

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE TROPICAL**

**FABIANA DE MENDONÇA CRUZ**

**DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA HISTÓRICA E RECENTE DE QUEIXADAS  
(*Tayassu pecari* Link, 1795) E CATETOS (*Pecari tajacu* Linnaeus, 1758)  
(CETARTIODACTYLA: TAYASSUIDAE) NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA**

**SÃO MATEUS**

**2017**

Universidade Federal do Espírito Santo  
Centro Universitário Norte do Espírito Santo  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical

Fabiana de Mendonça Cruz

**Distribuição geográfica histórica e recente de queixadas (*Tayassu pecari* Link, 1795) e catetos (*Pecari tajacu* Linnaeus, 1758) (Cetartiodactyla: Tayassuidae) na Mata Atlântica brasileira**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBT) do Centro Universitário Norte do Espírito Santo da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Tropical.

Orientador: Dr. Sérgio Lucena Mendes  
Coorientadora: Dra. Danielle de Oliveira Moreira

São Mateus  
2017

Dados Internacionais de Catalogação na publicação (CIP)  
(Divisão de Biblioteca Setorial do CEUNES - BC, ES, Brasil)

---

Cruz, Fabiana de Mendonça, 1991-  
C957d      Distribuição geográfica histórica e recente de queixadas  
(*Tayassu pecari* Link, 1975) e catetos (*Pecari tajacu* Linnaeus, 1978)  
(Cetartiodactyla: Tayassuidae) na Mata Atlântica brasileira / Fabiana de  
Mendonça Cruz. – 2017.  
49 f. : il.

Orientador: Sérgio Lucena Mendes.

Coorientador: Danielle de Oliveira Moreira.

Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade  
Federal do Espírito Santo, Centro Universitário Norte do Espírito Santo.

1. Mata Atlântica. 2. Animais - Extinção. 3. Pecari. I. Mendes, Sérgio  
Lucena, 1960-. II. Moreira, Danielle de Oliveira, 1981-. III Universidade  
Federal do Espírito Santo. Centro Universitário Norte do Espírito Santo.  
IV. Título.

CDU: 502

---

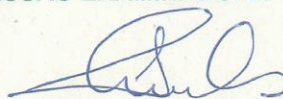
FABIANA DE MENDONÇA CRUZ

**DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA HISTÓRICA E RECENTE DE  
QUEIXADAS (*TAYASSU PECARI*) E CATETOS (*PECARI TAJACU*)  
NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA**

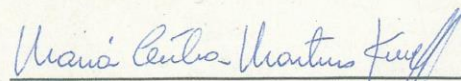
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Tropical.

Aprovada em 08 de agosto de 2017.

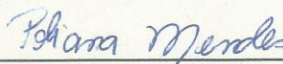
**COMISSÃO EXAMINADORA**



**Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes**  
Universidade Federal do Espírito Santo  
Orientador



**Dr.ª. Maria Cecília Martins Kierulff**  
Universidade Federal do Espírito Santo



**Prof.ª. Dr.ª. Poliana Mendes**  
Universidade Vila Velha

*Dedico a minha família e  
a todos aqueles que lutam pela conservação da Mata Atlântica.*

## AGRADECIMENTOS

Disse Antoine de Saint-Exupéry: “Aqueles que passam por nós não vão sós. Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós”. Gratidão imensa a todos que me ajudaram durante esses dois anos e meio de mestrado.

Obrigada Sérgio por ter aceitado a missão de me orientar. Foi uma honra trabalhar com você. Me abriu diversas portas e me permitiu conhecer pessoas incríveis. Gratidão pela parceria e ajuda de sempre!

Dani: a coorientadora mais maravilhosa que eu poderia ter! Me ajudou muitas vezes aos sábados, domingos, altas horas da noite e até de madrugada. Atendia minhas ligações e respondia meus áudios com toda paciência do mundo. Eternamente grata pela sua ajuda, parceria e amizade!

Agradeço à banca avaliadora da dissertação, que se dispuseram a participar e elevar a qualidade do meu trabalho. Muito obrigada Cecília e Poliana!

Obrigada aos colegas de turma e professores pela troca e conhecimento que me permitiram ser Mestre em Biodiversidade Tropical.

Gratidão aos servidores da UFES (CEUNES, Goiabeiras e Maruípe), tias do RU, secretárias, motoristas e serventes.

Agradeço também a CAPES pela bolsa de estudo concedida durante um ano.

E a todos os brasileiros: muito obrigada! Espero que um dia todos possam ter uma educação pública de qualidade, com maior igualdade, e que possam usufruir da mesma oportunidade que tive.

Por fim, agradeço aos meus pais, minhas irmãs, sobrinha, meus cachorros e gatos. Obrigada por me ajudarem quando eu mais preciso. Meu porto seguro, melhor família do mundo: amo vocês!

Obrigada minhas manas/mano que sempre estiveram do meu lado, parceiras e parceiro de verdade para todo e qualquer momento. Ainda bem que tenho vocês na minha vida: Bru, Fran, Dany, Ju, Brunninha e Luis Felipe. Meus amores da vida!

Gratidão às lindas amizades que fiz na UFES de Vitória e que levo para sempre no coração. Obrigada por cada troca, cafés e momentos únicos. Fefa, Thata, Zaninzera (Alex e Niña também), Jhow, Mah, Ge, Andressa e Paulinha: vocês são demais!

Agradecida também à família LBCV! Pessoas maravilhosas, ambiente de trabalho com muita sinergia e comprometimento. Tenho certeza que frutos incríveis sempre serão colhidos!

A todos aqueles que eu não citei, mas que também me auxiliaram nesse momento, com conversas rápidas pelo corredor, troca de ideias e devaneios: muito obrigada!

*“Temos conhecimento de que animais e plantas estão sendo destruídos a cada dia e, em vias de extinção. Durante toda minha vida, eu sonhei ver grandes manadas de animais selvagens, selvas, florestas tropicais repletas de pássaros e borboletas, mas, agora eu me pergunto se meus filhos vão poder ver tudo isso. Vocês se preocupavam com essas coisas quando tinham a minha idade? Sou apenas uma criança, mas sei que todos nós pertencemos a uma sólida família de cinco bilhões de pessoas e ao todo somos trinta milhões de espécies, compartilhando o mesmo ar, a mesma água e o mesmo solo. Nenhum governo, nenhuma fronteira poderá mudar esta realidade.”*

(Severn Cullis Suzuzi, 12 anos, discurso na Eco-92)

## RESUMO

Queixadas (*Tayassu pecari* Link, 1975) e catetos (*Pecari tajacu* Linnaeus, 1758) são as duas espécies de porcos nativos com ocorrência natural no Brasil. Diversas áreas onde os porcos se distribuem foram severamente alteradas pelo desmatamento, desenvolvimento agrícola e urbanização, como é o caso da Mata Atlântica (MA). Para determinar possíveis locais de extinção dos porcos nesse bioma, é necessário conhecer os registros que compõem a sua distribuição histórica pois sabe-se que diferentes regiões estão suscetíveis a diferentes intensidades e tipos de impactos, o que pode influenciar a maneira como as espécies responderão a eles espacialmente. Assim, o presente estudo teve como propósitos (1) descrever a ocorrência histórica, (2) determinar o padrão de ocupação atual de queixadas e catetos e (3) estimar a probabilidade de extinção local de ambas as espécies ao longo do bioma, analisando a influência das seguintes variáveis: tamanho de áreas protegidas, tamanho de fragmentos florestais, densidade populacional humana atual, presença do javali (*Sus scrofa*) e tempo entre o último registro histórico e o registro atual. Registros de detecção históricos e a ausência de registros (não-deteção) históricos e recentes dos porcos-do-mato foram levantados e integrados em modelos de ocupação, que indicaram as áreas mais prováveis de ocupação e extinção na MA. Ao todo, 469 registros de catetos foram utilizados e resultaram em uma estimativa de probabilidade de extinção de 4% na MA, influenciada positivamente pela densidade populacional humana e negativamente pelas áreas protegidas. Já para o queixada, 448 registros foi utilizados, resultando em uma estimativa de probabilidade de extinção de 46% na MA, positivamente influenciada pelo tempo decorrido entre o registro histórico e o atual e negativamente pelo tamanho das áreas protegidas. Conclui-se, portanto, que os queixadas estão consideravelmente mais ameaçados que os catetos e que as áreas protegidas possuem grande importância na manutenção das populações dessas espécies. A extinção do queixada na MA pode ocasionar preocupantes consequências ao longo da cadeia trófica, dado seu papel como arquiteto ecológico e engenheiro de ecossistemas.

**Palavras-chave:** extinção; taiassuídeos, mamíferos; ocupação.

## ABSTRACT

White-lipped peccary (*Tayassu pecari* Link, 1975) and collared peccary (*Pecari tajacu* Linnaeus, 1758) are two species of native peccaries with natural occurrence in Brazil. Several areas where these species are distributed have been severely altered by deforestation, agricultural development and urbanization, as is the case of the Atlantic Forest (AF). To determine the sites of extinction of peccaries in this biome, it is necessary to know the differences that make up their historical distribution, it is known that different regions are susceptible to different intensities and types of impacts, which can influence the way the species respond spatially. The purpose of this study was (1) describe the historical occurrence, (2) determine the current occupation pattern of white-lipped and collared peccary, and (3) estimate the local extinction probability of species throughout the biome, analyzing an influence of the following variables: protected areas, forest fragments, human population density, boar presence (*Sus scrofa*) and time between the last historical record and the current record. Historical and recent records, and absence of records of peccaries were raised and integrated in models of occupancy, which indicated the most likely areas of occupancy and extinction in the AF. Altogether, 469 of collared peccary records were used and resulted in an estimated extinction probability of 4% in the AF, positively influenced by the human population density and negative by the protected areas. For white-lipped peccary, 448 records were used and resulting in an estimated extinction probability of 46% in the AF, positively influenced by the time elapsed in the historical record and the current and negatively for the size of the protected areas. It is concluded that the white-lipped peccary are considered more threatened than the collared peccary and that protected areas are very important for maintenance of the populations of the species. The white-lipped peccary extinction in the AF can cause disturbing consequences along the food chain, given its role as ecological architect and ecosystem engineer.

**Keywords:** extinction; peccaries, mammals; occupancy.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>4</b>
2.1 Área de Estudo .....	4
2.2 Coleta dos Dados.....	5
2.2.1 Registros Históricos (detecção) .....	5
2.2.2 Registros Atuais (detecção e não-detecção).....	6
2.3 Análise dos Dados .....	7
2.3.1 Modelo Estatístico .....	7
2.3.2 Covariáveis .....	9
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>13</b>
3.1 Registros históricos e atuais .....	13
3.2 Probabilidades de ocupação .....	15
3.3 Probabilidades de extinção.....	19
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>22</b>
<b>5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>29</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>30</b>
<b>APÊNDICE 1.....</b>	<b>36</b>
<b>APÊNDICE 2.....</b>	<b>37</b>
<b>APÊNDICE 3.....</b>	<b>39</b>
<b>APÊNDICE 4.....</b>	<b>40</b>
<b>APÊNDICE 5.....</b>	<b>41</b>
<b>APÊNDICE 6.....</b>	<b>42</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Queixadas (*Tayassu pecari* Link, 1975) e catetos ou caititus (*Pecari tajacu* Linnaeus, 1758) são, juntamente com o tagua ou *chancho quimilero* (nome popular em espanhol) (*Catagonus wagneri* Rusconi, 1930), as três espécies reconhecidas de mamíferos cetartiodáctilos da família Tayassuidae, popularmente conhecidos como porcos-do-mato (Oliver, 1993). Os taiassuídeos foram um dos primeiros grupos a migrarem da América do Norte para a América do Sul após a formação do Istmo do Panamá, provavelmente durante o Grande Intercâmbio Biótico Americano (*The Great American Biotic Interchange*), há aproximadamente três milhões de anos (Marshall, 1985).

A distribuição dos Tayassuidae é restrita às Américas, sendo *C. wagneri* uma espécie endêmica da região do Chaco argentino, boliviano e paraguaio (Oliver, 1993). O cateto (*P. tajacu*) possui distribuição desde o sudoeste dos Estados Unidos, América Central, e toda porção norte e central da América do Sul, incluindo o Brasil, até o norte da Argentina (Gongora et al., 2011), enquanto o queixada (*T. pecari*) se distribui do sudeste do México, América Central, porção norte e central da América do Sul até o norte da Argentina e Rio Grande do Sul, no Brasil (Apêndice 1) (Desbiez et al., 2012; Keuroghlian et al., 2012; IUCN, 2017; Vecchia, 2011). As duas últimas espécies eram, historicamente, de ampla distribuição geográfica no Brasil, podendo ser encontradas em todos os biomas (Desbiez et al. 2012; Keuroghlian et al., 2012).

Queixadas e catetos são espécies com uma importante relevância ecológica para a manutenção da Mata Atlântica, pois são predadores e dispersores de sementes e também atuam como engenheiros de ecossistemas, exercendo um impacto secundário na vegetação por meio da perturbação do solo e das plântulas existentes na floresta durante suas atividades de forrageamento (Kiltie & Terborgh, 1983; Keuroghlian & Eaton, 2008). Contudo, elas enfrentaram severas alterações e reduções do seu habitat e pressões de caça que culminaram em extinções locais e regionais ao longo da sua distribuição geográfica. Assim, o queixada está classificado na lista vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2017) e na lista nacional brasileira de espécies ameaçadas como “Vulnerável” (Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014). Já o cateto, está classificado como “Pouco Preocupante” tanto para o Brasil quanto para a lista mundial (IUCN, 2017; Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014).

Diversas áreas da região neotropical onde os taiassuídeos se distribuem foram severamente alteradas pelo desmatamento, desenvolvimento agrícola e urbanização (Sowls,

1997 apud Keuroghlian & Eaton, 2008), que também é o caso da Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do mundo. Devido a esse cenário, a situação de ameaça das duas espécies para a Mata Atlântica foi avaliada como “Críticamente em Perigo” para o queixada (Keuroghlian et al., 2012) e “Quase Ameaçada” para o cateto (Desbiez et al., 2012). Nesse bioma, as principais ameaças para os taiassuídeos são a fragmentação, degradação e perda de habitat, a introdução da espécie exótica javali (*Sus scrofa*) e a caça ilegal (Desbiez et al., 2012; Keuroghlian et al., 2012).

Mamíferos de grande porte, como os porcos-do-mato, são particularmente vulneráveis a grandes alterações e contrações de distribuição e, até mesmo, extinções locais (Karanth et al., 2009). Nos últimos 500 anos o estudo dessas extinções tem se tornado uma área de amplo interesse da ciência, uma vez que é a consequência da interferência antrópica no ambiente (Moreira, 2013). Para determinar possíveis extinções locais e, conseqüentemente, regionais, de espécies, é necessário conhecer primeiro os registros que compõem a sua distribuição histórica, pois sabe-se que diferentes regiões estão suscetíveis a diferentes intensidades e tipos de impactos, o que pode influenciar a maneira como as espécies responderão a eles espacialmente (Rezende et al., 2011).

Shaffer et al. (1998) relata que o uso de dados de ocorrência histórica, como de coleções científicas e museus, é uma estratégia interessante para determinar o alcance da distribuição geográfica da espécie. Além disso, pode fornecer informações relevantes e curiosas e que foram negligenciadas no decorrer dos anos. Entre os séculos XVI e XIX, alguns expedicionários europeus se aventuraram pelo território brasileiro, registrando os costumes, a cultura local e a exuberante biodiversidade aqui existente, inclusive as espécies de porcos-do-mato da Mata Atlântica. André Thevet (França, 1502-1592), por exemplo, quando passou pelo no Rio de Janeiro em 1557, referenciou o queixada como “javali americano”, porém mais agressivo e furioso, descrevendo-o, como:

“Tem os dentes mais longos e mais expostos. Totalmente negro e sem cauda, traz no dorso um conduto, semelhante em tamanho ao do marsuíno, por meio do qual pode respirar dentro da água. Esse porco selvático lança espantosos silvos, e, quando come ou faz outra qualquer coisa, ouve-se-lhes o ranger dos dentes. Certa vez, me trouxeram os índios um deles, enlaçado, mas a fera conseguiu escapar em presença de todos.” (Thevet, 1944, p. 244)

Fernão Cardim (Portugal, 1548-1625) também cita os porcos-selvagens em sua obra de 1576, descrevendo o queixada como “taiaçutirica, sc. porco que bate, e trinca os dentes, estes são maiores que os comuns, e mais raros, e com seus dentes atassalham quantos animais

acham.”. Ainda, o português relatou uma segunda espécie de porco-do-mato, que possivelmente se tratava do cateto:

“Outros se chamam tiaiçupigta, sc. porco que aguarda, ou faz fincapé. Estes acometem os cães, e os homens, e tomando-os os comem, e são tão bravos que é necessário subirem-se os homens nas árvores para lhes escapar, e alguns esperam ao pé das árvores alguns dias até que o homem se desça, e porque lhes sabem esta manha, sobem-se logo com os arcos e flechas às árvores, e de lá os matam.” (Cardim, 1939, p. 33)

No Brasil, poucos são os estudos publicados sobre a extinção regional de espécies, mesmo para aqueles táxons bem conhecidos, como os mamíferos. Ainda que considerados raros para o país, os estudos que possuem uma abordagem regional costumam fornecer resultados relevantes no que tange ao monitoramento da ocorrência atual das espécies e na indicação dos principais fatores que ameaçam sua conservação. Segundo Collen et al. (2006), sob uma escala regional, é possível examinar como certas espécies respondem às variáveis locais, pois em escalas globais a heterogeneidade das variáveis pode mascarar as ameaças.

