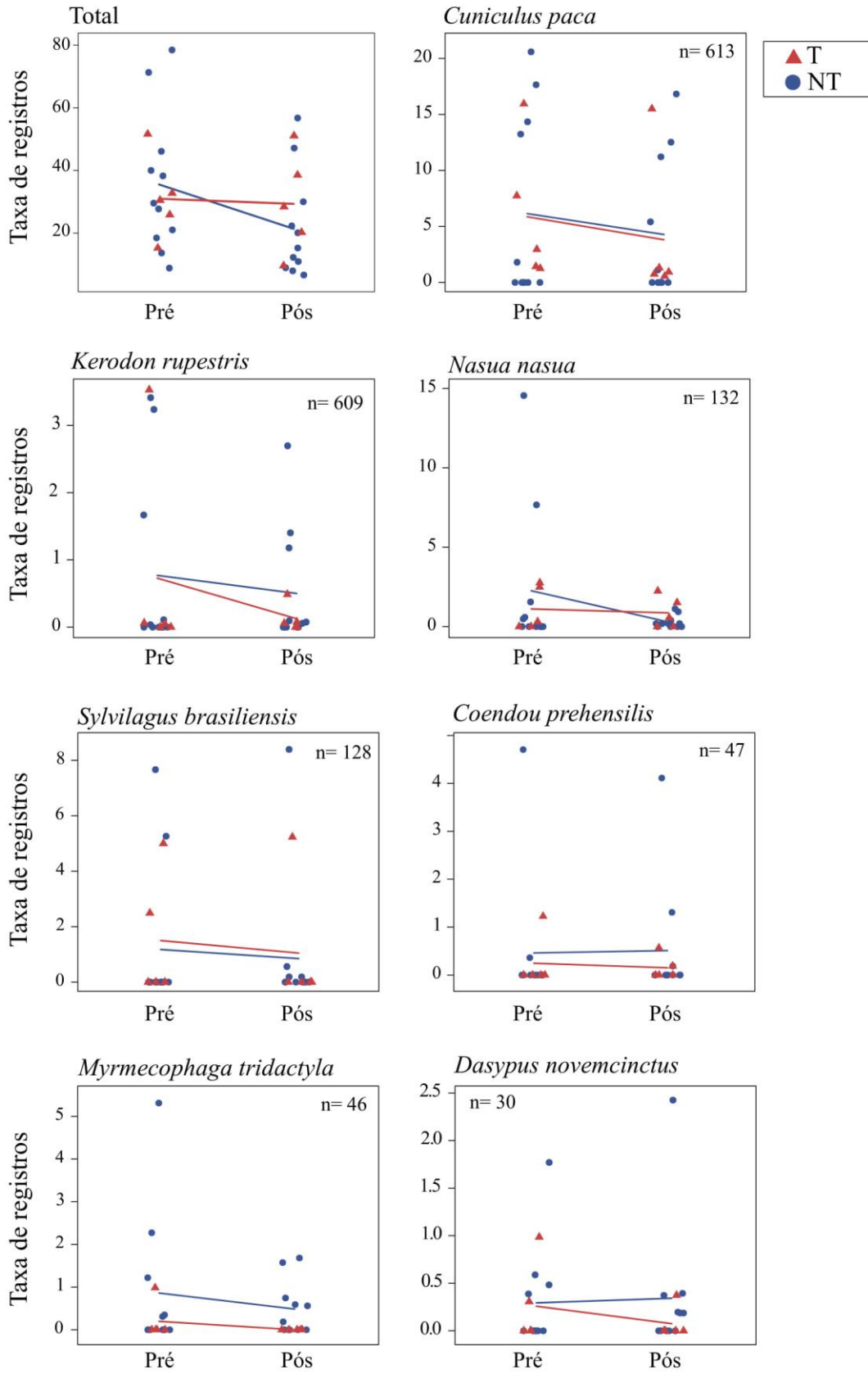
No geral, houve uma redução do uso das trilhas pelos mamíferos após o início do turismo, considerando a taxa de registros total (a soma da taxa de registros de todas as espécies em todos os pontos antes do turismo foi 549,1 e pós-turismo foi 381,0), mas este declínio foi maior nas trilhas sem visitação do que nas trilhas turísticas (Figura 9). A resposta das espécies foi variada, sendo que a taxa de registros de algumas espécies diminuiu em trilhas turísticas e outras aumentaram (Figura 9).

Para o total de registros da comunidade e para as cinco espécies mais registradas analisadas individualmente, os modelos com melhor ajuste ($\Delta AIC \leq 2$) indicaram efeito do aumento do turismo sobre a FR (Tabela 4). Para o total de mamíferos, a diminuição da FR foi maior nas trilhas sem visitação do que nas trilhas turísticas (Figura 10 e S2). O melhor modelo para a paca (*C. paca*) indicou que a FR da espécie diminuiu com o aumento de turistas por ano no parque, independente do tipo de trilha (Tabela 4, Figura 10 e S3). Para as outras espécies o efeito do turismo diferiu de acordo com o tipo de uso da trilha (Figura 10). Enquanto para o mocó (*K. rupestris*), a frequência de registros diminuiu mais nas trilhas turísticas do que nas não turísticas, a frequência de registros de jaguatirica (*L. pardalis*), veado-catingueiro (*M. gouazoubira*) e caititu (*P. tajacu*), aumentaram nas turísticas e diminuíram nas trilhas não turísticas (Figuras 10 e S4 a S7).

As variáveis ‘visitação’ (pré e pós-turismo), ‘número de turistas por ano’ e ‘número de turistas por mês’ tiveram efeito parecido sobre a FR das espécies e do total de mamíferos, mas diferiram no nível de ajuste nos modelos. A variável do turismo que melhor explicou a FR da jaguatirica, paca, mocó e do total de mamíferos foi o número de ‘turistas por ano’, já no modelo para o caititu a variável mais importante foi ‘turistas por mês’ (Tabela 4; Figuras S2 a S7). Para veado, ‘visitação’ (pré ou pós-turismo) e ‘turistas por ano’ tiveram suporte similar ($\Delta AIC \leq 2$). Já a variável ‘número de turistas

por dia' não influenciou a frequência de registros dos mamíferos e não foi incluída em nenhum dos modelos de menor AIC.

Em geral os modelos indicaram efeito da estação do ano (exceto para mocó; Tabela 4), com menor número de registros na estação chuvosa (Figura 10). Houve uma tendência de menor frequência de registros total de mamíferos na mata seca, mas aumento dos registros na mata seca durante a estação chuvosa, apesar do intervalo de confiança sobrepor o zero no melhor modelo (Figura S2). Para o caititu, os fatores ambientais não tiveram efeito sobre a taxa de registros, apesar da tendência do efeito da estação do ano (mas o intervalo de confiança sobrepôs o zero. Figura S4). A frequência de registros de paca foi maior nas áreas de mata ciliar (Figura S3) e de veado maior na mata seca (Figura S5). A variável 'cobertura de rocha' foi importante no modelo do mocó, evidenciando a associação desta espécie a afloramentos rochosos (Tabela 4). O variograma não indicou autocorrelação espacial relevante em nenhum dos modelos (Figuras S8 a S13 do Material Suplementar).



continua...

...continuação

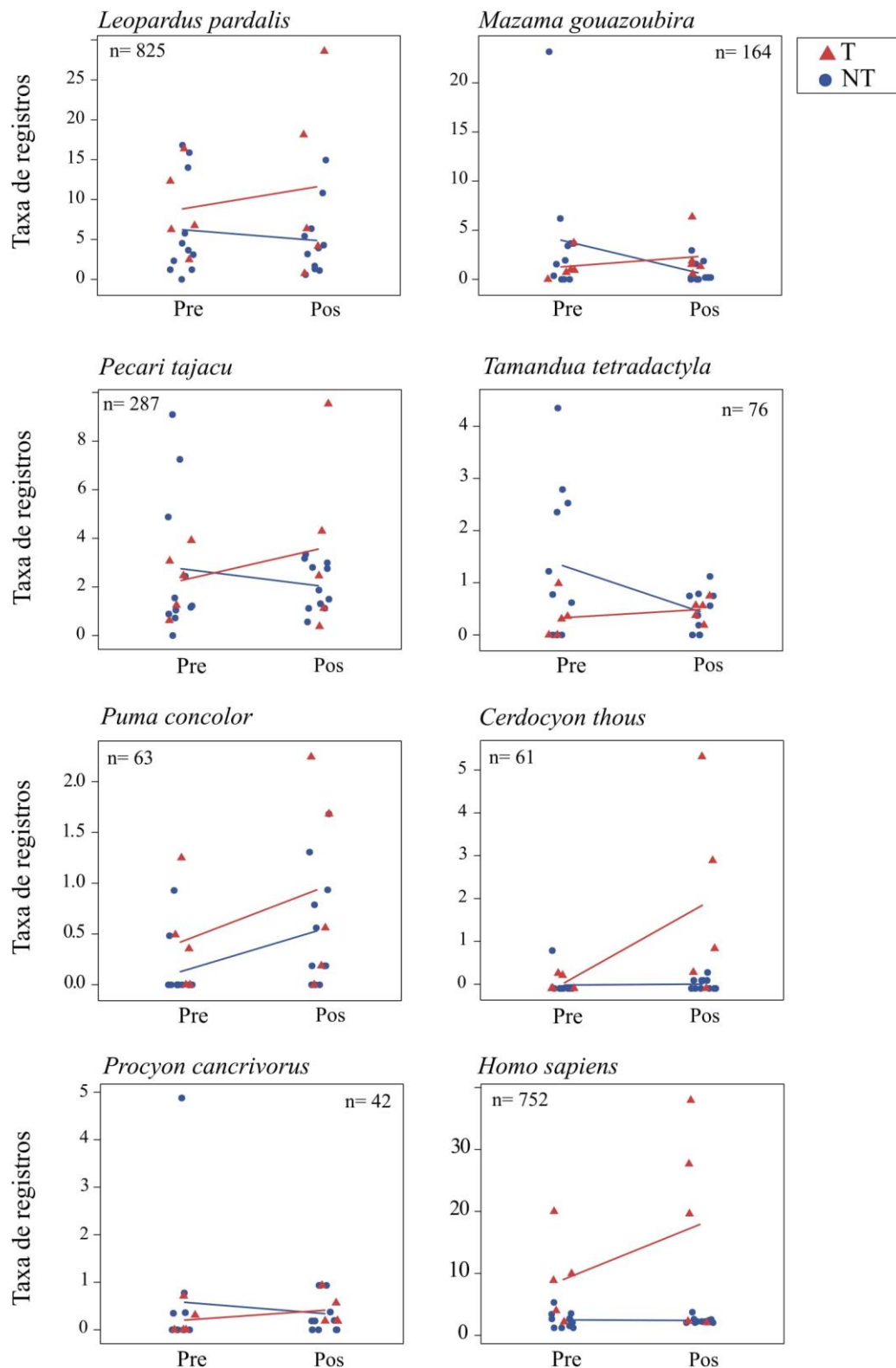


Figura 9. Taxa de registros (total de registros (n) / esforço * 100) total e das espécies de mamíferos antes (pré) e depois (pós) do início do turismo em cada ponto em trilha turística (T; triângulos) e não turística (NT; círculos). As linhas representam as médias de cada conjunto de trilhas (T, vermelha e NT, azul).

Tabela 4. Modelos para frequência de registros de mamíferos, classificados de acordo com o menor valor de AIC. Mostrando os 3 primeiros modelos.

Total de mamíferos. Variáveis ambientais fixas = Estação do ano, Fitofisionomia e Estação do ano * Fitofisionomia.										
Int	Est	Fito	Est * Veg	Tur/ano	Uso	Tur /ano * Uso	gl	ΔAIC	Peso relativo	
-1.139	x	x	x	-0.28	x	x	8	0	1	
-1.015	x	x	x	-0.21			6	20.9	0	
-1.118	x	x	x	-0.21	x		7	22.3	0	

Paca (<i>Cuniculus paca</i>). Variáveis ambientais fixas = Estação do ano e Fitofisionomia.										
Int	Est	Fito	Tur /ano	Uso	Tur /ano * Uso	gl	ΔAIC	Peso relativo		
-2.828	x	x	-0.3			5	0	0.65		
-2.995	x	x	-0.3	x		6	1.84	0.26		
-2.997	x	x	-0.3	x	x	7	3.78	0.1		

Mocó (<i>Kerodon rupestris</i>). Variável ambiental fixa = Rocha.										
Int	Rocha	Fito	Tur /ano	Tur	Uso	Tur /ano * Uso	Tur * Uso	gl	ΔAIC	Peso relativo
-5.567	0.08		-0.32		x	x		6	0	0.63
-4.886	0.07	x	-0.32		x	x		7	1.25	0.34
-5.104	0.13			x	x		x	6	7.03	0.02

Caititu (<i>Pecari tajacu</i>). Sem variáveis ambientais fixas.										
Int	Est	Tur /mes	Uso	Tur /mes * Uso	gl	ΔAIC	Peso relativo			
-3.79	x	-0.1	x	x	6	0	0.27			
-3.955		-0.1	x	x	5	1.52	0.126			
-3.725	x				3	2.88	0.064			

Jaguaritica (<i>Leopardus pardalis</i>). Variável ambiental fixa = Estação do ano.										
Int	Est	Fito	Tur /ano	Uso	Tur	Tur /ano * Uso	Tur * Uso	gl	ΔAIC	Peso relativo
-2.662	x		-0.26	x		x		6	0	0.689
-2.759	x	x	-0.26	x		x		7	1.89	0.268
-2.359	x			x	x		x	6	6.59	0.026

Veado-catingueiro (<i>Mazama gouazoubira</i>). Variáveis ambientais fixas = Estação do ano e Fitofisionomia.												
Int	Est	Fito	Tur /ano	Tur /mês	Tur	Uso	Tur /ano * Uso	Tur /mês * Uso	Tur * Uso	gl	ΔAIC	Peso relativo
-4.842	x	x			x	x			x	7	0	0.661
-6.328	x	x	-0.96			x	x			7	1.34	0.339
-6.092	x	x		-0.73		x		x		7	31.98	0

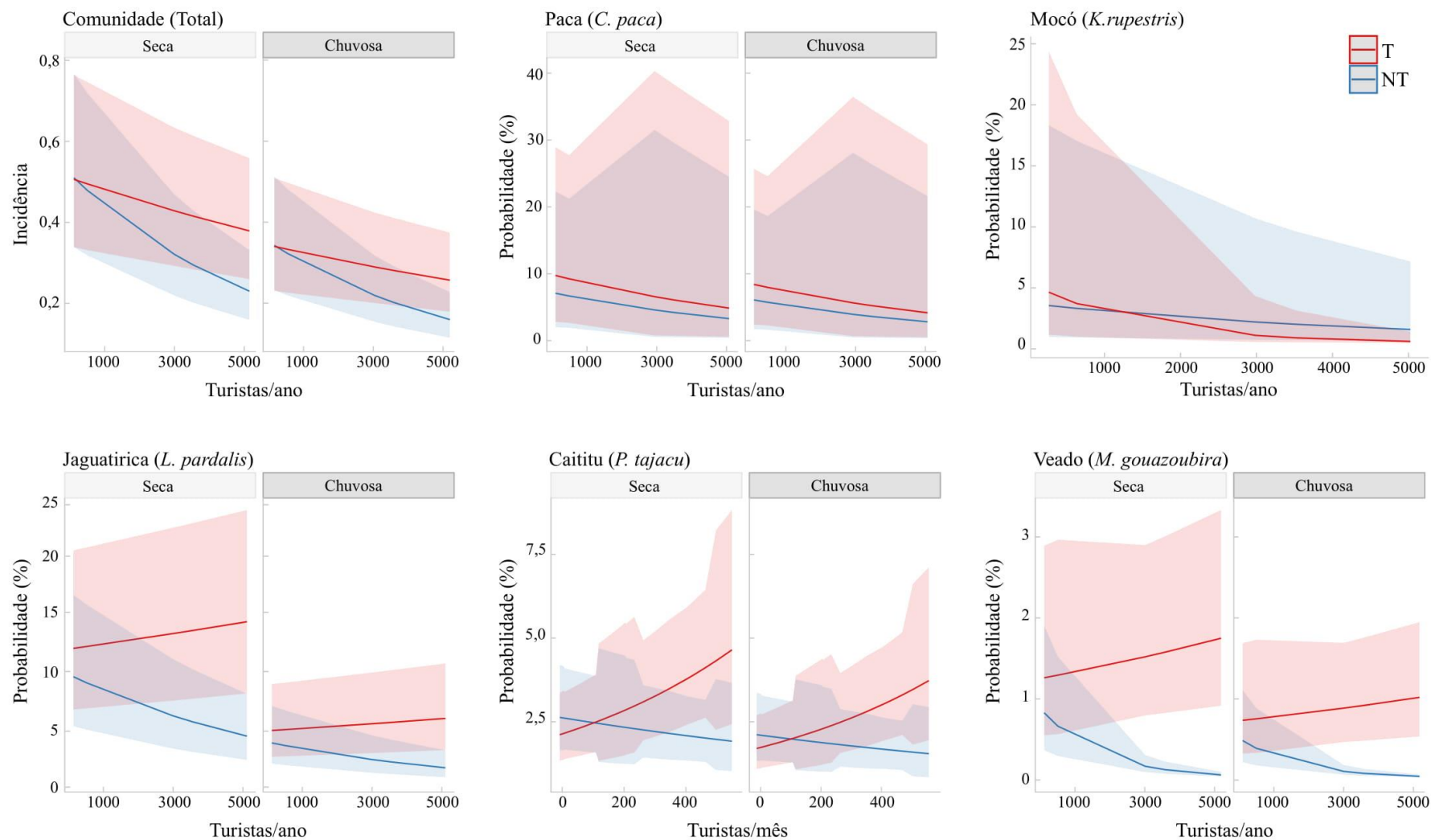


Figura 10. Predições para a FR do total de registros de mamíferos (comunidade) e espécies individuais de acordo com o uso da trilha (T, turística e NT, não turística), intensidade do turismo e estação do ano, baseadas nos modelos de melhor ajuste.

