



FERNANDO HENRIQUE PUERTAS GONÇALVES

**A INVASÃO DO JAVALI NA SERRA DA
MANTIQUEIRA: Aspectos populacionais, uso do
habitat e sua relação com o Homem**

LAVRAS-MG

2015

FERNANDO HENRIQUE PUERTAS GONÇALVES

**A INVASÃO DO JAVALI NA SERRA DA MANTIQUEIRA: Aspectos
populacionais, uso do habitat e sua relação com o Homem**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecosistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Marcelo Passamani

LAVRAS - MG

2015

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Puertas, Fernando .

A INVASÃO DO JAVALINA SERRA DA MANTIQUEIRA :
Aspectos populacionais, uso do habitat e sua relação com o Homem
/ Fernando Puertas. – Lavras : UFLA, 2015.

90 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de
Lavras, 2015.

Orientador(a): Marcelo Passamani.

Bibliografia.

1. Javali. 2. Invasão. 3. Serra da Mantiqueira. 4. Modelos de
Ocupação. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

FERNANDO HENRIQUE PUERTAS GONÇALVES

**A INVASÃO DO JAVALI NA SERRA DA MANTIQUEIRA: Aspectos
populacionais, uso do habitat e sua relação com o Homem**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia Aplicada, área de
concentração em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais em
Ecossistemas Fragmentados e
Agrossistemas, para a obtenção do
título de Mestre.

APROVADA em 30 de abril de 2015

PhD. Clara Bents Grilo, UFLA/Universidade de Aveiro

Dr^a Sonia Aparecida Talamoni, PUC Minas

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, UFLA

Dr. Marcelo Passamani

Orientador

LAVRAS-MG

2015

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à vida e a todos os belos processos que a compõem, é essa dádiva que continua me movendo como biólogo, cientista e agora ecólogo, na incessante busca de respostas para nossas infinitas perguntas.

À minha família, se não fosse por eles nada disso teria acontecido, nenhum desses sonhos se realizariam. Aos meus pais Suzy e Donizeti e ao meu irmão Diego, minha família, meu porto seguro onde quer que eu vá.

Ao meu orientador Marcelo Passamani, por seus ensinamentos, sua paciência e principalmente sua confiança, que muitas cachaças boas passem pela sua vida. Exemplo de orientador e professor.

Aos meus colegas, amigos e parceiros de LECOM (Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos), Éder, Thamíris, Gabriel, Luciano, Lilian, Tainá e especialmente ao Nelson, que embala as tardes de trabalho sempre com o bom rock n'roll e a Clarissa, parceiraça de campo e de javali, sem ela nada disso teria ganho vida, obrigado pelo intenso aprendizado.

Ao pessoal da Ecologia que me propiciaram momentos divertidos e inesquecíveis, naquela pausa pro café, nos corredores e nas confraternizações sempre animadas.

Aos meus amigos de viagem e zicados, André, amigo desde os tempos de UNESP e que me trouxe pra Lavras e me deu a maior força no começo; Mardiany e Nay as atropeladas do laboratório de baixo; Nathália, responsável pelos mapas desse trabalho e pelo carro que nos transporta e nos larga na mão no meio da pista; Tonho, com sua velocidade invejável e detentor de momentos únicos e por último uma pessoa que me cativou em tão pouco tempo e hoje é especial demais pra mim, Paula obrigado pela companhia, pelo apoio e por sempre estar ao meu lado nos bons e maus momentos.

À melhor República de Lavras, Cabaré, local sagrado no qual vivi intensamente todo o meu Mestrado, obrigado de coração, vocês são minha

família aqui. Não sei o que seria de mim se não tivesse compartilhado esse tempo com vocês, ajudaram (e atrapalharam um pouco né?) direta e indiretamente na produção desse trabalho. Muito obrigado, Igor (Pedrão), Rafael (Tampico), Daniel (Dino), Filipe (Fifo), Volmar (Boavontadi), Victor (Travado), Nilo (Baiano), Luan (Brisa), Lucas (Ktinga), João (Crazy Ranger), Vinícius (Maisum), Matheus (9hora), Samuel (Xikabon) e aos agregados Moisés, Ana Livia, Diogo (B2), Marcão e a mulher que bota ordem em toda essa bagunça, nossa querida Tia Lu.

Aos amigos de Ilha, que permanece uma amizade inabalável, Diogo (Firmezza), Aline (Pomba), Bianca (Pônei) e tantos outros que mesmo distantes estão tão perto.

Aos amigos de Jundiá, Luana, Daiana, Gustavo, Rodolfo, David, Bruno, amizade desde a infância e que perdura até hoje

Aos parceiros do Projeto Javali que fizeram tudo isso possível, Isabel, Paulinho, Marcelo Motta e Zé Cristiano, que se não fosse por ele estaríamos até hoje procurando as armadilhas da Parte Alta.

A todos que contribuíram direta e indiretamente para esse trabalho meu muito obrigado.

"Ame os animais acima de tudo, então, atente-se para as explicações gerais, e, com boa sorte, descobertas virão. Se estas não vierem, o amor e o prazer terão sido suficientes"

Edward O. Wilson

RESUMO

O Javali (*Sus scrofa*) é uma espécie invasora de grande porte e amplamente distribuída pelo Mundo, sendo atualmente o mamífero com maior distribuição conhecida. É considerado um dos 100 piores invasores do Mundo e muitos danos ecológicos e econômicos são atribuídos à sua invasão. Com isso, em vários locais do Mundo são realizados planos de Manejo para a manutenção populacional dessa espécie. Para que essas estratégias de manejo surtam efeito, é necessário o conhecimento ecológico da espécie no local invadido. Portanto, com esse trabalho avaliamos o estado da arte do conhecimento dos danos ambientais e econômicos causados pelo Javali pelo Mundo em locais onde é invasor (Capítulo 1) e realizamos um estudo populacional e ecológico do Javali na Serra da Mantiqueira em Minas Gerais, uma área considerada insubstituível para a conservação da biodiversidade mundial (Capítulo 2). Com nosso estudo concluímos que, o impacto do javali em locais em que esse é invasor precisa ser melhor avaliado, fatores demográficos e relações ecológicas necessitam ser considerados nesses estudos para que o impacto seja estudado de uma maneira mais eficaz e precisa. Ainda, descobrimos que na Serra da Mantiqueira o javali apresenta uma forte relação com um recurso temporário local, o pinhão, fornecido pelas araucárias presentes nesse local e que sua relação com o ser humano na Serra da Mantiqueira é tênue. Pois, ao mesmo tempo que a atividade antrópica, como a caça, pode ser um fator limitante para sua dinâmica, a agropecuária e os criadouros locais podem ser um fator que colabore cada vez mais com o crescimento e dispersão dessa espécie no local estudado.

ABSTRACT

The Wild Boar (*Sus scrofa*) is an invasive species, large sized and widely distributed throughout the world, and is currently the largest known mammal distribution. It is considered one of the 100 worst invaders in the world and many ecological and economic damage is attributed to its invasion. Thus, in several World locations management plans are made to control the wild boars populations. For these management strategies take effect, ecological knowledge of the species in the invaded place is required. Therefore, with this work we evaluated the state of the art of the environmental and economic damage caused by the wild boar around the world in places where it is invasive (Chapter 1). In addition, we conducted a populational and ecological study of the wild boar in Serra da Mantiqueira in Minas Gerais, an area considered irreplaceable for the conservation of global biodiversity (Chapter 2). With our study, we concluded that the impact of the boar in its alien range, should be better evaluated, demographic and ecological relationships need to be considered in these studies to the impact be evaluated in a more effectively and accurately way. Still, we found that in Serra da Mantiqueira the boar has a strong relationship with a local temporary resource, the pinion, provided by the pines on the premises and that his relationship with the human being is tenuous. Since while the human activity, such as hunting, can be a limiting factor for its dynamic, agriculture and local breeding may be a factor which would work increasingly the growth and spread of this species in the studied area.

Sumário

Capítulo 1: Uma revisão do javali (<i>Sus scrofa</i>) pelo Mundo em sua forma invasora: Efeitos e interações ecológicas, e sua relação com o Homem	9
RESUMO.....	9
INTRODUÇÃO	10
A Biologia e História Natural do Javali.....	12
IMPACTOS ECOLÓGICOS	14
Impactos no solo	15
Impactos em Comunidades de Plantas.....	16
Impactos em comunidades animais	19
Impactos em ecossistemas aquáticos	23
Efeitos indiretos e interações	25
HOMEM x JAVALI	26
Impactos na agropecuária	27
Impactos socioculturais.....	28
Doenças e zoonoses	30
EFEITOS POSITIVOS	31
MANEJO E CONSERVAÇÃO	38
Erradicação	39
DISCUSSÃO	40
CONCLUSÃO	41
REFERÊNCIAS.....	42
Capítulo 2: O javali (<i>Sus scrofa</i>) na Serra da Mantiqueira de Minas Gerais: Variação na abundância e sua relação com o ambiente	60
RESUMO.....	60
INTRODUÇÃO	61

METODOLOGIA.....	64
Área de estudo	64
Amostragem do javali e variáveis ambientais	67
Análise de dados	67
RESULTADOS	69
Abundância e Densidade do Javali nas Áreas de Estudo.....	69
A relação do Javali com o ambiente	71
DISCUSSÃO	77
Abundância e Densidade do Javali nas Áreas de Estudo.....	77
A relação do Javali com o ambiente	79
CONCLUSÃO	81
REFERÊNCIAS.....	81

Capítulo 1: Uma revisão do javali (*Sus scrofa*) pelo Mundo em sua forma invasora: Efeitos e interações ecológicas, e sua relação com o Homem

RESUMO

O javali é o mamífero com maior distribuição no planeta, estando presente em todos os continentes com exceção da Antártida. É considerada uma das piores espécies invasoras no Mundo. Pode alterar estrutura, composição e diversidade em comunidades de plantas, predação e aparentemente competir por recursos com outros vertebrados e invertebrados, podendo ainda afetar ecossistemas aquáticos e o solo. Sua relação próxima com o Homem causa grandes prejuízos às atividades antrópicas, principalmente à agropecuária. Programas de manejo e de controle se mostram necessários, para que as populações sejam impedidas de aumentar e se dispersar, apesar de alguns exemplos bem sucedidos de erradicação, essa atividade se mostra um grande desafio de difícil execução. Nossa revisão compila os mais diferentes estudos sobre essa espécie invasora e alerta para alguns estudos a serem realizados ainda. Para que o real impacto do javali seja avaliado, pesquisas com uma visão integrada e holística, considerando fatores demográficos e relações ecológicas, se mostram necessários para avaliar o real impacto dos javalis nos ecossistemas.

INTRODUÇÃO

O javali (*Sus scrofa*) é nativo da Eurásia e porção noroeste da África, partindo da Europa ocidental, a costa norte da África, para o Leste do Japão e ao Sul do Sri Lanka, Sumatra, Malásia e Indonésia. É uma das espécies mais antigas intencionalmente introduzidas pelo homem em todo mundo (COURCHAMP *et al.* 2003; LONG, 2003) e atualmente está presente em todos os continentes, exceto na Antártica (LONG, 2003), fazendo desta uma das espécies com maior distribuição geográfica existente (MASSEI & GENOV, 2004).

A proximidade dessa espécie com o homem auxiliou nesse processo de dispersão (MAYER & BRISBING, 1991), facilitando então ainda mais o processo de colonização de novos ambientes.

Os porcos (*Sus scrofa*) foram domesticados há aproximadamente 10.000 anos (GIUFFRA *et al.* 2000; LARSON *et al.* 2007; VIGNE *et al.* 2009) e essa domesticação ocorreu simultaneamente em várias localidades da Eurásia (LARSON *et al.* 2005, 2010; LUETKEMEIR *et al.* 2010). Eram frequentemente transportados para novas áreas e criados soltos, propiciando o estabelecimento de populações selvagens nessas novas localidades. Com o advento das viagens pelo Mundo e o comércio nos meados do Século XVI, a situação tomou proporções maiores. De porções da Eurásia de onde era nativo, o javali agora pode ser encontrado em diversas ilhas do Pacífico e do Atlântico (OLIVER & BRISBIN, 1993) (Fig. 1).



Figura 1. Distribuição exótica e nativa do javali no Mundo (retirado de Barrios-Garcia & Ballari, 2012)

Parte do sucesso das populações introduzidas do javali asselvajado pode ser atribuída à plasticidade ecológica e biológica dessa espécie, que se reproduz rapidamente e apresenta grandes ninhadas, dependendo do ambiente e da oferta de recurso (ROSELL, 2001; TAYLOR *et al.* 1998). Apresentam uma dieta variada, de comportamento oportunista, se alimentando de uma gama variada de itens de origem vegetal e animal, variando de acordo com o local onde estão inseridos e com a disposição desses recursos (BAUBET *et al.* 2004; GENOV, 1981). É comum também a ausência ou baixa abundância das populações de predadores em muitas das áreas em que os javalis asselvajados estão presentes (MASSEI & GENOV, 2004). Além disso, populações introduzidas de javalis são mantidas por criadouros ilegais, que reciclam a população liberando animais no ambiente, com o intuito de caçá-los posteriormente (SALVADOR, 2012; SPENCER & HAMPTON, 2005).

Apesar do Javali ser amplamente estudado em vários locais onde é invasor (América do Sul: DESBIEZ *et al.* 2009; SALVADOR, 2012; EUA: CAMPBELL & LONG, 2010; PARKES *et al.* 2010; Austrália: HONE, 1995, 2002) ainda pouco se conhece sobre sua influência nesses ambientes e como eles alteram processos ecossistêmicos e funções nesses locais.

O javali é considerado um engenheiro de ecossistemas (BOUGHTON & BOUGHTON, 2014) já que apresenta capacidade para modulação do ambiente e de seus recursos (CUDDINGTON & HASTINGS, 2004), sendo então um grande agente modificador podendo interferir na dinâmica populacional de diversas espécies.

Nesse trabalho revisamos a literatura afim de sintetizar a informação disponível acerca de impactos e interações do Javali como espécie invasora pelo Mundo e nos Biomas existentes. Identificando lacunas a serem exploradas em torno desse tema.

A Biologia e História Natural do Javali

O Javali é um ungulado da família *Suidae* e pertence ao gênero *Sus*. Indivíduos machos adultos podem pesar de 30 a 190kg e fêmeas podem pesar de 15 a 110kg (LONG, 2003). Podem atingir até 12 anos de longevidade (MASSEI, 1995), mas em locais com forte pressão de caça, esse tempo é reduzido para no máximo 2 anos (JEZIERSKI, 1977). Machos adultos são solitários, e os bandos são formados por fêmeas adultas e suas crias jovens, variando entre 7 e 20 indivíduos. As fêmeas podem se juntar e formar bandos maiores, sendo que existem registros de mais de 100 indivíduos em um único bando (LEKAGUL & MCNEELY, 1977; LONG, 2003; OLIVER, 1993; PRATER, 1971). Possuem uma presa longa e afiada, de até 20 cm na mandíbula, e uma forte dentição que lhes permite consumir uma grande gama de alimentos desde mais macios até mais rijos, além de prover auxílio em comportamentos defensivos e agonísticos (LONG, 2003; OLIVER & BRISBIN, 1993).

Os Javalis ocupam uma grande variedade de ambientes, porém têm preferência àqueles que oferecem alimentos mais energéticos e cobertura contra possíveis ameaças, seja predador ou até mesmo caçadores, estando esses ambientes raramente distantes da água (KURZ & MARCHITON, 1972; MASSEI & GENOV, 1995). Geralmente apresentam um período ativo

no começo da manhã e final tarde, entretanto em locais com atividades antrópicas ou algum outro tipo de distúrbio, podem se tornar noturnos. Podem gastar de 4 a 8 horas forrageando ou se deslocando para suas áreas de alimentação. O forrageamento é uma atividade social, até mesmo para machos solitários, podendo se juntar para alimentação. Tal atividade proporciona a possibilidade de apresentar displays e comportamentos agonísticos (OLIVER, 1993).