Considerando as diversas ameaças que essas espécies sofrem nesse bioma, este estudo teve como o propósito (1) descrever a ocorrência histórica, (2) determinar o padrão de ocupação atual de queixadas e catetos e (3) estimar a probabilidade de extinção local de ambas as espécies ao longo da Mata Atlântica. Especificamente, procuramos responder diversas questões relativas a ocupação e extinções regionais, como: (1) se o tamanho das áreas protegidas e dos remanescentes florestais permitem uma maior probabilidade de ocupação e menor extinção para as espécies; (2) se os taiassuídeos podem persistir em áreas com altas densidades de população humana; (3) se o intervalo de anos entre os registros históricos e os registros atuais indicam uma menor na probabilidade de ocupação e extinção dos porcos; e (4) se a presença da espécie exótica javali também ameaça as espécies em investigação. A partir dessas questões, é esperado que as alterações ambientais (como o desmatamento e a expansão agrícola), juntamente com o crescimento demográfico humano e a ocorrência desordenada do javali tenham impactado a ocupação dessas espécies e aumentado sua probabilidade de extinção regional na Mata Atlântica, especialmente para o queixada.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no domínio da Mata Atlântica brasileira (MA) (IBGE & MMA, 2005), que se estende por 15 estados: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte (Figura 1).

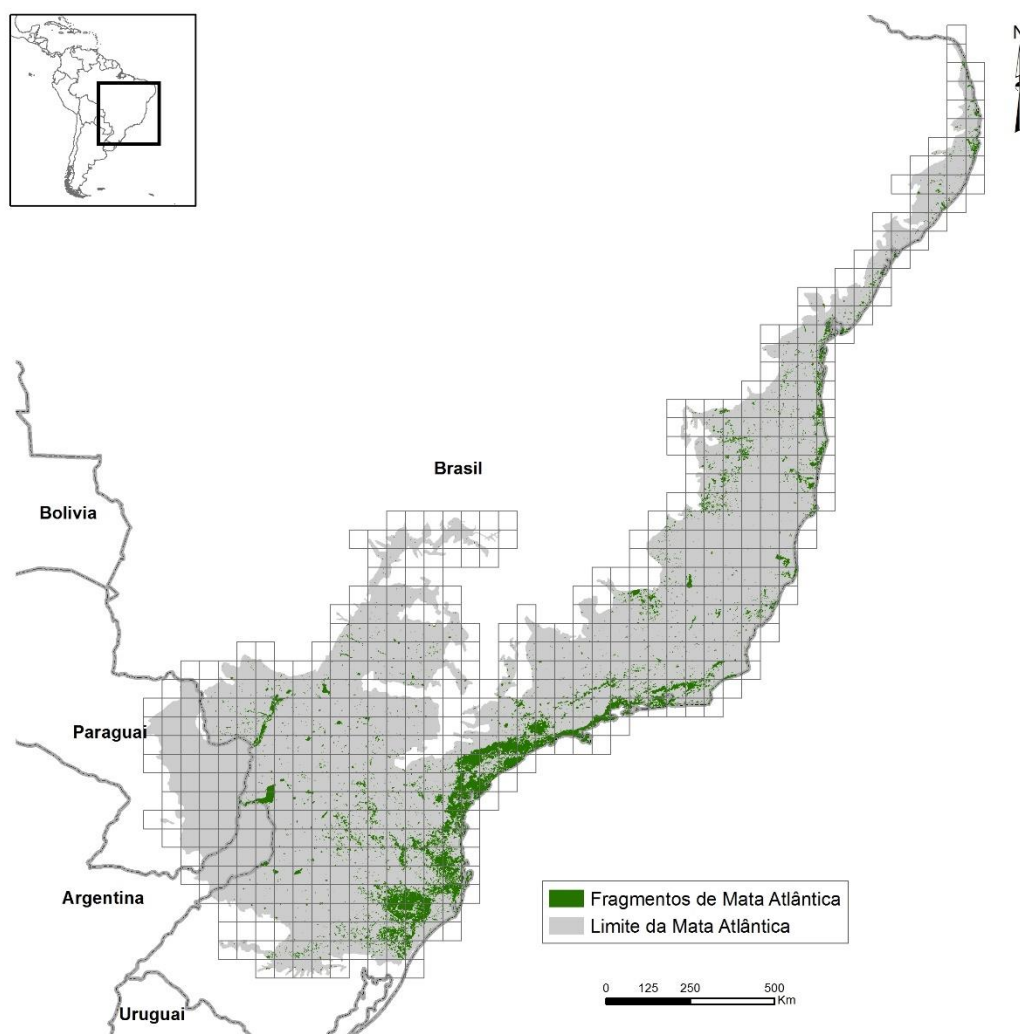


Figura 1. Domínio da Mata Atlântica (cinza) com os remanescentes florestais (verde). Para análise dos dados o bioma foi dividido em 592 células, com tamanho médio de 2.856 km<sup>2</sup>.

A Mata Atlântica foi o primeiro bioma a ser explorado durante a colonização europeia no Brasil (Silva & Casteleti, 2005) e, desde então, tem sofrido com a redução de sua cobertura florestal, destruição de seus ecossistemas e contínua expansão e ocupação humana. Atualmente, restam apenas 12,5% dos remanescentes de floresta nativa que existia em tempos históricos e quase 72% da população brasileira vive na área de extensão natural do bioma

(Fundação SOS Mata Atlântica, 2017). Em função da redução de habitats e ao elevado número de espécies endêmicas, a MA é reconhecida como um dos 35 *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade (Myers, 2000; Zachos & Habel 2011). Essa região também foi cenário de importantes explorações científicas e geográficas ocorridas nos primeiros séculos após a chegada dos portugueses no Brasil, o que contribuiu significativamente para o conhecimento das riquezas naturais e minerais desse bioma (Moreira, 2013).

A fim de facilitar a interpretação dos dados e adequar os registros ao modelo estatístico utilizado (Karanth et al., 2010), a área original da MA foi dividida em 592 células, com tamanho de 0,5 graus na projeção geográfica e tamanho de área médio de 2.856 km<sup>2</sup> (2.673 a 3.065 km<sup>2</sup>) (Figura 1). As células possuem diferentes tamanhos pois foi utilizado um sistema de coordenadas geográficas que possui medidas de longitude e latitude dado em graus decimais (Datum WGS 1984). Em função do planeta Terra ser elipsóide, quanto mais próximo da Linha do Equador, maior o tamanho da célula em área.

## 2.2 Coleta dos Dados

Os registros de detecção e a ausência de registros (não-deteção) dos porcos-do-mato na MA foram levantados e classificados como registros históricos (até o ano de 2011) e registros recentes (entre 2011-2016). Esse limite foi definido através da análise estatística descritiva de quartil, que resultou no ano de 2011 como o ano que melhor divide a distribuição dos dados. Além disso, o intervalo de cinco anos estabelecido foi satisfatório para reunir quantidades suficientes de registros atuais das espécies e obter replicações das amostragens para cada área. Caso o estudo limitasse os registros recentes apenas para o último ano, a quantidade de dados seria insuficiente, podendo subestimar a ocupação e, conseqüentemente superestimar a extinção dos taiassuídeos.

### 2.2.1 Registros Históricos (deteção)

O levantamento dos registros históricos foi realizado através de buscas por publicações científicas na base de dados *online* Google Acadêmico, utilizando as palavras-chave “*Tayassu pecari*”, “*white-lipped peccary*”, “*Pecari tajacu*”, “*collared peccary*” e “*atlantic forest*” (separadamente para cada espécie). Bancos de dados *online*, como *Mammal Networked Information System* (MaNIS), *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) e *speciesLink*, também foram consultados. Para complementar as investigações, publicações dos naturalistas viajantes que se aventuravam pelo Brasil entre os séculos XVI-XIX e dados de coleções

biológicas de museus de história natural também foram obtidos (Apêndice 2), através de meio eletrônico ou por visitas diretas e solicitações aos seus curadores via *e-mail* e telefone.

A partir dos diferentes métodos supracitados, os registros de ocorrência considerados válidos foram: registros diretos por visualização, *câmera-trap*, vestígios (pegadas, forrageamento), coleções científicas (pelo, pele ou esqueleto), registros de caça, e relatos de moradores do entorno e fiscais das áreas protegidas. A maioria dos registros levantados foi proveniente de livros, artigos, monografias, dissertações, teses e planos de manejo de unidades de conservação (UCs).

Quando as publicações não forneciam coordenadas geográficas, procurou-se determiná-las através de buscas *online* e/ou através do *Google Earth* a partir do ponto central da localidade mencionada. Os registros coletados foram organizados em planilhas eletrônicas (Microsoft Office Excel 2013), contendo informações como fonte do dado, material ou evidência do registro, data, país, estado/província e localidade do registro, coordenadas geográficas correspondentes e observações adicionais. Todos os registros foram georreferenciados utilizando o programa ArcGis 10.1 (ESRI®), com projeção geográfica e datum *World Geodesic* de 1984 (WGS 1984).

### 2.2.2 Registros Atuais (detecção e não-detecção)

Dois métodos foram utilizados para compor a distribuição da ocupação atual dos *taiassuídeos* (2011-2017): a revisão de artigos científicos de levantamento contendo dados de detecção/não detecção das espécies em áreas da MA; e o envio de um questionário *online*, desenvolvido especialmente para este estudo, encaminhado via *e-mail* para mais de 650 pesquisadores experientes que atuam na MA, além de gestores de UCs estaduais e federais dos estados localizados no bioma. Para aumentar o número de entrevistas, o questionário também foi aplicado por meio de ligações telefônicas, para representantes ou equipes administrativas de UCs.

Da mesma forma como realizado com os registros históricos, os artigos para investigação dos registros recentes foram levantados através de buscas na base de dados *online* Google Acadêmico, utilizando as palavras-chave “*Tayassu pecari*”, “*white-lipped peccary*”, “*Pecari tajacu*”, “*collared peccary*” e “*atlantic forest*” (separadamente para cada espécie). As entrevistas realizadas tiveram como objetivo constatar a presença ou ausência das espécies nas localidades de estudo dos entrevistados. O questionário desenvolvido possuía, basicamente, perguntas relacionadas à detecção e não detecção das espécies e o tipo e o ano de registro, além de questões a respeito da ocorrência de javali na MA. No Apêndice 3 e

Apêndice 4 é possível visualizar a apresentação do questionário enviado e o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE), respectivamente, cuja concordância pelo entrevistado se fez necessária para sua participação. A pesquisa em questão foi devidamente aprovada pelo Conselho de Ética em Pesquisa do CEUNES – UFES (nº do Certificado de Apresentação para Apreciação Ética - CAAE: 55673816.3.0000.5063) e pelo SISBIO – ICMBio (nº 53951-1).

## 2.3 Análise dos Dados

### 2.3.1 Modelo Estatístico

Foi utilizada a modelagem de estimativa de ocupação (Karanth et al., 2010; MacKenzie et al. 2002, 2006; MacKenzie & Royle 2005) para determinar a probabilidade de ocupação recente das espécies e também para integrar os dados históricos e atuais a fim de estimar a extinção local dos taiassuídeos em relação a cinco variáveis nas células analisadas: tamanho das área protegida (UCs), tamanho dos fragmentos florestais, densidade populacional humana, presença do javali e ao intervalo de anos entre o registro histórico e o registro atual. Modelar a ocupação e a extinção das espécies em relação a tais variáveis preditoras ou independentes (aqui chamadas de covariáveis) permite identificar os principais fatores que influenciaram as probabilidades de ocupação e extinção local de queixadas e catetos na Mata Atlântica brasileira (variável resposta ou dependente).

De acordo com MacKenzie (2002) o modelo de ocupação foi desenvolvido para estimar a proporção de sítios (representado por células, neste estudo) ocupadas por uma determinada espécie, em um método de amostragem que envolve visitas múltiplas aos locais durante uma estação na qual a espécie pode ser detectável. O histórico de detecção/não detecção da espécie obtido durante as múltiplas visitas é o que permite a estimativa da probabilidade de ocupação nas células específicas.

De acordo com MacKenzie (2002, 2006), a ocupação, dada por  $\Psi_i$  ( $psi$ ), é definida como a probabilidade do sítio  $i$  ser ocupado pelas espécies de interesse e, na presente pesquisa, os sítios podem ser entendidos como as células da MA (Figura 1). Dado que a espécie esteja presente em um sítio, ela pode ser ou não detectada em uma ocasião de amostragem. Por exemplo, a probabilidade de ocupação para o site  $i$  com o histórico 01010 seria matematicamente descrito da seguinte maneira:  $\Psi_i (1 - p_{i1}) p_{i2} (1 - p_{i3}) p_{i4} (1 - p_{i5})$ , onde  $p$  representa a probabilidade de detecção da espécie. Isso significa que a espécie não foi detectada na primeira, terceira e quinta ocasiões, mas foi detectada na segunda e quarta

ocasiões. No caso do presente estudo, o histórico de detecção/não-detecção foi obtido através do levantamento de registros históricos e recentes de artigos e de respostas do questionário, de forma que cada registro das espécies, seja de presença ou ausência, representa uma ocasião de amostragem (detecção = 1 e não detecção = 0).

A probabilidade de detecção ( $p$ ), por sua vez, é a probabilidade de a espécie ser detectada durante a amostragem em um sítio ocupado (MacKenzie et al., 2006), dado que a espécie esteja presente. A análise de ocupação realizada, julga a probabilidade de detecção menor que 1 (MacKenzie et al., 2002), ou seja, existem fatores que influenciam a detecção das espécies em campo, não permitindo que as mesmas sejam detectadas em 100% das amostragens. No presente estudo, cada pesquisador/especialista foi considerado uma ocasião de amostragem (Karanth et al, 2009), exceto registros de gestores/analistas de UCs federais e estaduais que foram agrupados em apenas uma ocasião. Isso porque os gestores/analistas de UCs, na maioria das vezes, haviam visitado apenas a sua própria área de gestão/atuação na MA e, portanto, possuíam registros de detecção/não-detecção apenas para aquela área em específico, diferente dos pesquisadores entrevistados que, normalmente, obtiveram registros em mais de um sítio do bioma. O modelo de ocupação também compreende o problema crítico das detecções imperfeitas e o esforço de amostragem desigual resultante dos diferentes especialistas que obtiveram registros nas células pesquisadas (Karanth et al., 2010).

Não foram utilizadas todas as células da MA nas análises, mas apenas aquelas onde obteve-se registros históricos, registros recentes ou registros de não detecção por parte dos entrevistados. Segundo a Avaliação do Risco de Extinção do Queixada e a Avaliação do Risco de Extinção do Cateto, elaboradas pelos principais especialistas no Brasil (Keuroghlian et al., 2012; Desbiez et al., 2012), ambas as espécies possuem ampla distribuição geográfica, compreendendo toda área da Mata Atlântica brasileira (Apêndice 1). Ainda, não há registros de novas ocupações - expansão geográfica - para essas espécies na MA, apenas de extinção. Acredita-se que as espécies estejam atualmente presentes apenas em áreas onde já ocupavam no passado. Portanto, todas as células com registros recentes também foram consideradas, mesmo sem apresentarem registro histórico.

É importante ressaltar que a não-detecção de uma espécie em uma célula não expressa necessariamente sua ausência, mas a ocorrência deve ser interpretada como a presença da espécie no local. Assim, a incerteza associada ao processo de amostragem é uma das razões para considerar as estimativas - tanto de ocupação quanto de extinção - como probabilidades. Outra razão é que o processo de extinção das espécies também deve ser visualizado como um

processo estocástico, ou seja, também determinado por fatores aleatórios que variam no decorrer do tempo.

No presente estudo, consideramos o parâmetro de ocupação como equivalente ao complemento da probabilidade de extinção local, consistindo na fórmula  $\hat{E}_i = 1 - \hat{\Psi}_i$ , onde  $\hat{\Psi}_i$  denota estimativas, e  $E_i$  é a probabilidade de extinção local ou a probabilidade de que a célula de grade  $i$  já não esteja ocupada pela espécie no presente (Karanth et al., 2010).

Para estimar a probabilidade de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) das espécies, os dados foram analisados no *software* Presence (versão 10.5, Hines 2006), utilizando-se a análise de “*single-season*”, calculados através de regressão logística (função de ligação *logit*). A probabilidade de extinção estimada ( $\hat{E}$ ), por sua vez, foi calculada utilizando-se o Microsoft Office Excel 2013, subtraindo os valores de ocupação gerados no Presence.

A seleção dos melhores modelos gerados foi baseada no critério de informação de Akaike (AIC), mais precisamente o valor de  $\Delta AIC$ , dos quais apenas os modelos com valores de  $\Delta < 2$  foram considerados plausíveis para explicar a ocupação e detecção das espécies (MacKenzie et al., 2006). Modelos que não alcançaram a convergência numérica foram excluídos (Everatt et al., 2014). Os pesos dos modelos restantes ( $w$ ) também foram calculados e representam a adequação relativa de um determinado modelo em relação aos outros do conjunto. O valor  $\beta$  (beta) das covariáveis, calculado para todos os modelos, indica como a covariável afeta a probabilidade de ocupação. Valores negativos indicam relação negativa e valores positivos indicam relação positiva. A adequação do ajuste (*goodness-of-fit*) também foi avaliada para o modelo global contendo todas as covariáveis de  $\Psi$  e  $p$ , através do cálculo do *bootstrap* com 1.000 randomizações e uso do valor  $\hat{c}$ . O  $\hat{c}$  mede a sobre-dispersão dos dados (*over-dispersion*), o qual pode resultar de razões biológicas (por exemplo, má seleção de covariáveis) ou por razões estatísticas (por exemplo, falta de independência entre as unidades de amostragem) (Santos et al., 2016).