Discussão

O início do turismo no PNCP não alterou a riqueza e a composição da comunidade de mamíferos local, entretanto, houve respostas distintas das espécies. Para a paca (*C. paca*) e o mocó (*K. rupestris*) houve uma diminuição da frequência de registros após o aumento da visitação. Por outro lado, a ocorrência de jaguatirica (*L. pardalis*), caititu (*P. tajacu*) e veado-catingueiro (*M. gouazoubira*) nas trilhas turísticas esteve positivamente relacionada ao número de turistas, ao contrário do esperado de acordo com a hipótese de trabalho. Houve um declínio na ocorrência de mamíferos nas trilhas em geral, mas a diminuição foi maior nos locais sem visitação do que nos turísticos. De forma geral, os dados indicam impacto negativo apenas pontual sobre a comunidade de mamíferos do PNCP. Até onde tenho conhecimento, este é o primeiro estudo a avaliar o impacto do turismo sobre a fauna antes e depois do início da visitação, num Parque Nacional brasileiro.

Comunidade de mamíferos do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu

As matas do vale cárstico do rio Peruaçu são utilizadas por pelo menos 23 espécies de mamíferos silvestres, um número expressivo, já que a área do vale constitui 10,5% da área total do PNCP. A riqueza encontrada representa 64% da fauna de mamíferos do Mosaico Sertão Veredas Peruaçu MSVP e supera a de outras UCs da região, como o Parque Estadual da Serra das Araras (17 espécies), o Parque Estadual da Mata Seca (18) (Ferreira e Oliveira, 2014). Das espécies encontradas, oito estão ameaçadas de extinção (Tabela S2) e uma é endêmica da caatinga (*K. rupestris*). Tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*) e gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*) estão globalmente ameaçadas (IUCN, 2018). Esse último é classificado na lista nacional como “em perigo” (Brasil, 2014). Seis espécies estão ameaçadas de extinção no estado (COPAM, 2010), enquanto gato-mourisco (*P. yagouaroundi*), suçuarana (*P. concolor*) e mocó estão classificadas como

vulneráveis no país (Brasil, 2014). Os resultados confirmam que o PNCP, em conjunto com as outras UCs do Mosaico, é de extrema importância para a conservação de mamíferos de médio e grande porte de dois importantes biomas brasileiros.

Entretanto, o número de espécies foi inferior à riqueza total reportada para o PNCP por inventários anteriores, que encontraram 34-35 espécies, mas que englobaram as demais fitofisionomias do parque e utilizaram outros métodos complementares (rastros e entrevistas), (Ferreira e Oliveira, 2014; IBAMA, 2005). A riqueza encontrada neste estudo certamente seria maior se outras fitofisionomias do parque fossem incluídas, pois espécies como lobo-guará (*Crysocyon brachiurus*), raposinha (*Lycalopex vetulus*) e tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*) não foram detectadas provavelmente porque seus habitats preferenciais são áreas abertas de cerrado (Marinho-Filho et al., 2002), que não foram amostradas. Apesar disso, algumas espécies registradas nas formações florestais do vale do Peruaçu em 2005 não foram encontradas nos sete anos de amostragem. Cachorro-do-mato-vinagre (*S. venaticus*), onça-pintada (*Panthera onca*), e queixada (*Tayassu pecari*) foram registrados por rastros e entrevistas no levantamento para o plano de manejo da UC (IBAMA, 2005). Possivelmente populações destas espécies ocorriam em toda a região do Peruaçu no passado, mas nos últimos anos se restringiram ou isolaram-se na porção oeste do vale do Peruaçu, no Parque Estadual Veredas do Peruaçu (Ferreira et al., 2017, 2011).

Efeitos do turismo sobre a comunidade de mamíferos

Caso o turismo estivesse afetando o uso das trilhas pelos mamíferos, seria esperada uma redução da ocorrência das espécies nas trilhas turísticas, levando à diminuição da riqueza após o início do turismo, o que não foi constatado. Poderia ocorrer um aumento da ocorrência dos mamíferos em trilhas não turísticas, caso o turismo estivesse levando as espécies a evitar as áreas com maior atividade humana, deslocando o uso do hábitat

para as áreas não turísticas (Fortin et al., 2016; Frid e Dill, 2002; Rogala et al., 2011; Zhou et al., 2013). Assim, também era esperada uma alteração da composição das comunidades após o início da visitação em áreas turísticas e não turísticas, o que também não ocorreu. De fato, houve um aumento da riqueza nas trilhas não turísticas pós-turismo, mas é mais provável que seja devido a registros de espécies raras e pouco frequentes nos ambientes florestais, como gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*) e cutia (*D. azarae*) - esta última está mais associada a áreas de cerrado denso no PNCP (Ferreira et al., *dados não publicados*).

Apesar de, no geral, não encontrarmos alteração significativa na composição de mamíferos nas trilhas turísticas pré e pós-turismo, a trilha T3 apresentou alta dissimilaridade da comunidade. Esta trilha é uma das menos visitadas (363 visitantes/ano), enquanto na trilha com maior intensidade de visitação (T1, 2771 visitantes/ano) a composição de espécies foi muito similar antes e depois do turismo. Se o turismo tivesse efeito forte capaz de repelir as espécies das trilhas turísticas, era de se esperar que a maior dissimilaridade ocorresse na trilha mais visitada. Com a ressalva de que características do local podem influenciar na magnitude do efeito do turismo em cada ponto (por exemplo, T1 se encontra abaixo da trilha principal e o declive no local pode diminuir a exposição e o contato entre animais e visitantes reduzindo o efeito do turismo), ainda é pouco provável que o turismo seja o fator principal afetando os mamíferos em T3. Este ponto está mais próximo do limite do parque, a menos de 2 km de uma vila, e em sua proximidade já foram encontrados rastros de animais domésticos e vestígio de caça (*observação pessoal*) evidenciando maior nível de degradação e presença humana não relacionada ao turismo. A distância à ocupação humana influencia a abundância de mamíferos de maior porte (Lessa et al., 2017), e um aumento de outros

fatores, como caça e presença de animais domésticos, pode ter causado a variação da composição em T3, mas esta avaliação está fora do escopo deste trabalho.

A hipótese de que a intensidade de uso das trilhas turísticas pelos mamíferos seria menor após o início do turismo em relação às trilhas não turísticas também não foi corroborada. Com o aumento do número de turistas por ano no parque, a frequência de uso total dos mamíferos diminuiu menos nas trilhas turísticas do que nas não turísticas. Além disso, não houve relação entre o número de turistas por dia e a frequência de uso das trilhas pelos mamíferos. Isso demonstra que, numa escala local, o turismo não foi o fator de maior influência sobre o uso das trilhas pelos mamíferos. Kays et al (2016), utilizando um índice similar (frequência de visitação) detectou efeito mais fraco do turismo em comparação a variáveis ambientais sobre uso de trilhas pelos mamíferos em 32 áreas protegidas turísticas dos EUA. Efeito fraco do turismo sobre atividade de mamíferos em trilhas também foi observado em um estudo no Equador (Blake et al., 2017). Isso indica que os impactos do turismo podem depender da área e espécies estudadas, do tipo de atividade turística e de como esta atividade é regulada e manejada. No PNCP, as estratégias até agora utilizadas pela gestão, como controle do número de visitantes por trilha e por guia, parecem minimizar os impactos do turismo sobre o uso das trilhas pelas espécies de mamíferos. Porém, a diminuição geral da ocorrência das espécies nas trilhas pode ser causada por fatores externos atuantes na região, como a variação climática nos últimos anos.

O número de turistas aumentou progressivamente no PNCP a partir de 2015 e tende a continuar crescendo nos próximos anos com o impulso da divulgação e melhoria da infraestrutura (abertura do centro de visitantes e lanchonete). Ainda assim, o número de turistas/ano no parque é considerado baixo em relação aos Parques Nacionais brasileiros mais conhecidos. Por exemplo, a UC mais visitada do Brasil é o Parque Nacional da

Tijuca, uma floresta urbana de 3.200 ha no Rio de Janeiro, que recebe 2,5 milhões de visitantes por ano. Os impactos desta visitação massiva sobre a fauna não são totalmente conhecidos, mas já foi observado o consumo de lixo e alimentos antrópicos por primatas no local (Cunha et al., 2006). Altera es da atividade e dieta de primatas e outros mamíferos oportunistas, como quatis, causadas pela oferta de alimentos antrópicos em áreas de recrea o são frequentes em parques brasileiros (Cunha, 2010; Esteves, 2010), como no Parque Nacional de Brasília (Sabbatini et al., 2008), que recebe cerca de 260 mil turistas por ano.

Efeitos negativos do turismo sobre mamíferos diurnos foram constatados em outras UCs com maior intensidade de turismo. No Parque Nacional do Iguaçu, onde o número de turistas/ano ultrapassa 1,5 milhão, espécies como caititu, tamanduá-bandeira, irara (*E. barbara*) e anta (*Tapirus terrestres*) evitaram a área turística (da Silva et al., 2018). No Parque Nacional da Serra dos órgãos, que recebe em média 170 mil turistas/ano, a riqueza e abundância de mamíferos e aves de maior porte foram menores numa trilha turística do que em uma trilha sem visita o (Cunha, 2010). A abundância de mamíferos também foi menor na porão norte da Ilha Grande, onde há concentra o da atividade turística (Lessa et al., 2017).

Já em locais com ecoturismo de baixa intensidade (<1000 turistas/ano), como em duas localidades na Amazônia, não houve efeito negativo consistente sobre a fauna de mamíferos (Rocha et al., 2012; Salvador et al., 2011) e Rocha (2012) não constatou diferenças de uso de trilhas turísticas e não turísticas. Juntos, estes estudos parecem confirmar que efeitos prejudiciais à fauna nos Parques Nacionais brasileiros aparecem quando o turismo ocorre em alta intensidade, em concordância com Krüger (2005). Resultados similares foram demonstrados para a onça-parda (*P. concolor*) no Canadá, em que os animais s  responderam negativamente ao turismo na época de maior

visitação (Morrison et al., 2014). A presença humana em baixa intensidade também não alterou a abundância de esquilos em reservas nos EUA (Gutzwiller e Riffell, 2008).

Uma das principais causas do ecoturismo não ser sustentável é a superlotação de turistas (Krüger, 2005), principalmente em ambientes mais sensíveis ao risco de impacto, como regiões montanhosas (como muitas UCs do Brasil) ou cavernas, onde a capacidade de suporte das trilhas é menor e o excesso de visitantes causa diversos impactos, incluindo distúrbios na fauna (Krüger, 2005; Newsome et al., 2012; Turton e Stork, 2008). Por exemplo, em um estudo comparativo entre dois parques de São Paulo que têm cavernas turísticas (PEI – Parque Estadual Intervales e PETAR – Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira), o PETAR, que recebia maior número de visitantes por ano (entre 20 e 40 mil), possuía menor controle da visitação e gestão menos eficiente, apresentou um pior estado de conservação e deterioração de suas cavernas e entorno, devido ao turismo desordenado (Sarfati e Sano, 2012). Já no PEI, a visitação mais limitada e controlada favoreceu um grau superior de preservação do complexo turístico. As áreas de carste são ainda mais sensíveis devido ao alto grau de endemismo de espécies e fragilidade ambiental, porém há exemplos de locais que conciliam a proteção e o turismo de forma sustentável, como em florestas nacionais de Porto Rico (Hall e Day, 2014).

Frequência de uso das trilhas pelas espécies

De uma maneira geral, os resultados encontrados pelos modelos de frequência de uso das espécies individuais não corroboraram a hipótese do estudo, exceto pelo mocó. O aumento do uso de trilhas turísticas e a maior diminuição da frequência de registros em trilhas não turísticas indica que algumas espécies podem até se beneficiar do turismo na área. O mocó foi a única espécie que apresentou claramente o padrão esperado. Com o aumento do número de turistas por ano, a frequência de uso das trilhas turísticas por

este roedor reduziu em maior proporção do que nas trilhas não turísticas. A princípio, o turismo tem efeito negativo sobre a espécie.

Mocós possuem hábitos diurnos (Portella e Vieira, 2016; Portella, 2015; este estudo), por isso podem ser diretamente afetados pela visitação no horário de sua atividade. Sua preferência por ambientes rochosos e seu hábito escalador possibilitam a explora o vertical do habitat e facilitam o esconderijo (Dias e Bocchiglieri, 2015; *obs pessoal*). Com isso, a redu o da taxa registros dessa espécie pode estar relacionada ao aumento do uso vertical do espaço e maior permanência nos paredões rochosos, e não a um afastamento da zona turística. Outras altera es comportamentais, como aumento da vigilância, ou altera es fisiológicas relacionadas ao estresse já foram registrados para outras espécies em áreas turísticas, mesmo sem altera o no padrão de uso do hábitat (Griffin et al., 2007; Pi eiro et al., 2012). Estas altera es aumentam o gasto energético e diminuem o tempo de forrageamento e outras atividades (Tablado e D'Amico, 2017), e se persistentes podem reduzir a saúde dos indivíduos, torná-los mais vulneráveis a predadores, afetando a sobrevivência e o sucesso reprodutivo (Frid e Dill, 2002). Como consequência, o tamanho populacional pode ser reduzido, o que também poderia causar uma diminui o na frequência de registros. Porém, apenas os dados obtidos não permitem confirmar estas inferências para o mocó.

O possível efeito do turismo nessa espécie foi devido, em grande parte,   sua ocorrência muito maior na T3 do que nas outras trilhas turísticas, onde a frequência de uso dos mamíferos (incluindo o mocó) foi reduzida drasticamente após o aumento da visita o (como já discutido acima). Como a redu o do uso das outras trilhas turísticas com maior intensidade de visita o (até 8x maior) não foi tão drástica quanto observada na T3, outros fatores, além do turismo, podem ter afetado o uso das trilhas pelo mocó. Ainda assim, a frequência de registros geral da espécie caiu pela metade após o início

do turismo, o que pode indicar um efeito mais geral do aumento da presença humana sobre a espécie. De qualquer forma, é necessário investigar potenciais efeitos do turismo e de outros fatores sobre o mocó. Estudos de comportamento, uso do espaço em escala mais refinada e densidade populacional podem ajudar a entender melhor a resposta dessa espécie.