Apresentam uma área de vida estimada, em um período de 2 a 3 meses, de 500 a 2000 ha, contudo subadultos podem se deslocar até 5000 ha e em um período de 1 ano podem cobrir uma área de até 10000 há. Áreas grandes podem estar relacionadas com a expulsão de seus grupos natais, período no qual entram em uma fase errante (LONG, 2003; OLIVER, 1993; SPITZ, 1986). Quanto à sua dieta, plantas representam de 80 a 90% do que é ingerido por essa espécie, que pode também, oportunisticamente se alimentar de uma grande quantidade de espécies animais (BALLARI & BARRIOS-GARCIA, 2013; BOUGHTON & BOUGHTON, 2014; MASSEI *et al.* 1996; SCHLEY & ROPER, 2003). Passam a maior parte do tempo forrageando em busca de tubérculos, raízes, bulbos e invertebrados. Comumente exploram, diversas frutas, fungos, lavouras e ocasionalmente ovos de diversas espécies e animais de produção (CHOQUENOT *et al.* 1996; GENOV, 1981). Alimentos ricos em energia podem ser considerados seus preferidos (BARRET, 1978; MASSEI *et al.* 1996). A abundância desses alimentos energéticos pode vir a regular a quantidade de fêmeas aptas à reprodução e também regular o tamanho das crias, que em média é de 2 a 4 filhotes mas pode chegar até 10, dependendo da disponibilidade desses recursos supracitados. Apresentam um período gestacional de 3 a 4 meses e não possuem um período reprodutivo específico, variando também a flutuação de recurso presente no ambiente (AUMAITRE *et al.* 1984; MASSEI *et al.* 1996; OLIVER, 1993). Com as taxas reprodutivas mais altas entre os ungulados, os javalis são capazes de aumentar sua população anual em até 150% (MASSEI & TONINI, 1992).

Sua densidade pode variar de 1 a 80 indivíduos por km², dependendo do ambiente e da disponibilidade de recursos, podendo variar ao longo de um ano (HONE, 1992; LONG, 2003). Como sua alta capacidade de modificação do ambiente (principalmente por chafurdamento) está ligada diretamente com uma alta densidade, o Javali em grandes números pode vir a causar grandes impactos em diversos ambientes, tanto para comunidades vegetais, quanto para comunidades animais (HONE, 1995, HONE, 2002, ICKES *et al.* 2005).

IMPACTOS ECOLÓGICOS

Para forragear, construir ninhos e se alimentar de raízes, tubérculos, fungos e invertebrados, os javalis reviram e pisoteiam grandes extensões de solo com vegetação (CUSHMAN *et al.* 2004). Esse comportamento afeta direta e indiretamente vários elementos e organismos que compõem esse sistema, já que modifica fisicamente o hábitat em questão, podendo alterar toda a disponibilidade de recurso presente em determinado local (BOUGHTON & BOUGHTON, 2014; CROOKS, 2002; JONES *et al.* 1994). Devido a esse comportamento de chafurdamento ser uma ação modificadora do ambiente, os javalis são considerados engenheiros de ecossistemas (BOUGHTON & BOUGHTON, 2014; CROOKS, 2002; HONE, 2002; JONES *et al.* 1994). Esse comportamento modificador é o dano mais comumente observado pelos javalis em qualquer local de distribuição da espécie (BARRET & BIRMINGHAM, 1994). Com isso, entender como esse comportamento afeta direta e indiretamente os componentes de um determinado local é de suma importância para poder caracterizar qual o efeito e a consequência desse ato. Aqui, consideramos efeito negativo quando essas ações interferem e desequilibram a ecologia das espécies nativas e o ambiente do local onde essa espécie foi inserida.

Impactos no solo

O chafurdamento executado por Javalis altera diretamente a estrutura física do solo e todos seus processos. Poucos estudos avaliam as consequências desse comportamento em propriedades do solo, que pode afetar os ciclos de nutrientes do solo, aumentando as taxas de decomposição e fazendo com que haja uma perda desses elementos. Entretanto os resultados encontrados nos trabalhos averiguados são contrastantes.

Singer et al. (1984) encontrou que a perturbação por chafurdamento no Great Smoky Mountain National Park, nos Estados Unidos, reduziu as camadas superficiais dos horizontes do solo. Ainda, os locais perturbados por Javali tiveram uma menor concentração dos mais variados elementos químicos (Ca, P, Mg, Mn, Zn, Cu, H e N) diminuindo também a capacidade de troca de cátions. Entretanto, nesses mesmos solos perturbados nitrato e amônia foram encontrados em uma concentração maior, fazendo com que a atividade do Javali tenha alterado os processos de transformação de nitrogênio no solo. Sienman et al. (2009) encontraram esse mesmo efeito nas florestas de Pinus, também nos Estados Unidos, na qual a taxa de mineralização do nitrogênio ocorria de uma maneira mais acelerada. Cuevas et al. (2012) também identificaram esse mesmo padrão de efeito na região de Monte Desert, Argentina, onde foram registradas grandes quantidades de nitrogênio cristalizado em solos perturbados por javali, além também da menor compactação do solo. Apenas Tisdell (1982) e Cuevas et al. (2012) avaliaram a atividade microbiológica do solo. No primeiro estudo houve uma grande perda da microbiota do solo devido a extrema alteração do habitat. No segundo, em locais não perturbados por esse comportamento característico do javali, a respiração do solo ocorreu em uma taxa mais elevada do que em locais perturbados, mostrando assim, uma atividade microbiológica maior nesses locais sem distúrbios.

Por conseguinte, nem todos os trabalhos se direcionam para esse mesmo padrão de efeitos negativos no solo. Moody e Jones (2000),

Cushman et al. (2004), Tierney e Cushman (2006) e Mitchell et al. (2007) não encontraram nenhuma evidência e aparente efeito no solo causado por esse comportamento de chafurdamento dos javalis.

Dessa forma, o efeito causado pelo javali pode variar de um ambiente para o outro, podendo ou não causar um impacto negativo no local em que essa espécie está presente. Contudo, sabemos que o dano que o javali pode causar está diretamente ligado a sua densidade no local (HONE, 2002) e nenhum desses trabalhos associa densidade ao impacto que estão avaliando, tornando difícil então possíveis generalizações e previsões sobre o efeito que o javali pode causar nas propriedades do solo.

Impactos em Comunidades de Plantas

Ao se alimentar diretamente de toda a planta ou apenas de suas partes vegetativas, como frutas, bulbos e tubérculos, os javalis podem impactar a abundância e a riqueza de espécies de plantas (GENOV, 1981; HOWE *et al.* 1981; SINGER *et al.* 1984). Entretanto, muitos estudos reportam o chafurdamento como sendo a maior causa de distúrbio na comunidade de plantas (HONE, 2002; SINGER *et al.* 1984), podendo, em altas densidades da espécie, causar uma redução de 80% a 90% na cobertura vegetal de sub bosque (BRATTON, 1974; HOWE *et al.* 1981; SINGER *et al.* 1984).

As consequências dessa atividade comportamental podem variar dependendo da comunidade de planta, mas geralmente o chafurdamento diminui a diversidade de espécies, (KOTANEN, 1995; HONE, 2002; SIEMANN *et al.* 2009; TIERNEY & CUSHMAN, 2006), a regeneração (BUBSY *et al.* 2010; DESBIEZ *et al.* 2009; MITCHELL *et al.* 2007; SIEMANN *et al.* 2009; WEBBER *et al.* 2010), e a composição de espécies (SIEMANN *et al.* 2009), o que pode levar a extinção local de algumas espécies (SINGER *et al.* 1984).

O efeito do chafurdamento, apesar de causar danos a grandes extensões, geralmente pode ser espécie específico (BALLARI & BARRIOS-GARCÍA, 2013; BRATTON, 1974; CUEVAS *et al.* 2010; CUEVAS *et al.* 2012; HONE, 2002; WOOD & BARRET, 1979). A pressão causada por esse comportamento, pode ser ainda maior em espécies altamente energéticas, com raízes suculentas, tubérculos e rizomas (BALLARI & BARRIOS-GARCÍA, 2013; BARRET, 1978; BRATTON, 1974; CUEVAS *et al.* 2010; CUEVAS *et al.* 2012; HOWE *et al.* 1978; SKEWES *et al.* 2007).

Estudos de impactos sobre o fitness de plantas são escassos, e os que existem apresentam resultados divergentes. Lacki e Lancia (1986) observaram que o distúrbio causado pelos javalis, acelerou a ciclagem de nutrientes no solo e como consequência a espécie *Fagus grandifolia* exibiu um aumento significativo em seu crescimento, em contrapartida Siemann *et al.* (2009) descobriu que essa atividade do javali diminui o crescimento de várias espécies de planta. Mitchell *et al.* (2007) observou não haver nenhum efeito do chafurdamento sobre o recrutamento e a biomassa de plantas nas florestas tropicais australianas, e Sanguinetti e Kitzberger (2010) encontraram esse mesmo resultado para as florestas de araucária na Argentina.

Algumas comunidades de plantas podem ser mais resilientes aos danos causados pelo chafurdamento dos javalis, podendo levar apenas de 6 meses a 1 ano para se recuperarem após o distúrbio (BARON, 1982; KOTATEN, 1995).

Um dos maiores problemas que o chafurdamento pode vir a causar indiretamente é o aumento da abundância de espécies de plantas invasoras, já que o solo perturbado pode ser mais suscetível à invasões e expansões de populações invasoras já estabelecidas (CHOQUENOT *et al.* 1996; STONE & ANDERSON, 1988; TIERNEY & CUSHMAN, 2006). Entretanto, argumenta-se que esse distúrbio pode criar um mosaico de habitats perturbados e não perturbados favorecendo tanto espécies invasoras como nativas (CUSHMAN *et al.* 2004; SIEMANN *et al.* 2009; SINGER *et al.*

1984; TIERNEY & CUSHMAN, 2006). Um outro aspecto que pode explicar essa associação da atividade do javali com plantas exóticas invasoras é que essas na verdade podem atrai-lo aos locais em que estão presentes (APLET *et al.* 1991). Barrios-García e Simberloff (2013) realizaram um estudo experimental nos Estados Unidos e descobriram que a taxa de estabelecimento e a biomassa de plantas invasoras tinham o dobro de valor em áreas perturbadas pelo javali, em relação a áreas não perturbadas, porém mais de 80% das sementes germinadas nas áreas chafurdadas eram de plantas nativas, mostrando então que essa atividade pode ser uma catalisadora de mudança de composição na comunidade

Os mecanismos por trás dessas interações ecológicas revisadas, ainda precisam ser melhor estudados, pesquisas levando em consideração a população de javalis, em altas e baixas densidades e controlando fatores limitantes, tais como a disponibilidade de luz e nutrientes necessitam ser realizados para o melhor entendimento dessa associação entre os invasores.

Outro processo ecológico em que o javali pode ser determinante em alterar as comunidades de plantas, é o consumo e dispersão de frutas e sementes. Como supracitado, o consumo de frutas é de vasta importância e compreende grande porcentagem da dieta do javali, esse consumo é documentado principalmente pela presença de resíduos no estômago dos indivíduos (BALLARI & BARRIOS-GARCÍA, 2013). Apesar desse conhecimento, pouco se sabe sobre a função de dispersão que os javalis podem executar. Grice (1996) e Lynes e Campbell (2000) descobriram que o javali pode dispersar sementes de espécies de plantas exóticas na Austrália. Contudo, em outros locais é documentado que o javali atua como um predador de sementes, causando danos a essas e as inviabilizando (BALLARI & BARRIOS-GARCÍA, 2013; DESBIEZ *et al.* 2009; SANGUINETTI & KITZBERGER, 2010; SIEMANN *et al.* 2009).

Novamente, generalizações tornam-se difíceis de serem feitas, mais estudos integrando questões como, dispersão e a presença de espécies de

plantas invasoras, são necessários para que seja possível entender essa relação existente em diversos ambientes onde o javali é invasor.

Impactos em comunidades animais

Os javalis podem afetar as comunidades nativas de animais de diversas maneiras, por meio de predação direta, destruição de habitat e de ninhos e pela competição por recursos (LONG, 2003; OLIVER & BRISBIN, 1993), mas a predação é o principal processo (BALLARI & BARRIOS-GARCÍA, 2013). Vários estudos indicam que o javali se alimenta de uma vasta variedade de espécies de vertebrados e invertebrados (BALLARI & BARRIOS-GARCIA, 2013) e o que agrava ainda mais esse processo é que frequentemente os itens alimentares presentes são espécies ameaçadas (BALLARI & BARROS-GARCIA, 2013).

Dependendo do ambiente e da estação em que se encontram a matéria animal pode representar até 30% da deita de um javali (BARON, 1982; CHALLIES, 1975; MASSEI & GENOV, 2004). Porém, quando essa quantia é expressa em frequência de ocorrência, a matéria animal é encontrada em até 94% dos estômagos analisados (BALLARI & BARRIOS-GARCIA, 2013; GENOV, 1981; HOWE *et al.* 1981). Hipotetiza-se que essa predação ocorra grande parte no verão, já que há uma escassez de matéria vegetal energética disponível, podendo então essa escassez ser um importante fator regulador das taxas de predação (WILCOX & VAN VUREN, 2009), suplementando essa dieta que não apresenta teor de proteína.

Aparentemente o javali não apresenta preferências por determinadas presas (BALLARI & BARRIOS-GARCIA, 2013; LONG, 2003; OLIVER & BRISBIN, 1993). Rolls (1969) descreve o consumo de matéria animal por javalis da seguinte maneira: “*Javalis atacam animais em qualquer estágio de vida ou morte*”. Entretanto, Wood e Barrett (1979), propõem que os javalis atacam animais mais novos e que se locomovem menos.

Os itens animais presentes na dieta dos javalis em sua forma invasora incluem, quanto a invertebrados, larvas de inseto e insetos, caramujos e minhocas (BABER & COBENTZ, 1987; COLEMAN *et al.* 2001; DESBIEZ *et al.* 2009; HOWE *et al.* 1981; PAVLOV & EDWARDS, 1995; SIERRA, 2001; SKEWES *et al.* 2007; SOLÍS-CÁMARA *et al.* 2008; TAYLOR & HELLGREN, 1997; THOMSON & CHALLIES, 1988). Quanto aos vertebrados, estão presentes em sua dieta, anfíbios, répteis (JOLLEY *et al.* 2010), aves (CHALLIES, 1975; DESBIEZ, 2007; RUDGE, 1976; SKEWES, 2007; WILCOX & VAN VUREN, 2009) e mamíferos (SKEWES *et al.* 2007; TAYLOR & HELLGREN, 1997; WILCOX & VAN VUREN 2009).

Apesar da grande variedade de itens em sua dieta, o javali pode selecionar alguns específicos e exercer uma grande pressão sobre eles, consumindo-os em grande quantidade. Wilcox e Van Vuren (2009) observaram que o roedor *Microtus californicus* era a presa dominante na Califórnia, totalizando uma quantidade de 109 indivíduos consumidos em mais de um terço dos estômagos averiguados (n=104), o que sugere que esses indivíduos não foram ingeridos acidentalmente.

Pavlov e Edwards (1995) estimaram que a redução de minhocas pela predação de javalis na Austrália variou de 62% a 93%. Outros trabalhos também mostram altas taxas de redução da macrofauna de solo, variando de 40% a 90% (BALLARI & BARRIOS-GARCÍA, 2013; SINGER *et al.* 1984). A presença de invertebrados é marcante na dieta do javali e provavelmente eles são consumidos devido ao seu alto conteúdo proteico (THOMSON & CHALLIES, 1988; WOOD & ROARK, 1980).