### 2.3.2 Covariáveis

Cinco variáveis foram modeladas para avaliar suas respectivas influências sobre a estimativa da probabilidade de ocupação e extinção dos porcos-do-mato na Mata Atlântica e duas para explicar a probabilidade de detecção dessas espécies (Tabela 1). Para as covariáveis “fragmentos florestais” (área de cobertura vegetal em km<sup>2</sup> na célula) e “Densidade Populacional Humana” (DPH) (número de indivíduos/km<sup>2</sup> na célula), foram utilizados arquivos digitais dos fragmentos florestais remanescentes da Mata Atlântica (Fundação SOS

Mata Atlântica & INPE, 2013), cujas áreas e valores foram calculados em ambientes SIG (Sistema de Informação Geográfica). Assumiu-se que os fragmentos florestais indicam o habitat disponível dentro da distribuição da espécie, enquanto que a DPH representa a influência de atividades antrópicas na persistência de espécies. Os dados sobre a DPH, disponíveis em arquivos raster georreferenciados com resolução de 30 arco-segundos (~1 km) (CIESIN & SEDAC, 2015), foram transformados em raster com resolução de 0,5 graus (~55,5 km), a mesma resolução de cada célula do grid utilizado para as análises.

Conforme descrito e esquematizado na Tabela 1, espera-se que quanto maior a densidade populacional humana na célula, menor será a probabilidade de ocupação das espécies, devido a ausência de habitats adequados para sua manutenção. Do contrário, quanto maior a densidade populacional humana, maior será a probabilidade de detecção das espécies, pois é esperado que áreas populosas disponham de um maior número de pesquisadores científicos que possam registrar as espécies de estudo em locais próximos.

No que diz respeito aos “fragmentos florestais”, era esperado que a variável interferisse positivamente na ocupação das espécies e negativamente na extinção, visto que há maior disponibilidade de recursos disponíveis em áreas florestadas. Essa previsão também era esperada para a variável “áreas protegidas” (tamanho das áreas protegidas, em km<sup>2</sup>, na célula), que possui uma maior disponibilidade de recursos, além de oferecerem maior proteção para as espécies em estudo. Além disso, também era esperado que quanto maior o tamanho de áreas protegidas na célula, maior seria a probabilidade de detecção de queixadas e catetos, visto que é esperado que pesquisadores possuem preferência em exercer suas pesquisas científicas em Unidades de Conservação, em função da melhor infraestrutura e suporte. Para essa covariável (“áreas protegidas”), utilizou-se as informações das unidades de conservação da MA, exceto Áreas de Proteção Ambiental – APAs, provenientes da base de dados do Ministério do Meio Ambiente (CNUC/MMA, 2017).

A necessidade de investigar o javali como uma possível influência na persistência dos porcos nativos se relaciona com a extensa disseminação da espécie em centenas de áreas da Mata Atlântica e com o fato de espécies exóticas constituírem a terceira principal causa de extinção de vertebrados no planeta (Hoffmann et al., 2010). Assim, a covariável “javalí” representa a presença ou ausência de registros da espécie *Sus scrofa* nas células, os quais foram obtidos por meio das respostas do questionário enviado aos pesquisadores e gestores de áreas protegidas na MA e, também, por levantamentos bibliográficos. Duas publicações que contém investigações a respeito da invasão do javali no Brasil e seus registros mais recentes de ocorrência foram utilizados para compor a presença dessa espécie exótica no bioma em

estudo (Pedrosa et al., 2015; Deberdt & Scherer 2007), que adicionados aos registros dos entrevistados, compõem a atual distribuição geográfica do javali na Mata Atlântica, com um total de 605 registros (Apêndice 5).

Tabela 1. Covariáveis selecionadas para a análise e suas previsões para explicar a probabilidade de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu* na Mata Atlântica brasileira.

Covariável	Tipo	Parâmetro ( $\Psi/p$ )	Predições	Representação gráfica
<b>Densidade Populacional Humana (DPH)</b>	Social	$\Psi/p$	Quanto maior a densidade populacional humana, menor é a probabilidade de ocupação e maior a probabilidade de detecção e extinção de ambas as espécies.	
<b>Fragmentos florestais (Frag)</b>	Paisagem	$\Psi$	Quanto maior o tamanho de fragmentos florestais na célula, maior é a probabilidade de ocupação e menor a probabilidade de extinção de ambas as espécies.	
<b>Áreas protegidas (UCs)</b>	Paisagem	$\Psi/p$	Quanto maior o tamanho de área protegida na célula, maior é a probabilidade de ocupação e detecção e menor a probabilidade de extinção de ambas as espécies.	
<b>Javali (Jav)</b>	Paisagem	$\Psi$	A presença de javali na célula resulta em uma menor probabilidade de ocupação e maior probabilidade de extinção das espécies.	
<b>Tempo (Tempo)</b>	Temporal	$\Psi$	Quanto maior o intervalo de anos entre o registro histórico e o registro atual, menor é a probabilidade de ocupação e maior a probabilidade de extinção das espécies.	

A covariável “tempo” diz respeito ao intervalo, em anos, decorrido entre o ano do registro histórico mais recente presente na célula e o ano de 2011 (início dos registros atuais). Em geral, quanto maior o período entre o ano do último registro e o ano base dos registros atuais, maior é a relação positiva com a probabilidade da espécie estar extinta (Karanth et al., 2010). Para calcular o intervalo supracitado em células onde não havia registro histórico e

apenas registros atuais, utilizou-se o ano do registro histórico mais recente das células vizinhas. Quando as células vizinhas não possuíam registros históricos, utilizou-se o ano de registro histórico da célula mais próxima.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Registros históricos e atuais

Um total de 188 registros de detecção históricos de queixada e 268 de cateto foram obtidos em diversas publicações disponíveis em meios eletrônicos e museus. Desses, 176 e 231, respectivamente, estavam adequados para compor a distribuição histórica das espécies. A maioria dos registros data dos anos de 2000 a 2010, como pode ser visualizado na Tabela 2. O registro mais antigo de queixada data do ano de 1556 e de cateto do ano de 1576.

Com relação aos registros atuais, dos mais de 650 questionários enviados, 113 entrevistas foram realizadas (Apêndice 6), o que resultou em uma taxa de retorno de cerca de 17% e um total de 272 registros recentes de queixada e 238 registros recentes de cateto para a Mata Atlântica brasileira – tanto de detecção quanto de não detecção (Tabela 2). A partir dos registros de detecção, foi possível mapear a distribuição histórica e atual das duas espécies para a Mata Atlântica brasileira (Figura 2 e Figura 3).

Tabela 2. Total de registros, históricos (detecção) e recentes (detecção e não detecção), de queixada (*Tayassu pecari*) e cateto (*Pecari tajacu*) na Mata Atlântica, levantados na literatura.

	<i>Tayassu pecari</i>	<i>Pecari tajacu</i>
<b>Registros Históricos (detecção)</b>		
Século XVI	5	3
Século XVII	3	11
Século XVIII	0	0
Século XIX	13	10
1900-1989	48	45
1990-1999	29	33
2000-2010	78	129
[sem data]	12	37
Total	188	268
<b>Registros Recentes (detecção)</b>		
2011-2016	104	171
<b>Ausência de Registros Recentes (não-detecção)</b>		
2011-2016	168	67
<b>Total</b>	<b>460</b>	<b>506</b>

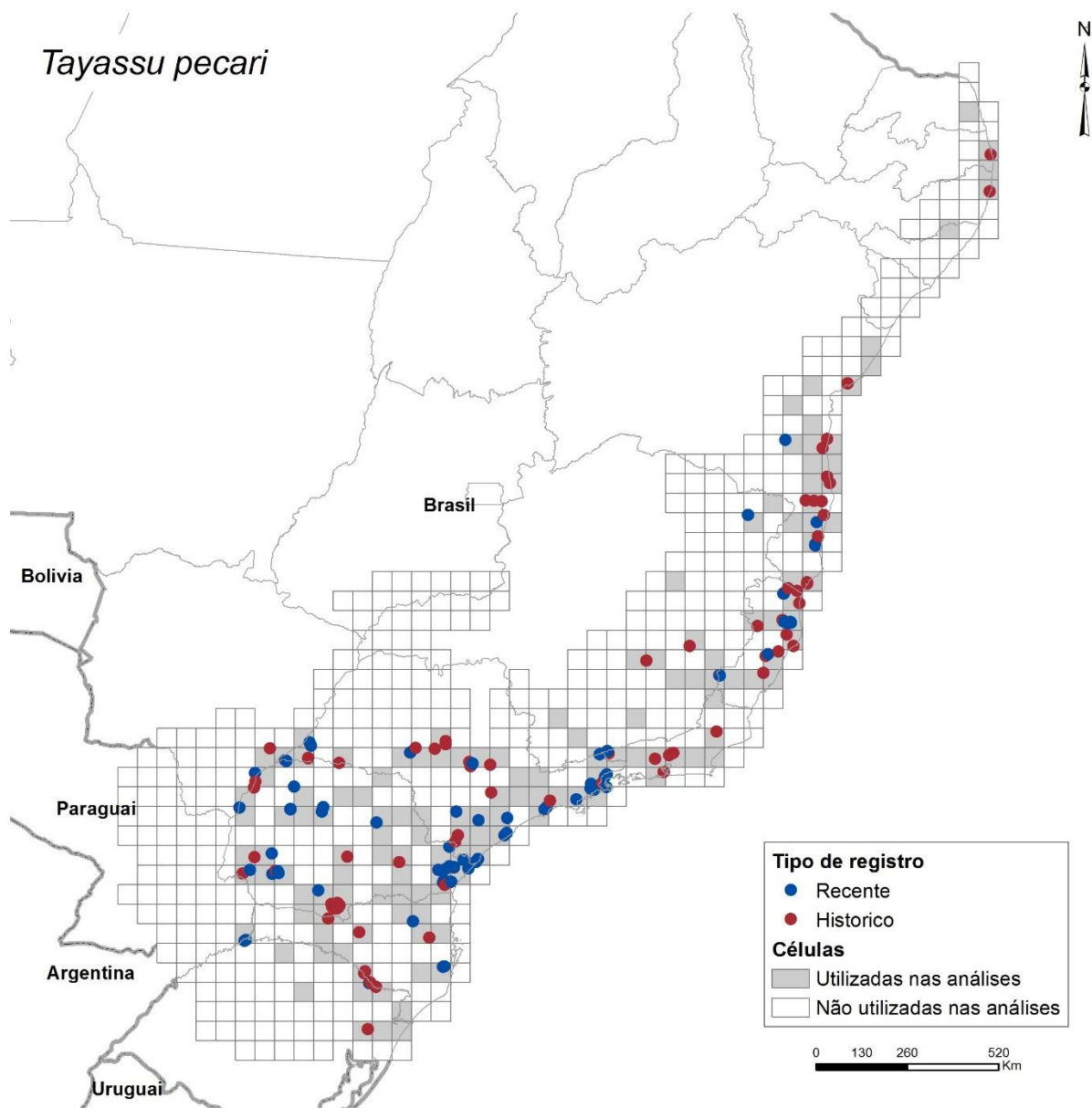


Figura 2. Registros de detecção históricos e recentes de queixada (*Tayassu pecari*) na Mata Atlântica (há sobreposição de pontos). As células em cinza representam todas as células utilizadas para calcular a ocupação da espécie, ou seja, possuem registros de detecção – histórico e recente – ou de não detecção (células cinza sem registros de detecção são células que possuem apenas registros de ausência).

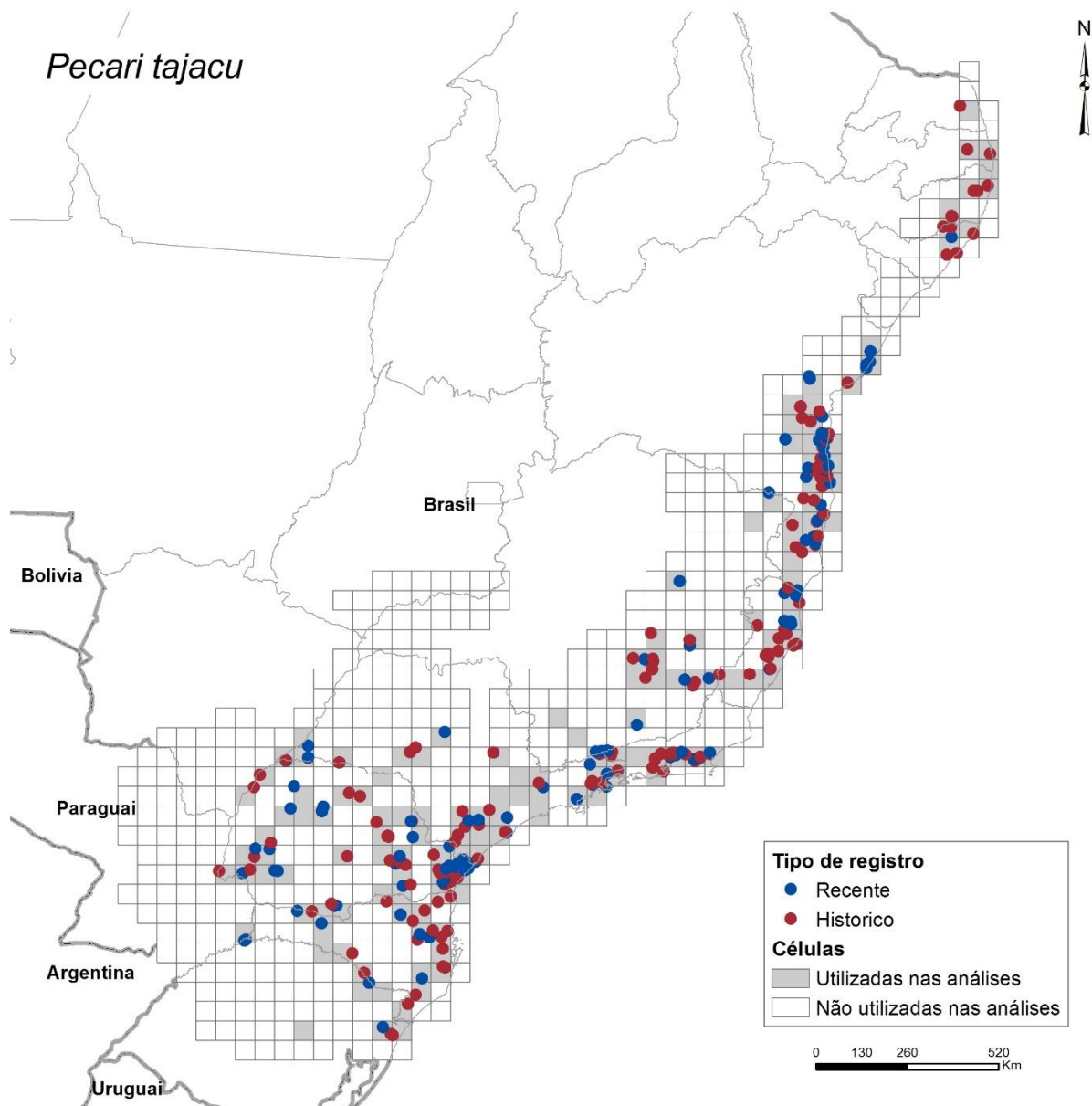


Figura 3. Registros de detecção históricos e recentes de cateto (*Pecari tajacu*) na Mata Atlântica (há sobreposição de pontos). As células em cinza representam todas as células utilizadas para calcular a ocupação da espécie, ou seja, possuem registros de detecção – histórico e recente – ou de não detecção (células cinza sem registros de detecção são células que possuem apenas registros de ausência).

### 3.2 Probabilidades de ocupação

Os queixadas foram detectados em 42 das 109 células utilizadas, apresentando um valor *naïve* de ocupação estimada de 0.38. O teste *bootstrap* de adequação do ajuste (*goodness-of-fit*) não revelou sobre-dispersão dos dados ( $\hat{c} = 0.00$ ). A probabilidade de ocupação ( $\Psi$ ) para cada célula, individualmente, variou de 0 a 0.97 (Figura 4). A ocupação da espécie foi melhor explicada por duas covariáveis: o tempo decorrido entre o registro

histórico e atual, que influenciou negativamente a ocupação, e o tamanho das áreas protegidas nas células, que influenciou positivamente a ocupação (Tabela 4 e Figura 4). Assim como esperado, a detecção também foi influenciada positivamente pelo tamanho de área protegida (0.003420/erro padrão: 0.000974).

Já os catetos foram detectados em 72 das 91 células utilizadas e apresentou um valor *naïve* de ocupação estimada de 0.79. Da mesma forma com o queixada, o teste *bootstrap* de adequação do ajuste também não revelou sobre-dispersão dos dados do cateto ( $c\text{-hat} = 0.50$ ). Os valores de  $\Psi$ , calculados individualmente para as células, variaram de 0 a 1. Como visualizado na Tabela 4, as covariáveis que melhor responderam a ocupação da espécie na MA foi a densidade populacional humana, influenciando negativamente, e áreas protegidas, influenciando positivamente a ocupação da espécie (Figura 5). Diferente do esperado, a detecção foi influenciada negativamente pela DPH (-0.000574/erro padrão: 0.000378).

Na Tabela 3, é possível visualizar os valores  $\beta$  para as covariáveis do melhor modelo calculado, tanto para queixada quanto para cateto. Percebe-se que o tamanho das áreas protegidas resultou em valores positivos para ambas as espécies, diferente da densidade populacional humana e do tempo, que influenciaram negativamente a ocupação dos taiassuídeos.