Houve também um decréscimo de ocorrência da paca, mas que não foi relacionado ao tipo de uso da trilha. De fato, a redução da sua FR foi mais generalizada nas trilhas sem visitação e, assim como o mocó, a redução da sua FR nas trilhas turísticas foi muito maior na T3, onde a intensidade da visitação é menor, do que na T1, trilha com maior fluxo de pessoas. Ou o turismo tem um impacto mais amplo nesta espécie, ou outro fator afetando o vale do Peruaçu de forma geral pode estar relacionado à diminuição de sua FR e não foi medido neste estudo.

Outros fatores além do turismo podem ter relação com o resultado que obtido para a paca: 1) aumento dos predadores nas áreas: o aumento da atividade de carnívoros predadores (principalmente onça-parda) pode indicar uma maior pressão sobre a população da espécie. 2) Estresse térmico: a ocorrência da paca esteve associada à mata ciliar, com raros registros na mata seca. Provavelmente a espécie não possui habitats alternativos fora deste ambiente no PNCP. O aumento da temperatura e a seca do rio Peruaçu poderiam potencialmente afetar a abundância da espécie, já que a paca é reconhecidamente associada a ambientes ripários do Cerrado. 3) Caça: a paca é uma espécie muito caçada (Emmons, 2016), mesmo dentro de unidades de conservação (da Silva et al., 2018). Na região do PNCP, é descrita como uma das caças preferidas pela população local (IBAMA, 2005). Estes efeitos não são excludentes e podem ser influenciados pelo turismo de uma forma sinérgica (Newsome et al 2012). Por exemplo, a presença humana pode gerar uma redução nas condições físicas dos indivíduos, e/ou

deslocá-los para áreas onde ficam mais vulneráveis à predação e à caça (Frid e Dill, 2002). A diminuição de ocorrência da paca é preocupante por ser um importante frugívoro dispersor de sementes (Mendieta-Aguilar et al., 2015), e seu desaparecimento pode ter consequências para a regeneração da mata e para populações de predadores.

Houve uma tendência de diminuição da FR nas trilhas turísticas para outras espécies, como o ouriço (*C. prehensilis*) e o tatu-galinha (*D. novemcinctus*), mas que não foi testada estatisticamente devido ao baixo número de registros destas espécies (<50). Um efeito negativo da presença humana foi constatado para tatu galinha em uma ilha na Mata Atlântica (Lessa et al., 2017), mas pode estar relacionada à ocupação humana e não somente ao turismo. O ouriço é uma espécie com hábitos arborícolas e o resultado observado para a espécie pode refletir uma diminuição no uso do solo nas áreas turísticas (Martin et al., 2017).

Ao contrário do esperado, o turismo não causou um deslocamento da jaguatirica, veado-catingueiro e caititu para outras áreas, mas parece ter atraído estas espécies, em geral aumentando a frequência de uso das trilhas turísticas com o aumento da intensidade de visitação. No Parque Nacional do Iguaçu, jaguatirica e outros felinos exibiram uma resposta positiva ao turismo, sendo mais detectadas próximas a áreas turísticas (da Silva et al., 2018).

Mamíferos de médio e grande porte, sobretudo carnívoros predadores, possuem tendência de utilizar trilhas (Cusack et al., 2015; Di Bitetti et al., 2014; Harmsen et al., 2010; Kays et al., 2011; Ferreira et al., 2017), por facilitar o deslocamento principalmente em locais com sub-bosque denso (Harmsen et al., 2010). No Parque Estadual Veredas do Peruaçu, à montante do PNCP, a jaguatirica foi mais detectada em trilhas do que fora delas (Ferreira et al., 2017), em concordância com outros estudos (Bitetti et al., 2014; Kays et al., 2011). Após a abertura do PNCP, as trilhas turísticas

passaram a receber manutenção periodicamente, o que pode explicar o aumento da utilização pelos mamíferos, com o aumento da visitação. A atividade predominantemente noturna da jaguatirica (Dillon e Kelly, 2007; Kolowski e Alonso, 2010), possibilita utilizar as trilhas nos horários sem turismo (da Silva et al., 2018). Apesar de no PNCP a atividade da espécie ser distribuída ao longo do dia, é possível que a jaguatirica utilize as trilhas turísticas em dias ou períodos de menor atividade humana. Uma análise prévia detectou uma diminuição de 10% na atividade diurna da espécie após o turismo (Ferreira et al. 2017, *dados não publicados*), corroborando essa hipótese. Assim como a jaguatirica, a onça-parda e o cachorro-do-mato (*C. thous*), carnívoros noturnos com hábito de utilizar trilhas também apresentaram aumento na taxa de registros após o aumento da visitação. Outras espécies, no entanto, não exibem as mesmas relações com uso de trilha (Harmsen et al., 2010). Entre as registradas neste estudo, veado e caititu não tiveram a detectabilidade associada a trilhas na região do Peruaçu (Ferreira et al., 2017; Ferreira et al., *dados não publicados*), mas o uso ocasional das trilhas por estas espécies pode ocorrer.

Entretanto, o aumento da frequência de registros de caititu nas trilhas turísticas é surpreendente, uma vez que a espécie foi afetada negativamente pela proximidade de ocupação humana em outro estudo realizado no PNCP (Ferreira et al., *dados não publicados*) e pelo turismo em duas outras áreas (Blake et al., 2017; da Silva et al., 2018). Essa espécie parece responder de forma distinta a diferentes níveis de pressão humana. O resultado também não era esperado para veado-catingueiro, pois espécies de veado (*Mazama* spp.) são geralmente sensíveis à presença humana e o turismo, mesmo que de baixa intensidade, afetou negativamente uma espécie do mesmo gênero em dois estudos independentes (Blake et al., 2017; Rocha et al., 2012). Por outro lado, ungulados podem se habituar à presença humana (Stankowich, 2008). Estudos

conduzidos em vários parques dos EUA indicaram que o turismo não afetou a probabilidade de ocupação do cervídeo *Odocoileus virginianus*, pouco afetou seu horário de atividade e, em áreas com maior intensidade de turistas, estes animais diminuíram o comportamento de vigilância, demonstrando habituação (Parsons et al., 2016; Schuttler et al., 2017).

Alguns possíveis fatores que podem explicar a resposta positiva destes animais podem ser levantados. Primeiro, a presença humana pode servir como um escudo para as espécies de presas por afastar predadores, criando áreas de refúgio (Frid e Dill, 2002; Leighton et al., 2010; Muhly et al., 2011; Nowak et al., 2014; Rogala et al., 2011). Assim, trilhas com maior intensidade de uso por turistas podem ser usadas como refúgio (Muhly et al., 2011; Rogala et al., 2011). Veado-catingueiro e caititu são espécies predadas pela onça-pintada, que não possui registros de ocorrência recentes na área, e pela onça-parda, cujo uso das trilhas turísticas aumentou após o turismo. Portanto, a hipótese do refúgio contra predadores nas trilhas turísticas é pouco sustentada pelos resultados. Uma explicação alternativa é que essas trilhas poderiam estar servindo como refúgio contra caçadores. Caititu e veado são espécies muito caçadas em toda sua distribuição (Black-Decima e Vogliotti, 2016; Gongora et al., 2011) e, apesar de não existirem dados sobre pressão de caça na área de estudo, sabe-se que ela existe tradicionalmente na região (IBAMA, 2005), inclusive dentro do parque (evidenciada em 2006, 2007, 2012, 2014 e em 2017, quando um veado baleado foi encontrado por funcionários, G. B. Ferreira e M. P. Soares, *comunicação pessoal*). O tráfego de turistas, condutores e funcionários no PNCP tende a afastar caçadores da área turística, tornando-as potencialmente mais seguras para espécies afetadas pela caça. Uma revisão sobre a resposta de ungulados a humanos mostrou que os animais aprendem a reconhecer as maiores ameaças e podem identificar comportamentos menos

ameaçadores, por exemplo, humanos caminhando em trilhas e que não se aproximam de forma direta e rápida provocam menos reações de fuga (Stankowich, 2008). Price et al. (2014) observaram uma resposta ao risco de perturbação menor em uma espécie de cervídeo nas áreas com maior concentração de turistas, e que as distâncias de alerta e de fuga diminuíram com a proximidade às áreas turísticas.

Em segundo lugar, a estrutura da vegetação também influencia e pode reduzir o impacto da presença humana sobre as espécies, porque uma maior cobertura possibilita a camuflagem, que diminui o risco percebido (Frid e Dill, 2002). A vegetação florestal, por exemplo, permite que animais utilizem áreas mesmo com maior intensidade de turistas (e.g. Leighton et al., 2010). A cobertura da vegetação e a topografia são fatores que podem influenciar a resposta dos animais (Rogala et al., 2011) e podem estar atuando no PNCP. Além disso, pode haver associação positiva entre qualidade e quantidade de recursos alimentares e o uso de trilhas por humanos (Muhly et al., 2011), influenciando o uso das trilhas pelos herbívoros. Por fim, é possível que as espécies alterem o horário de atividade para evitar o encontro com turistas nas trilhas turísticas (Ngoprasert, et al., 2017). Coppes et al. (2017) encontraram que, enquanto áreas frequentadas por turistas eram evitadas durante o dia, eram preferidas durante a noite por uma espécie de veado (*Cervus elaphus*). Porém, numa análise preliminar, caititu e veado-catingueiro não apresentaram a tendência de evitar as trilhas durante o dia ou mudar para uma atividade mais noturna nas trilhas turísticas no PNCP.

Apesar dos resultados demonstrarem, a princípio, tolerância de algumas espécies ao aumento do turismo, a permanência no habitat pode depender da disponibilidade de áreas alternativas próximas e de boa qualidade (Gill et al., 2001). Se o custo de se deslocar para outras áreas for muito alto, ou se não houver outras áreas disponíveis, as espécies irão permanecer no local, mesmo que essas áreas não sejam ideais (Frid e Dill,

2002). Dessa forma, as espécies ou indivíduos que parecem ser mais tolerantes por não evitar os locais com perturbação podem estar sendo igualmente ou mais afetadas do que as que se deslocam, com o custo de permanecer num habitat com qualidade reduzida (Gill et al., 2001). Se a pressão de caça for maior nos outros habitats, por exemplo, as espécies tendem a permanecer nas áreas turísticas porque o risco é maior fora delas, mesmo que tenham algum impacto no seu fitness.

No caso do PNCP, a mata ciliar restrita ao vale cárstico pode ser um habitat com recursos importantes e insubstituíveis para as espécies. Nos últimos anos, a região do Peruaçu tem sofrido aumento das médias anuais de temperatura e redução de precipitação e umidade (Figura S1), que podem ter consequências sobre a dinâmica da vegetação e a disponibilidade de recursos para os mamíferos. Como a maioria das trilhas que levam aos atrativos turísticos passa pela mata ciliar, o aumento de registro de algumas espécies nas trilhas turísticas pode estar relacionado ao aumento do uso da mata ciliar nestes anos de maior escassez de recursos, principalmente na época seca. A maior concentração da atividade na mata ciliar seria uma estratégia adotada pelas espécies para aumentar o fitness, superando os custos da perturbação humana.

Habitats ripários são extremamente importantes para comunidades de mamíferos do cerrado e da caatinga, pela disponibilidade de recursos e condições microclimáticas mais amenas (maior umidade e menor temperatura) principalmente na estação seca, e por permitir a manutenção de populações de espécies florestais do cerrado e da caatinga, como a paca (Johnson et al., 1999; Marinho-Filho et al., 2002; Redford e Fonseca, 1986). A tendência de maior uso de trilhas na mata ciliar durante a estação seca foi registrada para a comunidade de mamíferos em geral, demonstrando a importância desta fitofisionomia no PNCP.

Considerações metodológicas

O desenho experimental utilizado neste trabalho permitiu comparar dados de riqueza, composição e frequência de registros para avaliar potenciais efeitos da visitação turística. Utilizei a frequência de registros como um índice que reflete a intensidade de uso de determinadas trilhas pelas espécies de mamíferos, tornando possível avaliar mudanças relativas nos mesmos locais ao longo do tempo. Desta forma, esse índice se mostrou adequado para os objetivos deste trabalho, embora não tenha sido possível controlar nas análises eventuais variações na detectabilidade, o que tornaria as inferências mais robustas (Pollock et al., 2002). Apesar disso, diversos aspectos do nosso desenho amostral foram pensados de forma a minimizar eventuais variações na probabilidade de detecção: amostragem apenas de trilhas (evitando assim a variação entre dentro e fora de trilha para a mesma espécie), instalação das armadilhas fotográficas exatamente nas mesmas árvores, na mesma altura e direcionamento (com raras exceções de poucos pontos nos primeiros meses de pesquisa), realização de manutenções para evitar mau-funcionamento e para manter a área em frente à câmera limpa. Além disso, os locais amostrados se encontram em matas bem conservadas que não sofreram grandes alterações na estrutura da vegetação ao longo do tempo e covariáveis ambientais foram inseridas no modelo para eliminar maiores fontes de variações.

Ademais, mesmo que as alterações na frequência de registros sejam causadas por alterações na detectabilidade, ambas podem ser interpretadas em relação à intensidade de uso dos locais (e.g. da Silva et al., 2018) e envolveriam uma resposta comportamental das espécies avaliadas (por exemplo, a potencial diminuição da detectabilidade do mocó por passar a utilizar mais a estrutura vertical do habitat ou aumento da detectabilidade de espécies mais sensíveis por se deslocarem mais devagar

e atentamente devido ao estímulo de odores deixados por turistas). Portanto, os resultados refletem mudanças no padrão de uso das trilhas pelas espécies, seja espacial (influenciando a FR ou abundância) ou comportamental (influenciando a detectabilidade).

Por fim, o uso de frequências de registros até o presente tem sido útil para detectar efeitos da perturbação humana suficientes para guiar ações de manejo (Tobler et al 2008; Carbone et al 2001; Cusack et al 2015; Ngoprasert et al 2017; George e Crooks 2006; Muhly et al. 2011). Estas medidas muitas vezes se correlacionam com a probabilidade de ocupação (e.g. Kays et al., 2016; Martin et al., 2017) e podem inclusive detectar variações da intensidade de uso numa escala mais fina do que análises de probabilidade de ocupação (Kays et al., 2016). A modelagem da ocupação seria uma alternativa para incorporar estimativas de detecção (MacKenzie et al., 2006), porém é inviável neste caso devido à necessidade de um número muito maior de pontos amostrais (Mackenzie e Royle, 2005) e à área relativamente reduzida onde o turismo ocorre no PNCP (que não comportaria um número elevado de pontos amostrais, mesmo que houvesse mais equipamentos e recursos).

Apesar de não ser ideal, o número desigual de pontos por fitofisionomia e por tipo de uso de trilha estavam além do controle do desenho amostral, pois eram consequências da localização das trilhas. Mantive este desenho por permitir fazer comparações temporais entre antes e depois do turismo, controlando estas variações nas análises. Nas análises de riqueza, utilizei sub-amostras por aleatorização e nos modelos incluí covariáveis para incorporar variações na estação do ano e na fitofisionomia sobre a frequência de registros.

Nesta pesquisa, o objetivo foi avaliar os impactos dos visitantes nas trilhas turísticas, uma vez que o distúrbio está nelas concentrado, e não extrapolar os resultados

para áreas adjacentes do Parque Nacional, justificando o foco exclusivo em trilhas pré-existentes. Ademais, as FR das espécies não foram comparadas diretamente entre si, por exemplo, correlacionando abundância de presas e de predadores. Assim, embora existam evidências da diferença no uso de trilhas pelas espécies levando a diferentes probabilidades de detecção (Cusack et al., 2015; Ferreira et al., 2017; Harmsen et al., 2010), a decisão do desenho amostral depende em grande parte do objetivo do estudo (O'Brien, 2011).