Apesar dessa extensa lista de itens alimentares, o javali pode não ser considerado um predador e sim um carniceiro facultativo (WILSON & WOLKOVICH, 2011), contudo, é difícil determinar qual função é exercida, já que é desconhecida a proporção entre carniça e itens efetivamente predados (TAYLOR & HELLGREN, 1997), pois geralmente é impossível

saber se o animal foi morto ou se foi ingerido como carniça (WOOD & ROARK, 1980).

Em sua forma invasora, o comportamento predatório é mais comum e a maioria dos vertebrados encontrados nos estômagos de javali foram efetivamente predados pelos próprios javalis (WILCOX & VAN VUREN, 2009). As presas podem ser, roedores, veados, aves, serpentes e sapos (JOLLEY *et al.* 2010; SKEWES *et al.* 2007; TAYLOR & HELLGREN, 1997; WILCOX & VAN VUREN, 2009), além de animais de produção (CHOQUENOT *et al.* 1997; PAVLOV *et al.* 1981; PAVLOV & HONE, 1982). Esse comportamento predatório passa a ser mais severo em ilhas nas quais as espécies podem ser mais afetadas (CHALLIES, 1975; COBLENTZ & BABER, 1987). Contudo, alguns estudos chamam a atenção para o comportamento carniceiro com carcaças de animais de produção e algumas espécies nativas (DESBIEZ, 2007; RUDGE, 1976; THOMSON & CHALLIES, 1988), além de poder apresentar esse comportamento de carniceiro com canibalismo, ingerindo outros javalis mortos (COBLENTZ & BABER, 1987; TAYLOR & HELLGREN, 1997; THOMSON & CHALLIES, 1988).

Aves que nidificam no chão são um dos grupos mais afetados pela predação e destruição dos ninhos (CHALLIES, 1975; SKEWES *et al.* 2007). Nas ilhas havaianas a predação de ninhos por javali tem sido associada a declínios populacionais de várias espécies de aves (LEVER, 1985; SMITH, 1952). Até mesmo extinções de algumas espécies de aves em alguns arquipélagos oceânicos já foram ocasionados por esse comportamento do javali (BEACHAM, 1997; ROOTS, 1976). Os répteis também podem sofrer com essa mesma atividade. Em Galápagos (Equador), o sucesso reprodutivo da tartaruga verde (*Chelonia mydas*) e da tartaruga gigante de Galápagos (*Geochelone elephantop*) foram severamente reduzidos pela predação do javali em seus ovos (COBLENTZ & BABER, 1978; MACFARLAND *et al.* 1974), assim como na Austrália, onde a predação por javali está reduzindo a sobrevivência de outra espécie de tartaruga (*Chelodina rugosa*)

(FORDHAM *et al.* 2006). Populações de anfíbios também sofrem fortes pressões predatórias pelo javali (JOLLEY *et al.* 2010).

Com essa vasta dieta, os javalis frequentemente consomem espécies ameaçadas ou espécies-chaves, entretanto, pouco se sabe sobre o impacto que essa predação pode causar já que os estudos são pontuais e não apresentam estimativas populacionais tanto da presa quanto do predador (BABER & COBLENTZ, 1987; CHIMERA *et al.* 1995).

Além de exercer pressão de predação, os javalis ainda podem impactar diversas comunidades animais através da destruição de seus habitats, pelo chafurdamento, pisoteamento e diversos comportamentos destrutivos realizados por eles. Sabemos que animais subterrâneos e que possuem ambientes frágeis e sensíveis podem ser afetados, para listar alguns, sapos, salamandras, roedores e aves (JOLLEY *et al.* 2010; MEANS & TRAVIS, 2007; RECHER & CLARK, 1974; SINGER *et al.* 1984; VAN RIPER & SCOTT, 2001).

Outro tipo de impacto pode ser causado pela competição por recursos, no qual os estudos focam em analisar essa competição com outros porcos nativos, como os Tayassuidae. Alguns estudos mostram que não há sobreposição de nicho entre as espécies nativas e invasoras, por exemplo, em Cuba as duas espécies de Tayassuidae (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) e o javali são espécies exóticas e acredita-se que eles vivam em simpatria, sem sobreposição de nicho (LEVER, 1985; LONG, 2003). No Brasil, na região do pantanal, os Tayassuidae e o javali também não sobrepõem nicho e Desbiez (2009) ainda mostra que a grande sobreposição de nicho que existe é entre os próprios nativos. Contudo, Gabor e Hellgren (2000) descobriram que em sítios sem o javali, a densidade dos Tayassuidae é de 5 a 8 vezes maior, sugerindo então uma competição por deslocamento. A aparente competição por recursos, ainda é sugerida entre vários animais, perus, veados, guaxinins, gambás, esquilos, ursos (CROME & MOORE, 1990; PÉREZ CARUSI *et al.* 2009; TAYLOR & HELLGREN, 1997; WOOD & BARRET, 1979; WOOD & ROARK, 1980), mais especificamente com

cervídeos, esses podem ser excluídos agressivamente pelos javalis em locais que ocorram bolotas (fruto de carvalhos do gênero *Quercus*), comumente consumido por essas espécies (TAYLOR & HELLGREN, 1997). Contudo, é extremamente desafiador mostrar se essa competição por um recurso limitante realmente ocorre ou não, a maioria dos estudos falha ao mostrar essa interação (HELLGREN, 1993). Um outro tipo de competição que pode ocorrer é a por carcaças, por ser um carniceiro facultativo, o javali pode competir com coiotes, corvos e águias por carcaças (ZAPPACOSTA, 2005).

Por fim, uma potencial ameaça a comunidades animais ainda pouco avaliada é a hibridização com porcos nativos de diferentes locais, *Sus verrucosus* em Java, *Potamochoerus porcus* na África e *Sus celebencis* em Papua Nova Guiné, em todos locais podendo colocar em risco as populações nativas desses porcos (BLOUCH & GROVES, 1990; LONG, 2003).

Impactos em ecossistemas aquáticos

Os comportamentos exercidos pelo javali, como chafurdar, forragear e pisotear podem impactar severamente habitats aquáticos e planícies alagadas (MASSEI & GENOV, 2004) e esses ambientes podem ser tão impactados quanto os ambientes terrestres já que os javalis apresentam uma certa preferência por esses locais úmidos (CROUCH, 1983; SWEENEY *et al.* 2003). Os javalis podem alterar os ambientes aquáticos, alterando a composição de espécies de plantas e animais presentes, alterando a qualidade da água e sua química, dispersando animais e plantas para sistemas isolados (BARRIOS-GARCÍA & BALLARI, 2012).

Como impacto na comunidade de plantas aquáticas foi descoberto na Austrália um decaimento na cobertura de macrófitas em lagoas (DOUPÉ *et al.* 2010) e em pântanos (ARRINGTON *et al.* 1999), mas em contraste um aumento na riqueza de espécies (ARRINGTON *et al.* 1999). Quanto à dieta é possível encontrar algas e plantas aquáticas (CHALLIES, 1975;

CHIMERA *et al.* 1995), além de vários invertebrados aquáticos, como mexilhões e lagostins (FORDHAM *et al.* 2006; WOOD & ROARK, 1980).

Em épocas de cheias é comum o uso de corpos d'água por javalis, Chavarria *et al.* (2007) descobriu que 45% das planícies de inundação do “Big Thicket National Preserve”, um parque situado no Texas, sofreram danos pelas atividades dos javalis, como chafurdamento, pisoteio e defecação. Tais atividades podem ameaçar as mais diversas espécies aquáticas, como populações endêmicas de trutas (*Salvelinus fontinalis*) nos Estados Unidos, através do assoreamento e deterioração da qualidade da água (HOWE *et al.* 1981; SINGER, 1984). Esses danos também podem causar explosões populacionais de algas, decaimento do oxigênio e mortalidade de peixes (MAPSTON, 2004). Kaller e Kelso (2006) reportaram tais efeitos em insetos aquáticos, além de um aumento na abundância em patógenos e gastrópodes de córregos. Contudo, Doupe *et al.* (2010) não encontrou nenhum efeito na composição da assembleia de peixes e de macroinvertebrados.

Alguns efeitos na qualidade e na química da água podem ser citados, Singer *et al.* (1984) reportaram o dobro de concentração de nitrato em córregos chafurdados na Austrália. Doupe *et al.* (2010) encontraram uma elevada turbidez, condições anóxicas e alta acidez em lagoas, porém, nenhum efeito no conteúdo nutricional da água foi encontrado. Outros estudos mostram maior concentração em partículas sólidas suspensas nas colunas d'água (BROWNING, 2008) e uma diminuição no escoamento dos córregos (DUNKELL *et al.* 2011).

Apesar de existirem alguns estudos avaliando os mais diversos efeitos nas comunidades e ambientes aquáticos, nenhum associa e mede as consequências desses efeitos na biota ao redor e nenhum estudo associa as condições populacionais dos javalis ao impacto que se referem, ou seja, não sabe-se se esses impactos acontecem em grandes densidades ou abundâncias de javalis.

Efeitos indiretos e interações

Como um engenheiro de ecossistema, o javali tem uma grande capacidade de alterar o ambiente ao seu redor (BOUGHTON & BOUGHTON, 2014; CUDDINGTON & HASTINGS, 2004) podendo afetar direta e indiretamente várias espécies presente no sistema invadido por ele. Por exemplo, no Havai ao impactar o sub bosque de florestas nativas, diminuindo sua abundância, a quantidade de néctar produzido também foi reduzida, afetando um importante recurso alimentar de várias aves nativas (STONE, 1985). Os javalis também podem alterar a dinâmica local e assumir funções no ambiente, como a de predador, apesar de afastar ou preda a espécie predadora nativa, ele assume sua função e não desestrutura a teia alimentar (HENRY, 1969). Pode atuar também, favorecendo vetores de algumas graves doenças, criando habitats favoráveis para esses insetos através de sua atividade de chafurdamento e com isso disseminando doenças como malária e varíola aviária, podendo impactar severamente a avifauna ao redor (e.g, avifauna endêmica do Havaí) (LEASE *et al.* 1996; WARNER, 1968).

Outro efeito indireto, é a interação entre duas espécies invasoras no Havaí, o javali por meio de suas excretas cria o habitat ideal para uma espécie de minhoca invasora, que por sua vez é uma grande fonte de proteína, levando então a população de javali do local a altos números (DIONG, 1982).

Uma das interações mais notáveis registradas, é a alteração de toda teia alimentar de uma ilha inteira na Califórnia, causada pela visita do javali à essa ilha. Roemer *et al.* (2002) mostraram que o javali tornou-se uma abundante fonte de recurso, servindo como presa para as águias douradas (*Aquila chrysaetos*), possibilitando sua recolonização à ilha, fazendo com que elas exercessem também grande pressão de predação sobre a raposa nativa (*Urocyon littoralis*), causando um declínio drástico em sua população

e aumentando assim a população do gambá nativo (*Spilogale gracilis*) por meio de liberação competitiva.

Essa abordagem se mostra extremamente necessária em estudos futuros, já que efeitos indiretos podem ser determinantes e catastróficos em alguns ambientes, principalmente quando alteram dinâmicas populacionais e teias alimentares inteiras.

HOMEM x JAVALI

O javali apresenta um histórico muito próximo do Homem, pois estão associados possivelmente há mais de onze mil anos, desde sua domesticação no sudoeste asiático (OTTONI *et al.* 2012). Esse processo foi extremamente importante para o início da produção de alimento nas primeiras civilizações, que migraram da Ásia para a Europa (BRAMANTI *et al.* 2009).

Essa associação próxima com humanos auxiliou a sua dispersão pelo Mundo (MAYER & BRISBIN, 1991). O que era antes uma importante fonte de alimento e comércio passou a ser um problema em vários locais, principalmente com o advento de novos meios de transporte no século 16, no qual sua dispersão foi mais exacerbada (MCANN *et al.* 2014).

Com essa relação tão próxima, com o próprio Homem auxiliando o estabelecimento de diversas populações nos mais diferentes locais, e por ser uma espécie propensa à colonização de novos ambientes (KOLAR & LODGE, 2001) o javali de um marco histórico da humanidade passou a ser um grande problema para o Homem em diversos locais, impactando e interferindo diversas atividades humanas.

Impactos na agropecuária

Os javalis são mundialmente conhecidos por causar distúrbios e danos em praticamente qualquer cultura vegetal e em vários animais de produção (MAPSTON, 2004).

Muitas populações de javalis podem causar dano substancial na produção agropecuária, principalmente quando alimentos ricos em energia estão escassos em meio natural (MACKIN, 1970). Todo tipo de planta cultivada e principalmente bovídeos em sua fase juvenil podem ser consumidos (BALLARI & BARRIOS-GARCIA, 2013). Os fatores que influenciam a quantidade de dano à agropecuária (no caso de plantas, o consumo e o dano residual às plantas que não são consumidas, no caso de animais, a predação e o consumo) incluem a densidade local de javalis, a disponibilidade de alimentos ricos em energia em ambiente natural e a proximidade das áreas cultivadas às áreas de floresta (MACKIN, 1970).

O impacto financeiro pode ser substancial; apenas nos Estados Unidos, o dano à agropecuária é estimado em 800 milhões de dólares (PIMENTEL *et al.* 2005). Muito desse dano é causado tanto por ingestão direta quanto por pisoteamento e chafurdamento (MASSEI & GENOV, 2004). O chafurdamento e o pisoteamento podem causar até mais dano do que a ingestão direta de espécies cultivadas (TISDELL, 1982).

Os javalis se alimentam em todos os estágios de vidas de uma espécie cultivada, de sementes a plantas adultas (MAPSTON, 2004). Podem se locomover até 11km para se alimentar em fazendas e ranchos de produção animal e vegetal (MAYER & BRISBIN, 1991). Na Austrália, causam uma perda anual de vinte mil toneladas por ano de cana de açúcar (CHOQUENOT *et al.* 1996), e nos Estados Unidos foi reportado que um indivíduo de javali pode causar um dano financeiro de \$1.000,00 em uma noite (PIMENTEL *et al.* 2005); fazendeiros já chegaram a reportar um prejuízo de até \$40.000,00 (BEACH, 1993).

O dano em culturas causado por javali é também reportado em florestas cultivadas, Mayer *et al.* (2000) reportaram que o maior dano à produção (levando-a a uma redução drástica) e o mais custoso em termos financeiros é a depredação causada à floresta de pinheiros cultivada. Os javalis podem remover pequenas mudas a uma impressionante taxa de seis árvores por minuto por animal e assim sustentar um dano de 400 a 1000 mudas por dia (HOPKINS, 1948; WAKELY, 1954). Em animais esse dano pode ser igualmente substancial. Nos Estados Unidos foi reportado um total de 1.473 ovelhas, bodes e animais de caça mortos por javali (BARRET & BIRMINGHAM, 1994). Em uma propriedade na Austrália foi registrado um total de 3.000 gados juvenis mortos em uma estação (MCKIGHT, 1976). Pavlov e Hone (1982) propõem que com a repetição, os javalis podem se tornar predadores habilidosos de animais de produção. Em um exemplo incomum, um indivíduo de javali foi responsável pela morte de 800 ovelhas antes de ser caçado e abatido (CAPSTICK, 1990).

Em suma, sua relação com o homem sempre vem atrelada à questão financeira, Choquenot *et al.* (1996) propõem três tipos de impactos econômicos que o javali pode causar; (1) Valor do prejuízo causado diretamente sobre a produção agropecuária; (2) Valor gasto com o controle contínuo das populações de javali; (3) Perda da oportunidade de obter lucro com investimentos alternativos com essa espécie invasora.