Para ambas as espécies, a média da probabilidade de ocupação para as células foi maior que o valor de ocupação *naïve*. Como o esperado, o queixada possui menores probabilidades de ocupação na Mata Atlântica, diferente do cateto que, de acordo com os resultados, apresentou altas probabilidades de ocupação ao longo de todo bioma (Figura 4 e Figura 5).

Tabela 3. Valores  $\beta$  calculados do melhor modelo de ocupação observado, para queixada ( $\Psi(\text{ucs}+\text{tempo})$  p(ucs)) e cateto ( $\Psi(\text{ucs}+\text{dph})$  p(dph)). Os valores  $\beta$  indicam a forma que a covariável influencia a probabilidade de ocupação (positiva ou negativamente). Os valores em parênteses representam o erro padrão.

<b>Espécies/Covariáveis</b>	<b>Queixada</b>	<b>Cateto</b>
Constante (.)	0.267 (0.563)	8.874 (10.581)
Densidade Populacional Humana (DPH)	-	-0.0963 (0.130)
Fragmentos florestais (Frag)	-	-
Tamanho de área protegida (UCs)	0.003 (0.001)	2.446 (32.145)
Javali (Jav)	-	-
Tempo	-0.048 (0.026)	-

Tabela 4. Modelos de ocupação calculados para verificar as variáveis que afetam a probabilidade de ocupação e detecção de queixadas e catetos na Mata Atlântica brasileira. Covariáveis: áreas protegidas (ucs); tempo; densidade populacional humana (dph); presença de javali (jav); e fragmentos florestais (frag).  $\Psi$  = ocupação; p = detecção; AIC = critério de informação de Akaike;  $w$  = peso do modelo; Model L = model likelihood; e K = número de parâmetros. O modelo global e o modelo constante estão destacados. \*Modelos que não chegaram na convergência numérica.

Modelo	AIC	$\Delta$ AIC	$w$	Model L	K
<b>Queixada (<i>Tayassu pecari</i>)</b>					
$\Psi$ (ucs+tempo)p(ucs)	189.94	0.00	0.1938	1	5
$\Psi$ (ucs+tempo) p(.)	190.02	0.08	0.1862	0.9608	4
$\Psi$ (tempo) p(ucs)	190.84	0.90	0.1235	0.6376	4
$\Psi$ (ucs+tempo) p(ucs+dph)	191.10	1.16	0.1085	0.5599	6
$\Psi$ (ucs+tempo+jav) p(ucs)	191.92	1.98	0.0720	0.3716	6
$\Psi$ (ucs+tempo+jav) p(.)	192.02	2.08	0.0685	0.3535	5
$\Psi$ (ucs+tempo+jav+dph) p(ucs)	192.17	2.23	0.0635	0.3279	7
$\Psi$ (ucs+tempo+jav) p(ucs+dph)	193.08	3.14	0.0403	0.2080	7
$\Psi$ (global) p(ucs)	193.71	3.77	0.0294	0.1518	8
$\Psi$ (ucs+tempo+jav) p(dph)	193.89	3.95	0.0269	0.1388	6
$\Psi$ (ucs+dph) p(.)	193.97	4.03	0.0258	0.1333	4
$\Psi$ (ucs+dph) p(ucs)	194.52	4.58	0.0196	0.1013	5
$\Psi$ (global) p(global)	194.73	4.79	0.0177	0.0912	9
$\Psi$ (ucs) p(ucs)	196.63	6.69	0.0068	0.0353	4
$\Psi$ (ucs) p(.)	196.99	7.05	0.0057	0.0295	3
$\Psi$ (ucs+frag) p(ucs)	197.83	7.89	0.0037	0.0194	5
$\Psi$ (jav+ucs) p(.)	198.60	8.66	0.0026	0.0132	4
$\Psi$ (frag+ucs) p(.)	198.66	8.72	0.0025	0.0128	4
$\Psi$ (.) p(ucs)	199.20	9.26	0.0019	0.0098	3
$\Psi$ (jav+ucs+frag) p(.)	200.32	10.38	0.0011	0.0056	5
$\Psi$ (.) p(.)	218.25	28.31	0.0000	0.0000	2
<b>Cateto (<i>Pecari tajacu</i>)</b>					
$\Psi$ (global) p(global) *	172.54	0.00	0.6293	1	9
$\Psi$ (ucs+dph) p(dph)	174.15	1.61	0.2814	0.4471	5
$\Psi$ (ucs) p(dph)	177.21	4.67	0.0609	0.0968	4
$\Psi$ (.) p(.) *	180.56	8.02	0.0114	0.0181	2
$\Psi$ (frag) p(.)	182.56	10.02	0.0042	0.0067	3
$\Psi$ (dph) p(.)	182.56	10.02	0.0042	0.0067	3
$\Psi$ (ucs+tempo) p(.)	183.71	11.17	0.0024	0.0038	4
$\Psi$ (ucs+dph) p(.)	184.56	12.02	0.0015	0.0025	4
$\Psi$ (tempo+frag) p(.)	184.56	12.02	0.0015	0.0025	4

$\Psi(\text{dph+frag}) p(.)$	184.56	12.02	0.0015	0.0025	4
$\Psi(\text{frag+ucs}) p(.)$	184.56	12.02	0.0015	0.0025	4
$\Psi(\text{global}) p(.)$	190.56	18.02	0.0001	0.0001	7

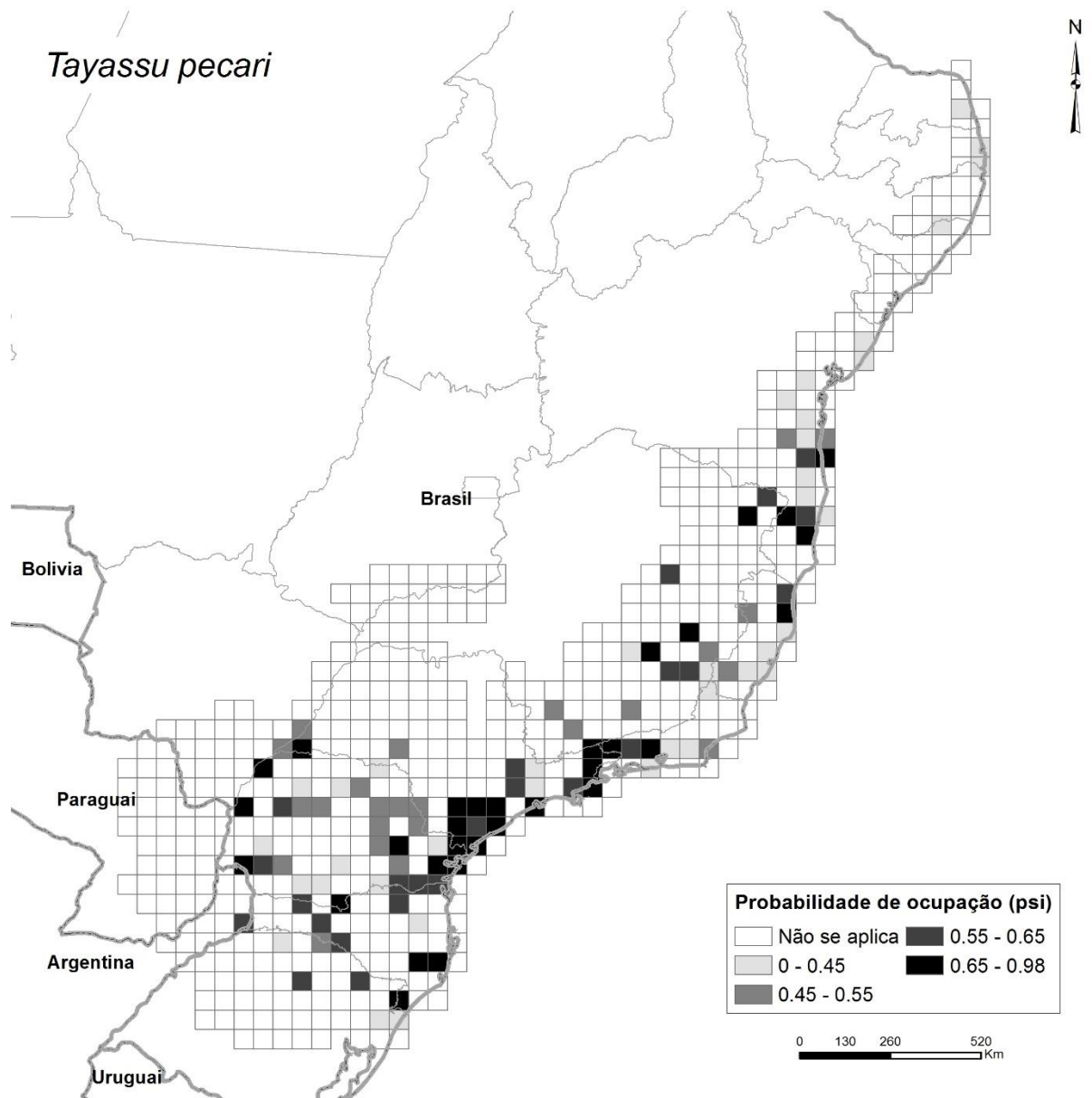


Figura 4. Probabilidade de ocupação do queixada (*Tayassu pecari*) na Mata Atlântica brasileira.

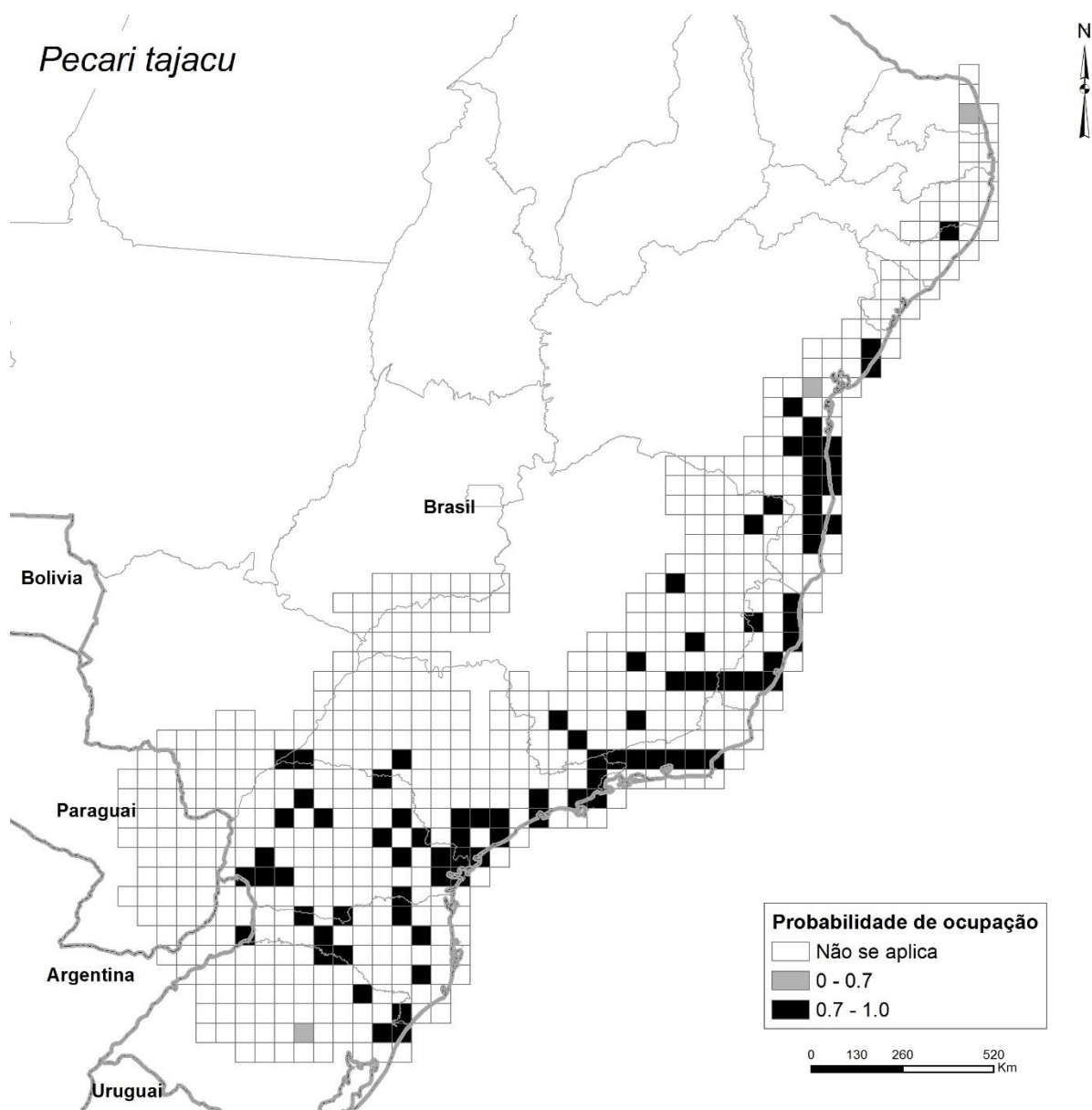


Figura 5. Probabilidade de ocupação do cateto (*Pecari tajacu*) na Mata Atlântica brasileira.

### 3.3 Probabilidades de extinção

Para o queixada, foi obtido um valor médio de probabilidade de extinção estimada de 0.461 ou 46%, variando de 0.02 a 1 entre as células amostradas na MA (Figura 6). Já para o cateto, a probabilidade de extinção variou de 0 a 1, resultando em uma média de 0.04 ou 4%, notavelmente inferior ao queixada (Figura 7).

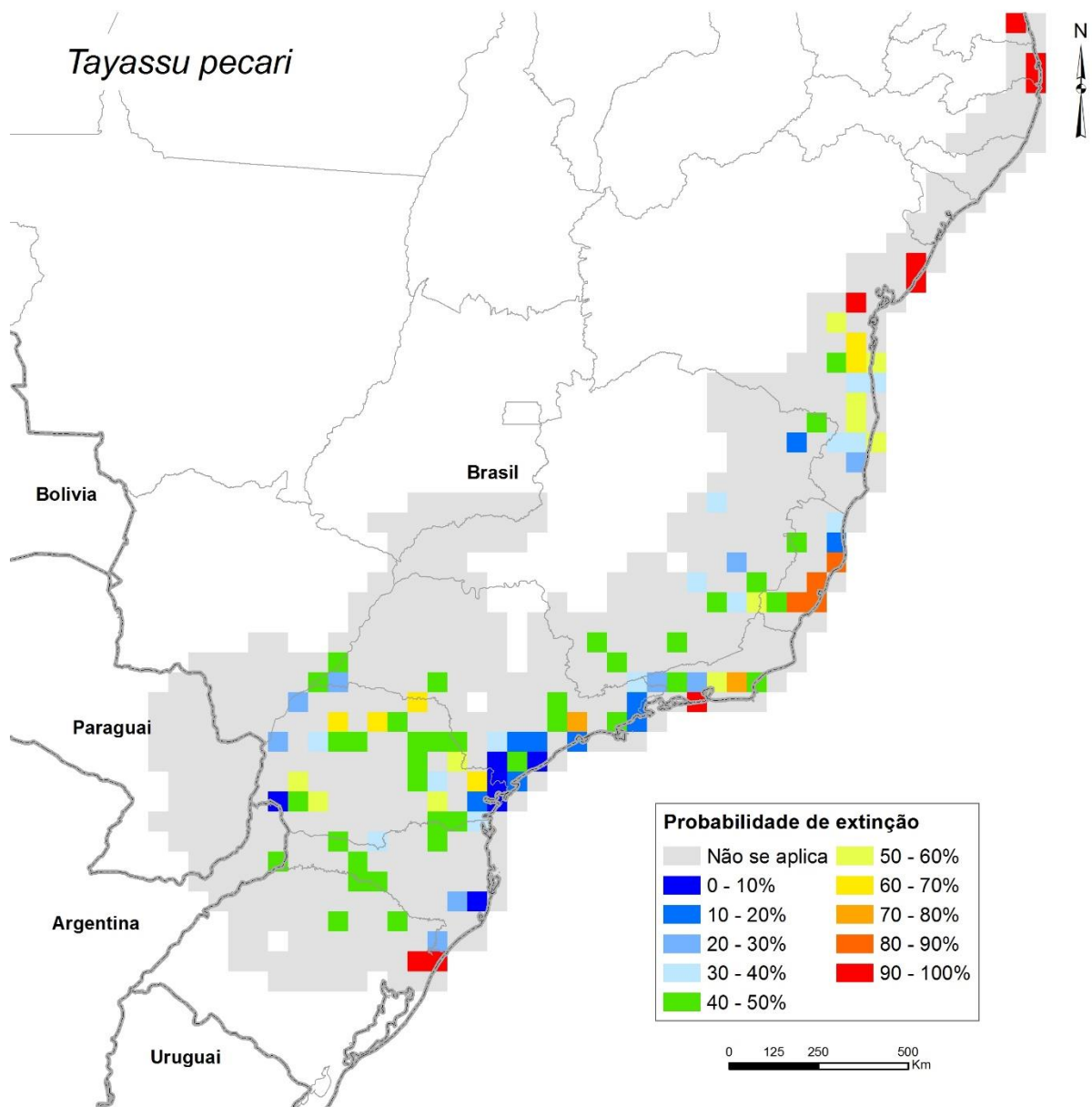


Figura 6. Probabilidade de extinção para o queixada (*Tayassu pecari*) na Mata Atlântica brasileira.