Conclusão

A resposta à atividade turística no PNCP variou de acordo com as espécies, sem padrões gerais de alterações na ocorrência de mamíferos causadas pelo aumento da atividade turística. O turismo produziu efeitos negativos apenas pontuais sobre o uso do espaço pela comunidade de mamíferos (FR de duas espécies), já que alguns parâmetros avaliados se mantiveram estáveis (riqueza e composição) e outros não apresentaram o efeito esperado de acordo com a hipótese de impacto negativo nas áreas turísticas (FR de três espécies e FR geral com declínio menor em trilhas turísticas). A atual baixa intensidade de visitação comparada a outros parques e a regulação da atividade pela gerência do PNCP, como controle do número de visitantes e de comportamentos inadequados, parecem minimizar os potenciais impactos do turismo sobre o uso do espaço pela fauna de mamíferos. A ausência de um impacto negativo generalizado, entretanto, deve ser considerada com precaução, já que a atividade turística no parque é ainda incipiente (teve início em 2015) e tende aumentar ao longo dos anos. Ainda assim, com o monitoramento dos impactos e o manejo adaptativo, é possível tornar o turismo dentro de áreas protegidas uma atividade sustentável, conciliada com a conservação da biodiversidade (Montambault et al. 2015, Newsome et al. 2012).

Recomendações

Monitoramento

Medir o efeito do distúrbio causado pelo turismo é necessário para fornecer informações como subsídios para guiar a gestão das atividades que afetam a fauna (Newsome et al. 2012). Os resultados obtidos neste trabalho têm grande utilidade para a gerência do PNCP e poderão servir de base no controle dos impactos da atividade turística. Considerando que o turismo ainda está na fase inicial, a continuidade do monitoramento dos mamíferos no parque é importante para determinar se ou como o aumento do número de turistas irá afetar as espécies ou causar maior efeito sobre a comunidade de mamíferos do PNCP. Além disso, existe a possibilidade de haver um atraso no tempo até que eventuais efeitos possam ser detectados e que, mesmo que não cause deslocamento das espécies de seu habitat original, o turismo pode ter impactos negativos em outros níveis e escalas, que precisam ser investigados.

A permanência da amostragem dos pontos existentes permite a comparação com anos anteriores e na ausência do turismo, mas um novo desenho pode ser incluído para abranger outras fitofisionomias, aumentar o número de pontos e incorporar a probabilidade de detecção. A mudança de câmeras que não estão na trilha principal para a trilha principal ajudará a relacionar diretamente a ocorrência de mamíferos em relação à taxa de registros de turistas no mesmo ponto, e pode ser mais precisa, apesar de provavelmente enfraquecer o poder de comparação com amostragens anteriores. A amostragem em apenas uma estação diminui efeitos da sazonalidade, já que a taxa de registros foi significativamente menor na época chuvosa para a maioria das espécies. Nesta época, de maior umidade e crescimento de plântulas, há maiores dificuldades de operação devido ao mau funcionamento do equipamento, obstrução da imagem e falsos disparos (Martin et al., 2017). Por isso, a amostragem restrita à estação seca evitaria

problemas operacionais e removeria a variação sazonal na taxa de registros. Como o turismo também é sazonal, a amostragem deve englobar meses de baixa (abril, maio, setembro) e alta visitação (junho, julho, agosto) na estação seca.

No PNCP, o mocó parece ser abundante e é facilmente avistado durante o dia em paredões rochosos, o que o torna uma atração a mais para os turistas que visitam o parque. O PNCP é fundamental para a conservação desse roedor no estado, porque é uma das poucas UCs na região onde ele ocorre. Para esta espécie, de interesse especial para a conservação devido ao seu grau de ameaça, verificar efeitos do turismo sobre período de atividade, comportamento, fisiologia e densidade populacional pode ajudar a prevenir maiores impactos.

Detectei uma diminuição geral da ocorrência de mamíferos, independentemente do tipo de trilha (turística ou não turística), especialmente para veado, mocó e paca. Avaliar o efeito global do turismo sobre a abundância das espécies está além da proposta deste estudo, porém, se estas respostas refletem um declínio populacional e suas potenciais causas são questões que merecem ser investigadas. Veado-catingueiro, por exemplo, apesar de aumentar o uso das trilhas turísticas após o turismo, teve uma drástica diminuição na taxa de registros geral. Como no caso da paca, é preocupante a possibilidade de que a abundância da espécie esteja diminuindo no PNCP. A espécie é mais afetada pela caça e pela predação por cachorros domésticos (Black-Decima e Vogliotti, 2016), duas ameaças presentes no parque e que precisam de maior atenção.

Ademais, avaliar outros grupos potencialmente afetados pelo turismo nas trilhas e cavernas, como aves e morcegos, poderá fornecer um panorama geral dos impactos sobre a fauna. Avaliar impactos do turismo sobre os mamíferos dentro das cavernas está fora do escopo deste trabalho, mas algumas espécies de mamíferos associadas a cavernas com cursos d'água, como lontras (Pinho et al., 2017), podem ser mais

influenciadas pela presença humana no PNCP e, portanto, seria importante monitorar a resposta destas espécies particulares (Pinho et al., 2017).

Animais domésticos foram registrados em vários pontos e durante todo período do monitoramento, e são uma preocupação pelo risco de transmissão de doenças (Curi et al., 2016, 2010; Daszak et al., 2000; Deem e Emmons, 2005; Delahay et al., 2001) e outros impactos diretos e indiretos sobre a vegetação (no caso do gado) e sobre a fauna (Atickem et al., 2009; Chaikina e Ruckstuhl, 2006; Kukielka et al., 2013). A presença de cachorros domésticos é uma ameaça comum em várias UCs dentro e fora do Brasil (Lessa et al., 2016; Parsons et al., 2016). Cachorros domésticos perseguem e matam outros mamíferos, principalmente quando mal alimentados (Silva-Rodríguez e Sieving, 2011), e mesmo não sendo ótimos caçadores, geram estímulos de risco de predação com efeitos sobre o comportamento e atividade dos animais (Lenth et al., 2008; Parsons et al., 2016). Um controle epidemiológico e reprodutivo dos animais domésticos da região, bem como a conscientização da população local nos cuidados com as criações podem ajudar a reduzir estes impactos (IBAMA, 2005; Lessa et al., 2016; Silva-Rodríguez e Sieving, 2011).

Implicações para manejo

Os resultados deste trabalho indicaram que a visitação no PNCP nos níveis atuais tem pouco impacto negativo sobre a comunidade de mamíferos, e pode não ser a principal ameaça à permanência destas espécies na região. No PNCP, várias regulações e normas já são impostas aos turistas, como o acompanhamento por um condutor ambiental obrigatório, limite do número de visitantes por trilha e por condutor, além de capacitação dos condutores ambientais e leitura de termos de regras e condutas para os turistas. Condutas como andar apenas nas trilhas estabelecidas, acondicionar o lixo, não alimentar a fauna e evitar barulhos excessivos devem continuar a serem exigidas. Outras

medidas que reforçam a educação de visitantes e incentivem o comportamento adequado podem ser adotadas, como apresentação de vídeos educativos ao ingressar no parque e exposições interpretativas no centro de visitantes.

A magnitude do impacto do ecoturismo é dependente da intensidade de turistas e do manejo da atividade (Bessa e Gonçalves-de-Freitas, 2014; Das e Chatterjee, 2015; Krüger, 2005). O controle do aumento da visitação no PNCP, como a definição de um limite anual de turistas abaixo da capacidade de suporte do ambiente, evitaria um aumento brusco dos impactos negativos sem que haja tempo e oportunidade de serem prevenidos por meio do monitoramento e manejo adaptativo.

Uma das formas de minimizar os impactos da presença humana é restringi-la a uma porção da área protegida (Tablado e D'Amico, 2017). A zona onde ocorre o turismo no PNCP é limitada, porém, a maior parte das trilhas que levam aos atrativos turísticos (4/5 trilhas estudadas) passa pela mata ciliar, que está restrita à área do vale cárstico. Por isso, é importante que o turismo continue restrito a apenas uma parte deste ambiente, de forma a manter áreas desta fitofisionomia sem perturbação humana. A decisão de não abertura da caverna Brejal para visitação (IBAMA, 2005) é uma ação neste sentido. Entretanto, a abertura do roteiro turístico “Arco do André” aumentaria a área de mata ciliar do PNCP exposta à influência humana, e por esta razão, deveria ser evitada. Esta trilha tem um grau de dificuldade maior, o que exige manejo e regulações diferentes, e espera-se que o número de visitantes seja ainda menor do que nas outras trilhas.

A intenção deste trabalho não é mostrar o lado negativo do turismo, mas de evidenciar problemas potenciais para que possam ser antecipados e manejados. Acredito que o turismo no PNCP pode ser uma ferramenta para conservação dos ecossistemas naturais tanto do parque quanto da APA Cavernas do Peruaçu, capaz de mudar a relação

de exploração dos recursos e promover a consolidação dessas UCs, por aumentar a valorização e sensibilização ambiental da população local e dos governos municipais. Tal sensibilização já tem dado resultados, como a mobilização da comunidade para iniciativas de recuperação da vegetação nativa em áreas degradadas do entorno, de conservação dos recursos hídricos e de limpeza e implantação de coleta de lixo no entorno do parque.

Finalmente, o turismo pode ser um guarda-chuva para a proteção da vida silvestre (por exemplo, contra a caça), para criação de reservas e corredores ecológicos e para a promoção de uma economia local mais sustentável. Ainda que impactos do ecoturismo tenham que ser manejados, os efeitos negativos são bem menores do que os impactos que mais ameaçam a fauna (Fitzgerald e Stronza, 2016), como a caça e conversão de habitats.

Referências Bibliográficas

- Aguilar-Melo, A.R., Andresen, E., Cristóbal-Azkarate, J., Arroyo-Rodríguez, V., Chavira, R., Schondube, J., Serio-Silva, J.C., Cuarón, A.D., 2013. Behavioral and physiological responses to subgroup size and number of people in howler monkeys inhabiting a forest fragment used for nature-based tourism. *Am. J. Primatol.* 75, 1108–1116.
- Ahumada, J.A., Silva, C.E.F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W.R., Winarni, N., Andelman, S.J., 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 366, 2703–2711.
- Alves, L.C.P. de S., Zappes, C.A., Oliveira, R.G., Andriolo, A., Azevedo, A. de F., 2013. Perception of local inhabitants regarding the socioeconomic impact of tourism focused on provisioning wild dolphins in Novo Airão, Central Amazon, Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* 85, 1577–1591.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46.
- Arlettaz, R., Nusslé, S., Baltic, M., Vogel, P., Palme, R., Jenni-Eiermann, S., Patthey, P., Genoud, M., 2015. Disturbance of wildlife by outdoor winter recreation: Allostatic stress response and altered activity-energy budgets. *Ecol. Appl.* 25, 1197–1212.
- Atickem, A., Bekele, A., Williams, S.D., 2009. Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia. *Afr. J. Ecol.* 48, 401–407.
- Ballantyne, M., Pickering, C.M., 2015. The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils: Current literature and future directions. *J. Environ. Manage.* 164, 53–64.
- Balmford, A., Beresford, J., Green, J., Naidoo, R., Walpole, M., Manica, A., 2009. A global perspective on trends in nature-based tourism. *PLoS Biol.* 7, 1–6.
- Barton, K., 2016. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6.
- Bateman, P.W., Fleming, P.A., 2017. Are negative effects of tourist activities on wildlife over-reported? A review of assessment methods and empirical results. *Biol. Conserv.* 211, 10–19.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48.
- Beraldo Souza, T. do V.S., Thapa, B., Rodrigues, C.G. de O., Imori, D., 2018. Economic impacts of tourism in protected areas of Brazil. *J. Sustain. Tour.* 9582, 1–15.
- Bernard, E., Penna, L.A.O., Araújo, E., 2014. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conserv. Biol.* 28, 939–950.
- Bessa, E., Gonçalves-de-Freitas, E., 2014. How does tourist monitoring alter fish behavior in underwater trails? *Tour. Manag.* 45, 253–259.
- Bitetti, M.S. Di, Paviolo, A., Angelo, C. De, 2014. Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. *Mastozoología Neotrop.* 21, 37–46.
- Black-Decima, P.A., Vogliotti, A., 2016. *Mazama gouazoubira*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T29620A22154584. Disponível em: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T29620A22154584.en> (acessado 13.01.18)

- Blake, J.G., Mosquera, D., Loiselle, B.A., Romo, D., Swing, K., 2017. Effects of human traffic on use of trails by mammals in lowland forest of eastern Ecuador. *Neotrop. Biodivers.* 3, 57–64.
- Brasil, 2017a. Estatísticas Básicas de Turismo - Brasil 2016. Ministério do Turismo. Disponível em: <http://www.dadosefatos.turismo.gov.br/estatisticas-e-indicadores/estatisticas-basicas-de-turismo.html> (acessado 11.30.17).
- Brasil, 2017b. Estudo da Demanda Turística Internacional 2016. Ministério do Turismo. Disponível em: <http://www.dadosefatos.turismo.gov.br/2016-02-04-11-54-03/demanda-turistica-internacional.html> (acessado 11.30.17).
- Brasil, 2017c. Dados de Visitação 2007 – 2016. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/noticias/2017/dados_de_visitacao_2012_2016.pdf (acessado 11.30.17).
- Brasil, 2016. Áreas Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade do Cerrado, do Pantanal e da Caatinga - 2ª atualização. Portaria nº 223, de 21 de junho de 2016. Ministério do Meio Ambiente.
- Brasil, 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção - Portaria N° 444, de 17 de dezembro de 2014. Ministério do Meio Ambiente.
- Brasil, 2000. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm (acessado 1.19.18).
- Brasilturis, 2017. Embratur apresenta parques nacionais no maior evento mundial do turismo de aventura Disponível em: <https://brasilturis.com.br/embratur-apresenta-parques-nacionais-no-maior-evento-mundial-do-turismo-de-aventura> (acessado 11.30.17).
- Brown, C.L., Hardy, A.R., Barber, J.R., Fristrup, K.M., Crooks, K.R., Angeloni, L.M., 2012. The effect of human activities and their associated noise on ungulate behavior. *PLoS One* 7, 38–40.
- Buckley, R., 2012. Sustainable tourism: Research and reality. *Ann. Tour. Res.* 39, 528–546.
- Buckley, R., 2003. Ecological Indicators of Tourist Impacts in Parks. *J. Ecotourism* 2, 54–66.
- Buckley, R.C., Morrison, C., Castley, J.G., 2016. Net effects of ecotourism on threatened species survival. *PLoS One* 11, 23–25.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach* (2nd ed), Ecological Modelling.
- Carter, N., Jasny, M., Gurung, B., Liu, J., 2015. Impacts of people and tigers on leopard spatiotemporal activity patterns in a global biodiversity hotspot. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.11.013>
- Carter, N.H., Shrestha, B.K., Karki, J.B., Pradhan, N.M.B., Liu, J., 2012. Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 15360–15365.
- CBD, 2010. Convention on Biological Diversity. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020, including Aichi Biodiversity Targets. Disponível em: <http://www.cbd.int/sp> (acessado 1.19.18).
- Chaikina, N.A., Ruckstuhl, K.E., 2006. The Effect of Cattle Grazing on Native Ungulates: The Good, the Bad, and the Ugly. *Rangelands* 28, 8–14.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation

- in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84, 45–67.
- Cole, D.N., Landres, P.B., 1996. Threats to Wilderness Ecosystems : Impacts and Research Needs. *Ecol. Appl.* 6, 168–184.
- Coleman, T.H., Schwartz, C.C., Gunther, K.A., Creel, S., 2013. Grizzly bear and human interaction in Yellowstone National Park: An evaluation of bear management areas. *J. Wildl. Manage.* 77, 1311–1320.
- COPAM, 2010. Lista de espécies ameaçadas de extinção da fauna do estado de Minas Gerais. Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM nº 147, de 30 de abril de 2010.
- Coppes, J., Burghardt, F., Hagen, R., Suchant, R., Braunisch, V., 2017. Human recreation affects spatio-temporal habitat use patterns in red deer (*Cervus elaphus*). *PLoS One* 12, 1–19.
- Cunha, A.A., 2010. Negative effects of tourism in a Brazilian Atlantic forest National Park. *J. Nat. Conserv.* 18, 291–295.
- Cunha, A.A., Vieira, M. V., Grelle, C.E. V., 2006. Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic forest fragment: The capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosyst.* 9, 351–359.
- Curi, N.H. de A., Araújo, A.S., Campos, F.S., Lobato, Z.I.P., Gennari, S.M., Marvulo, M.F.V., Silva, J.C.R., Talamoni, S.A., 2010. Wild canids, domestic dogs and their pathogens in Southeast Brazil: Disease threats for canid conservation. *Biodivers. Conserv.* 19, 3513–3524.
- Curi, N.H. de A., Massara, R.L., Paschoal, A.M. de O., Soriano-Araújo, A., Lobato, Z.I.P., Demétrio, G.R., Chiarello, A.G., Passamani, M., 2016. Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the Atlantic forest. *BMC Vet. Res.* 12, 1–10.
- Cusack, J.J., Dickman, A.J., Rowcliffe, J.M., Carbone, C., Macdonald, D.W., Coulson, T., 2015. Random versus game trail-based camera trap placement strategy for monitoring terrestrial mammal communities. *PLoS One* 10.
- da Silva, M.X., Paviolo, A., Tambosi, L.R., Pardini, R., 2018. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguazu National Park, Brazil. *J. Nat. Conserv.* 41, 51–62.
- Das, M., Chatterjee, B., 2015. Ecotourism: A panacea or a predicament? *Tour. Manag. Perspect.* 14, 3–16.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., 2000. Emerging Infectious Diseases of Wildlife - Threats to Biodiversity and Human Health. *Science* (80-.). 287, 443–449.
- Deem, S.L., Emmons, L.H., 2005. Exposure of Free-Ranging Maned Wolves (*Chrysocyon brachyurus*) To Infectious and Parasitic Disease Agents in the Noël Kempff Mercado National Park, Bolivia. *J. Zoo Wildl. Med.* 36, 192–197.
- Delahay, R.J., Cheeseman, C.L., Clifton-Hadley, R.S., 2001. Wildlife disease reservoirs: The epidemiology of *Mycobacterium bovis* infection in the European badger (*Meles meles*) and other British mammals. *Tuberculosis* 81, 43–49.
- Dias, D.M., Bocchiglieri, A., 2015. Riqueza e uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte na Caatinga, nordeste do Brasil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 11, 38–46.
- Dillon, A., Kelly, M.J., 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing

- and distance moved on density estimates. *Oryx* 41, 469–477.
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y., 2005. Áreas Prioritárias para Conservação de Mamíferos de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas.
- Eagles, P.F.J., Mccool, S.F., Haynes, C.D., 2002. Sustainable Tourism in Protected Areas Guidelines for Planning and Management: Issue 8 of Best practice protected area guidelines series, World.
- Embratur, I.B. do T., 2017. Número de turistas nos parques nacionais crescerá 11,5% em 2017. Disponível em: http://www.embratur.gov.br/piembratur-new/opencms/salaImprensa/noticias/arquivos/Numero_de_turistas_nos_Parques_Nacionais_crescera_115_em_2017.html (acessado 11.30.17).
- Emmons, L., 2016. *Cuniculus paca*. The IUCN red list of threatened species: e.T699A22197347. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T699A22197347.en>. (acessado 13. 01.18).
- Esteves, C.F., 2010. Influência Antrópica na Distribuição Espacial da Comunidade de Mamíferos no Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP. UNESP - Rio Claro.
- Ferreira, G.B., Ahumada, J.A., Oliveira, M.J.R., de Pinho, F.F., Barata, I.M., Carbone, C., Collen, B., 2017. Assessing the conservation value of secondary savanna for large mammals in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 0, 1–11.
- Ferreira, G.B., Oliveira, M.J.R., 2014. Descobrimos os mamíferos – um guia para as espécies do norte de Minas Gerais/Discovering mammals – a guide to the species of northern Minas Gerais.
- Ferreira, G.B., Oliveira, M.J.R., de Paula, R.C., Rodrigues, F.H.G., Carmo, É.D.C., 2015. Regionally extinct species rediscovered: the bush dog *Speothos venaticus* in Minas Gerais, south-eastern Brazil. *Oryx* 49, 60–63.
- Ferreira, G.B., Oliveira, M.J.R., Junior, E.A.M., Silva, J.A., Rodrigues, F.H.G., 2011. Mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Veredas do Peruaçu: riqueza, composição e estratégias de conservação. *MG Biota* 4, 6–19.
- Ferreira, J., Aragao, L.E.O.C., Barlow, J., Barreto, P., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T.A., Lees, A.C., Lima, A., Louzada, J., Pardini, R., Parry, L., Peres, C.A., Pompeu, P.S., Tabarelli, M., Zuanon, J., 2014. Brazil's environmental leadership at risk. *Science* (80-.). 346, 706–707.
- Ferreira, M., Rosso, S., 2009. Effects of human trampling on a rocky shore fauna on the Sao Paulo coast, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol* 69, 993–999.
- Fitzgerald, L.A., Stronza, A.L., 2016. In Defense of the Ecotourism Shield: A Response to Geffroy et al. *Trends Ecol. Evol.* 31, 94–95.
- Fortin, J.K., Rode, K.D., Hilderbrand, G. V., Wilder, J., Farley, S., Jorgensen, C., Marcot, B.G., 2016. Impacts of human recreation on brown bears (*Ursus arctos*): A review and new management tool. *PLoS One* 11, 1–26.
- Frid, A., Dill, L., 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conserv. Ecol.* 6, 11.
- Geffroy, B., Samia, D.S.M., Bessa, E., Blumstein, D.T., 2016. Nature-Based Tourism and Prey Vulnerability to Predators: A Reply to Fitzgerald and Stronza. *Trends Ecol. Evol.* 31, 95–96.
- Geffroy, B., Samia, D.S.M.M., Bessa, E., Blumstein, D.T., 2015. How Nature-Based Tourism Might Increase Prey Vulnerability to Predators. *Trends Ecol. Evol.* 30, 755–765.

- George, S.L., Crooks, K.R., 2006. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biol. Conserv.* 133, 107–117.
- Gill, J.A., Norris, K., Sutherland, W.J., 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biol. Conserv.* 97, 265–268.
- Goldenberg, S.Z., Douglas-Hamilton, I., Daballen, D., Wittemyer, G., 2017. Challenges of using behavior to monitor anthropogenic impacts on wildlife: a case study on illegal killing of African elephants. *Anim. Conserv.* 20, 215–224.
- Gongora, J., Reyna-Hurtado, R., Beck, H., Taber, A., Altrichter, M., Keuroghlian, A., 2011. *Pecari tajacu*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T41777A10562361. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T41777A10562361.en>. (acessado 13. 01.18).
- Griffin, S.C., Valois, T., Taper, M.L., Scott Mills, L., 2007. Effects of tourists on behavior and demography of olympic marmots. *Conserv. Biol.* 21, 1070–1081.
- Gutzwiller, K.J., Riffell, S.K., 2008. Does Repeated Human Intrusion Alter use of Wildland Sites by Red Squirrels? Multiyear Experimental Evidence. *J. Mammal.* 89, 374–380.
- Habibullah, M.S., Din, B.H., Chong, C.W., Radam, A., 2016. Tourism and Biodiversity Loss: Implications for Business Sustainability. *Procedia Econ. Financ.* 35, 166–172.
- Hall, A., Day, M., 2014. Ecotourism in the state forest karst of Puerto Rico. *J. Cave Karst Stud.* 76, 30–41.
- Hall, C.M., 2010. Tourism and biodiversity: More significant than climate change? *J. Herit. Tour.* 5, 253–266.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L., Doncaster, C.P., 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: A case study from Belize. *Biotropica* 42, 126–133.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.12.
- Hvenegaard, G.T., Barbieri, E., 2010. Shorebirds in the State of Sergipe, northeast Brazil: potential tourism impacts. *Rev. Bras. Ornit.* 18, 169–175.
- IBAMA, 2005. Plano de Manejo do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu.
- ICMBio, 2017. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Acordo promoverá turismo ecológico no país. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9330-acordo-promovera-turismo-ecologico-no-pais> (acessado 11.30.17).
- IUCN, 2018. The IUCN red list of threatened species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/> (acessado 2.2.18).
- Johnson, M. a., Saraiva, P.M., Coelho, D., 1999. The role of gallery forests in the distribution of cerrado mammals. *Rev. Bras. Biol.* 59, 421–427.
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, a N., Martinez-Lopez, J., Lewis, E., Eassom, A., Wicander, S., Geldmann, J., van Soesbergen, A., Arnell, a P., O'Connor, B., Park, S., Shi, Y.N., Danks, F.S., MacSharry, B., Kingston, N., 2014. Protected Planet Report 2014, Protected Planet Report.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., 2002. *Monitoring Tigers and Their Prey: A Manual for Researchers, Managers and Conservationists in Tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India.

- Kays, R., Parsons, A.W., Baker, M.C., Kalies, E.L., Forrester, T., Costello, R., Rota, C.T., Millsbaugh, J.J., McShea, W.J., 2016. Does hunting or hiking affect wildlife communities in protected areas? *J. Appl. Ecol.* 54, 242–252.
- Kays, R., Tilak, S., Kranstauber, B., Jansen, P.A., Carbone, C., Rowcliffe, M.J., Fountain, T., Eggert, J., He, Z., 2011. Monitoring wild animal communities with arrays of motion sensitive camera traps.
- Kirkby, C.A., Giudice, R., Day, B., Turner, K., Soares-Filho, B.S., Oliveira-Rodrigues, H., Yu, D.W., 2011. Closing the ecotourism-conservation loop in the Peruvian Amazon. *Environ. Conserv.* 38, 6–17.
- Kiss, A., 2004. Is community-based ecotourism a good use of biodiversity conservation funds? *Trends Ecol. Evol.* 19, 232–237.
- Kolowski, J.M., Alonso, A., 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biol. Conserv.* 143, 917–925.
- Krüger, O., 2005. The role of ecotourism in conservation: Panacea or Pandora's box? *Biodivers. Conserv.* 14, 579–600.
- Kukielka, E., Barasona, J.A., Cowie, C.E., Drewe, J.A., Gortazar, C., Cotarelo, I., Vicente, J., 2013. Spatial and temporal interactions between livestock and wildlife in South Central Spain assessed by camera traps. *Prev. Vet. Med.* 112, 213–221.
- Larson, C.L., Reed, S.E., Merenlender, A.M., Crooks, K.R., 2016. Effects of recreation on animals revealed as widespread through a global systematic review. *PLoS One* 11, 1–21.
- Laundré, J.W., Hernandez, L., Ripple, W.J., 2010. The Landscape of Fear: Ecological Implications of Being Afraid. *Open Ecol. J.* 3, 1–7.
- Laurance, W.F. et al., 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489, 290–293.
- Laurance, W.F., Croes, B.M., Guissouegou, N., Buij, R., Dethier, M., Alonso, A., 2008. Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests. *Conserv. Biol.* 22, 721–732.
- Leão, D.T., Rossi-Santos, M.R., Silva, F.J. de L., 2016. Effects of anthropogenic noise on the acoustic behaviour of *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) in Pipa, North-eastern Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 1–9.
- Leighton, P.A., Horrocks, J.A., Kramer, D.L., 2010. Conservation and the scarecrow effect: Can human activity benefit threatened species by displacing predators? *Biol. Conserv.* 143, 2156–2163.
- Lenth, B.E., Knight, R.L., Brennan, M.E., 2008. The Effects of Dogs on Wildlife Communities. *Nat. Areas J.* 28, 218–227.
- Lessa, I., Corrêa Seabra Guimarães, T., de Godoy Bergallo, H., Cunha, A., M. Vieira, E., 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Nat. e Conserv.* 14, 46–56.
- Lessa, I.C.M., Ferregueti, Á.C., Kajin, M., Dickman, C.R., Bergallo, H.G., 2017. You can't run but you can hide: the negative influence of human presence on mid-sized mammals on an Atlantic island. *J. Coast. Conserv.* 1–8.
- Li, C., Monclús, R., Maul, T.L., Jiang, Z., Blumstein, D.T., 2011. Quantifying human disturbance on antipredator behavior and flush initiation distance in yellow-bellied marmots. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 129, 146–152.

- Lima, A.C., Assis, J., Sayanda, D., Sabino, J., Oliveira, R.F., 2014. Impact of ecotourism on the fish fauna of Bonito region (Mato Grosso do Sul State, Brazil): Ecological, behavioural and physiological measures. *Neotrop. Ichthyol.* 12, 133–143.
- Linkie, M., Dinata, Y., Nugroho, A., Haidir, I.A., 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biol. Conserv.* 137, 20–27.
- Lozano, J., Malo, A.F., 2013. Relationships Between Human Activity and Richness and Abundance of Some Bird Species in the Paraguay River. *Ardeola* 60, 99–112.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollack, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. Elsevier 1–324.
- Mackenzie, D.I., Royle, J.A., 2005. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *J. Appl. Ecol.* 42, 1105–1114.
- Marchand, P., Garel, M., Bourgoïn, G., Dubray, D., Maillard, D., Loison, A., 2014. Impacts of tourism and hunting on a large herbivore's spatio-temporal behavior in and around a French protected area. *Biol. Conserv.* 177, 1–11.
- Marinho-Filho, J.S., Rodrigues, F.H.G., Juarez, K.M., 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. 266–284.
- Martin, E.H., Ndibalema, V.G., Rovero, F., 2017. Does variation between dry and wet seasons affect tropical forest mammals' occupancy and detectability by camera traps? Case study from the Udzungwa Mountains, Tanzania. *Afr. J. Ecol.* 55, 37–46.
- Ménard, N., Foulquier, A., Vallet, D., Qarro, M., Le Gouar, P., Pierre, J.S., 2014. How tourism and pastoralism influence population demographic changes in a threatened large mammal species. *Anim. Conserv.* 17, 115–124.
- Mendieta-Aguilar, G., Pacheco, L.F., Roldán, A.I., 2015. Dispersión de semillas de *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) por frugívoros terrestres en Laguna Azul, Beni, Bolivia. *Acta Amaz.* 45, 45–56.
- Morrison, C.D., Boyce, M.S., Nielsen, S.E., Bacon, M.M., 2014. Habitat selection of a re-colonized cougar population in response to seasonal fluctuations of human activity. *J. Wildl. Manage.* 78, 1394–1403.
- Mossaz, A., Buckley, R.C., Castley, J.G., 2015. Ecotourism contributions to conservation of African big cats. *J. Nat. Conserv.* 28, 112–118.
- Muhly, T.B., Semeniuk, C., Massolo, A., Hickman, L., Musiani, M., 2011. Human activity helps prey win the predator-prey space race. *PLoS One* 6, 1–8.
- Müllner, A., Eduard Linsenmair, K., Wikelski, M., 2004. Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). *Biol. Conserv.* 118, 549–558.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Newsome, D., Moore, S.A., Kingston, R., 2012. *Natural Area Tourism: Ecology, Impacts and Management*. Channel view publications.
- Ngoprasert, D., Lynam, A.J., Gale, G.A., 2017. Effects of temporary closure of a national park on leopard movement and behaviour in tropical Asia. *Mamm. Biol.* 82, 65–73.
- Nowak, K., Le Roux, A., Richards, S.A., Scheijen, C.P.J., Hill, R.A., 2014. Human observers impact habituated samango monkeys' perceived landscape of fear. *Behav. Ecol.* 25, 1199–