Impactos socioculturais

Todo impacto causado na produção (animal ou planta), como consequência, é seguido por um impacto econômico. Grandes produtores podem obter apenas um prejuízo financeiro, entretanto, existem alguns pequenos produtores que vivem de sua agricultura de subsistência e podem ter suas culturas devastadas pelas atividades do javali, esses produtores então podem sofrer com a falta de alimento e acabar evadindo da vida rural (observações pessoais e dados não publicados).

Um exemplo interessante de como os javalis podem afetar culturalmente uma sociedade ocorreu na Austrália. Fordham *et al.* (2006) descobriram que os javalis começaram a preda indivíduos de *Chelodina rugosa*, afetando drasticamente sua população, o que impossibilitou a coleta dessa espécie por aborígenes da região, que a utilizavam para alimentação e rituais de sua sociedade.

Os javalis podem afetar e causar danos irreversíveis a importantes sítios arqueológicos e culturais. Na Califórnia, foi descoberto que as atividades do javali danificaram o valor científico de um sítio arqueológico (NPS, 2002). Ainda na Califórnia, foi observada a degradação de locais considerados sagrados por nativos americanos e locais com artefatos pré-históricos (VAN DE HOEK, 1993).

Um outro tipo de impacto a ser citado são as colisões de veículos com javalis, que geralmente envolvem ambos os sexos e todas as classes de idades dos animais (MAYER & JOHNS, 2007). O número de mortes de javalis nas estradas é positivamente relacionado com o tamanho populacional local (MAYER & JOHNS, 2007). Os acidentes ocorrem ao longo de todo ano e são mais comuns de ocorrerem no período da noite. Acredita-se que esses acidentes com veículos podem impactar a população de javalis de 0,1 a 5% (MAYER & JOHNS, 2007). Nos Estados Unidos, o prejuízo financeiro com este tipo de acidente pode chegar a ser de 36 milhões de dólares por ano (MAYER & JOHNS, 2007).

Por fim, uma variedade de impactos relacionados a trilhas e estradas podem ser citados e esses podem causar danos a pessoas e veículos que se utilizam dessas passagens (MASSEI & GENOV, 2004). Danos desse tipo causados por javalis já trouxeram problemas ao Kennedy Space Center, uma via utilizada para transportar um componente ao ônibus espacial estava deteriorada por atividades de javalis presentes na região, impossibilitando que o componente fosse transportado, atrasando assim o lançamento programado (THE NEW YORK TIMES, 1983). As atividades do javali podem causar danos a trilhas não pavimentadas em parques, deixando-as

inutilizáveis, prejudicando assim o turismo e o acesso nesses locais (TISDELL, 1982).

Doenças e zoonoses

Javalis são suscetíveis a uma grande variedade de doenças, podendo até carregar pelo menos 30 importantes vírus e bactérias patógenas (HUTTON *et al.* 2006) e muitas dessas doenças oferecem um grande risco para a saúde e bem estar dos seres humanos, de animais de produção e até mesmo da vida selvagem (BARRIOS-GARCÍA & BALLARI, 2012; MASSEI & GENOV, 2004), podendo significar um grande prejuízo financeiro em relação a mortalidade em animais de produção, controle de doenças e programas de erradicação (PAVLOV *et al.* 1982; WEST *et al.* 2009). Ainda, o javali pode servir como um reservatório e amplificador de muitas doenças, tornando difícil ou quase impossível a erradicação em animais de produção ou humanos em locais que o javali esteja presente (HONE *et al.* 2002; HUTTON *et al.* 2006). Por isso, epidemias de doenças devido à presença dessa espécie invasora pode significar um risco econômico em potencial a qualquer nação (WITMER *et al.* 2003).

Em sua distribuição na forma invasora, como vetor de algumas doenças que podem afetar a saúde humana, são citadas a brucelose, leptospirose, *Escherichia coli* (BROWNING, 2008), triquinoses (PAVLOV *et al.* 1992) e vírus japonês de encefalite (BRADSHAW *et al.* 2007). Doenças que podem afetar animais de produção e vida selvagem incluem, brucelose (BROWNING, 2008), febre suína clássica (WOOD & BARRETT, 1979), parvo-vírus suíno (RUIZ *et al.* 2009), doença de Aujeszky's (MURRAY & SNOWDON, 1976), triquinoses (PAVLOV & EDWARDS, 1995) e doença do pé e da boca (MURRAY & SNOWDON, 1976).

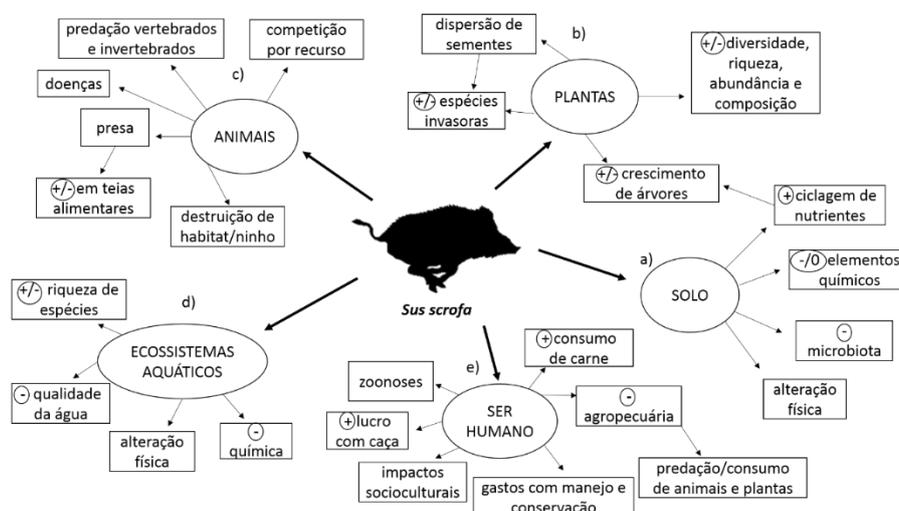


Figura 2. Resumo das interações do javali com o seu ambiente. a) interações com o solo; b) interações com a comunidade de plantas; c) interações com a comunidade animal; d) interações com ecossistemas aquáticos; e) interações com o ser humano. + Efeitos positivos. – Efeitos negativos. 0 Efeito nulo.

EFEITOS POSITIVOS

Apesar da maioria dos estudos com javali em sua forma invasora mostrarem efeitos negativos, as atividades realizadas pelos javalis por algumas vezes já foram atribuídas a efeitos positivos.

Em alguns casos, os javalis podem servir como presa para predadores nativos, como pumas (*Puma concolor*), lincês (*Lynx rufus*) e dingos (*Canis familiaris*) (MAEHR *et al.* 1990; STAGEMAN, 1938; WOODALL, 1983). Podem também estabelecer uma relação simbiótica de limpeza e alimentação com alguns corvídeos, tais como *Aphelocoma coerulescens* e o corvo comum *Corvus brachyrhynchos*, que foram observados forrageando em ectoparasitas de javalis (BABER & MORRIS, 1980; KILHAM, 1982).

Quanto a comunidade de plantas, os javalis podem causar efeitos positivos referentes a principalmente seu comportamento de chafurdamento, Lacki e Lancia (1986) observaram que tal atividade pode aerar solos

compactados de florestas, promovendo então a propagação e regeneração de algumas espécies de árvores e causando um aumento no crescimento de outras. Ainda, Kotanen (1995) e Arrington *et al.* (1999), descobriram que o chafurdamento pode levar a um aumento na riqueza e diversidade de espécies em habitats na Califórnia e na Flórida, essa atividade, de acordo com os autores, pode promover um mosaico que beneficiaria diversas espécies. Nessa mesma hipótese, Arrington *et al.* (1999) ainda propõem que ao abrir clareiras nas florestas e permitir a entrada de luz, tal atividade ainda facilitaria a germinação de algumas sementes. Por fim, áreas chafurdadas são frequentemente colonizadas por plantas de início de sucessão, que podem servir de alimento para diversas espécies presentes no ambiente (EVERITT & ALANIZ, 1980).

Em ambientes aquáticos, os javalis podem aumentar o tamanho de áreas alagadas propiciando um novo habitat para diversas espécies (MCKNIGHT, 1964).

Como carniceiros oportunistas, os javalis podem atuar como ágeis “limpadores de ambiente”, removendo carcaças de uma determinada área (MCKNIGHT, 1976; TISDELL, 1982). Em partes da Austrália onde a mosca *Lucilia cuprina*, está em constante manejo e controle, o javali se torna um importante aliado ao remover carcaças que podem servir para atrair mais indivíduos dessa espécie de mosca (MCKNIGHT, 1976; PULLAR, 1953; ROOTS, 1976).

Os javalis, também predam outras espécies invasoras como, larvas e adultos de algumas espécies de insetos considerados pragas, roedores exóticos, coelhos, plantas e ervas invasoras (PULLAR, 1950; TISDELL, 1982).

Em alguns locais, os javalis podem cumprir funções ecossistêmicas de animais nativos que já não estão mais presentes em determinado local, por exemplo na Califórnia tem sido argumentado que os javalis são o equivalente ecológico dos ursos (*Ursus arctos*) extintos regionalmente,

substituindo-os no forrageamento e consumo de bolotas em uma floresta de carvalhos (SWEITZER & VAN VUREN, 2002).

Na América do sul, mais especificamente no Brasil, os javalis contribuem com a preservação da vida selvagem nativa. No Pantanal espécies nativas como, queixadas (*Tayassu pecari*), veados (*Mazama* sp.), antas (*Tapirus terrestris*), pacas (*Cuniculus paca*) e capivaras (*Hydrochaeris hydrochaeri*) são caçadas por serem as mais importantes fontes de proteína e renda para a região (DESBIEZ *et al.* 2009, 2011). Entretanto, os javalis estão cumprindo um serviço para o ecossistema local, se tornando o principal alvo de caça do Pantanal, liberando a fauna nativa da pressão de caça (DESBIEZ *et al.* 2009, 2011). Em vários locais, os javalis são apreciados por sua carne e por seu valor recreacional como espécie de caça, gerando verba para locais onde exploram essa oportunidade (CHOQUENOT *et al.* 1996). Nos Estados Unidos, a caça do javali já superou a de cervídeos em popularidade (TOLLESON *et al.* 1995). Chegando ao número de 75.000 indivíduos caçados em um ano apenas na Flórida (WOOD & BARRETT, 1979). Na Austrália a comercialização da carne de javali traz uma renda alternativa para comunidades rurais em crise financeira (O'BRIEN, 1987). Entretanto, o estímulo à caça do javali, faz com que exista apenas o esforço de manter as populações ao invés de erradicá-las (O'BRIEN, 1987; SALVADOR, 2012).

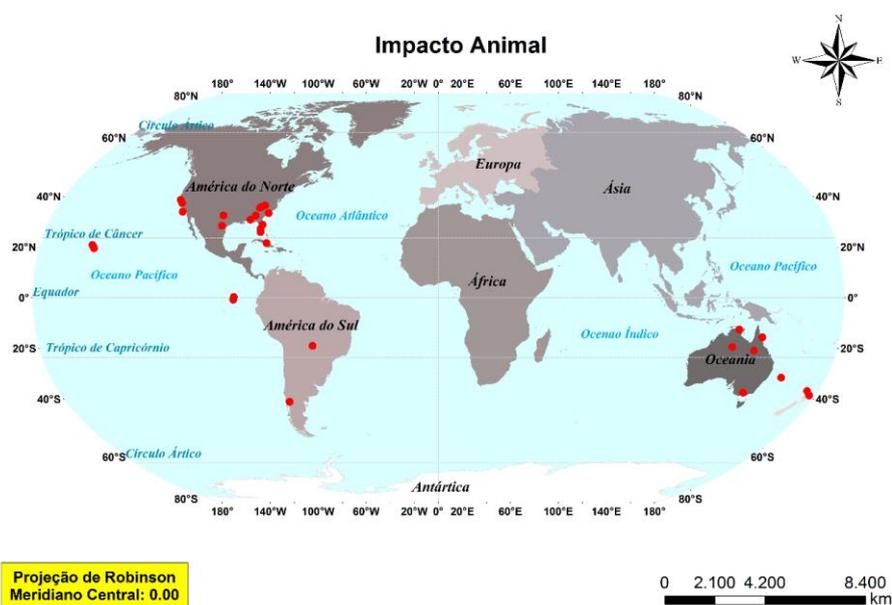


Figura 3. Impacto em comunidades animais causado pelo javali no Mundo em sua forma invasora.

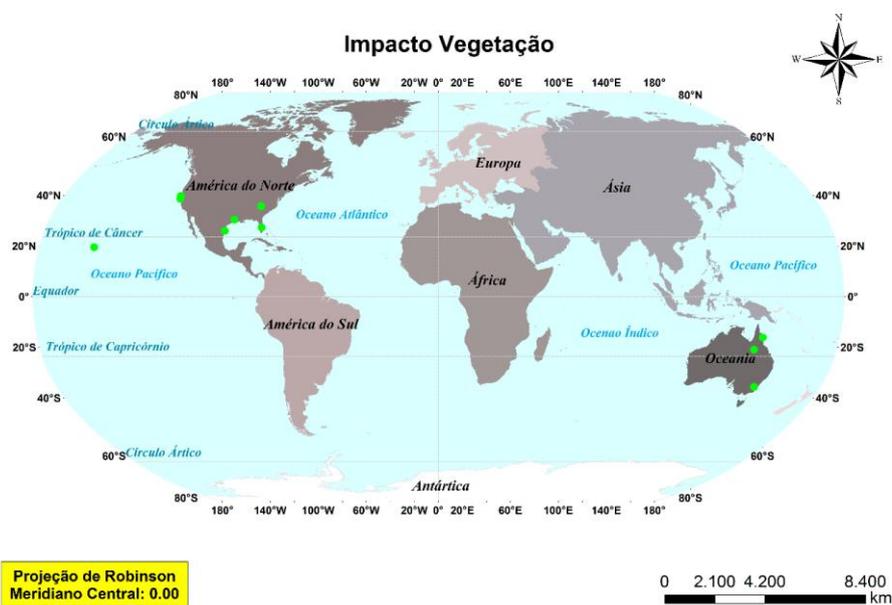


Figura 4. Impacto em comunidades de plantas causado pelo javali no Mundo em sua forma invasora.

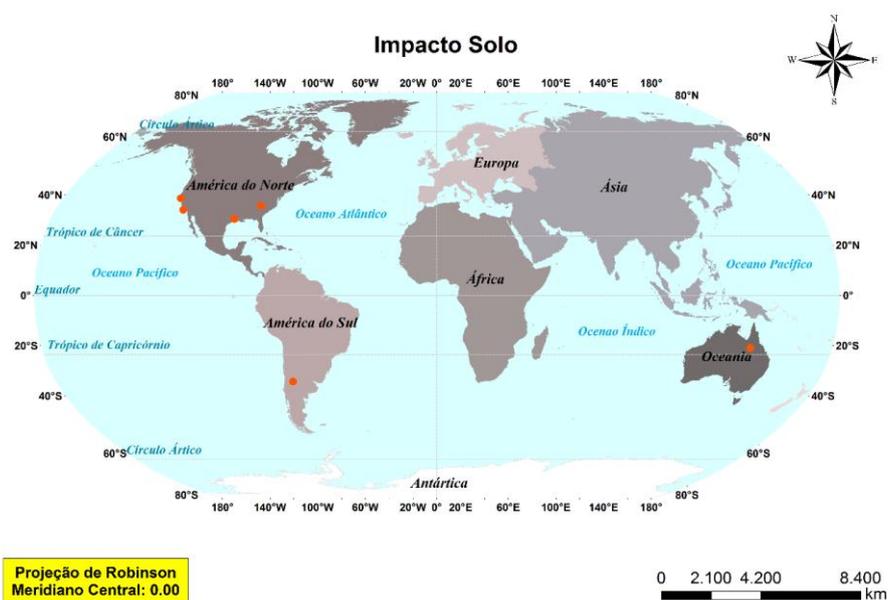


Figura 5. Impacto no solo causado pelo javali no Mundo em sua forma invasora.