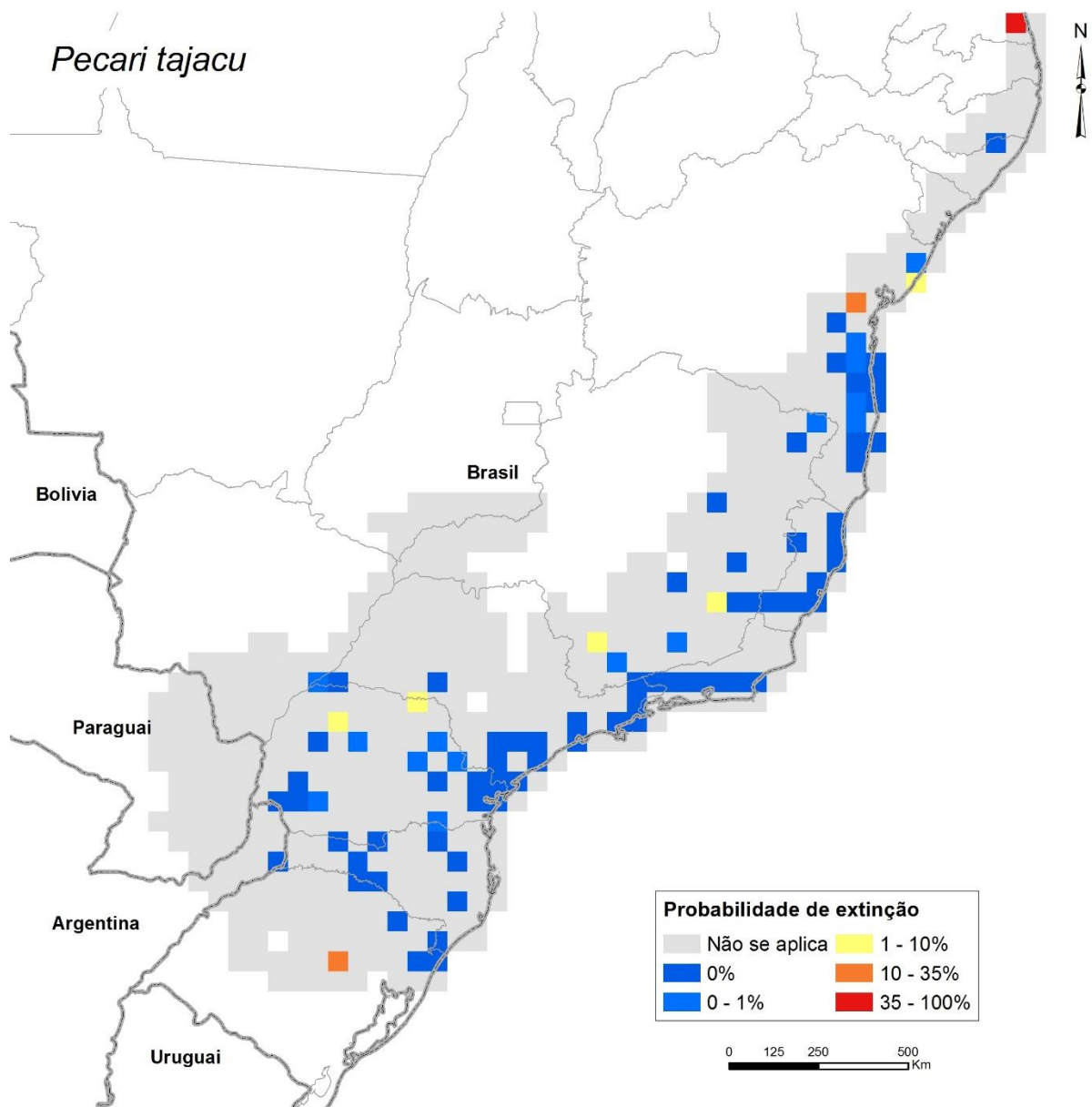


Figura 7. Probabilidade de extinção para o cateto (*Pecari tajacu*) na Mata Atlântica brasileira.

#### 4. DISCUSSÃO

De modo geral, determinar locais de ocorrência das espécies é o primeiro passo para a conservação, pois permite indicar áreas com maior probabilidade de presença e de perda de espécies ao longo de um gradiente espacial. A maioria dos estudos de distribuição animal que utilizam métodos de ocorrência, não distinguem a ausência verdadeira de uma simples não-deteção durante as amostragens das pesquisas (Karanth et al., 2010), o que pode resultar em dados que não expressam a real situação da espécie. No entanto, o modelo de ocupação utilizado considera o problema das detecções imperfeitas, inclusive em avaliações em escala regional (MacKenzie et al., 2002). Para tanto, um grande esforço na reunião e organização dos registros de ocorrência históricos e recentes e ausência de registros atuais das espécies se fez necessário no presente estudo.

Os registros de ocorrência histórica, quando comparados com os dados de ocorrência ou não detecção recentes, fornecem informações valiosas de como o mundo natural mudou no decorrer dos anos e avanço das atividades humanas (Tingley & Beissinger, 2009). Contudo, muitos dos dados históricos de cateto e queixada foram registrados com incertezas e imprecisões associadas (Shoo et al., 2006), seja na identificação das espécies ou nas localidades geográficas, o que pode interferir na precisão dos resultados. Além disso, as investigações históricas não descreviam ausências de registros, cujo principal objetivo era de conhecer e amostrar o maior número de espécies durante as expedições.

No presente estudo, os resultados demonstraram que as probabilidades de extinção do queixada na Mata Atlântica foram consideravelmente maiores que as do cateto, pelo menos para os sítios (células) analisados. As altas probabilidades de extinção local para o queixada foram encontradas em algumas áreas da Mata Atlântica, como o nordeste brasileiro, norte da Bahia, centro-sul do Espírito Santo e nordeste do Rio Grande do Sul, o que condiz com resultados obtidos em estudos prévios. Nos estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte, a espécie não é vista há mais de 10 anos (Silva Jr. et al., 2008; Keuroghlian et al., 2012; Pinto et al., 2012; MMA/IBAMA, 2017), como por exemplo, na Floresta Nacional de Nísia Floresta, localizada nesse último estado, onde o queixada não é registrado há pelo menos 35 anos (Oliveira, 2016). Na Bahia, os queixadas foram observados apenas no Parque Nacional do Descobrimento (Moura, 2001; Flesher, 2011, 2016), no Parque Nacional Pau Brasil (Drummond, 2014; Faraco, 2016) e na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (Schiavetti et al., 2007), todos localizados no sul do estado. Embora Flesher (2016) considere que a espécie já esteja extinta nessas duas últimas áreas protegidas (em um

levantamento realizado com fiscais e funcionários das unidades no ano de 2016), novos estudos devem ser desenvolvidos para confirmar com maior precisão se o queixada está de fato extinto localmente ou se o número de indivíduos encontra-se extremamente reduzido. Na região centro-sul do Espírito Santo, o queixada não é registrado há muitos anos e possui alta probabilidade de estar extinto (Jorge et al. 2013; Gatti, 2016; Moreno, 2016). Planos de manejo de áreas protegidas dessa região, como a Reserva Biológica Augusto Ruschi e a Floresta Nacional de Pacotuba não citam a espécie em suas listas oficiais de mastofauna (Gonçalves, 1995; Helmer & Paz, 2011), que pode ter sido impactada mais intensamente por ameaças antrópicas como caça e fragmentação de habitats. No nordeste do Rio Grande do Sul também há evidências de extinções locais, onde a espécie não é registrada por moradores e fiscais do meio ambiente há pelo menos 35 anos (Meder, 2016), reforçando os valores elevados de extinção encontrado para o queixada nessa região.

Como previsto, o tamanho das áreas protegidas nas células influenciou positivamente a detecção do queixada e negativamente a probabilidade de extinção do queixada e do cateto (Tabela 4), indicando a importância da extensão das unidades de conservação nas células para manutenção de populações de taiassuídeos na Mata Atlântica. Em um estudo que também utilizou modelos de ocupação, a variável igualmente demonstrou associação negativa para a extinção de 18 grandes mamíferos na Índia (tigre, leopardo, leão, elefante-asiático, rinoceronte-indiano, chital, sambar, veado “muntjac”, nilgó, gazela “chinkara”, antílope-de-quatro-cornos, javali, bisão-indiano, búfalo-d’água-selvagem, urso-preguiça, chacal-asiático, lobo e cão-selvagem-asiático), tanto para presença/ausência quanto para proporção de área protegida na célula (Karanth et al. 2010).

Desbiez e colaboradores (2012) indicaram que o queixada necessita de grandes áreas de florestas com uma diversidade de habitats contínuos para sua sobrevivência, fato que não condiz com a atual situação do bioma estudado, com exceção de algumas regiões (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017). Além disso, Altrichter et al. (2011) observou que, em 25% das unidades de conservação onde essa espécie ocorre, há uma tendência de redução populacional e apenas 1% encontra-se completamente livre de ameaças antrópicas, como caça, alteração e redução de habitat. Jorge et al. (2013) reiterou essa constatação, concluindo que mesmo algumas das maiores e mais protegidas UCs do Brasil já sofrem com a defaunação (ou redução da fauna nativa). O estudo pôde concluir que 42% das UCs com área superior a 10 mil hectares não abriga o queixada, indicando que grandes espécies de mamíferos (como o queixada) podem sofrer com efeitos antrópicos negativos em curso ocasionados pela

sobreexploração histórica de recursos da Mata Atlântica (por exemplo, a caça ilegal, fragmentação florestal, desenvolvimento agrícola e colheita ilegal de palmito-juçara) (Jorge et al, 2013).

O intervalo de tempo entre o ano do registro histórico e o ano atual também influenciou positivamente a probabilidade de extinção do queixada em áreas da Mata Atlântica (Tabela 4), demonstrando que o tempo é um importante indicador do desaparecimento regional da espécie. Karanth et al. (2010) encontrou a mesma relação para nove espécies de mamíferos na Índia usando modelo de ocupação (tigre, leopardo, leão, lobo, elefante-asiático, antílope-de-quatro-cornos, antílope-negro, veado “muntjac” e sambar). Essa relação positiva já era esperada, pois mesmo que vários monitoramentos/estudos sejam realizados ao longo dos anos, a ausência de detecção atual da espécie em um determinado sítio (célula) pode indicar alta probabilidade de extinção. No entanto, esse resultado deve ser considerado com maior cautela, visto que a ausência de repetição de amostragens/estudos em alguns dos sítios utilizados pode ter aumentado o peso dessa covariável.

A densidade populacional humana interferiu positivamente a probabilidade de extinção do cateto e negativamente na sua detecção (Tabela 4). Esse cenário é coerente com o desaparecimento generalizado de populações de mamíferos em regiões com alta densidade populacional humana (Ceballos & Ehrlich, 2002; Cardillo et al., 2005). Outros estudos observaram uma menor persistência e um aumento na extinção de mamíferos em áreas de maior concentração humana, com exceção para espécies conhecidamente mais tolerantes à presença humana (Karanth et al., 2009; Karanth et al., 2010). Esse resultado sinaliza que a espécie sofre maiores ameaças em regiões de elevada ocupação humana, como por exemplo a redução da disponibilidade de recursos para sua sobrevivência e caça, visto que os porcos-do-mato são espécies muito visadas por essa prática ilegal (Chiarello, 2000; Travassos, 2011). A covariável DPH pode ter maior influência para o cateto quando comparado ao queixada, pois pode indicar o início do processo de extinção de uma espécie. O queixada encontra-se em um processo mais avançado de extinção, para o qual outras ameaças parecem ter maior relevância, como a caça e a alteração de habitats/deflorestamento (Altrichter et al., 2012).

No tocante ao tamanho dos fragmentos florestais, surpreendentemente, os resultados não demonstraram relação dessa covariável com a extinção dos porcos-do-mato na MA. Apesar disso, outros estudos indicam que a fragmentação pode levar à extinção dessas espécies. Altrichter et al. (2011), por exemplo, apontaram a destruição e perda de habitats como a principal ameaça para o queixada em toda sua área de distribuição, e Beca et al.,

(2017, no prelo) observaram que a espécie está presente apenas em paisagens que possuem mais de 45% de cobertura florestal. Jorge et al. (2013) também concluíram que o queixada tem maior probabilidade de ocorrência em fragmentos de Mata Atlântica maiores que 100 mil hectares e menos de 10% dos registros da espécie levantados no estudo ocorrem em fragmentos menores de mil hectares.

Também não foi encontrada relação entre a presença do javali e a extinção dos taiassuídeos na Mata Atlântica, não corroborando com a predição anterior. Um estudo demonstrou que o porco monteiro (mesma espécie do javali) não é uma ameaça direta ao cateto e queixada em uma área de estudo no Pantanal, em função de não ter sido observada uma sobreposição representativa em termos de consumo de recursos alimentares e uso de habitat (Desbiez et al., 2009). No entanto, a espécie exótica pode impactar a fauna nativa de outras maneiras, como por exemplo na predação de ovos de aves que nidificam no solo, destruição da vegetação devido o forrageamento ou como reservatórios de doenças (Desbiez et al., 2009).

Outra pesquisa concluiu que a espécie exótica tem capacidade de dispersar sementes e substituir outras funções ecológicas de animais nativos, principalmente em ambientes muito fragmentados onde a reintrodução de queixada e cateto é inviável devido a própria fragmentação ou mesmo devido a caça furtiva (Kotanen, 1995). Ainda, Desbiez et al. (2011), em áreas do Pantanal, encontraram evidências de que a presença do porco monteiro estaria reduzindo a pressão da caça sobre os porcos nativos, atuando como o principal alvo dos caçadores por serem uma fonte constante, disponível e culturalmente aceita. Contudo, o estudo frisa que o Pantanal é uma das poucas áreas do Neotrópico onde ocorre essa situação. Além disso, não é possível quantificar se a redução no impacto da caça nativa supera os potenciais impactos ecológicos negativos que espécie exótica pode exercer nas outras espécies nativas, como por exemplo a degradação do habitat e a transmissão de doenças (Desbiez et al., 2011).

Como contraponto, alguns gestores de UCs entrevistados no presente estudo demonstraram preocupação com a recente liberação da caça do javali no Brasil, com receio de que os caçadores não se restrinjam apenas à espécie exótica. Kaizer et al. (2014) relata que a caça de javalis pode produzir impactos indiretos nas comunidades de mamíferos nativos já que as armadilhas de caça mais usadas são menos seletivas, como por exemplo a armadilha de laço. Além disso, a maioria dos estudos com javalis relacionam a espécie com impactos negativos, seja com o meio ambiente através da predação direta, destruição de habitats e

ninhos, ou na esfera socioeconômica e sociocultural, por meio de invasões em grandes produções agropecuárias e em cultivos de subsistência de pequenos agricultores (Puertas & Passamani, 2016). Galetti et al. (2015), em um estudo no Pantanal, demonstrou que na presença do porco monteiro, queixadas e catetos alteram seu horário de forrageamento, demonstrando como a espécie exótica pode interferir nas interações entre espécies nativas.

Apesar dos resultados obtidos nesse estudo não indicarem que a extinção dos taiassuídeos seja influenciada pela presença do javali, não se pode concluir com segurança que a espécie invasora não cause impactos nas populações de porcos nativos. Mesmo que a espécie tenha sido introduzida no Brasil no final da década de 80 (Salvador, 2012), as pesquisas a respeito de sua invasão e impacto se concentraram no país apenas nos últimos dez anos (Deberdt & Scherer 2007; Desbiez et al., 2009; Oliveira, 2012; Hegel & Marini, 2013; Kaizer et al., 2014; Pedrosa et al., 2015; Rosa, 2015; Puertas & Passamani, 2016) e representam uma importante ferramenta para o melhor entendimento da ecologia do javali e sua interação com espécies nativas. Ainda assim, novas pesquisas são necessárias para quantificar o real impacto do javali em ecossistemas naturais no Brasil, o que permitirá o correto direcionamento de estratégias de manejo eficientes para a espécie invasora.

O fato do queixada ter apresentado uma maior probabilidade de extinção que o cateto, deve-se, possivelmente, a algumas características intrínsecas da espécie, como a necessidade de grandes áreas com diversidade de habitats para sua sobrevivência, ser mais sensível à degradação e alteração ambiental e ser muito suscetível a extinções locais (Fragoso, 1998; Azevedo & Conforti, 2008). O cateto, por sua vez, possui uma menor área de vida, é mais resistente a alterações antrópicas e consegue sobreviver em ambientes fragmentados, podendo ser encontrado nas áreas de cobertura florestal em todo bioma, com exceção de ambientes extremamente alterados (Desbiez et al., 2012). Essa plasticidade pode ser explicada pelas adaptações comportamentais e fisiológicas, como por exemplo a aceitação de uma longa lista de itens alimentares que varia conforme o habitat em que vive (Sowls, 1997 apud Desbiez et al., 2012). No entanto, apesar dos resultados obtidos demonstrarem um cenário otimista para o cateto, a espécie sofreu e continua sofrendo com reduções populacionais ao longo da Mata Atlântica, que devido à pressão da caça, perda da qualidade de habitats e fragmentação, poderá elevar seu estado de ameaça de extinção em um futuro próximo (Desbiez et al., 2012).

Além das variáveis analisadas, alguns fatores inerentes às espécies podem influenciar o risco da extinção, como por exemplo, o tamanho corpóreo, a densidade populacional, o tamanho do grupo, a taxa de nascimento e o tempo de gestação (Cardillo et al., 2005;

Davidson et al., 2009). Outros aspectos externos, como potenciais impactos de doenças infecciosas - já documentadas para o queixada - e alterações climáticas, que alteram todos os ambientes e inclusive a disponibilidade de recursos nos ecossistemas (Freitas et al., 2010; Keuroghlian et al., 2012), também podem aumentar o risco de extinção das espécies em questão no decorrer dos anos.