- O'Brien, T., 2011. Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework, in: O'Connell, A.F., Nichols, J.D., Karanth, K.U. (Eds.), *Camera Traps Anim. Ecol. Methods Anal.* Springer, p. 71–96.
- Obersoler, V., Groff, C., Iemma, A., Pedrini, P., Rovero, F., 2017. The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mamm. Biol. - Zeitschrift für Säugetierkd.* 87, 50–61.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2017. *vegan: Community Ecology Package.* R package version 2.4-3.
- Oliveira, U., Soares-Filho, B.S., Paglia, A.P., Brescovit, A.D., De Carvalho, C.J.B., Silva, D.P., Rezende, D.T., Sá, F., Leite, F., Aguiar, J., Batista, N., Peixoto, J.P., Barbosa, P., Stehmann, J.R., Ascher, J.S., Vasconcelos, M.F. De, De Marco, P., Löwenberg-Neto, P., Ferro, V.G., Santos, A.J., 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas.
- Ozorio, R.Z., Bezerra, N.P., Vieira, F.S., 2016. Lições e reflexões sobre o turismo de base comunitária na Reserva Maimirauá. *IDSM, Tefé.*
- Pacheco, A.A., Neves, A.C.O., Fernandes, G.W., 2018. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. *Perspect. Ecol. Conserv.* 1–6.
- Paim, F.P., 2012. Does Ecotourism Activity Affect Primates in Maimirauá Reserve? *Uakari, Spec. Issue Sustain. Tour.* 8, 43–50.
- Parsons, A.W., Bland, C., Forrester, T., Baker-Whetton, M.C., Schuttler, S.G., McShea, W.J., Costello, R., Kays, R., 2016. The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. *Biol. Conserv.* 203, 75–88.
- Pauli, B.P., Spaul, R.J., Heath, J.A., 2017. Forecasting disturbance effects on wildlife: Tolerance does not mitigate effects of increased recreation on wildlands. *Anim. Conserv.* 20, 1–10.
- Peralta, N., 2012. Ecotourism as an incentive to biodiversity conservation: the case of Uakari Lodge, Amazonas, Brazil. *Uakari* 8, 75–94.
- Pickering, C.M., Norman, P., 2017. Comparing impacts between formal and informal recreational trails. *J. Environ. Manage.* 193, 270–279.
- Piñeiro, A., Bárja, I., Silvén, G., Illera, J.C., 2012. Effects of tourist pressure and reproduction on physiological stress response in wildcats: Management implications for species conservation. *Wildl. Res.* 39, 532–539.
- Pinho, F.F., Ferreira, G.B., Barata, I.M., 2017. Feeding ecology and spraint deposition sites of the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) at Cavernas do Peruaçu National Park, Brazil. *IUCN Otter Spec. Gr. Bull.* 34, 127–138.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Simons, T.R., Farnsworth, G.L., Bailey, L.L., Sauer, J.R., 2002. Large scale wildlife monitoring studies: Statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13, 105–119.
- Portella, A. de S., Vieira, E.M., 2016. Diet and trophic niche breadth of the rare acrobatic cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae) in a seasonal environment. *Mammal Res.* 61, 279–287.
- Portella, A.D.S., 2015. Ecologia de *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae) em fragmentos de

mata seca associados a afloramentos calcários no Cerrado do Brasil Central 1–103.

- Price, M. V., Strombom, E.H., Blumstein, D.T., 2014. Human activity affects the perception of risk by mule deer. *Curr. Zool.* 60, 693–699.
- Rands, M.R.W., Adams, W.M., Bennun, L., Butchart, S.H.M., Clements, A., Coomes, D., Entwistle, A., Hodge, I., Kapos, V., Scharlemann, J.P.W., Sutherland, W.J., Vira, B., 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science* 329, 1298–1303.
- Redford, K.H., Fonseca, G. a. B., 1986. The Role of Gallery Forests in th Zoogeography of the Cerrado's Non-volant Mammalian Fauna. *Biotropica* 18, 126–135.
- Reed, S.E., Merenlender, A.M., 2008. Quiet, Nonconsumptive Recreation Reduces Protected Area Effectiveness. *Conserv. Lett.* 1, 146–154.
- Rehnus, M., Wehrle, M., Palme, R., 2014. Mountain hares *Lepus timidus* and tourism: Stress events and reactions. *J. Appl. Ecol.* 51, 6–12.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D., Wirsing, A.J., 2014. Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science* (80-). 343, 1241484–1241484.
- Rocha, E.C., Silva, E., Dalponte, J.C., Giúdice, G.M.L. del, 2012. Efeito Das Atividades De Ecoturismo Sobre a Riqueza E a Abundância De Espécies De Mamíferos De Médio E Grande Na Região Do Cristalino, Mato Grosso , Brasil. *Rev. Árvore* 36, 1061–1072.
- Roe, D., Leader-Williams, N., Dalal-Clayton, B., 1997. Take Only Photographs, Leave Only Footprints: The Environmental Impacts of Wildlife Tourism. *IIED Wildl. Dev. Ser.*
- Rogala, J.K., Hebblewhite, M., Whittington, J., White, C.A., Coleshill, J., Musiani, M., 2011. Human Activity Differentially Redistributes Large Mammals in the Candaian Rockies Nation Parks. *Ecol. Soc.* 16, 16.
- Sabbatini, G., Stamatii, M., Tavares, M.C.H., Visalberghi, E., 2008. Behavioral flexibility of a group of bearded capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) in the National Park of Brasília (Brazil): consequences of cohabitation with visitors. *Braz. J. Biol.* 68, 685–693.
- Salvador, S., Clavero, M., Leite Pitman, R., 2011. Large mammal species richness and habitat use in an upper Amazonian forest used for ecotourism. *Mamm. Biol.* 76, 115–123.
- Santos, G.S., Burgos, D.C., Lira, S.M.A., Schwamborn, R., 2015. The Impact of Trampling on Reef Macrobenthos in Northeastern Brazil: How Effective are Current Conservation Strategies? *Environ. Manage.* 56, 847–858.
- Saout, S. Le, Hoffmann, M., Shi, Y., Hughes, A., Bernard, C., Brooks, T.M., Bertzky, B., Butchart, S.H.M., Stuart, S.N., Badman, T., Rodrigues, A.S.L., Saout, S. Le, Hoffmann, M., Shi, Y., Hughes, A., Bernard, C., Brooks, T.M., Bertzky, B., Butchart, S.H.M., Stuart, S.N., Badman, T., Rodrigues, A.S.L., 2013. Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science* (80). 342, 803–5.
- Sarfati, G., Sano, N.N., 2012. Estudo Comparado da Gestão das Visitações nos Parques Estaduais Turísticos do Alto da Ribeira (PETAR) e Intervalos (PEI), São Paulo, Brasil. *Rev. Tur. em Análise* 23, 31.
- Schuttler, S.G., Parsons, A.W., Forrester, T.D., Baker, M.C., McShea, W.J., Costello, R., Kays, R., 2017. Deer on the lookout: how hunting, hiking and coyotes affect white-tailed deer vigilance. *J. Zool.* 301, 320–327.
- Senigaglia, V., Christiansen, F., Bejder, L., Gendron, D., Lundquist, D., Noren, D.P., Schaffar, A., Smith, J.C., Williams, R., Martinez, E., Stockin, K., Lusseau, D., 2016. Meta-analyses

- of whale-watching impact studies: Comparisons of cetacean responses to disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 542, 251–263.
- Silva-Rodríguez, E.A., Sieving, K.E., 2011. Influence of Care of Domestic Carnivores on Their Predation on Vertebrates. *Conserv. Biol.* 25, 808–815.
- Stankowich, T., 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biol. Conserv.* 141, 2159–2173.
- Stronza, A., 2007. The economic promise of ecotourism for conservation. *J. Ecotourism* 6, 210–230.
- Stronza, A., Gordillo, J., 2008. Community views of ecotourism. *Ann. Tour. Res.* 35, 448–468.
- Stronza, A., Pêgas, F., 2008. Ecotourism and Conservation: Two Cases from Brazil and Peru. *Hum. Dimens. Wildl.* 13, 263–279.
- Tablado, Z., D'Amico, M., 2017. Impacts of Terrestrial Animal Tourism, in: Blumstein, D.T., Geffroy, B., Samia, D.S.M., Bessa, E. (Orgs.), *Ecotourism's promise and peril: a biological evaluation*. Springer, p. 97–116.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percastegui, S.E., Leite Pitman, R., Mares, R., Powell, G., 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* 11, 169–178.
- Tollefson, J., 2016. Political upheaval threatens Brazil's environmental protections. *Nature* 539, 147–148.
- Tortato, F.R., Izzo, T.J., Hoogesteijn, R., Peres, C.A., 2017. The numbers of the beast: Valuation of jaguar (*Panthera onca*) tourism and cattle depredation in the Brazilian Pantanal. *Glob. Ecol. Conserv.* 11, 106–114.
- Turton, S.M., Stork, N.E., 2008. Environmental impacts of tourism and recreation in the wet tropics. *Living a Dyn. Trop. For. Landsc.* 349–356.
- Walker, N.J., Zuur, A.F., Ward, A., Saveliev, A.A., Ieno, E.N., Smith, G.M., 2009. A Comparison of GLM, GEE, and GLMM Applied to Badger Activity Data. p. 493–502.
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B., Hockings, M., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515, 67–73.
- Wickham, H., 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Wraith, J., Pickering, C., 2017. Tourism and recreation a global threat to orchids. *Biodivers. Conserv.* 26, 1–14.
- WWF-Brasil, 2015. *Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Cerrado e Pantanal*. WWF-Brasil, Brasília.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., Boulmier, T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol. Evol.* 16, 446–453.
- Zhou, Y., Buesching, C.D., Newman, C., Kaneko, Y., Xie, Z., Macdonald, D.W., 2013. Balancing the benefits of ecotourism and development: The effects of visitor trail-use on mammals in a Protected Area in rapidly developing China. *Biol. Conserv.* 165, 18–24.

Material Suplementar

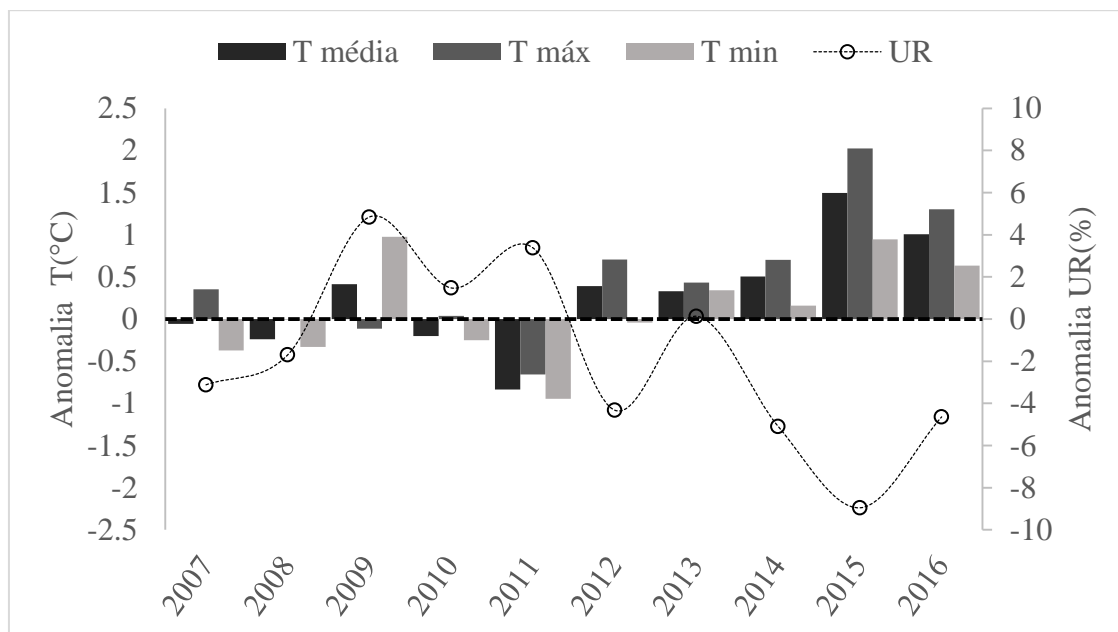


Figura S1. Anomalia (grau de variação) em relação à média global das médias anuais de temperatura média, máxima, mínima e de umidade relativa do ar (UR) em Januária – MG dos últimos 10 anos. Fonte = INMET.

Tabela S1. Descrição dos pontos amostrais e esforço amostral total (em dias) em cada ponto.

ID Ponto	Latitude (S)	Longitude (O)	Altitude (m)	Fitofisionomia	Uso da trilha	Tipo de trilha	Esforço total
T1	15° 6'51.35"	44°14'30.20"	618	Mata Ciliar	Turística	Carreiro	855
T2	15° 6'26.24"	44°14'14.23"	627	Mata Ciliar	Turística	Trilha	816
T3	15° 5'5.18"	44°15'52.08"	617	Mata Ciliar	Turística	Carreiro	858
T4	15° 6'29.59"	44°14'37.74"	633	Mata Seca	Turística	Trilha	738
T5	15° 8'51.03"	44°14'6.51"	542	Mata Ciliar	Turística	Trilha	615
NT1	15° 8'6.28"	44°14'37.06"	599	Mata Ciliar	Restrito	Carreiro	823
NT2	15° 6'0.85"	44°13'57.54"	610	Mata Ciliar	Restrito	Trilha	793
NT3	15° 5'30.26"	44°14'28.97"	634	Mata Ciliar	Restrito	Carreiro	801
NT4	15° 8'26.66"	44°14'19.65"	530	Mata Ciliar	Restrito	Carreiro	858
NT5	15° 5'57.74"	44°14'22.30"	688	Mata Seca	Restrito	Trilha	715
NT6	15° 5'40.34"	44°14'12.91"	624	Mata Ciliar	Restrito	Trilha	705
NT7	15° 5'48.93"	44°15'12.01"	713	Mata Seca	Restrito	Trilha	649
NT8	15° 7'57.63"	44°14'51.12"	676	Mata Seca	Restrito	Trilha	597
NT9	15° 5'59.78"	44°14'49.32"	723	Mata Seca	Restrito	Trilha	617
NT10	15° 7'33.39"	44°14'47.86"	663	Mata Seca	Restrito	Trilha	619
NT11	15° 5'22.59"	44°15'11.21"	699	Mata Seca	Restrito	Trilha	617

Tabela S2. Espécies de mamíferos terrestres nativas registradas por AF no vale do rio Peruaçu (PNCP).

Taxon	Nome comum (BR)	Nome comum (EN)	Status		
			IUCN ¹	BR ²	MG ³
DIDELPHIMORPHIA					
<i>Didelphis albiventris</i> *	Gambá; Saruê; Mucura	White-eared Opossum	LC	LC	LC
CINGULATA					
<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-de-rabo-mole	Southern Naked-tailed Armadillo	LC	LC	LC
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	Nine-banded armadillo	LC	LC	LC
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba; Tatu-peludo	Yellow armadillo	LC	LC	LC
PILOSA					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	Giant anteater	VU	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	Collared anteater	LC	LC	LC
PRIMATES					
<i>Alouatta caraya</i> *	Barbado; Bugio	Howler Monkey	LC	LC	LC
<i>Callithrix penicillata</i> *	Sagui; Soin; Mico-estrela	Black-pencilled Marmoset;	LC	LC	LC
RODENTIA					
<i>Coendou prehensilis</i>	Ouriço-cacheiro	Brazilian Porcupine	LC	LC	LC
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i> *	Capivara	Capybara	LC	LC	LC
<i>Kerodon rupestris</i>	Mocó	Rock Cavy	LC	VU	LC
<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	Azara's Agouti	LC	LC	LC
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	Spotted Paca	LC	LC	LC
LAGOMORPHA					
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Coelho; Tapeti	Tapeti	LC	LC	LC
CARNIVORA					
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato; Raposa	Crab-eating Fox	LC	LC	LC
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	Ocelot	LC	LC	VU
<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno	Oncilla	VU	EN	VU
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda; Suçuarana	Cougar; Puma	LC	VU	VU
<i>Puma yagouaroundi</i>	Jaguarundi; Gato-mourisco	Jaguarundi	LC	VU	LC
<i>Conepatus semistriatus</i>	Cangambá; Jaritataca;	Striped Hog-nosed Skunk	LC	LC	LC
<i>Eira barbara</i>	Irara; Papa-mel	Tayra	LC	LC	LC
<i>Galictis cuja</i>	Furão	Lesser Grison	LC	LC	LC
<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	Neotropical Otter	LC	LC	VU
<i>Nasua nasua</i>	Quati	South American Coati	LC	LC	LC
<i>Procyon cancrivorus</i>	Guaxo; Mão-pelada	Crab-eating Raccoon	LC	LC	LC
CETARTIODACTYLA					
<i>Pecari tajacu</i>	Caititu; Cateto	Collared peccary	LC	LC	VU
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	Gray brocket deer	LC	LC	LC

¹Lista Internacional de Espécies Ameaçadas (IUCN, 2018)²Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2014)³Lista do Estado de Minas Gerais (COPAM, 2010)*Espécies não incluídas nas análises. *H. hydrochaeris* foi registrada após o período amostral (04/2017).