Figura 6. Impacto em ecossistemas aquáticos causado pelo javali no Mundo em sua forma invasora.

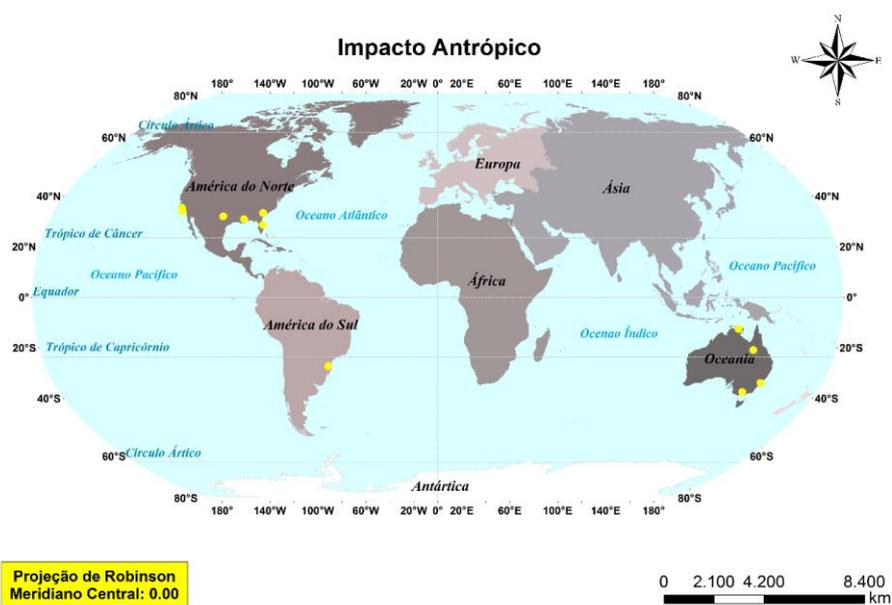


Figura 7. Impacto em atividades antrópicas causado pelo javali no Mundo em sua forma invasora.

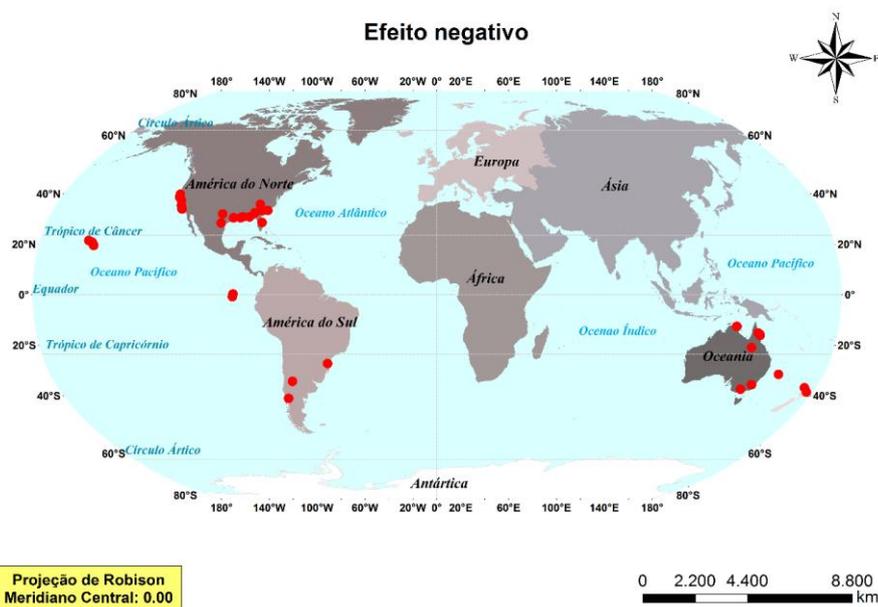


Figura 8. Efeito negativo avaliado em estudos com javali pelo Mundo em sua forma invasora.

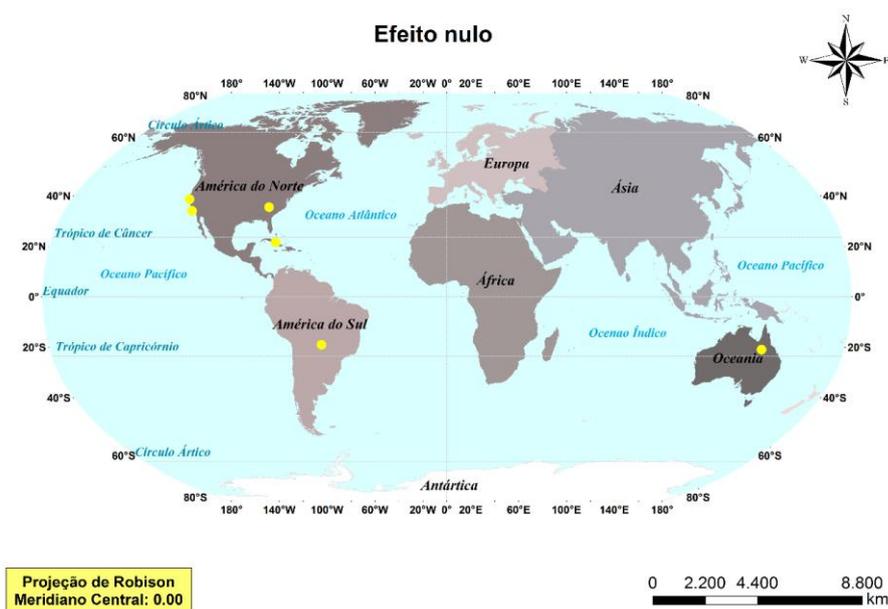


Figura 9. Efeito nulo avaliado em estudos com javali pelo Mundo em sua forma invasora.

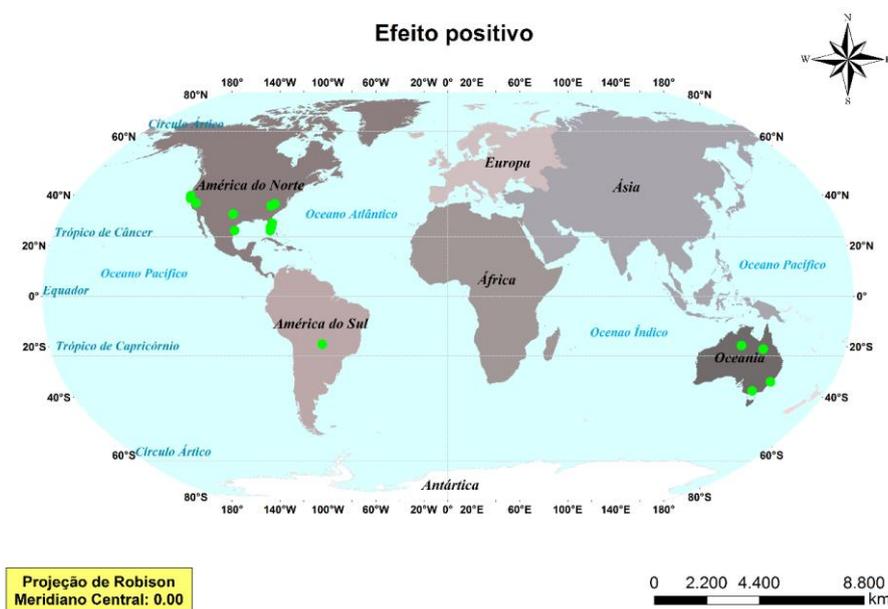


Figura 10. Efeito positivo avaliado em estudos com javali pelo Mundo em sua forma invasora.

MANEJO E CONSERVAÇÃO

Para implementar e delinear estratégias de manejo dos javalis, é de grande valia que antes se saiba um pouco sobre a dinâmica populacional local da espécie (WEST *et al.* 2009). Utilizando modelos populacionais é possível ilustrar a influência do habitat e o crescimento populacional para assim traçar planos mais robustos e verossímeis com a condição de cada local em que a espécie se encontra (BIEBER & RUF, 2005). Por exemplo, em locais com pobre oferta de alimentos, as fêmeas de javali tendem a não se reproduzir, fazendo com que apenas a caça recreativa seja suficiente para manter a população em baixos patamares (BELDEN, 1997; BELDEN & FRANKENBERGER, 1989).

Com todo o advento tecnológico e velocidade de processamento de dados, cada vez mais metodologias e modelos emergem com o intuito de prover números de abundância e densidade para mamíferos de médio e grande porte. Modelos mistos (ROYLE, 2004), modelos hierárquicos (ROYLE *et al.* 2009), de ocupação (MCKENZIE, 2006), captura e recaptura (WILLIAMS *et al.* 2002) e outros mais tradicionais com correções e adaptações têm sido frequentemente utilizados para obter esses números para populações de javali nos mais diferentes locais onde é estudado. Contudo, cada metodologia necessita de suas especificidades, como tempo, recursos e mão de obra especializada, fazendo com que nem sempre os parâmetros populacionais encontrados sejam próximos a realidade, tornando difícil o uso desses dados para estratégias e delineamentos de planos de manejo e controle dos javalis.

Para o manejo, controle ou erradicação do javali, existem diversas técnicas que incluem, caça e abate, iscamento e disparos aéreos, diversos tipos de armadilhas, a técnica do porco Judas, envenenamento e métodos contraceptivos (CHOQUENOT *et al.* 1996; MAYER & BRISBIN, 2009; WEST *et al.* 2009). Fatores ambientais locais, duração de campanhas e objetivos de cada estratégia influenciam diretamente em cada metodologia

escolhida e no sucesso de cada campanha, tornando então difícil e pouco eficaz a comparação entre as metodologias (MCCANN & GARCELON, 2008). Porém, para comparar algumas técnicas de controle, mais especificamente cinco: caça com cachorros; estações de ceva; tiros oportunos; armadilhas de curral e caçadas públicas foi realizada uma análise de dados ao longo de 35 anos, com animais abatidos de 1968 a 2003. A técnica mais eficaz desse estudo, realizado nos Estados Unidos, foi a caça com cachorro, eliminando 50% de todos os animais abatidos ao longo desse tempo (MAYER & BRISBIN, 2009)

Erradicação

Devido a sua história natural e sua alta plasticidade ecológica, a erradicação dos javalis de um ambiente se mostra um grande desafio para especialistas e cientistas. Javalis podem se recuperar rápido de um drástico declínio populacional (MORRISON *et al.* 2007) além de poder alterar drasticamente seu comportamento frente a um distúrbio antrópico, como uma pressão de caça por exemplo, tornando os últimos animais a serem erradicados extremamente difíceis de serem encontrados (MORRISON *et al.* 2007).

Programas que obtiveram sucesso na erradicação, ou correram em ilhas, onde a possibilidade de recolonização é menor ou em locais com cercas mais resistentes, a prova de javalis (CHOQUENOT *et al.* 1996). Os exemplos que obtiveram sucesso nesse processo incluem: Ilhas de Santiago e Santa Cruz, ambas em Galápagos (CRUZ *et al.* 2005; PARKES *et al.* 2010), Reservas cercadas no Havaí (BARRON *et al.* 2010), Parque Estadual Annadel, na Califórnia (BARRETT *et al.* 1988), Santa Catalina, Califórnia (SCHULYER *et al.* 2002), Monumento Nacional Pinnacles, Califórnia (MCCANN & GARCELON, 2008), Ilha de Santa Rosa, Califórnia (LOMBARDO & FAULKNER, 1999). Entretanto vários locais tentaram

mas não obtiveram o mesmo sucesso, chegando a remover apenas 10% de toda a população de javalis (SINGER, 1981).

A erradicação se mostra possível, dada a quantidade de exemplos mostrados, contudo essa atividade exige um alto custo financeiro, além de uma complexa logística associado a profissionais com experiência na área. Dificilmente a erradicação ocorrerá com apenas uma metodologia, geralmente necessita da associação de duas ou mais (MCCANN & GARCELON, 2008). Por fim, devido toda a estrutura e investimentos necessários essa realidade está longe de diversas localidades em que o javali está inserido, sendo necessárias, pesquisas nos mais diversos ambientes para encontrar as metodologias que mais se adequam a esses, para que assim programas de manejo, controle e até mesmo erradicação sejam criados em outros locais por onde a espécie está distribuída.

DISCUSSÃO

A maioria das pesquisas realizadas com javali em sua forma invasora, relatam impacto, mas não tem acesso às áreas antes da invasão e nem dados pós invasão, tornando difícil uma conclusão e confirmação do impacto estudado e dos reais efeitos dos javalis nos ecossistemas (CUSHMAN *et al.* 2004; DOUPÉ *et al.* 2010). Com isso, estudos avaliando áreas perturbadas e não perturbadas são necessários, para que se possa avaliar de forma precisa o dano causado pelos javalis.

Nas comunidades de animais e plantas é sabido que o javali preda/consume inúmeras espécies de ambos taxa (Figura 2), entretanto não se sabe qual o impacto dessa predação/consumo nas populações afetadas e tão pouco se associa a magnitude do impacto com a população de javalis que aparentemente o está causando. Para isso, são necessários estudos com uma abordagem integrada e visão holística, considerando fatores demográficos e interações ecológicas avaliando o possível impacto do javali não em um só organismo mas em todo ecossistema.

Apesar do dano mais substancial ser causado às atividades antrópicas existem menos estudos explorando essa relação (ser humano e javali) (Figura 7), a maioria da informação relacionada a essa relação está restrita a relatórios governamentais que apesar de terem acesso livre, são menos divulgados que artigos científicos. O tipo de relação/impacto mais avaliado é na comunidade animal (Figura 3), provavelmente por essa ser a interação mais evidente, a primeiro momento, que o javali possa vir a exercer e pela preocupação iminente com a conservação de espécies animais vulneráveis. Efeitos no ambiente (comunidades de plantas, ecossistemas aquáticos e solo) são menos avaliados e são os que deixam mais evidências de interação. Porém, comprovar o impacto nesses componentes do sistema ainda é uma tarefa árdua.

A maioria dos artigos relatam efeitos comprovados estatisticamente e geralmente efeitos negativos são publicados (Figuras 8, 9 e 10), talvez por serem mais impactantes e atraírem mais leitores, contudo muitos estudos com “efeitos nulos” podem estar “engavetados” e esses ajudariam a compreender melhor a capacidade de interação do javali em diferentes locais (MERRILL, 2014), em outras palavras, pode ser que o dano ambiental não ocorra em tantos locais como é reportado e sim falta a divulgação de locais onde esse invasor possa não causar dano (Figura 8, 9 e 10).

Por fim, pode ser que o javali venha a causar mais danos econômicos, com interferências em atividades antrópicas do que danos em ambientes naturais, para solucionar essa questão mais estudos integrativos, aliando a parte social e ecológica são necessários, para que o real impacto que o javali possa vir a causar seja avaliado.

CONCLUSÃO

Apesar de muitos estudos avaliarem e mostrarem danos ao ambiente e seus componentes, esses danos são pontuais e restritos a poucos organismos em cada local, com isso, pesquisas com uma visão mais

integrativa ainda precisam ser realizadas para se avaliar efeitos diretos e indiretos em todo o ecossistema.

Ainda, a relação dos javalis com a história da humanidade se mostra extremamente próxima com efeitos até os dias de hoje, o javali foi domesticado pelo Homem e dispersado por ele para todos os continentes, tornando-se hoje um problema de cunho ambiental e socioeconômico. Portanto, mais pesquisas em áreas onde essa espécie foi introduzida se mostram necessárias para que haja um maior entendimento de sua relação com o ambiente e dos problemas que ele pode vir acarretar às atividades antrópicas, para que assim melhores estratégias e planos de manejo possam ser traçados afim de contornar a expansão e dispersão dessa espécie.