Entretanto, um dos principais elementos que agrava o nível de extinção dos porcos-do-mato ao longo da MA é a caça ilegal. Acredita-se que essa prática, historicamente cultural, já tenha extirpado os porcos-do-mato em grandes áreas da MA com forte pressão de caça, como o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (RJ), Parque Estadual do Turvo (RS) e o Parque Estadual do Morro do Diabo (SP) (Keuroghlian et al., 2012). Na Amazônia, por exemplo, foi estimado que entre os anos de 1904 e 1969, cerca de 5.443.795 catetos e 3.110.753 queixadas foram caçados e mortos no bioma (Antunes et al., 2016). No entanto, a situação do queixada ainda se agrava pelo fato da espécie possuir alta vulnerabilidade à caça quando comparada ao cateto. Isso pode ser explicado pela grande coesão social dos queixadas, pois diante de caçadores e cães treinados, os indivíduos se agrupam como forma de defesa e criam uma condição onde dezenas de animais - e até todo o grupo - podem ser eliminados de uma só vez (Keuroghlian et al., 2012; Peres, 1996). Para corroborar essa afirmação, um estudo em fragmentos florestais de Mata Atlântica no estado de São Paulo demonstrou que, em diferentes locais com pressão de caça, o cateto não apresentou tendência de redução da sua abundância, resultado diferente do observado para o queixada. Esse fato sugere que, caso a cultura da caça não seja eliminada, este pode ser um fator determinante para levar a extinção dos queixadas na região (Cullen Jr. et al., 2000).

A extinção ecológica do queixada em ecossistemas naturais pode causar consequências ao longo da cadeia trófica, dado seu papel como arquiteto ecológico e engenheiro ecossistêmico em florestas neotropicais (Altrichter et al., 2011). Keuroghlian & Eaton (2008) observaram que, em uma área da Mata Atlântica, a redução do pisoteamento e consumo de plântulas/raízes de jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), devido a extinção do queixada, influencia de maneira negativa a manutenção da população de *Euterpe edulis* (palmito-juçara), uma importante espécie consumida pelos frugívoros nesse bioma e também ameaçada de extinção, assim como *T. pecari*.

Outros estudos abordam a interação do queixada e cateto com outras espécies de vertebrados e demonstram a importância dos taiassuídeos no ecossistema. Como por exemplo, Beck et al. (2010) percebeu que os queixadas promovem a criação de novos habitats em

ambientes alagados na Amazônia peruana, aumentando assim a riqueza de espécies de anuros nessas áreas. Galetti et al., 2015, por sua vez, concluíram em um estudo na Mata Atlântica, que os queixadas competem por recursos com roedores granívoros e interferem no habitat de roedores insetívoros e fossoriais. Assim, a extinção da espécie no ecossistema poderá causar a diminuição da diversidade de roedores e o aumento da abundância de indivíduos roedores dominantes, inclusive de espécies hospedeiras do Hantavírus, uma doença letal para os humanos.

## 5. CONCLUSÃO

Identificar áreas de maior risco de extinção para as espécies permite antecipar as futuras perdas antes que elas comecem, e assim, implementar medidas efetivas de conservação preventiva. Ao serem integrados em um modelo de ocupação, os registros históricos e recentes levantados nesse estudo indicaram que o queixada possui altas probabilidades de extinção na Mata Atlântica, substancialmente maiores que o cateto. A espécie possui alto risco de estar extinta no nordeste brasileiro, norte da Bahia, centro-sul do Espírito Santo e nordeste do Rio Grande do Sul. O tamanho das Unidades de conservação (áreas protegidas) é comprovadamente importante para reduzir a probabilidade de extinção local do queixada e cateto. Ao contrário, o intervalo de tempo entre o último registro histórico e o registro atual e a densidade populacional humana demonstraram ser determinantes no aumento do risco de extinção do queixada e cateto, respectivamente.

Espera-se que os resultados e mapas de probabilidades de extinções dos porcos-domato gerados no presente estudo (Figura 6 e Figura 7) possam ser utilizados por tomadores de decisões da Mata Atlântica, como um instrumento de gestão e definição do estado de conservação regional do queixada e cateto ao longo do bioma. Além disso, também se recomenda a confecção do Plano de Ação Nacional para Conservação do Queixada ou outro instrumento com a mesma função, bem como a definição de políticas de conservação da espécie, considerando os fatores de influência apresentados neste trabalho. O plano poderá nortear as principais estratégias conservacionistas do queixada a fim de evitar seu desaparecimento em Unidades de Conservação representativas e recuperar populações já perdidas através da translocação de indivíduos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALTRICHTER, M.; TABER, A.; BECK, H.; REYNA-HURTADO, R.; LIZARRAGA, L.; KEUROGHLIAN, A.; SANDERSON, E. W. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. **Fauna & Flora International**, Oryx, v. 46, n.1, 87–98, 2011.

ANTUNES, A. P.; FEWSTER, R.M.; VENTICINQUE, E. M.; PERES, C. A. LEVI, T.; ROHE, F.; SHEPARD JR., G. H. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. **Science Advances**. v. 2, p. 1-14, 2016.

ARCGIS v. 10.1. Disponível em: < <http://www.esri.com/software/arcgis>>. Acesso em: 10 out. 2015.

AZEVEDO, F. C. C. & CONFORTI, V. C. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. **Mammalia**, n. 72, p. 82-88, 2008.

FRAGOSO, J. M. V. Home range and movement patterns of white lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, n. 30, p. 458–469, 1998.

BECA, G.; VANCINE, M. H.; CARVALHO, C. S.; PEDROSA, F. ALVES, R. S.; BUSCARIOL, D.; PERES, C. A.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**. No prelo, 2017.

BECK, H.; THEBPANYA, P.; FILIAGGI, M. Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? **Journal of Tropical Ecology**, 26, 407-414, 2010.

BRASIL, Portaria Ministério do Meio Ambiente (MMA) nº 444, de 17 de dezembro de 2014.

CARDILLO, M.; MACE, G. M.; JONES, K. E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, O. R. P.; SECHREST, W.; ORME, C. D. L.; PURVIS, A. Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. **Science**, v. 309, n. 1239, 2005.

CARDIM, F., **Tratados da terra e gente do Brasil**. 220. Sao Paulo. 2009.

CEBALLOS, G. & EHRILICH, P. R. Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. **Science**, v. 296, n. 904, 2002.

CHIARELO, A. G. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves da Mata Atlântica de tabuleiro no norte do estado do Espírito Santo. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**. n.11/12, 229-247, 2000.

CIESIN, C. f. I. E. S. I. N. & SEDAC, N. S. D. A. C. **Gridded Population of the World**. Versão 4: Population Density. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.7927/H46T0JKB>>. Acesso em 06 maio 2017.

CNUC, C. N. U. d. C.; MMA, M. d. M. A. 2017. **Download de dados geográficos**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>.

COLLEN, B.; BYKOVA, E.; LING S.; MILNER-GULLAND, E. J.; PURVIS, A. Extinction risk: a comparative analysis of Central Asian vertebrates. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, 1859–1871, 2006.

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

DAVIDSON, A. D.; HAMILTON, M. J.; BOYERB, A. G.; BROWNB, J. H.; CEBALLOS. G. Multiple ecological pathways to extinction in mammals. **PNAS**, v. 106, n. 26, 10702–10705, 2009.

DEBERDT, A. J. & SCHERER, S. B. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, 31-44, 2007.

DESBIEZ, A. L. J.; KEUROGHLIAN, A.; BEISIEGEL, B. M.; MEDICI, E. P.; GATTI, A.; PONTES, A. R. M.; CAMPOS, C. B.; TÓFOLI, C. F.; MORAES Jr. E. A.; AZEVEDO, F. C.; PINHO, G. M.; CORDEIRO, J. L. P.; SANTOR Jr. T. S. S.; MORAIS, A. A.; MANGINI, P. R.; FLESHER, K.; RODRIGUES, L. F.; ALMEIDA, L. B. Avaliação do risco de extinção do cateto *Pecari tajacu* Linnaeus, 1758, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**. Ano II, n. 3, p. 74-83, 2012.

DESBIEZ, A. L. J.; KEUROGHLIAN, A.; PIOVEZAN, U.; BODMER, R. E. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. **Oryx: Fauna & Flora International**. v. 45, n. 1, p. 78-83, 2011.

DESBIEZ, A. L. J.; SANTOS, S. A.; KEUROGHLIAN, A.; BODMER, R. E. Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 119–128, 2009.

DRUMMOND, G. M. Plano de Manejo do Parque Nacional do Descobrimento. Fundação Biodiversitas, 293p., 2014.

EVERATT, K. T.; ANDRESEN, L.; SOMERS, M. J. Trophic Scaling and Occupancy Analysis Reveals a Lion Population Limited by Top-Down Anthropogenic Pressure in the Limpopo National Park, Mozambique. **PLoS ONE**, v. 9, n. 6, 2014.

FARACO, F. A. Resposta do Questionário "Ocorrência de queixadas e catetos na Mata Atlântica", 2016.

FLESHER, K. Resposta do Questionário "Registros de presença de mamíferos na Mata Atlântica", 2011.

FLESHER, K. Resposta do Questionário "Ocorrência de queixadas e catetos na Mata Atlântica", 2016.

FREITAS, T. P. T.; KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P.; de FREITAS, E. B.; FIGUEIREDO, A.; NAKAZATO, L.; de OLIVEIRA, J. M.; MIRANDA, F.; PAES, R. C. S.; MONTEIRO, L. A. R. C.; LIMA, J. V. B.; NETO, A. A. C.; DUTRA, V.; de FREITAS, J. C. Prevalence of *Leptospira interrogans* antibodies in free-ranging *Tayassu pecari* of the

Southern Pantanal, Brazil, an ecosystem where wildlife and cattle interact. **Tropical Animal Health and Production**, 42: 1695-1703, 2010.

FUNDAÇÃO SOS Mata Atlântica & INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**. Período 2011-2012. São Paulo, 2013.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA: **Florestas**. Disponível em <[www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/#sthash.8UrwzHbB.dpuf](http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/#sthash.8UrwzHbB.dpuf)>. Acesso em: 06 fev. 2017.

GALETTI, M.; CAMARGO, H.; SIQUEIRA, T.; KEUROGHLIAN, A. DONATTI, C.; JORGE, M. L. S. P. Diet Overlap and Foraging Activity between Feral Pigs and Native Peccaries in the Pantanal. **PLoS ONE**, v.10, n.11, 2015.

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; NEVES, C. L.; RODARTE, R. R.; BOVENDORP, R. S.; MOREIRA, M.; HOPKINS, J. B.; YEAKEL, J. D. Defaunation affects the populations and diets of rodents in Neotropical rainforests. **Biological Conservation**, v.190, 2–7, 2015.

GATTI, A. Resposta do Questionário "Ocorrência de queixadas e catetos na Mata Atlântica", 2016.

GONÇALVES, M. R. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Augusto Ruschi**. MMA/IBAMA, 280p., 1995.

GONGORA, J.; BIONDO, C.; COOPER, J. D.; TABER, A.; KEUROGHLIAN, A.; ALTRICHTER, M.; NASCIMENTO, F. F.; CHONGL, A. Y.; MIYAKI, C. Y.; BODMER, R.; MAYOR, P.; GONZÁLEZ, S. Revisiting the species status of *Pecari maximus* van Roosmalen et al., 2007 (Mammalia) from the Brazilian Amazon. **Bonn Zoological Bulletin**, v. 60, n. 1, p. 95–101, 2011.

HEGEL, C. G. Z. & MARINI, M. A. Impact of the wild boar, *Sus scrofa*, on a fragment of Brazilian Atlantic Forest. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 8, n. 1, 17-24, 2013.

HELMER, J. L. & PAZ, P. R. **Plano de manejo da Floresta Nacional de Pacotuba, localizada no estado do Espírito Santo**. 188p, 2011.

HINES, J. E. **Programa PRESENCE**. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. 2006. Disponível em: <<http://www.mbrpwrc.usgs.gov/software/doc/presence/presence.html>>.

HOFFMANN, M.; RICHMAN, N.; MCRAE, L.; HILTON-TAYLOR, C.; BÖHM, M. Evolutionary history of vertebrates. In: **Evolution lost: status and trends of the world's vertebrates**. London: Zoological Society of London, p. 1-8. 2010.

IBGE, I. B.d.G.e.E. & MMA, M.d.M.A. Biomas do Brasil (1:5000.000). In. **IBGE/MMA, Brasília**. 2005.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. **Species Range: *Pecari tajacu***, 2015. Disponível em: <<http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=41777>>. Acesso em: 05 fev. 2017.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. **Species Range: *Tayassu pecari***, 2015. Disponível em: <<http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=41778>>. Acesso em: 05 fev. 2017.

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

KAIZER, M. C.; NOVAES, C. M; FARIA, M. B. Wild Boar *Sus scrofa* (Cetartiodactyla, Suidae) in fragments of the Atlantic Forest, southeastern Brasil: New records and potential environmental impacts. **Mastozoologia Neotropical**, v. 21, n. 2, 343-347, 2014.

KARANTH, K. K.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; KARANTH, K. U. CHRISTENSEN, N. L. Patterns and determinants of mammal species occurrence in India. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, p. 1189–1200, 2009.

KARANTH, K. K. et al. The shrinking ark: patterns of large mammal extinctions in India. **Proceedings of The Royal Society**, 2010.

KEUROGHLIAN, A. & EATON, D. P. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wideranging frugivore. **Journal of Zoology**. v. 275, p. 283–293, 2008.

KEUROGHLIAN, A.; DESBIEZ, A. L. J.; BEISIEGEL, B. M.; MEDICI, E. P.; GATTI, A.; PONTES, A. R. M.; CAMPOS, C. B.; TÓFOLI, C. F.; MORAES Jr. E. A.; AZEVEDO, F. C.; PINHO, G. M.; CORDEIRO, J. L. P.; SANTOR Jr. T. S. S.; MORAIS, A. A.; MANGINI, P. R.; FLESHER, K.; RODRIGUES, L. F.; ALMEIDA, L. B. Avaliação do risco de extinção do queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Ano II, n. 3, p. 84-102, 2012.

KILTIE, R.A. & TERBORGH, J. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Peru: why do whitelipped peccaries form herds? **Z. Tierpsychol.** v. 62, 241–255, 1983.

KOTANEN, P. M. Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal Prairie. **Ecography**, v. 18, 190-199, 1995.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**. v. 142, 2009.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, J. A.; LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, 2248–2255. 2002.

MACKENZIE, D. I. & ROYLE, J. A. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. **J. Appl. Ecol.**, v.42, 1105–1114, 2005.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. A.; HINES, J. E. **Occupancy modeling and estimation**. San Diego, CA: Academic Press., 2006.

MARSHALL, L. **Geochronology and land-mammal biochronology of the Trans American faunal interchange**. In: Stehli, F. G.; WEBB, S. D. *The Great American Biotic Interchange*. Plenum Press, New York, 1985.

MEDER, G. Resposta do Questionário "Ocorrência de queixadas e catetos na Mata Atlântica", 2016.

MMA, M. d. M. A.; IBAMA, I. B. d. M. A. e. R. R. **Plano de Manejo da Reserva Biológica de Saltinho, Pernambuco**. 215p. 2017.

MORENO, M. R. Resposta do Questionário "Ocorrência de queixadas e catetos na Mata Atlântica", 2016.

MOREIRA, D. O. **A ocorrência dos mamíferos na Mata Atlântica Oriental – Do passado ao presente**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Espírito Santo, 192p, 2013.

MOURA, R.T. Distribuição e ocorrência de mamíferos na Mata Atlântica do Sul da Bahia. Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia. **Conservation International do Brasil**, 2003.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, 853-858, 2000.

OLIVER, W. L. R. **Pigs, peccaries and hippos**. IUCN, 203p, 1993.

OLIVEIRA, C. H. S. **Ecologia e manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. 152p, 2012.

OLIVEIRA, E. L. Resposta do Questionário "Ocorrência de queixadas e catetos na Mata Atlântica", 2016.

PEDROSA, F.; SALERNO, R.; PADILHA, V. B.; GALETTI, M. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. **Natureza & Conservação**, v. 13, 84-87, 2015.

PINTO, C. J. B.; MACÊDO, M. U. N. M.; MACÊDO, P. P. S. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Nísia Floresta, Rio Grande do Norte**. 182p, 2012

PUERTAS, F. & PASSAMANI, M. A invasão do javali. **Ciência Hoje**, v.56, 28-33, 2016.

REZENDE, N.; FIGUEIREDO, M. S. L.; GRELE, C. E. V. Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. **Oecologia Australis**. v. 15, n. 2, 275-290, 2011.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas**. Springer, 546p. 2011.

ROSA, C. A. **Mamíferos Exóticos Invasores no Brasil: situação atual, riscos potenciais e impactos da invasão de porcos selvagens em Florestas Tropicais**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Lavras. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada. 143p. 2015.

SANTOS, P. M.; CHIARELLO, A. G.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; PAGLIA, A. P. Local and landscape influences on the habitat occupancy of the endangered maned sloth *Bradypus torquatus* within fragmented landscapes. **Mammalian Biology**, v. 81, 447–454, 2016.

SCHIAVETTI, A.; FONSECA, M.; BEDÊ, L.; PINTO, L. P. **Plano de Manejo da RPPN Estação Veracel**. Conservation International, 293p. 2007.

SHAFFER, H. B.; FISHER, R. N.; DAVIDSON, C. The role of natural history collections in documenting species declines. **Trends Ecol. Evol.** V. 13, 27–30, 1998.