Tabela S3. Total e taxa de registros de espécies no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu entre 2011 e 2017.

Espécie	Total de registros	Pontos (n =16)	Taxa de registros pré-turismo	Taxa de registros pós-turismo
Jaguaririca (<i>L. pardalis</i>)	825	16	113,6	111,44
Paca (<i>C. paca</i>)	613	10	97,42	66,02
Mocó (<i>K. rupestris</i>)	609	11	121,57	61,05
Caititu (<i>P. tajacu</i>)	287	16	41,8	40,26
Veado-catingueiro (<i>M. gouazoubira</i>)	164	14	50,74	18,92
Quati (<i>N. nasua</i>)	132	12	30,51	7,51
Tapiti (<i>S. brasiliensis</i>)	128	6	20,53	14,54
Tamanduá-mirim (<i>T. tetradactyla</i>)	76	14	16,47	7,34
Onça- parda (<i>P. concolor</i>)	63	12	3,55	10,5
Cachorro-do-mato (<i>C. thous</i>)	61	9	1,56	10,84
Ouriço (<i>C. prehensilis</i>)	47	5	6,34	6,36
Tamanduá-bandeira (<i>M. tridactyla</i>)	46	9	10,49	5,33
Mão-pelada (<i>P. cancrivorus</i>)	43	12	7,47	5,81
Tatu-galinha (<i>D. novemcinctus</i>)	30	10	4,56	4,13
Irara (<i>E. barbara</i>)	20	12	2,87	2,27
Jaritataca (<i>C. semistriatus</i>)	20	9	4,43	2,05
Gato-mourisco (<i>P. yagouaroundi</i>)	19	8	1,84	2,82
Tatu-peba (<i>E. sexcinctus</i>)	16	4	6,27	1,32
Tatu-de-rabo-mole (<i>C. unicinctus</i>)	9	4	1,23	1,54
Cutia (<i>D. azarae</i>)	6	3	4,74	0,39
Gato-do-mato-pequeno (<i>L. tigrinus</i>)	3	2	0	0,56
Lontra (<i>L. longicaudis</i>)	3	2	0,7	0,19
Furão (<i>G. cuja</i>)	1	1	0,5	0

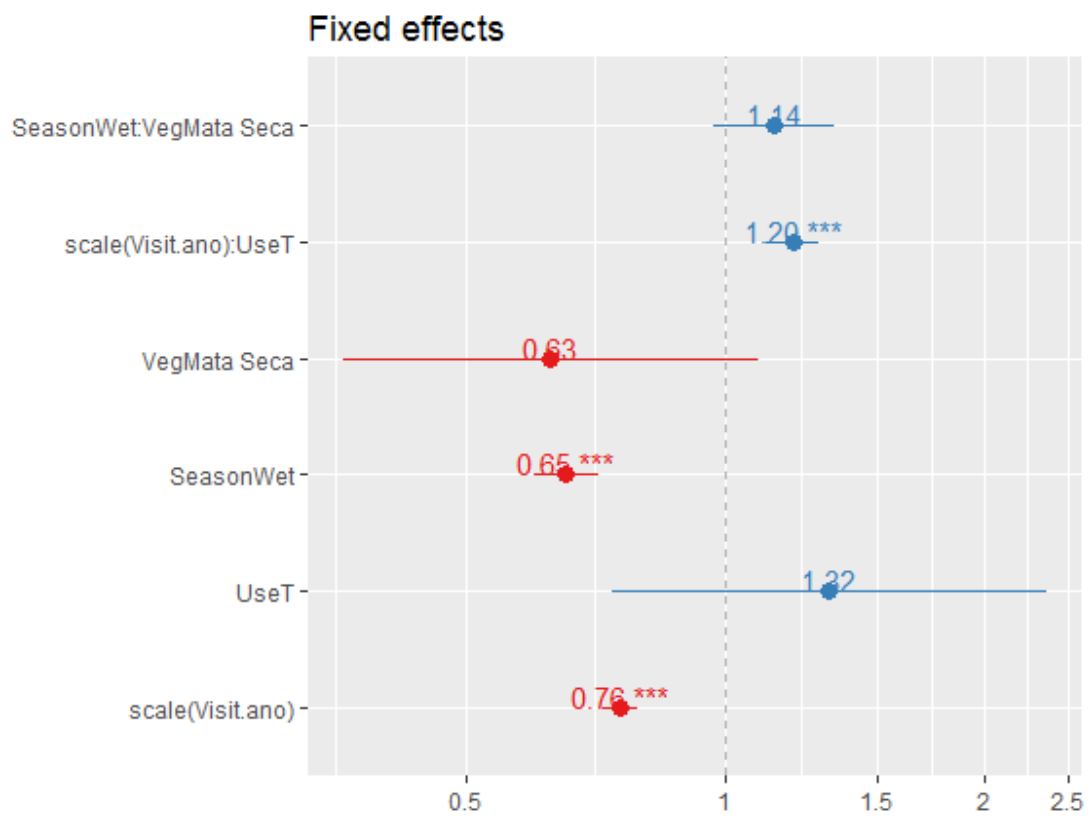


Figura S2. Coeficientes do modelo que melhor se ajustou à FR total de mamíferos ($\Delta AIC=0$).

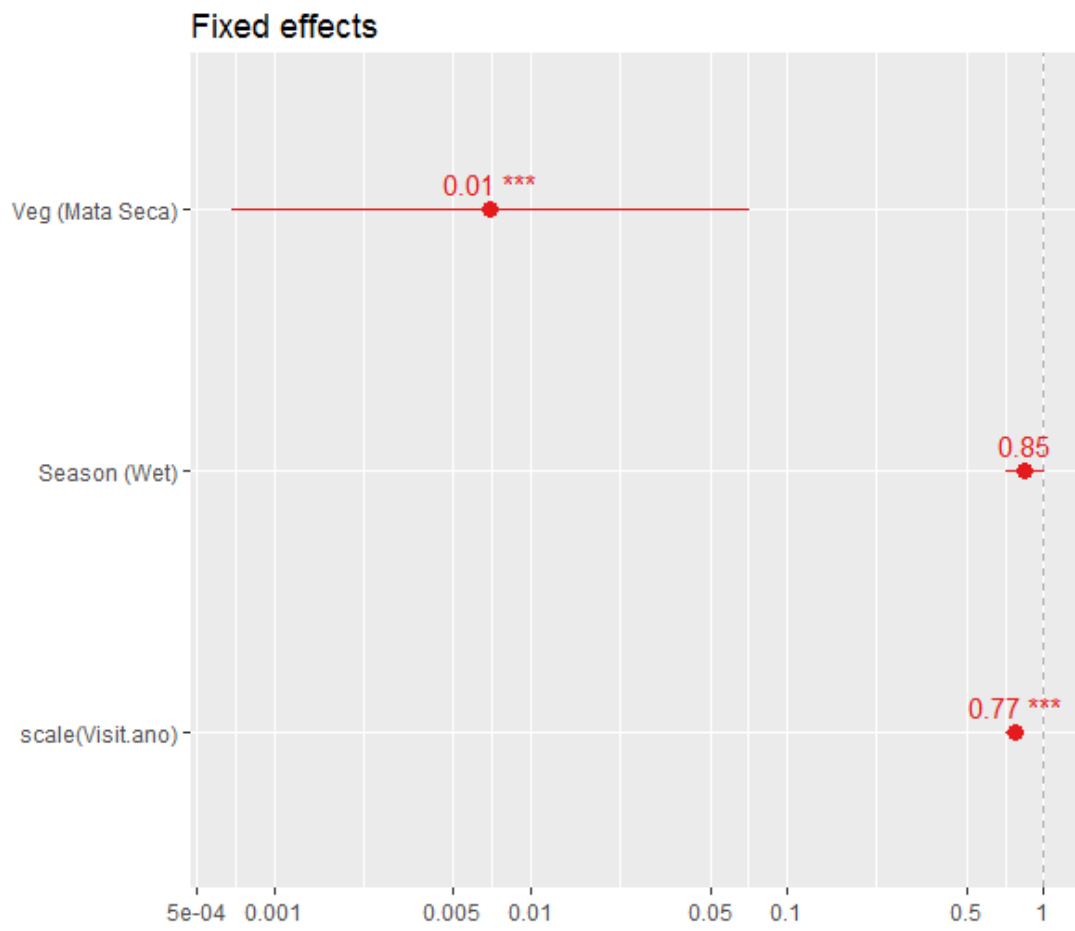


Figura S3. Coeficientes do modelo que melhor se ajustou aos dados de registros de paca ($\Delta AIC=0$).

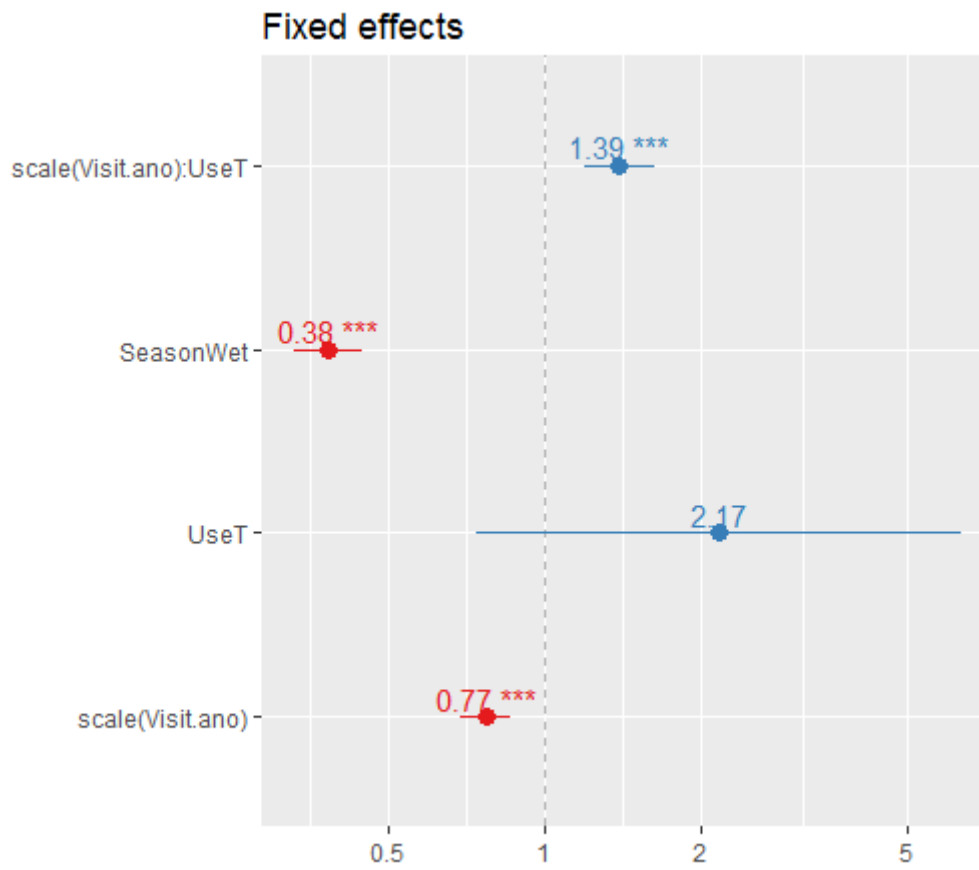


Figura S4. Coeficientes do modelo que melhor se ajustou aos dados de registros de jagatirica ($\Delta AIC=0$).

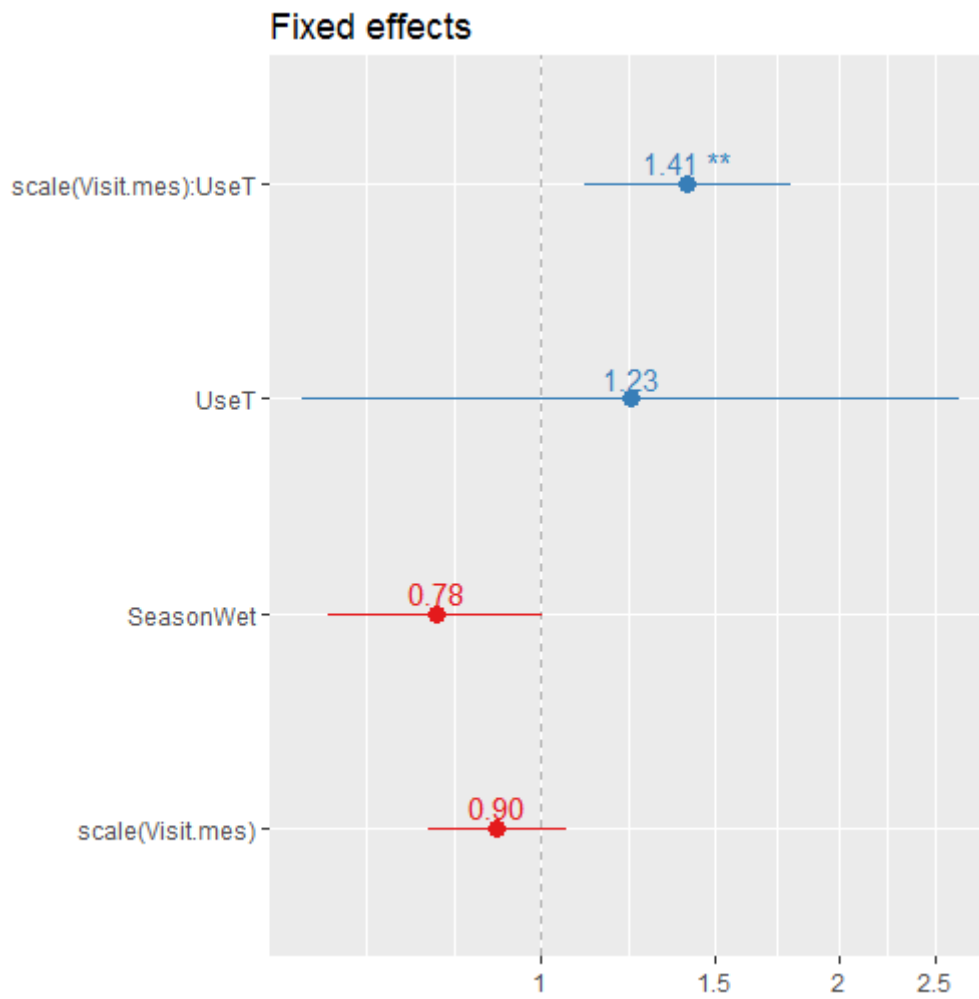


Figura S5. Coeficientes do modelo que melhor se ajustou aos dados de registros de caititu ($\Delta AIC=0$).