REFERÊNCIAS

APLET, G. H. et al. Association between feral pig disturbance and the composition of some alien plant assemblages in Hawaii Volcanos national park. **Vegetatio**, v. 95, p. 55-62, 1991.

ARRINGTON, D. A. et al. Effects of rooting by feral hogs, *Sus scrofa* L. on the Structure of a Floodplain Vegetation Assemblage. **Wetlands**, v.19, n.3, p.535-544, 1999.

AUMAITRE, A. et al. Environmental factors influencing winter breeding and litter size in the wild sow. In: SPITZ, F.; PEPIN, D. (eds). Toulouse: **Symposium international sur le sanglier**, coll. I. N.R.A, 1984. p. 69-78.

ANDERSON, S. J.; STONE, C. P. Indexing sizes of feral pig populations in a variety of hawaiian Natural areas. **Transactions of the Western Section of the Wildlife Society**, v. 30, p. 26-39, 1994.

BABER, D.W.; MORRIS, J.G. Florida Scrub Jays Foraging From Feral Hogs. **The Auk**, v.97, p.202, 1980.

BAUBET, E. et al. Diet of the wild boar in the French Alps. **Galemys**, v. 16(Special Edition), p. 99-111, 2004.

BALLARI, S. A.; BARRIOS-GARCIA, M. N. A review of wild boar *sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. **Mammal Review**, v. 44, p. 124-134, 2014.

BARON, J. Effects of feral hogs (*Sus scrofa*) on the vegetation of Horn Island, Mississippi. **American Midland Naturalist**, v. 107, p. 202-205, 1982.

BARRETT, R. H. The feral hog on the dye creek ranch, California. **Hilgardia**, v. 46, p. 283-355, 1978.

BARRETT, R. H.; BIRMINGHAM, G. H. Wild pigs. In: HUNGSTROM, S.; TIMM, R.; LARSEN, G. (eds). **Prevention and control of wildlife damage**. Lincoln : Cooperative extension service, University of Nebraska, p. 65-70, 1994.

BARRETT, R. et al. Removing Feral Pigs From Annadel State Park. **Transactions of the Western Section of the Wildlife Society**, v.24, p.47–52, 1988.

BARRIOS-GARCIA, M. N.; BALLARI, S. A. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. **Biological Invasions**, v. 14, p. 2283-2300, 2012.

BARRIOS-GARCIA, M. N.; SIMBERLOFF, D. Linking the pattern to the mechanism: How an introduced mammal facilitates plant invasions. **Austral Ecology**, v. 38, p. 884–890, 2013.

BARRON, M. C. et al. Evaluation of feral pig control in Hawaiian protected areas using Bayesian catch-effort models. **New Zealand Journal of Ecology**, v.35, p.182–188, 2010.

BEACH, R. Depredation problems involving feral hogs. In: C. W. HANSELKA; J. F. CADENHEAD (eds.), **Feral swine: A compendium for resource managers**. Texas Agricultural Extension Service, Kerrville, Texas. p. 67-75, 1993.

BEACHAM, W. **The World Wildlife Fund guide to extinct species of modern times**. Florida: Beacham Publishing Corp., 1997.

BELDEN, R. C. Feral hogs: The Florida experience. In: **Proceedings of the Feral Swine Symposium**, 1997. Disponível em: <<http://texnat.tamu.edu/symposia/feral/feral-14.htm>>. Acesso em: 9 jan. 2015.

BELDEN, R. C.; FRANKENBERGER, W. B. History and biology of feral swine. In: **Proceedings of the Feral Pig Symposium**, April 27–29, 1989, Orlando, Florida, USA. Livestock Conservation Institute, Madison, Wisconsin, USA, p.3-10, 1989.

BIEBER, C.; RUF, T. Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p.1203–1213, 2005.

BLOUCH, R.; GROVES, C. Naturally occurring suid hybrid in Java. **Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 55, p. 270-275, 1990.

BOUGHTON, E. H.; BOUGHTON, R. K. Modification by an invasive ecosystem engineer shifts a wet prairie to a monotypic stand. **Biological Invasions**, v.16, n.10, p.2105-2114, 2014.

BRADSHAW, C. J. A. et al. Current and future threats from non-indigenous animal species in northern Australia: a spotlight on World Heritage Area Kakadu National Park. **Wildlife Research**, v.34, n.6, p.419, 2007.

BRAMANTI, B. et al. Genetic Discontinuity Between Local Hunter-Gatherers and Central Europe's First Farmers. **Science**, v.326, n.5949, p.137-140, 2009.

BRATTON, S. P. Effect of european wild boar (*Sus scrofa*) on High-elevation vernal flora in great smoky mountains National park. **Bull Torrey Bot Club**, v. 101:198-206, 1974.

BROWNING, C.A. **A Preliminary Examination of the Effects of Feral Pigs (*Sus scrofa*) on Water Quality and Soil Loss within a Hawaiian Watershed**. Thesis. University of Hawai'i at Manoa Honolulu, Hawaii. 117p. 2008

BUSBY, P. E. et al. revalence of tree Regeneration by sprouting and seeding along a rainfall gradient in Hawaii. **Biotropica**, v. 42, p. 80–86, 2010.

CAMPBELL, T. A.; LONG, D. B. Feral swine damage and damage management in forested ecosystems. **Forest Ecology Management**, v. 257, p. 2319-2326, 2009.

CAPSTICK, P. H. **Death in a lonely land**. New York: St. Martin's Press, 1990.

CHALLIES, C. N. Feral pigs (*Sus scrofa*) on Auckland Island: status, and effects on vegetation and nesting sea birds. **New Zealand Journal of Zoology** v. 2, p. 479–490, 1975.

CHAVARRIA, P. M. et al. A landscape-level survey of feral hog impacts to natural resources of the Big Thicket National Preserve. **Human-Wildlife Conflicts**, v.1, n.2: p.199-204, 2007.

CHIMERA, C. et al. Diet of feral goats and feral pigs on Auckland Island, New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology** v. 19, p. 203-207, 1995.

CHOQUENOT, D. et al. **Managing vertebrate pests: feral pigs**. Canberra: Australian Government Publishing service, 1996, 163 p.

COBLENTZ, B. E.; BABER, D. W. Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Galapagos, Ecuador. **Journal of Applied Ecology**, v. 24, p. 403-418, 1987.

COLEMAN, M. et al. **Impact of feral pigs and other predators on macro-invertebrates, D'Urville Island**. Wellington: Conservation Advisory Science Notes No. 345, Dept. of Conservation, 2001.

COURCHAMP, F. et al. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. **Biological Reviews**, v.78, p. 347-383, 2003.

CROME, F.; MOORE, L. Cassowaries in northeastern Queensland: report of a survey and a review and assessment of their status and conservation and management needs. **Australian Wildlife Research**, v. 17, p. 369-385, 1990.

CROOKS, J. A. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. **Oikos**, v. 97, p. 153, 2002.

CROUCH, L. C. **Movements of and habitat utilization by feral hogs at the Savannah River Plant, South Carolina**. M.S. Thesis, Clemson University, Clemson, South Carolina. 183p. 1983.

CRUZ, F. et al. Conservation action in the Galapagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. **Biological Conservation**, v.121, n.3, p.473-478, 2005.

CUDDINGTON, K.; HASTINGS, A. Invasive engineers. **Ecological Modelling**, v.178, n.3-4, p.335-347, 2004.

CUEVAS, M. F. et al. Food habits and impact of rooting behavior of the invasive

wild boar, *Sus scrofa*, in a protected area of the Monte Desert, Argentina. **Journal of Arid Environment**, v. 74, p. 1582-1585, 2010.

CUEVAS, M. F. et al. Food habits and impact of rooting behavior of the invasive

wild boar, *Sus scrofa*, in a protected area of the Monte Desert, Argentina. **Journal of Arid Environment**, v. 74, p. 1582–1585, 2012.

CUSHMAN, J. H. et al. Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1746-1756, 2004.

DESBIEZ; A. L. J. et al. Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 119-128, 2009.

DESBIEZ, A. L. J. et al. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. **Oryx**, v.45, n.1, p.78-83, 2011.

DIONG, C. H. **Population biology and management of the feral pig (*Sus scrofa* L.) in Kipahulu Valley, Maui**. Dissertation, University of Hawai'i at Manoa, Honolulu, 1982.

DOUPÉ, R. G. et al. Efficacy of exclusion fencing to protect ephemeral floodplain lagoon habitats from feral pigs (*Sus scrofa*). **Wetlands Ecology and Management**, v.18, n.1, p.69-78, 2010.

DUNKELL, D. O. et al. Runoff, Sediment Transport, and Effects of Feral Pig (*Sus scrofa*) Exclusion in a Forested Hawaiian Watershed. **Pacific Science**, v.65, n.2, p.175-194, 2011.

EVERITT, J. H.; ALANIZ, M. A. Fall and Winter Diets of Feral Pigs in South Texas. **Journal of Range Management**, v.33, n.2, p.126, 1980.

FORDHAM, D. et al. Feral pig predation threatens the indigenous harvest and local persistence of snake-necked turtles in northern Australia. **Biological Conservation**, v. 133, p. 379-388, 2006.

GABOR, T. M.; HELLGREN, E. C. Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? **Ecology**, v. 81, p. 2509-2524, 2000.

GENOV, P. Food composition of wild boar in northeastern and western Poland. **Acta Theriologica**, v. 26, p. 185-205, 1981.

GIUFFRA, E. et al. The origin of the domestic pig: Independent domestication and subsequent introgression. **Genetics**, v. 154, p. 1785-1791, 2000.

GRICE, A. Seed production, dispersal and germination in *Cryptostegia grandiflora* and *Ziziphus mauritiana*, two invasive shrubs in tropical woodlands of northern Australia. **Australian Journal of Ecology**, v. 21, p. 324-331, 1996.

HELLGREN, E. C. Biology of feral hogs (*Sus scrofa*) in Texas. In: Hanselka C. W.; Cadenhead, J. F. (eds). **Feral swine**: a compendium for resource managers. Kerrville: Texas Agricultural Extension Service, 1993, p. 50-58.

HENRY, V. G. Predation on Dummy Nests of Ground-Nesting Birds in the Southern Appalachians. **The Journal of Wildlife Management**, v.33, n.1, p.169, 1969.

HOPKINS, W. Hogs or logs - Longleaf pine seedlings and range hogs won't grow together. **Naval Stores Review**, v.57, n.43, p.12-13. 1948.

HONE, J. Spatial and temporal aspects of vertebrate pest damage with emphasis on feral pigs. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 311-319, 1995.

HONE, J. Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. **Biological Conservation**, v. 105, p. 231-242, 2002.

HOWE, T. D. et al. Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forest. **Journal of Wildlife Management**, v. 45, p. 748–754, 1981.

HUTTON, T. et al. **Disease risks associated with increasing feral swine numbers and distribution in the United States**. Wildlife and Fish Health Committee, Midwest Association of Fish and Wildlife Agencies, Rhinelander, Wisconsin. 15p. 2006.

ICKES K. et al. Impacts of nest construction by native pigs (*Sus scrofa*) on lowland Malaysian rain forest saplings. **Ecology**, v. 86, p. 1540–1547, 2005.

JEZIEWSKI, W. Longevity and mortality rate in a population of wild boar. **Acta Theriologica**, v. 22, p. 337-348, 1977.

JONES, C. G. et al. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, v. 69, p. 373-386, 1994.

JOLLEY, D. B. et al. Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. **Journal of Mammalogy**, v. 91, p. 519–524, 2010.

KALLER, M. D.; KELSO, W. E. Swine Activity Alters Invertebrate and Microbial Communities in a Coastal Plain Watershed. **The American Midland Naturalist**, v.156, n.1, p.163-177, 2006.

KILHAM, L. Cleaning/feeding symbioses of common crows with cattle and feral hogs. **Journal of Field Ornithology**, v.53, p.275–276, 1982.

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

KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, v.16, n.4, p.199-204, 2001.

KURZ, J. C.; MARCHINTON, R. L. Radiotelemetry studies of feral hogs in South Carolina. **Journal of Wildlife Management**, v. 36, n. 4, p. 1240-1248, 1972.

LACKI, M. J.; LANCIA, R. A. Effects of wild pigs on beech growth in Great Smoky Mountains National Park. **Journal of Wildlife Management**, v. 50, p. 655-659, 1986.

LARSON, G. et al. Worldwide phylogeography of wild boar reveals multiple centers of pig domestication. **Science**, v. 307, p. 1618-1620.

LARSON, G. et al. Phylogeny and ancient DNA of *Sus* provides insights into neolithic expansion in Island Southeast Asia and Oceania. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 12, p. 4834-4839, 2007.

LEKAGUL, B.; MCNEELY, J. A. **Mammals of Thailand**. 2. ed. Bangkok: Saha Karn Bhaet Co., 1988.

LEVER, C. **Naturalized mammals of the world**. London: Longman, 1985.

LYNES B.; CAMPBELL S. Germination and viability of mesquite (*Prosopis pallida*) seed following ingestion and excretion by feral pigs (*Sus scrofa*). **Tropical Grasslands**, v. 34, p. 125-128, 2000.

LONG, J. L. **Introduced mammals of the world: their history distribution and influence**. Collingwood: CSIRO, 2003.

LEASE, J.K. et al. Feral pig control is effective in reducing mosquito populations. In: **Hawaii conservation conference**, Hawaii, 1996.

LOMBARDO, C. A.; FAULKNER, K. R. Eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Rosa Island, Channel Islands National Park, California.

In: **Proceedings of the 5th California islands symposium**, p.300–306, 1999.

LUETKEMEIER, E. S. et al. Multiple Asian pig origins revealed through genomic analyses. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v.54, n.3, p.680-686, 2010.

MACFARLAND, C. G. et al. The Gala´pagos giant tortoises (*Geochelone elephantopus*) Part I: status of the surviving populations. **Biological Conservation**, v. 6, p. 118-133, 1974.

MACKIN, R. Dynamics of damage caused by wild boar to different agricultural crops. **Acta Theriologica.**, v.15, p.447-458, 1970.

MAEHR, D. S. et al. Food Habits of Panthers in Southwest Florida. **The Journal of Wildlife Management**, v.54, n.3, p.420, 1990.

MAPSTON, M. E. **Feral hogs in Texas**. Document No. B-6149 5-04. Wildlife Services, Texas Cooperative Extension, Texas A&M University, College Station, Texas. 66p. 2004.

MASSEI, G. **Feeding ecology, home range and habitat use by wild boar in a Mediterranean coastal area**. 1995. Tese, University of Aberdeen, Aberdeen 1995.

MASSEI, G. et al. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. **Acta Theriologica**, v. 41, p. 307-320, 1996.

MASSEI, G; GENOV, P. **The environmental impact of wild boar**. *Galemys* v.16, p. 135–145, 2004.

MASSEI, G.; TONINI, L. The management of wild boar in the Maremma Natural Park. In: SPITZ, F.; JANEAU, G.; GONZALEZ, G.; AULAGNER, S. (eds.). Paris: **Ongulés/Ungulates 91**, *SFEPM-IRGM*, 1992. p. 443-445.

MAYER, J.J.; BRISBIN, JR, I.L. **Wild pigs of the United States: their history, morphology and current status.** Athens: University of Georgia Press, 313p. 1991.

MAYER, J. J.; BRISBIN JR., I. L. (eds). **Wild Pigs: Biology, damage, control techniques and management.** Savannah River National Laboratory Aiken, South Carolina, 408 p. 2009.