SHOO, L. P.; WILLIAMS, S. E.; HERO, J. M. Detecting climate change induced range shifts: Where and how should we be looking? **Austral Ecology**, v. 31, 22–29, 2006.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: **Mata Atlântica Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica. Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005.

SILVA Jr., A. P. & PONTES, A. R. M. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and conservation**, v. 17, 1455–1464, 2008.

SOWLS, L. K. **Javelinas and other peccaries: their biology, management and use**. 2 ed. College Station: Texas A&M University Press. 1997.

THEVET, A., **Singularidades da França Antártica, a outros que chamam de América**. Sao Paulo, Rio de Janeiro, Recife, Bahia, Porto Alegre. 229p, 1944.

TINGLEY, M. W. & BEISSINGER, S. R. Detecting range shifts from historical species occurrences: new perspectives on old data. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n.11, 2009.

TRAVASSOS, L. Impacto da sobrecaça em populações de mamíferos e suas interações ecológicas nas florestas neotropicais. **Oecologia Australis**, v.15, n.2, 380-411, 2011.

VECCHIA, A. C. D. **Variação genética de *Tayassu pecari* (Link, 1795) e em *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1798)**: Uma contribuição para a conservação dessas espécies. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, 2011.

ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas**. Springer, 546p. 2011.

**APÊNDICE 1.** Distribuição geográfica do queixada (*Tayassu pecari*) e do cateto (*Pecari tajacu*) no mundo. Fonte: Keuroghlian et al., 2012; Desbiez et al., 2012.



**APÊNDICE 2.** Museus e coleções científicas pesquisadas na presente pesquisa.

<b>Acrônimo</b>	<b>Nome original</b>	<b>Estado/País</b>
AMNH	American Museum of Natural History	Nova York/EUA
CMARF	Coleção de mamíferos Alexandre Rodrigues Ferreira	Itabuna/Brasil
DZUFMG	Coleção de Mamífero da Universidade Federal de Minas Gerais	Minas Gerais/Brasil
FMNH	Field Museum of Natural History	Chicago/EUA
FZB-RS/MCN	Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul	Porto Alegre/Brasil
GNM	Gothenburg Natural History Museum	Göteborg/Suécia
LACM	Los Angeles Country Museum of Natural History	Los Angeles/EUA
MBML	Museu de Biologia Prof. Mello Leitão	Santa Teresa/Brasil
MCZ	Museum of Comparative Zoology, Harvard University	Cambridge/EUA
MEL	Museu Elias Lorenzutti	Linhares/Brasil
MFN	Museum für Naturkunde	Berlim/Alemanha
MMHN	University of Minnesota Bell Museum of Natural History	Minnesota/EUA
MNHN	Museum National d'Histoire Naturelle	Paris/França
MNRJ	Museu Nacional do Rio de Janeiro	Rio de Janeiro/Brasil
MVZ	Museum of Vertebrate Zoology	Berkley/EUA
MZJM	Museu de Zoologia João Moojen	Viçosa/Brasil
MZUSP	Museu de Zoologia de São Paulo	São Paulo/Brasil
BMNH	Natural History Museum	Londes/Inglaterra
NHM	Naturhistorisches Museum Wien	Wien/Áustria
NMBE	Naturhistorisches Museum Bern	Bern/Suécia
NRM	Swedish Museum of Natural History	Estocolmo/Suécia
OMNH	Sam Noble Museum of the University of Oklahoma	Oklahoma/EUA
PNI	Parque Nacional do Itatiaia	Itatiaia/Brasil
SMF	Naturmuseums and Forschungsinstitutes Senckenberg	Frankfurt am Main/Alemanha

<b>Acrônimo</b>	<b>Nome original</b>	<b>Estado/País</b>
UFES-MAM	Universidade Federal do Espírito Santo	Vitória/Brasil
UFPB	Universidade Federal da Paraíba	João Pessoa/Brasil
UMMZ	University of Michigan Museum of Zoology	Ann Arbor/EUA
UMZC	University Museum of Zoology Cambridge	Cambridge/UK
USNM	United States National Museum of Natural History	Washington D.C/EUA
ZMA	Zoological Museum Amsterdam	Amsterdam/Holanda
ZSM	Zoologische Staatssammlung München	Munique/Alemanha
FNJV	Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard	Campinas/Brasil

**APÊNDICE 3.** Apresentação do questionário enviado aos pesquisadores e gestores de Unidades de Conservação localizados na Mata Atlântica.

## Ocorrência de queixadas e catetos na Mata Atlântica

Prezado Senhor(a),

Estamos realizando um estudo sobre a extinção regional dos porcos-do-mato, cateto e queixada, na Mata Atlântica e convidamos o (a) Sr (a) a participar, respondendo um questionário.

O título do trabalho é "Distribuição geográfica histórica e recente de catetos (*Pecari tajacu* Linnaeus 1758) e queixadas (*Tayassu pecari* Link 1795) (Cetartiodactyla, Tayassuidae) na Mata Atlântica" e, parte da pesquisa, envolve entrevistas com especialistas, gestores de unidades de conservação ou técnicos que atuam no campo, com o objetivo de obtermos informações sobre a presença dessas espécies, em especial nas principais áreas protegidas da Mata Atlântica. Portanto, sua colaboração é de extrema importância.

A pesquisa está sendo conduzida pela estudante de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Fabiana de Mendonça Cruz, integrante do Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados (LBCV) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), sob orientação do Professor Sérgio Lucena Mendes. Os dados deverão contribuir com sua dissertação de mestrado e deverão ser disponibilizados, com anuência dos informantes, em sua dissertação e futuras publicações.

A pesquisa em questão foi devidamente aprovada pelo Conselho de Ética em Pesquisa do CEUNES – UFES e pelo SISBIO – ICMBio (nº 53951-1).

Para qualquer outra informação, o (a) Sr (a) poderá entrar em contato com a pesquisadora no seguinte telefone, e-mail e endereço profissional:

(027) 99902-9806 - [fabianamcruz@gmail.com](mailto:fabianamcruz@gmail.com)

Departamento de Ciências Biológicas - CCHN/UFES

Av. Fernando Ferrari, nº 514, Vitória – ES CEP: 29.075-910

Para outros esclarecimentos com o Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) – CEUNES/UFES, utilizar o seguinte telefone, e-mail e endereço: (27)3312-1519 – fax: (27)3312-1510

[cepceunes@gmail.com](mailto:cepceunes@gmail.com) Rodovia BR-101 Norte, Km 60, Bairro Litorâneo, São Mateus - ES CEP: 29.932-540

Atenciosamente,

Fabiana Cruz

UFES – LBCV



**APÊNDICE 4.** Termo de Consentimento Livre e Esclarecido do questionário, cuja concordância se fez necessária para participação da entrevista.

## TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

**\*Obrigatório**

### - Informações ao participante -

Antes de aceitar participar da pesquisa, leia atentamente as explicações a seguir:

**PARTICIPAÇÃO:** Sua participação na pesquisa é completamente voluntária e será em forma desse questionário digital online. Durante sua participação, você poderá recusar-se a responder qualquer pergunta que por ventura lhe causar algum constrangimento ou poderá abandonar o questionário em qualquer momento, sem nenhuma penalização ou prejuízo.

**TEMPO MÍNIMO ESTIMADO:** 8 minutos.

**TEMPO MÁXIMO ESTIMADO:** 20 minutos.

**PERGUNTAS:** O questionário conta, primariamente, com 10 perguntas. As perguntas serão respondidas separadamente para cada localidade de registro.

**CUSTOS:** Você não terá nenhuma despesa e também não receberá nenhuma remuneração.

**DIREITOS:** Sua participação será como informante/colaborador e lhe serão garantidos todos os cuidados necessários para manter os seus direitos de propriedade intelectual. Tem-se em vista apenas divulgar as informações que forem autorizadas, lhe privilegiando o ineditismo dos dados solicitados.

**CONFIDENCIALIDADE:** Serão garantidos o sigilo e privacidade aos participantes, quando solicitado, assegurando-lhes o direito de omissão de sua identificação ou de dados que possam comprometê-lo.

**DIVULGAÇÃO:** Na apresentação dos resultados serão citados os nomes dos participantes do questionário, garantindo, assim, a fonte da informação. Os resultados obtidos com a pesquisa serão apresentados em eventos ou publicações científicas.

**IMPORTANTE!** Apenas responda esse questionário caso esteja seguro da identificação das espécies em questão.

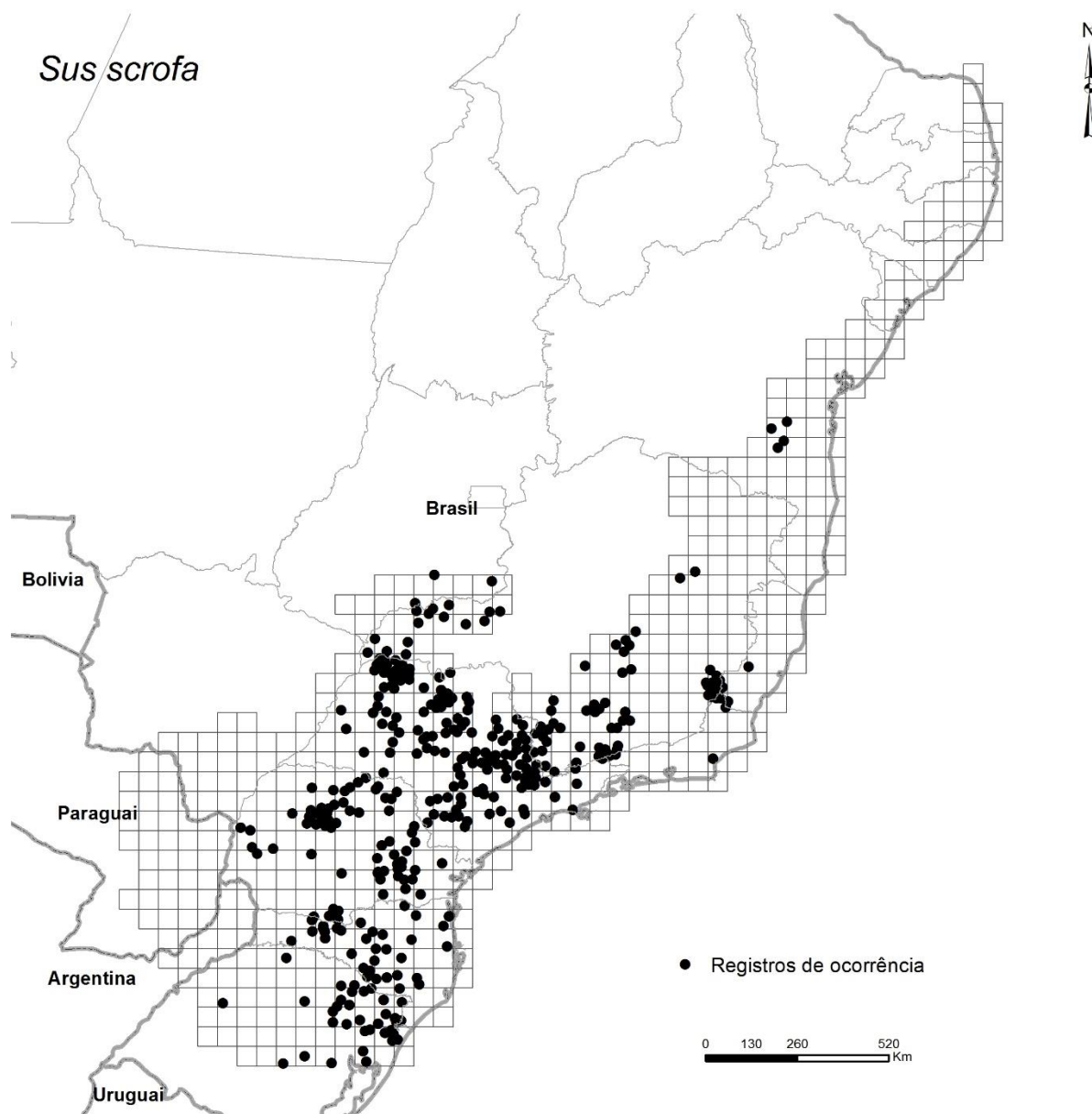
O meu nome poderá ser citado no trabalho, como participante do questionário, a fim de garantir a fonte da informação. \*

- Autorizo a citação do meu nome no trabalho
- Não autorizo a citação do meu nome no trabalho

Confirmo ter sido informado e esclarecido sobre o conteúdo deste termo, concordando em participar desta pesquisa e por isso dou meu livre consentimento. \*

- Confirmo o meu consentimento
- Não confirmo meu consentimento

**APÊNDICE 5.** Atual distribuição geográfica do javali (*Sus scrofa*) na Mata Atlântica brasileira. O mapa contém registros de ocorrência provenientes das respostas do questionário deste estudo e de duas publicações sobre o tema (Pedrosa et al., 2015; Deberdt & Scherer 2007).



**APÊNDICE 6.** Nome, instituição, cargo, cidade e estado e resposta dos entrevistados no questionário do presente estudo. Q = queixada; C = cateto; QC = queixada e cateto; Ct = câmera trap; Vi = visualização; Pe = pegadas; Le = levantamento, Re = relatos; Cç = registros de caça; Ca = captura; Ph = Fotos; En = entrevista; Bd = banco de dados.

	<b>Nome</b>	<b>Instituição/Unidade de Conservação</b>	<b>Cargo</b>	<b>Cidade e Estado</b>	<b>Registro de queixada, cateto ou ambos?</b>	<b>Ano de registro</b>	<b>Tipos de Registros</b>	<b>Localidade de registro</b>
1	Clarissa Alves da Rosa	Universidade Federal de Lavras e Instituto Alto Montana da Serra Fina	Pesquisadora associada	Lavras - MG	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe	PARNA do Itatiaia (QC) e RPPN Alto Montana (C)
2	Julio Cesar Antunes Botelho	Parque Nacional da Serra do Gandarela - ICMBIO	Analista Ambiental	Lagoa Santa - MG	QC	2005-2010	Le	PARNA da Serra da Gandarela
3	José Nelson Campanha	Instituto Ambiental do Paraná	Gerente UC /Agente de Execução	Amaporã - PR	QC	2011-2016	Vi, Pe	Estação Ecológica do Caiuá
4	Daniel de Oliveira Lamberg	Centro de Estudos Superiores Positivo	Técnico de Suporte	Curitiba - PR	Q	2014	Ct, Vi, Pe	APA Estadual de Guaratuba
5	Rodrigo Filipak Torres	ICMBio - Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange	Analista Ambiental	Matinhos - PR	Q	2011-2016	Cç, Ve, Re	Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange
6	Antonio de Almeida Correia Junior	ICMBio - ESEC Mata Preta	Analista ambiental	Palmas - PR	C	2005-2010	Ct	Estação Ecológica da Mata Preta
7	Flavio Zanchetti	ICMBio - Floresta Nacional de Ibirama-SC	Gestor de UC/Analista Ambiental	Ibirama - SC	C	2011-2016	Ct, Pe	Floresta Nacional de Ibirama
8	Agenor Antonio Gedoz	ICMBio - Estação Ecológica de Aracuri-Esmeralda	Analista Ambiental / Chefe UC	Muitos Capões - RS	QC	2011-2016	Cç	Vale do Rio Pelotas (QC) e Rio Ituim (C)
9	Carlos José Ribeiro da Silva	ICMBio - Floresta Nacional de Três Barras	Analista Ambiental / Chefe UC	Três Barras - SC	C	2005-2010	Vi	Floresta Nacional de Três Barras
10	Edenice Brandão Avila de Souza	Floresta Nacional São Francisco de Paula	Analista Ambiental/Chefe UC	São Francisco de Paula - RS	C	2011-2016	Ct	Floresta Nacional São Francisco de Paula

11	Joana Zorzal Nodari	UFES		Vitória - ES	C	2011-2016	Ct	REBIO Córrego do Veado e REBIO Córrego Grande
12	Jefferson André Floss	SEMA/Parque Estadual do Ibitiriá	Técnico Ambiental/Gestor	Caxias do Sul - RS	QC	2011-2016	Pe, Re	Parque Estadual do Ibitiriá e entorno
13	Caio Pamplona	ICMBio/APA de Guaraqueçaba/RB Bom Jesus	Chefe-substituto	Antonina - Paranaguá e Guaraqueçaba - PR	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe	APA de Guaraqueçaba/ Reserva Biológica Bom Jesus
14	Pedro Sousa Silva de Paula Ribeiro	APA Bacia Hidrográfica do Rio Machado	Gerente da UC	MG	-	-	-	APA Bacia Hidrográfica do Rio Machado
15	Telmo João Rosa Lopes	Parque Estadual do Turvo - SEMA	Responsável Técnico	Derrubadas - RS	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe	Parque Estadual do Turvo
16	Alberto Felipe Klotz	ICMBio/FLONA Rio Preto	Chefe de UC	Conceição da Barra - ES	C	2011-2016	Vi, Pe	FLONA Rio Preto
17	Judson Albino Coswosk	CEUNES/UFES	Estudante de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical	São Mateus - ES	Q	2011-2016	Vi	Reserva Natural Vale
18	Jardel Brandão Seibert	UFES/IMD	Pesquisador Associado	Vitória - ES	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe, Ca, Pl	REBIO Córrego do Veado (Q) e REBIO de Sooretama (C)
19	Luciana O. M. Conde	Ceunes / UFES	Mestranda	São Mateus	Q	2011-2016	Vi	REBIO Córrego do Veado
20	Andressa Gatti	Universidade Federal do Espírito Santo/IPEMA/Instituto Marcos Daniel	Pós-doutoranda/Presidente/Pesquisadora	Vitória - ES	QC	2005-2016	Ct, Vi, Pl, Ca	REBIO Augusto Ruschi (C), REBIO Sooretama (QC), RPPN Recanto das Antas (QC), Fazenda Cupido & Refúgio (C), RPPN Mutum Preto (C), REBIO Córrego do Veado (Q)
21	João Carlos de Lima de Oliveira	Instituto Estadual de Florestas/MG/Parque Estadual de Ibitipoca	Gerente	Lima Duarte - MG	C	2011-2016	Ct	Parque Estadual de Ibitipoca
22	Gustavo Soares de Oliveira	UVV - Universidade de Vila Velha	Gastrônomo	Vitoria-ES	QC	2011-2016	Vi, Pe, Ph	REBIO Sooretama e Reserva Natural Vale
23	Renato Totti Maia	FATMA - Reserva Biológica Estadual da Canela Preta	Chefe da UC	Botuverá/Nova Trento - SC	C	2011-2016	Pe, Ve	Reserva Biológica Estadual da Canela Preta