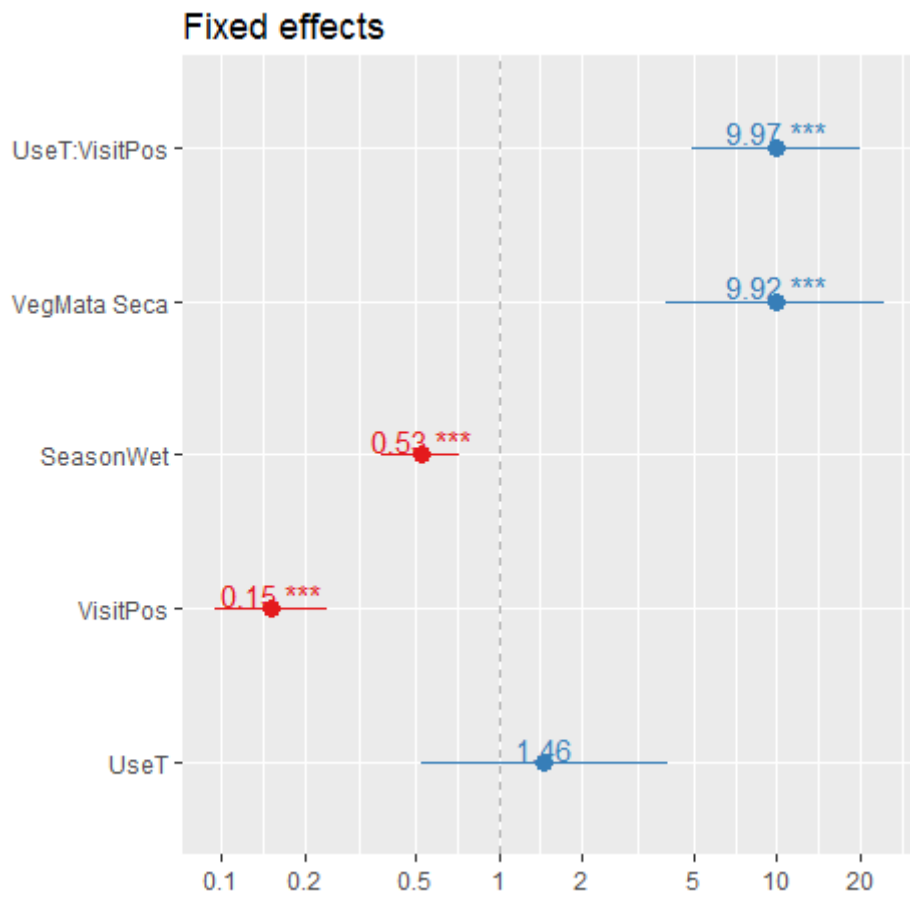


Figura S6. Coeficientes do modelo que melhor se ajustou aos dados de registros de veado-catingueiro ($\Delta AIC=0$).

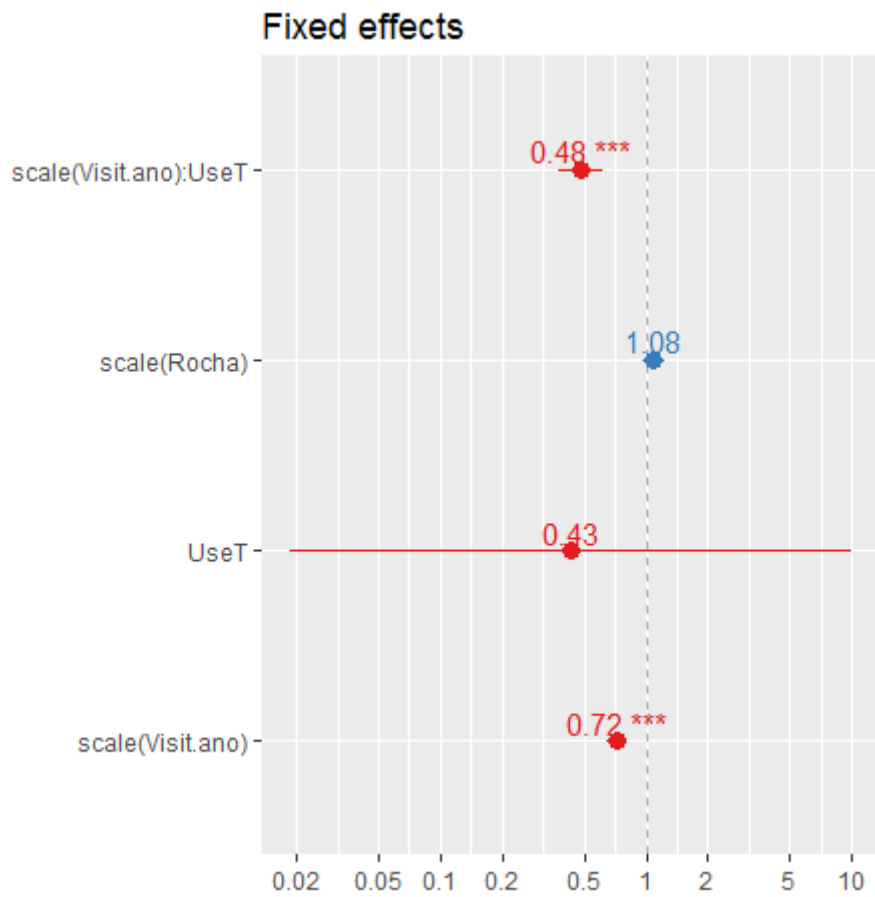


Figura S7. Coeficientes do modelo que melhor se ajustou aos dados de registros de mocó ($\Delta AIC=0$).

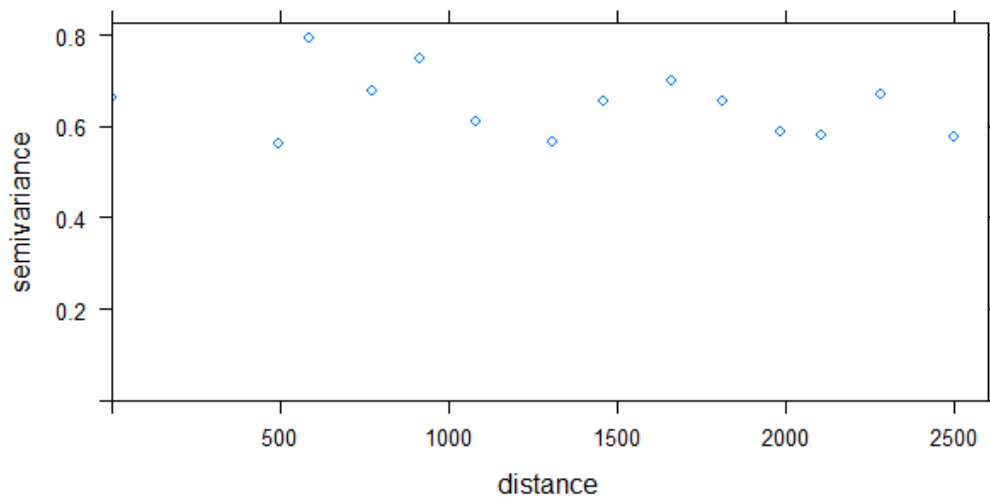


Figura S8. Variograma dos resíduos do melhor modelo para FR total de acordo com a seleção de modelos.

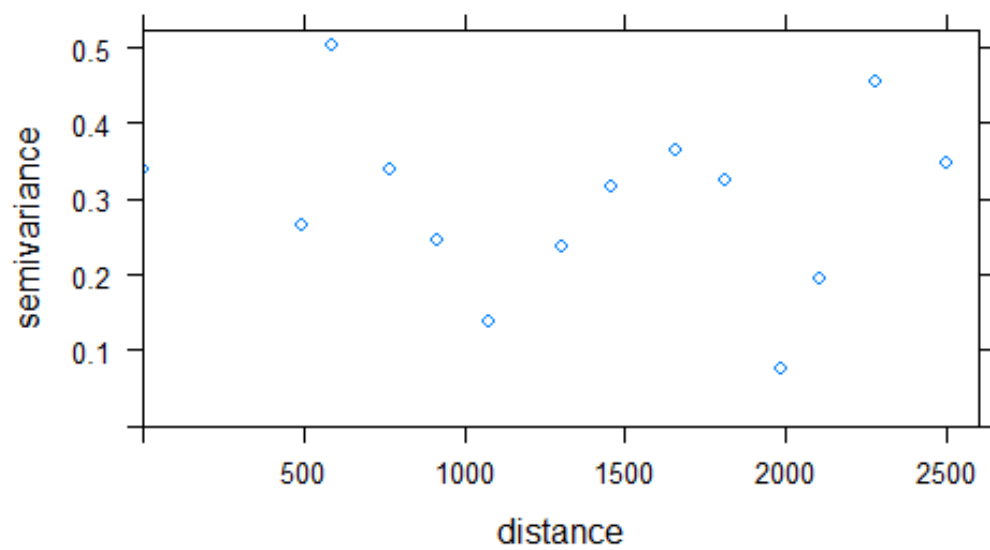


Figura S9. Variograma dos resíduos do melhor modelo para FR de paca de acordo com a seleção de modelos

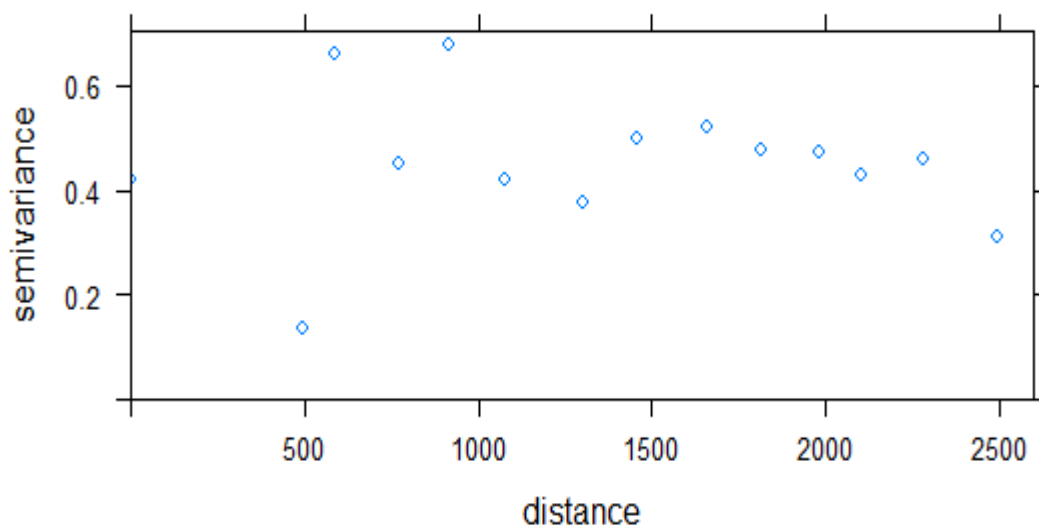


Figura S10. Variograma dos resíduos do melhor modelo para FR de jaguaririca de acordo com a seleção de modelos.

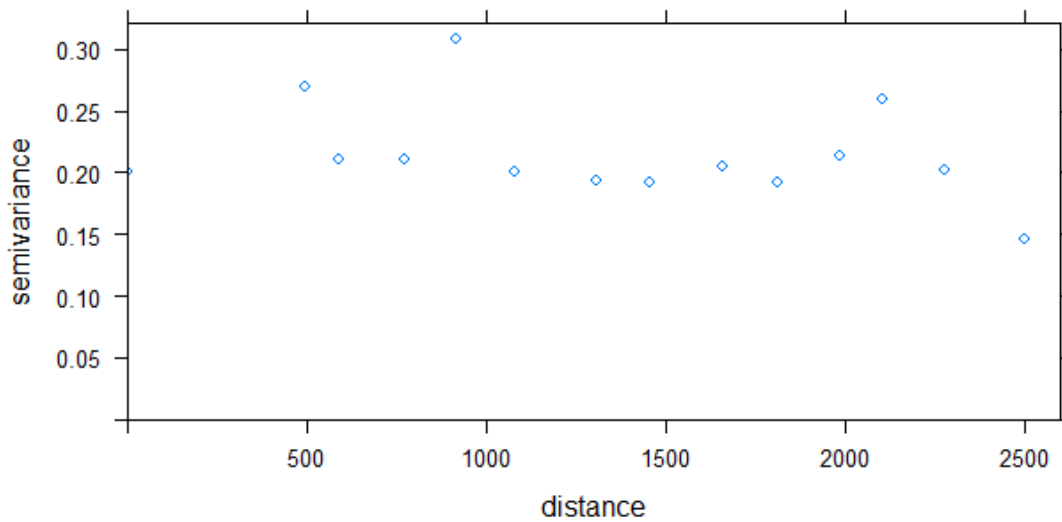


Figura S11. Variograma dos resíduos do melhor modelo para FR de caititu de acordo com a seleção de modelos.

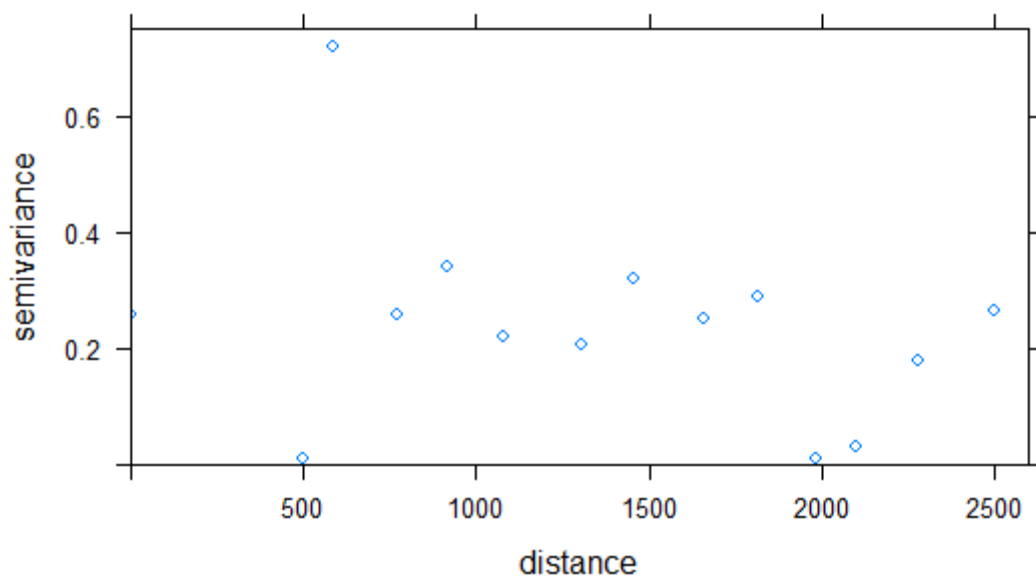


Figura S12. Variograma dos resíduos do melhor modelo para FR de veado-catingueiro de acordo com a seleção de modelos.

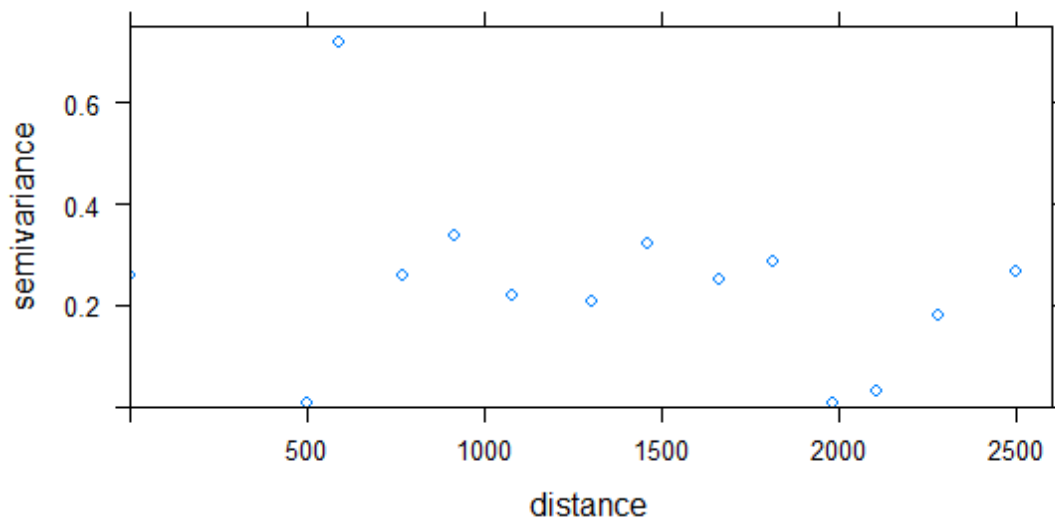


Figura S13. Variograma dos resíduos do melhor modelo para FR de mocó de acordo com a seleção de modelos.