MAYER, J. J., et al. Selective depredation of planted hardwood seedlings by wild pigs in a wetland restoration area. **Ecological Engineering**, v.15, p.79-85, 2000.

MAYER, J. J.; JOHNS, P. E. Characterization of wild pig-vehicle collisions. **Proceedings of the Wildlife Damage Management Conference**, v.12, p.175-187, 2007.

MACKENZIE, D. I. **Occupancy estimation and modeling.** Amsterdam: Elsevier/Academic Press, 2006.

MCCANN, B. E.; GARCELON, D. K. Eradication of Feral Pigs From Pinnacles National Monument. **Journal of Wildlife Management**, v.72, n.6, p.1287-1295, 2008.

MCCANN, B. E. et al. Mitochondrial diversity supports multiple origins for invasive pigs. **The Journal of Wildlife Management**, v.78, n.2, p.202-213, 2014.

MCKNIGHT, T. Feral livestock in Anglo-America, **University of California Publications in Geology, Vol. 16.** University of California Press, Berkeley, California. 1964.

MCKNIGHT, T. Friendly vermin: A survey of feral livestock in Australia, **University of California Publications in Geology, Vol. 21.** University of California Press, Berkeley, California. 1976.

MEANS, D. B.; TRAVIS, J. Declines in ravine-inhabiting dusky Salamanders of the southeastern us coastal plain. **Southeast Naturalist**, v. 6, p. 83–96, 2007.

MERRILL, E. Should We Be Publishing More Null Results? **The Journal of Wildlife Management**, v.78, n.4, p.569-570, 2014.

MITCHELL, J. et al. Ecological impacts of feral pig diggings in north Queensland rainforests. **Wildlife Research**, v. 34, p. 603–608, 2007.

MOODY, A.; JONES J. A. Soil response to canopy position and feral pig disturbance beneath *Quercus agrifolia* on Santa Cruz Island, California. **Applied Soil Ecology**, v. 14, p. 269-281, 2000.

MORRISON, S. A. et al. Facing the dilemma at eradication's end: uncertainty of absence and the Lazarus effect. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.5, n.5, p.271-276, 2007.

MURRAY, M. D.; SNOWDON, W. A. The Role of Wild Animals In The Spread Of Exotic Diseases In Australia. **Australian Veterinary Journal**, v.52, n.12, p.547-554, 1976.

NPS (National Park Service). Santa Cruz Island primary restoration plan. **Final Environmental Impact Statement**. Channel Islands National Park, Santa Cruz Island, Santa Barbara County, California. 205p. 2002.

O'BRIEN, P.H. Socio-economic and biological impact of the feral pig in New South Wales: An overview and alternative management plan. **Australian Rangeland Journal**, v.9, n.2, p.96, 1987.

OLIVER, W. L. R.; BRISBIN, JR, I. L. Introduced and feral pigs: Problems, policy, and priorities. In: Oliver W. L. R. (ed.). **Pigs, peccaries and hippos: Status survey and conservation action plan**. Gland: International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, 1993. cap. 5, p. 179-191.

OTTONI, C. et al. Pig Domestication and Human-Mediated Dispersal in Western Eurasia Revealed through Ancient DNA and Geometric Morphometrics. **Molecular Biology and Evolution**, v.30, n.4, p.824-832, 2012.

PARKES, J. P. et al. Rapid eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Cruz Island, California. **Biological Conservation**, v. 143, p. 634-641, 2010.

PAVLOV, P. M. et al. Predation by feral pigs on merino lambs at Nyngan, New South Wales **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, v. 21, p. 570 -574, 1981.

PAVLOV, P.; HONE, J. The behaviour of feral pigs, *Sus scrofa*, in flocks of lambing ewes. **Wildlife Research**, v. 9, p. 101-109, 1982.

PAVLOV, P.; EDWARDS, E. Feral pig ecology in Cape Tribulation National Park, North Queensland, Australia. **Journal of Mountain Ecology**, v. 3, p.148-151, 1995.

PÉREZ CARUSI, L. C. et al. Relaciones espaciales y numéricas entre venados de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) y chanchos cimarrones (*Sus scrofa*) en el Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Argentina. **Ecología Austral**, v. 19, p. 63-71, 2009.

PIMENTEL, D. et al. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v.52, n.3, p.273-288, 2005.

PRATER, S. H. **The book of Indian animals**. Bombay: Bombay Natural History Society, 1965.

PULLAR, E. M. The Wild (Feral) Pigs of Australia and Their Role in the Spread of Infectious Diseases. **Australian Veterinary Journal**, v.26, n.5, p.99-110, 1950.

PULLAR, E. M. The wild (feral) pigs of Australia: Their origin, distribution and economic importance. **Memoirs of the National Museum Melbourne**, v.18, p.7-23, 1953.

RECHER, H. F.; CLARK, S. S. A biological survey of Lord Howe Island with recommendations for the conservation of the island's wildlife. **Biological Conservation**, v. 6, p. 263-273, 1974.

ROEMER, G. W. et al. Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: How exotic species turn native predators into prey. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.99, n.2, p.791-796, 2002.

ROLLS, E.C. **They All Ran Wild**. Sydney: Angus and Robertson, 1969.

ROOTS, C. **Animal invaders**. New York: Universe Books, 1976.

ROSELL C. et al. El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). **Galemys**, v. 13, p. 1-25, 2001.

ROYLE, J.A. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. **Biometrics**, v. 60, p. 108–115, 2004.

ROYLE, J. A. et al. A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. **Journal of Applied Ecology**, v.46, n.1, p.118-127, 2009.

RUDGE, M. A note on the food of feral pigs (*Sus scrofa*) of Auckland Island. **Proceedings of the New Zealand Ecological Society**, v. 23, p. 83-84, 1976.

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

SANGUINETTI, J.; KITZBERGER, T. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. **Biological Invasions**, v. 12, p. 689-706, 2010.

SMITH, J. D. The Hawaiian goose (nēnē) restoration program. **Journal of Wildlife Management**, v. 16, p. 1-9, 1952.

SKEWES, O. et al. Trophic ecology of the wild boar (*Sus scrofa*) in Chile. **Revista Chilena De Historia Natural**, v. 80, p. 295–307, 2007.

SCHLEY, L.; ROPER, T. J. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. **Mammal Review**, v. 33: p. 43-56, 2003.

SCHUYLER P. Eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) on Santa Catalina island. IUCN, p 274, 2002.

SIEMANN, E. et al. Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. **Forest Ecology Management**, v. 258, p. 546–553, 2009.

SIERRA, C. El cerdo cimarrón (*Sus scrofa*, Suidae) en la Isla del Coco, Costa Rica: Composición de su dieta, estado reproductivo y genética. **Revista de Biología Tropical**, v. 49, p. 1147–1157, 2001.

SINGER, F. J. Wild pig populations in the National Parks. **Environmental Management**, v.5, n.3, p.263-270, 1981.

SINGER, F. J. et al. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. **Journal of Wildlife Management**, v. 48, p. 464–473, 1984.

SOLÍS-CÁMARA, A. B. Evaluación de la población de cerdos asilvestrados (*Sus scrofa*) y su impacto en la Reserva de la Biosfera Sierra

La Laguna, Baja California Sur, México. **Tropical Conservation Science**, v. 2, p. 173–188, 2008.

SPENCER, P. B. S.; HAMPTON, J. O. Illegal translocation and genetic structure of feral pigs in western Australia. **Journal of Wildlife Management**, v. 69, p. 377-384, 2004.

SPITZ, F. Current state of knowledge of wild boar biology. **Pig news and information**, v.7, n. 2, p. 171-175, 1986.

STEGEMAN, L. C. The European Wild Boar in the Cherokee National Forest, Tennessee. **Journal of Mammalogy**, v.19, n.3, p.279, 1938.

STONE, C.P. Alien Animals In Hawaii's Native Ecosystems: Toward Controlling the Adverse Effects of Introduced Vertebrates. In: STONE, C.P., SCOTT, J.M. (eds) **Hawaii's Terrestrial Ecosystems. Preservation and Management**. Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii, Honolulu, Hi, p.251–297, 1985.

SWEENEY, J. M., J. R. SWEENEY, S. W. SWEENEY. Feral Hog, *Sus scrofa*. p. 1164-1179. In: G. A. FELDHAMMER, B. C. THOMPSON, J. A. CHAPMAN (eds.), **Wild Mammals of North America: Biology, Management, And Conservation**. The Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore, Maryland. 2003.

SWEITZER, R.A.; VAN VUREN, D.H. Rooting and Foraging Effects of Wild Pigs on Tree Regeneration and Acorn Survival in California's Oak Woodland Ecosystems. **USDA Forest Service General Technical Report**, p.219–231, 2002.

TAYLOR, R. B. et al. Reproduction of feral pigs in southern Texas. **Journal of Mammology**, v. 79, p. 1325-1331, 1998.

TAYLOR, R. B.; HELLGREN, E. C. Diet of feral hogs in the western South Texas Plains. **Southwest Naturalist**, v. 42, p. 33-39, 1997.

The New York Times. **SPACE CENTER'S PROBLEM PIGS A TASTE TREAT AT FLORIDA JAIL**. 1983. Disponível em:

<<http://www.nytimes.com/1983/09/12/us/space-center-s-problem-pigs-a-taste-treat-at-florida-jail.html>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

THOMSON, C.; CHALLIES, C. Diet of feral pigs in the podocarp-tawa forests of the Urewera Ranges. **New Zealand Journal of Ecology**, v.11, p.73-78, 1988.

TIERNEY, T. A.; CUSHMAN, J. H. Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. **Biological Invasions**, v. 8, p. 1073-1089, 2006.

TISDELL, C. A. **Wild Pigs: Environmental Pest or Economic Resource?** Sydney: Pergamon Press, 1982.

TOLLESON, D. R. et al. Feral hogs in the rolling plains of Texas: perspectives, problems, and potential. In: **Wildlife damage management, internet center for Great Plains wildlife damage control workshop proceedings**. University of Nebraska, Lincoln, p.124–128, 1995.

VAN DE HOEK, R. Impacts of feral pigs to the Caliente Mountain Wilderness Study Area and Carrizo Plain Natural Area, San Luis Obispo County, California. In: W. TIETJE; R. BARRETT (eds.). **The wild pig in California oak woodland: Ecology and economics**. University of California, Berkeley, Berkeley, California. p.14-15. 1993.

VAN RIPER, C. III.; SCOTT, J. Limiting factors affecting Hawaiian native birds. **Studies in Avian Biology**. v.22, p.221-233, 2001.

WAKELY, P. C. Planting the Southern pine. **Forest Service Agricultural Monograph**, v.18, p.1-233, 1954.

WARNER, R. E. The Role of Introduced Diseases in the Extinction of the Endemic Hawaiian Avifauna. **The Condor**, v.70, n.2, p.101-120, 1968.

WEBBER, B. L. et al. Disturbance affects spatial patterning and stand structure of a tropical rainforest tree. **Austral Ecology**, v.35, n.4, p.423-434, 2009.

WEST, B. C. et al. Managing wild pigs: A technical guide. **Human-Wildlife Interactions Monograph**, v.1, p.1-55, 2009.

WILCOX, J. T.; VAN VUREN, D. H. Wild pigs as predators in oak woodlands of California. **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 114-118, 2009.

WILLIAMS, B. K. et al. **Analysis and management of animal populations**. San Diego: Academic Press, 2002.

WILSON, E. E.; WOLKOVICH, E. M. Scavenging: how carnivores and carrion structure communities. **Trends in Ecology & Evolution**, v.26, n.3, p.129-135, 2011.

WITMER, G. W. et al. Feral swine - Are they a threat to livestock in the United States? **Proceedings of the Wildlife Damage Management Conference**, v.10, p.316-325, 2003.

WOOD, G. W.; BARRETT, R.H. Status of wild pigs in the United States. **Wildlife Society Bulletin**, v. 7, p. 237-246, 1979.

WOOD, G. W.; ROARK, D. N. Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. **Journal of Wildlife Management**, v. 44, p. 506-511, 1980.

WOODALL, P. F. Distribution and Population Dynamics of Dingoes (*Canis familiaris*) and Feral Pigs (*Sus scrofa*) in Queensland, 1945-1976. **The Journal of Applied Ecology**, v.20, n.1, p.85, 1983.

ZAPPACOSTA, O. **Wild pigs and plants**. 2005 Disponível em: <<http://www.stanford.edu/~rawlings/pigs.htm>>. Acesso em: 13 jan. 2015.

Capítulo 2: O javali (*Sus scrofa*) na Serra da Mantiqueira de Minas Gerais: Variação na abundância e sua relação com o ambiente

RESUMO

Áreas de proteção são extremamente importantes para a conservação da biodiversidade no Mundo, especialmente quando essas são criadas para proteger áreas consideradas insubstituíveis. A segunda maior ameaça a toda essa biodiversidade é a invasão de espécies e uma das 100 piores espécies invasoras do Mundo, o javali, está presente na Serra da Mantiqueira. Com isso, avaliamos a variação na abundância da espécie invasora, assim como sua densidade e sua relação com o ambiente. Encontramos uma população total de 140 indivíduos em uma de nossas áreas de estudo, 56 em outra e 199 indivíduos para toda a Serra da Mantiqueira, com 2,2 ind/km², 0,85 ind/km² e 1,58 ind/km² respectivamente. O javali exibe preferência por locais de florestas e ambientes úmidos, e ainda responde ao período de frutificação de seu principal recurso nesse local, o pinhão, fruto proveniente das araucárias (*Araucaria angustifolia*) naturais da Serra da Mantiqueira. Descobrimos também que aproveita a alta disponibilidade energética na época de frutificação, para possivelmente alimentar suas proles e evadindo para lavouras próximas logo após o término da disponibilidade de seu principal recurso. Ainda, aparentemente sofre influência da atividade antrópica na região, já que apresenta baixa abundância e densidade em locais com alta intensidade de caça e atividade antrópica. Entender a ecologia e o dinamismo populacional dessa espécie invasora em um ambiente tão único quanto a Serra da Mantiqueira, se mostra necessário para que planos de manejo e conservação em prol dessa área sejam delineados e aplicados com sucesso.

INTRODUÇÃO

Áreas protegidas cobrem por volta de 13% da superfície terrestre (COAD *et al.* 2010; JENKINS & JOPPA, 2009) e são consideradas um dos principais mecanismos de conservação da biodiversidade (CHAPE *et al.* 2005; LOUCKS *et al.* 2008; RODRIGUES *et al.* 2004a-b). Sendo assim torna-se notória a importância dessas áreas no Brasil, um país que abriga uma das maiores biodiversidades do mundo (MITTERMEIER *et al.* 1982), cerca de 40% da biota de todo o globo (LEWINSOHN & PRADO, 2002).

Com toda essa diversidade, o Brasil apresenta dois *hotspots* de biodiversidade, o Cerrado e a Mata Atlântica (MITTERMEIER *et al.* 2004; MYERS *et al.* 2000), na qual está localizada a Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira, que constitui um complexo de montanhas que abrange os Estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo (POMPEU, 2011).

Apesar de toda importância, esse complexo, mais especificamente na região de Minas Gerais, ainda é pouco estudado e conhecido (YAMAMOTO, 2009). Entretanto, é considerado um local de importância biológica especial, devido à alta riqueza de espécies da fauna e flora e a presença de espécies endêmicas, raras e ameaçadas (BROWN & KAPPELE, 2001; DRUMMOND *et al.* 2005; HAMILTON *et al.* 1995), sendo então recentemente, considerada uma área de proteção insubstituível no mundo (LE SAOUT *et al.* 2013).