24	Mariana Landis	Instituto Manacá - PE Carlos Botelho	Presidente - Pesquisadora	São Miguel Arcanjo - SP	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe	Parque Estadual Carlos Botelho
25	Renato Feio	Universidade Federal de Viçosa		Viçosa - MG	C	2005-2016	Pe, Vi	Aripuanã e Parque Estadual da Serra do Brigadeiro
26	Gisele Silva de Medeiros	ICMBio/Rebio do Tinguá	Analista Ambiental	Nova Iguaçu - RJ	Q	2011-2016	Vi, Pe	Reserva Biológica do Tinguá
27	Whitson José da Costa Junior	ICMBIO/Reserva Biológica União	Chefe da UC	Rio das Ostras - RJ	C	2011-2016	Vi, Pe, Ca	Reserva Biológica da União
28	Andrea Soares Pires	Parque Estadual do Morro do Diabo	Pesquisador Científico	Teodoro Sampaio - SP	QC	2011-2016 (C) 2006 (Q)	Vi	Parque Estadual do Morro do Diabo
29	Alexandre Cordeiro	ICMBio/Floresta Nacional de Ipanema SP	Gestor de UC	Iperó - SP	Q	2005-2016	Vi, Pe, Re	FLONA de Ipanema e FLONA de Capão Bonito
30	Fabricio Vasconcelos Costa	Expedicionários - Fotografia e Natureza	Fotógrafo	Vila Velha - ES	QC	2011-2016	Vi, Pe	Reserva Natural Vale e Fazenda Cupido & Refúgio
31	Ana Carolina Srbek de Araujo	Universidade Vila Velha / Programa de Pós- graduação em Ecologia de Ecossistemas	Professora Titular	Vila Velha - ES	QC	2005-2016	Ct, Vi	Reserva Natural Vale (QC) e Estação Biológica Santa Lúcia (C)
32	Nelson Antonio Gallo	Estação Ecológica dos Caetetus	Gestor	Gália e Alvinlândia - SP	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe	Estação Ecológica de Caetetus
33	Flavio Pantarotto	RPPN Guarirú	Proprietário	Varzedo - BA	C	2011-2016	Ct, Vi, Pe	RPPN Guarirú
34	Cecilia Cronemberger de Faria	Parque Nacional da Serra dos Órgãos	Analista Ambiental	Teresópolis - RJ	C	2005-2016	Ct	Parque Nacional da Serra dos Órgãos
35	Laurielen Gurgel Pacheco	IEF/ Parque Estadual da Serra do Brigadeiro	Monitor Ambiental	Araponga - MG	C	2011-2016	Ct, Ve	Parque Estadual da Serra do Brigadeiro
36	Paulo Cesar Pires Diniz da Cruz	ICMBIO/REBIO de Uma	Chefe	Una - BA	C	2011-2016	Vi	Reserva Biológica de Una
37	Fábio André Faraco	ICMBio - PARNA Pau Brasil	Analista Ambiental	Porto Seguro - BA	QC	2011-2016	Vi, Pe, Pl	Parque Nacional do Pau Brasil
38	Romulo Cícero da Silva	SPVS - Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem	Tecnico de Monitoramento	Curitiba - PR	C	2011-2016	Ct, Vi, Pe	RPPN Rancho Sonho Meu I e II, RPPN Vilar, RPPN Meia Lua e Lapa

39	Lilian Bonjorne de Almeida	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (CENAP/ICMBio)	Analista Ambiental	Atibaia - SP	QC	2005-2010	Ct	Parque Nacional da Serra de Itajaí (QC), Parque Estadual de Itaberaba (C) e RPPN Rio dos Pilões (C)
40	Alexine Keuroghlian	WCS Brasil	Coordenadora Programa Pantanal/Cerrado	Campo Grande - MS	QC	2011-2016	Ct	Parque Nacional da Serra da Bodoquena
41	Mauro Galetti	UNESP	Professor Pesquisador	Rio Claro - SP	Q	2011-2016	Ct, Vi	Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Parque Estadual da Serra do Mar
42	Carlos Rodrigo Brocardo	UNESP	Pós-graduando (doutorado)	Cascavel - PR	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe, Pl, Ve (fezes)	Parque Nacional do Iguazu (QC) e Distrito de São João do Oeste (Q)
43	Felipe Buloto	Natura Ecoturismo		Vitória - ES				
44	Paulo Rogerio Mangini	Instituto Brasileiro para Medicina da Conservação - TRÍADE	Pesquisador Sênior / Diretor-Presidente	Curitiba - PR	-	-	-	-
45	Juliane Pereira Ribeiro	UERJ	Estudante de mestrado	Rio de Janeiro - RJ	QC	2011-2016	Vi, Pe	Reserva Natural Vale
46	Antonio Rossano Mendes Pontes	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia	Pesquisador Adjunto	Boa Vista - RR	C	2005-2010	Vi	Área de Mata Atlântica da Usina Serra Grande - PE/AL
47	Leanes Cruz da Silva	Universidade Federal de Viçosa MG	Estudante de Doutorado	Viçosa - MG	C	2005-2010	Ct, Pe	Parque Estadual da Serra do Brigadeiro
48	Waldomiro de Paula Lopes	ICMBio / Parque Nacional do Caparaó	Analista Ambiental	Alto Caparaó - MG	Q	2005-2016	Vi, Re, Pe	PARNA do Caparaó e REBIO da Mata Escura
49	Fernanda Góss Braga	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná	Assessora	Curitiba - PR	C	2005-2016	Vi, Pe	Fazenda Roraima e Parque Estadual das Araucárias
50	Dieter Liebsch	UFPR	Doutorando	Curitiba - PR	QC	2011-2016	Vi, Pe, Pl	Fazenda Lageado Grande
51	Thiago Barroso da Silva	Autonomo	Biólogo	São Paulo - SP	C	2005-2010	Ct, Pe	Sete Barras
52	Aliny	Nenhuma	Bióloga	Vila Velha- ES	QC	2005-2016	Vi, Pe	Floresta Nacional do Jamari (QC), Serra do Mar (C) e

								REBIO de Sooretama (Q)
53	Fernando Rodrigo Tortato	Panthera	Pesquisador associado	Cuiaba - MT	QC	2005-2010	Ct, Pe, Vi, Pl	Reserva Biológica Estadual do Sassafrás (QC) Barragem Rio Bonito (C)
54	Mariane C. Kaizer	University of Salford	PhD student	Reino Unido	Q	2011-2016	Pe, Re	Parque Nacional do Caparaó
55	Reginaldo Ferreira	Instituto de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental	Coordenador de projetos	Antonina - PR	QC	2011-2016	Vi, Pe	Reserva Natural Guaricica (QC), Reserva Natural das Águas (QC) e Reserva Natural Papagaio-de-Cara-Roxa (C)
56	Ricardo Jerolimski	ICMBIO - RVS Campos de Palmas	Chefe da UC	Palmas - PR	-	-	-	-
57	Martin Molz	Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul	Biólogo Analista	Porto Alegre - RS	QC	2005-2010	Vi	Fazenda Pai Querê (Q) e Costa dos Quadros (C)
58	Marina Xavier da Silva	Projeto Carnívoros do Iguaçu - Parque Nacional do Iguaçu	Coordenadora de campo	Foz do Iguaçu - PR	QC	2011-2016	Ct, Vi, Pe	Parque Nacional do Iguaçu
59	Thiago Ribeiro	Legado das Águas Reserva Votorantim	Analista do Manejo de Recursos Naturais	Miracatu - SP	QC	2012-2016	Ct, Vi, Pe, Pl	Legado das Águas - Reserva Votorantim
60	Fernanda Abra	ESALQ/USP	Aluna doutorado	São Paulo - SP	C	2011-2016	Pe	Parque Estadual Intervalles e Parque Estadual São Miguel Arcanjo
61	Shanna Bittencourt	Parque Nacional do Superagui	Analista Ambiental	Guaraqueçaba PR	QC	2011-2016	Vi	Parna do Superagui
62	Leila Denise Alberti	Parque Estadual Rio Canoas	Chefe Parque	Campos Novos - SC	-	-	-	-
63	Juliano Rodrigues Oliveira	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade	Analista Ambiental	Palmas PR	C	2011-2016	Pe	Parque Nacional das Araucárias
64	Vanessa Matias Bernardo	FATMA/Parque Estadual da Serra Furada	Bióloga	Orleans - SC	C	2014	Ct	Parque Estadual da Serra Furada
65	Marcel Redling Moreno	Reserva Biológica de Sooretama - ICMBio	Analista Ambiental	Sooretama - ES	Q	2009 e 2016	Vi	REBIO de Sooretama
66	Sílvia S. Peixoto Amorim	Parque Nacional da Serra da Bocaina	Analista Ambiental	Paraty - RJ	C	2011-2016	Ct	Parque Nacional da Serra da Bocaina
67	Sonia Talamoni	PUC Minas	Professor Adjunto	Belo Horizonte - MG	C	2000-2005	Ct, Vi	RPPN Santuário do Caraça

68	Sandro Leonardo Alves	ICMBio / ARIE Floresta da Cicuta	Analista Ambiental	Volta Redonda - RJ	-	-	-	-
69	Sergei Weschenfelder		Analista Ambiental	Porto Alegre - RS	C	2005-2010	Vi	Parque Estadual do Turvo
70	Quintino Vargar Amaral	REBIO Mata Escura	Analista Ambiental	MG	Q	2011-2016	Vi	REBIO Mata Escura
71	Virgílio Dias Ferraz	APA Serra da Mantiqueira	Chefe substituto - Analista Ambiental	Itamonte MG	QC	2011-2016	Ct, Re	APA da Serra da Mantiqueira
72	Tatiana Figueira de Mello	REBIO Poço das Antas/APA São João	Analista Ambiental	RJ	C	2011-2016	Vi	REBIO Poço das Antas e APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado
73	Edgard de Souza Andrade Junior	FLONA de Passa Quatro	Chefe da UC	Passa Quatro - MG	C	2011-2016	Ct	Floresta Nacional de Passa Quatro
74	Petterson	PARNA da Tijuca		Rio de Janeiro - RJ	-	-	-	-
75	José Hélio Marcelo	PARNA da Serra da Bocaina	Chefe substituto	SP	QC	2011-2016	Vi	Parque Nacional da Serra da Bocaina
76	Luiz Benedito Rangel	Flona de Lorena	Chefe da UC	SP	C	2011-2016	Vi	FLONA de Lorena
77	Bruno de Brito Gueiros Souza	Apa Cairuçu	Analista ambiental	RJ	QC	2011-2016	Vi	APA Cairuçu
78	José Luiz Vieira	IEF - APA Serra do Sabonetal	Gerente de UC	Itacarambi - MG	C	2011-2016	Vi	APA Serra do Sabonetal
79	Cezar Golçalves	PARNA da Chapada Diamantina	Analista Ambiental	BA	C	2016	Re	Parque Nacional da Chapada Diamantina
80	Edilson de Lima Oliveira	FLONA de Nísia Floresta RN	Técnico administrativo	Nísia Floresta - RN	-	-	-	-
81	Sheila Rancura	ICMBio/PN da Serra das Lontras	Analista Ambiental	Ilhéus - BA	-	-	-	-
82	Thomaz Henrique Barrella	Fundação José Pedro de Oliveira/ ARIE Mata de Santa Genebra	Biólogo	Campinas - SP	-	-	-	-
83	Xerxes José Caliman	Fazenda Cupido e Refúgio	Administrador	Linhares - ES	Q	2016	Vi, Pe	Fazenda Cupido & Refúgio
84	Glayson Ariel Bencke	Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul	Biólogo	Porto Alegre - RS	QC	2005-2016	Vi, Pe	Parque Estadual do Turvo (QC) e Reserva Biológica da Serra Geral (C)
85	Rodrigo Carrara Heitor	APAs Alto Taboão e Serra da Vargem Alegre	Gestor	Espera Feliz - MG	C	2011-2016	Pe	APA Alto Taboão

86	Luis Fernando Duboc	UFES - CEUNES	Professor Adjunto	São Mateus - ES	-	-	-	-
87	Michel Barros Faria	Universidade do Estado de Minas Gerais	Professor e Pesquisador	Carangola - MG	C	2002-2016	Ct, Vi, Pe	Vargem Grande, Córrego do Grumarim e Mata do Banco
88	Maron Galliez	Instituto Federal do Rio de Janeiro	Professor	Rio de Janeiro - RJ	C	2011-2016	Ct	Parque Estadual dos Três Picos, Núcleo Paraíso
89	Leandro Travassos	Biólogo Autônomo		Rio de Janeiro - RJ	QC	2005-2010	Vi, Pe, Cç	Reserva Biológica do Tinguá
90	Cristian Oliveira	Brasil Safari Clube	Presidente	Concórdia - SC	C	2011-2016	Pe	Fazenda Particular em Agua Doce do Norte
91	Nilo Salgado Jardim	RPPN Ave Lavrinha	Consultor técnico	Bocaina de Minas - MG	C	2005-2010	Vi	APA da Serra da Mantiqueira
92	Daniel Alves Terra	AGCC- Associação Goiana de Caça e Conservação	Presidente	Goiânia - GO	-	-	-	-
93	Valdir Leite da Silva	Comafen/IAP Estação Ecológica do Caiuá	Técnico Ambiental	Diamante do Norte - PR	C	2011-2016	Ct, Vi, Pe	Estação Ecológica do Caiuá e entorno
94	Patrick Colombo	Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul	Analista - Biólogo	Porto Alegre - RS	Q	2011-2016	Vi	Florestal Gateados e Próximo ao Parque Estadual do Ibitirirá
95	Nelson Henrique de Almeida Curi	Unilavras / RPPN Alto Montana	Professor / Médico Veterinário	Lavras - MG	-	-	-	-
96	Monia Laura Faria Fernandes	Reserva Biológica Bom Jesus	Analista Ambiental /Chefe da UC	Baia de Paranaguá - PR	-	-	-	-
97	Izar Aximoff	JBRJ	Doutorando	RJ	QC	2011-2016	Vi, Ct, Pl	Parque Nacional do Itatiaia
98	Graziele Oliveira Batista	IBAMA	Analista Ambiental	Brasília - DF	C	2011-2016	Ct	Parque Nacional das Araucárias
99	Anivaldo Libério Chaves	Parque Nacional da Serra Geral	Analista Ambiental	Cambará do Sul - RS	-	-	-	-
100	Lilian Miranda Garcia	ICMBio/Parna Campos Gerais	Analista Ambiental/Chefe de UC	PR	C	2011-2016	Ct	Parna dos Campos Gerais
101	Francileia Lobo de Souza Carvalho	Floresta Nacional da Restinga do Cebedelo	Analista Ambiental	PB	-	-	-	-
102	Luís Wagner Ferreira Guimarães	RESEX Acaú-Goiana	Analista Ambiental	PE	-	-	-	-

103	Germano Woehl Junior	Instituto Rã-bugio para Conservação da Biodiversidade		Jaraguá do Sul – SC	C	2005	Ct	RPPN Corredeiras do Rio Itajai
104	Ivail	Parque Estadual da Serra do Mar		Cunha - SP	Q	2016	En	Parque Estadual da Serra do Mar
105	Murilo Anzanello Nichele	Parque Estadual Fritz Plaumann		Concórdia - SC	-	-	-	-
106	Marcos [Piarus]	Parque Estadual da Cantareira		SP	-	-	-	-
107	Gilson Meder	IBAMA		RS	-	-	-	-
108	Fusco-Costa & Ingberman	Universidade Federal do Paraná		PR	QC	2016	Ct, Pe, Re	PARNA Guaricana (QC), RBIO Bom Jesus (QC), RPPN Salto Morato (C), Parque Estadual das Lauráceas (QC), PARNAd Saint-Hilaire/Lange (Q)
109	Ana Verônica Cimardi	FATMA	Técnica de Controle Ambiental	SC	QC	Antes de 1996	Le	Botuverá (Q), Brusque (Q), Joinville (QC) e Lontras (QC)
110	Kevin Flesher	Centro de Estudos da Biodiversidade - Reserva Ecológica Michelin	Gestor	BA	QC	2011-2016	En	*25 localidades repassadas por um pdf.
111	Paula Vidolini	UFPR	Estudante Pós-Doc	PR	QC	1996-2012	Bd	*36 localidades repassadas por um pdf.
112	Marcelo Mazzolli	Projeto Puma		SC	QC	2006-2012	-	REBIO Sooretama, APA de Guaratuba e Rio Pelotas
113	Felipe Pedrosa	Universidade de São Paulo		São Paulo - SP	QC	-	-	Mococa e Parque Estadual Campos do Jordão