Uma das maiores ameaças a toda essa biodiversidade, além da perda de habitat e fragmentação é a invasão de espécies exóticas, considerada a segunda maior ameaça (ISSG, 2011). As taxas de invasões biológicas, bem como a diversidade dessas espécies vem crescendo rapidamente (MACK *et al.* 2000) e trazendo grandes consequências (MCNEELY *et al.* 2001; MOONEY & HOBBS, 2000).

É comumente aceito e amplamente divulgado que a invasão é responsável pela extinção de várias espécies nativas, contudo esses relatos

detalhados restringem-se a ambientes menores e mais restritos, como lagos e ilhas (GILL & MARTINSON, 1991, KAUFMAN 1992; KING, 1984). Em poucos casos, em continentes ou ambientes maiores, a extinção de espécies residentes pode ser atribuída à competição direta ou indireta com espécies introduzidas invasoras (MOONEY & CLELAND, 2001), podendo gerar então questionamentos sobre o real impacto das invasões (DAVIS, 2003; GUREVITCH & PADILLA, 2004). Dentre essas espécies, o Invasive Species Specialist Group (ISSG) destaca o javali entre as 100 piores (ISSG, 2000) e esse vem sendo registrado em inúmeras áreas protegidas pelo mundo em ambientes onde a espécie não é nativa (CUEVAS *et al.* 2010; HONE, 2002; NOVILLO & OJEDA, 2008).

Alguns prejuízos causados pelo javali, em vários locais no Mundo onde é invasor são reconhecidos. Dentre eles, a destruição de culturas agrícolas, predação de animais de criação, transmissão de doenças para animais e humanos, dispersão de plantas daninhas, desencadeamento de processos erosivos, alterações em pequenos cursos d'água, alterações nas características físico-químicas do solo, redução na cobertura herbácea, distúrbios nos bancos de sementes, destruição de mudas de árvores e competição por recursos naturais com animais nativos (BARRIOS-GARCIA & BALLARI, 2012; CHOQUENOT *et al.*, 1996; OLIVER & BRISBIN, 1993).

Na América do Sul e no Brasil a informação ainda é descentralizada e não há uma compilação de sua presença para o país (SALVADOR, 2012). A avaliação do seu impacto e ecologia ainda são incipientes, contudo existem alguns trabalhos explorando sua relação com o consumo de sementes nativas (SANGUINETTI & KITZBERGER, 2010), sua relação com os equivalentes ecológicos locais (DESBIEZ *et al.* 2009; SALVADOR, 2012) e sua relação com a caça no Pantanal (DESBIEZ *et al.* 2011), além da avaliação de impactos em solo, ecomorfologia e outros (CUEVAS *et al.* 2010; SICURO & OLIVEIRA, 2002; TABER *et al.* 2005). Na Serra da

Mantiqueira o javali está presente desde 2006 (DEBERT, 2007) e ainda não há estudos sobre sua ecologia e/ou impactos no local.

Para avaliar os possíveis impactos ecológicos, econômicos e socioculturais e posteriormente traçar planos de manejo e controle dessa espécie invasora, é necessário que haja informações sobre a ecologia populacional do javali no local da invasão (HONE, 2002; WEST *et al.* 2009). Determinar aspectos populacionais como abundância e recrutamento são essenciais para entender o processo de invasão, já que o javali não apresenta um período de recrutamento padrão nos locais onde é invasor, podendo ser influenciado pela disponibilidade de recurso local (GAMELON *et al.* 2011; LONG, 2003; OLIVER, 1993). Determinar o período de recrutamento de espécies de grande porte, tais como o javali, requer um longo tempo de estudo e observação em campo. Contudo, com o avanço de processamento de dados e modelagens matemáticas modernas é possível determinar o recrutamento com um período amostral menor (ROYLE, 2004; ROYLE & NICHOLS, 2003; WENGER & FREEMAN, 2008). Além disso, é possível ilustrar a influência de variáveis do habitat na abundância, para assim compreender melhor a relação do javali com o ambiente, determinando os possíveis impactos e conseqüentemente um plano de conservação para o local (BIEBER & RUF, 2005).

Por fim, esse trabalho teve como objetivo avaliar a abundância e recrutamento do javali em duas áreas na Serra da Mantiqueira e sua relação com algumas variáveis ambientais. Sabe-se que o javali se alimenta dos pinhões produzidos pela espécie *Araucaria angustifolia* (observações pessoais) e que esse pode ser um importante recurso para a espécie invasora na Serra da Mantiqueira. A araucária tem um período de frutificação de 3 meses de março a maio, esse período foi observado pelos pesquisadores em campo e com informações extraídas da população local, foi observada uma intensa frutificação nesse período específico, um evento bem característico. Então, a hipótese a ser testada neste estudo é a de que a abundância do javali é influenciada pelo período de frutificação da Araucária e que ele ajusta sua

biologia para melhor aproveitamento deste recurso no ambiente, conciliando seu período de recrutamento com essa oferta, afim de atender a alta demanda energética proveniente do processo reprodutivo e que atividades antrópicas em alta intensidade, como a caça por exemplo, diminuam a população do javali e a regulem em baixas densidades.

METODOLOGIA

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em duas áreas amostrais, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Alto-Montana e a Parte Alta (PA) do Parque Nacional do Itatiaia (PNI).

A RPPN Alto-Montana, no município de Itamonte-MG (22°21S e 44°47W), apresenta 672 ha e possui uma altitude entre 1300 e 2100 m. É dominada pela Floresta Estacional Semidecidual Montana (VELOSO *et al.* 1991), onde se localizam as cabeceiras da bacia hidrográfica do rio Verde, estando inserida na Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira e no entorno imediato do Parque Nacional do Itatiaia (22% do território do município, 9.818 ha) e do Parque Estadual da Serra do Papagaio (15% do território do município, 6.482 ha). Devido sua localização e presença de importantes Unidades de Conservação, o município de Itamonte apresenta relevante importância na preservação e conservação dos remanescentes de Mata Atlântica, evidenciada pela atual cobertura vegetal original do Bioma que representa cerca de 37% da área total do município (SOSMA/INPE 2010).

O Parque Nacional do Itatiaia (PNI) possui em torno de 28.000 hectares e uma altitude entre 600 a 2.791 m (ICMBIO). Nas porções mais baixas do PNI predomina a Floresta Ombrófila Densa, enquanto nas porções mais altas (acima de 1.700m) predomina a Floresta Estacional Semidecidual Montana caracterizada pela presença da araucária (*Araucaria angustifolia*) e

campos de altitude caracterizados pela distribuição descontínua de indivíduos de *Araucaria angustifolia* (Ururahy et al. 1983; Oliveira-Filho & Fontes 2000). A Parte Alta está mais especificamente localizada também no município de Itamonte-MG.

Na RPPN há uma grande abundância de araucárias, fornecedoras de pinhão, um importante recurso para o javali na região, além da baixa atividade antrópica (caça, agropecuária, turismo), devido a entrada regulada no local. Já na PA, há também a presença de araucárias em menor abundância (análise da área por geoprocessamento) e uma alta atividade antrópica, principalmente de caça (dados não publicados, informação de moradores locais).

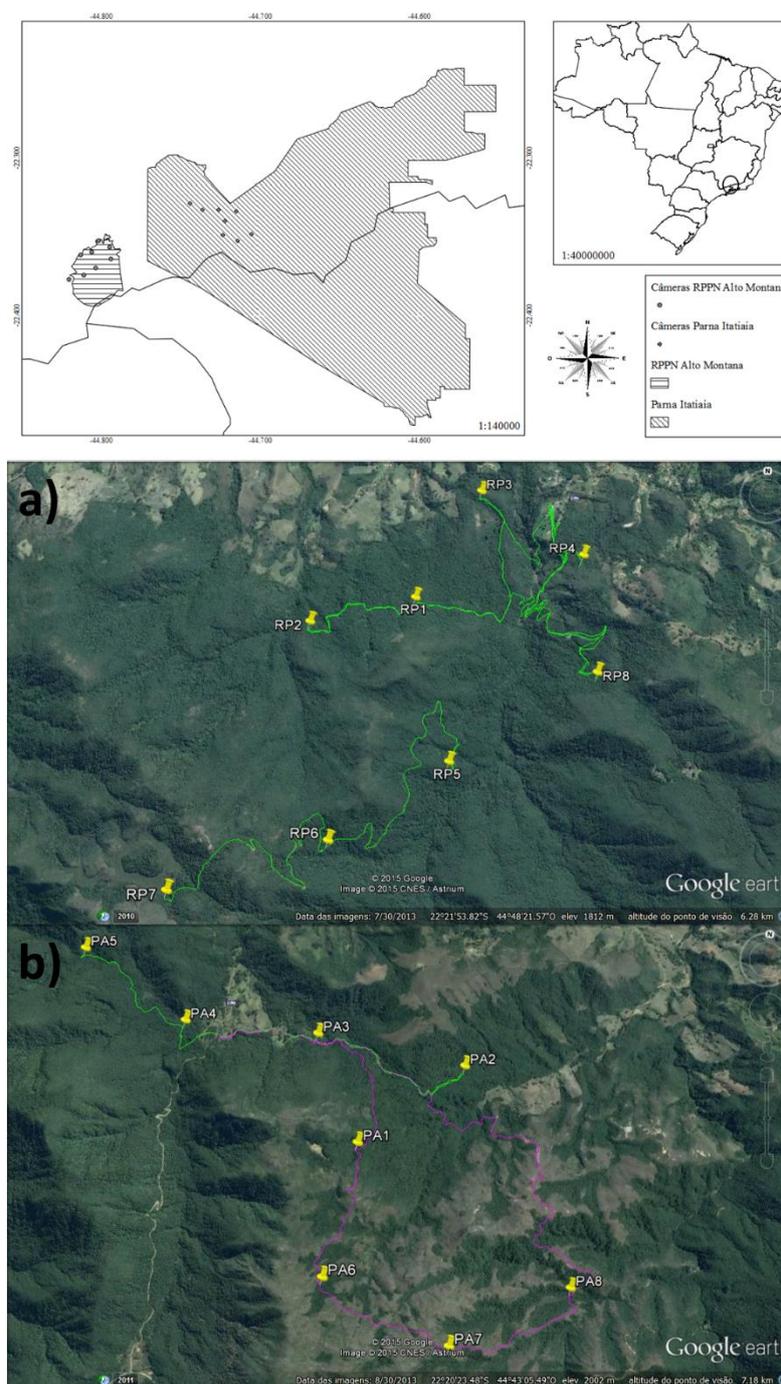


Figura 1. Disposição espacial das armadilhas fotográficas na RPPN Alto Montana e no Parque Nacional do Itatiaia. a) RPPN Alto Montana. b) Parque Nacional do Itatiaia.

Amostragem do javali e variáveis ambientais

Em cada área instalamos oito armadilhas fotográficas da marca *Bushnell* modelo *Trophy Cam HD*, distantes 1000 m entre si, assumindo assim a independência de cada estação de amostragem (Figura 1). As armadilhas foram instaladas em trilhas utilizadas por mamíferos sem a utilização de iscas para evitar a atração dos animais e manter a premissa de igual capturabilidade (KARANTH & NICHOLS, 2002). As armadilhas fotográficas foram mantidas em funcionamento contínuo durante 13 meses (outubro de 2013 a outubro de 2014), sendo realizadas manutenções mensais para troca de bateria e coleta de dados. O esforço amostral foi de 396 dias por ponto e 3186 armadilhas-dia em cada área.

Criamos no entorno de cada armadilha um buffer de 500 m e coletamos três variáveis ambientais, selecionadas de acordo com a biologia da espécie. As variáveis foram porcentagem de floresta, porcentagem de floresta mista (floresta e araucária) e porcentagem de córregos, calculadas de um mosaico de imagens georreferenciadas (UTM 23S, WGS 84) do satélite RapidEye com uma resolução espacial de 5 metros no programa ARCGis 9.3. Além de quantificarmos atividade antrópica como, o número de registros obtidos nas armadilhas fotográficas que envolvia qualquer relação com atividade humana realizada no local (animais domésticos, pessoas a pé, pessoas com animais, veículos).

Análise de dados

Nós estimamos a abundância local dos javalis em cada estação de coleta utilizando os modelos de ocupação com contagem (ROYLE, 2004; ROYLE & NICHOLS, 2003). Esses modelos levam em conta a ocupação e a detectabilidade (r) da espécie para estimar a abundância de cada local (λ). Especificamente nós usamos os modelos N-mistos, com *dia (24 horas)* como uma unidade temporal de amostragem, portanto, o histórico de contagem foi

elaborado com o número de animais diferenciados nos registros fotográficos por dia. Para a elaboração do histórico de contagem de indivíduos, foram registrados os animais que eram diferenciados por características naturais e/ou marcas adquiridas, além de considerarmos o tempo marcado em cada foto registrada, por exemplo, um mesmo indivíduo não estaria presente em duas armadilhas no mesmo horário e no mesmo dia.

Para determinar a abundância das áreas, ao longo de 13 meses, utilizamos todo o histórico de detecção ($n=396$ dias), rompendo com alguns pressupostos do modelo (e.g. população fechada), porém não prejudicando o cálculo da abundância determinada ao final (ver, ROYLE, 2004). Já para a dinâmica populacional ao longo do tempo amostral, realizamos a mesma análise, porém dividindo o histórico por mês (30 em 30 dias) e adicionando as variáveis supracitadas aos modelos de abundância gerados, para assim avaliar quais variáveis poderiam explicar melhor a abundância do javali em determinado mês. Ou seja, tivemos como variável resposta a abundância em cada mês e como co-variáveis os dados ambientais coletados em cada buffer, com isso foram realizados modelos contrastando cada variável (Tabelas 1 e 2).

Estimamos também a densidade para cada área, para isso utilizamos a abundância média obtida em cada local e dividimos pela somatória das áreas dos buffers de cada armadilha fotográfica. Então dividimos a abundância de cada local pela área total de amostragem das câmeras (total de $6,28 \text{ km}^2$, $0,785 \text{ km}^2$ por câmera).

Para os meses de baixa detectabilidade utilizamos o modelo com a distribuição de Poisson inflada com zeros, para que fosse possível o ajuste ao nosso histórico e um número de abundância mais próximo do real fosse obtido (ROYLE, 2004; WENGER & FREEMAN, 2008). Os melhores modelos foram selecionados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC). Para determinar o período de recrutamento fizemos os modelos mês a mês (dividindo o histórico de detecção de 30 em 30 dias) e incluímos os indivíduos juvenis na contagem (rompendo com o pressuposto

de população fechada) para ambas as áreas. Como recrutamento nesse estudo, consideramos a diferença na abundância entre a população total (adultos e juvenis) e na abundância de juvenis.

Testamos também a correlação entre a atividade antrópica e a abundância de javalis mês a mês, para isso realizamos um teste de correlação de Pearson, devido à normalidade na distribuição dos dados. Todas as análises foram realizadas pelo pacote *unmarked* (FISKE & CHANDLER, 2011) no programa R.

Realizamos também uma análise conjunta das duas áreas de amostragem, que representam uma porção da Serra da Mantiqueira (SM) no estado de Minas Gerais. Com isso a abundância e dinâmica populacional para essa área mais abrangente, foram calculadas com o histórico de detecção das 16 armadilhas fotográficas. Devido as diferenças estruturais e de uso da terra, para esse enfoque não foram realizados os modelos com as co-variáveis coletadas, já que ambas as áreas apresentam características ambientais distintas. Para a densidade, foram somadas a área de cobertura das dezesseis câmeras, totalizando uma área amostrada para a SM de 12,56 km².

RESULTADOS

Abundância e Densidade do Javali nas Áreas de Estudo

Para a RPPN foi registrado um total de 140 indivíduos ($\pm 2,37$). Já para a PA foi registrado um total de 54 indivíduos ($\pm 1,59$). Para a SM obtivemos uma estimativa de 199 indivíduos ($\pm 1,38$) (Figura 2).

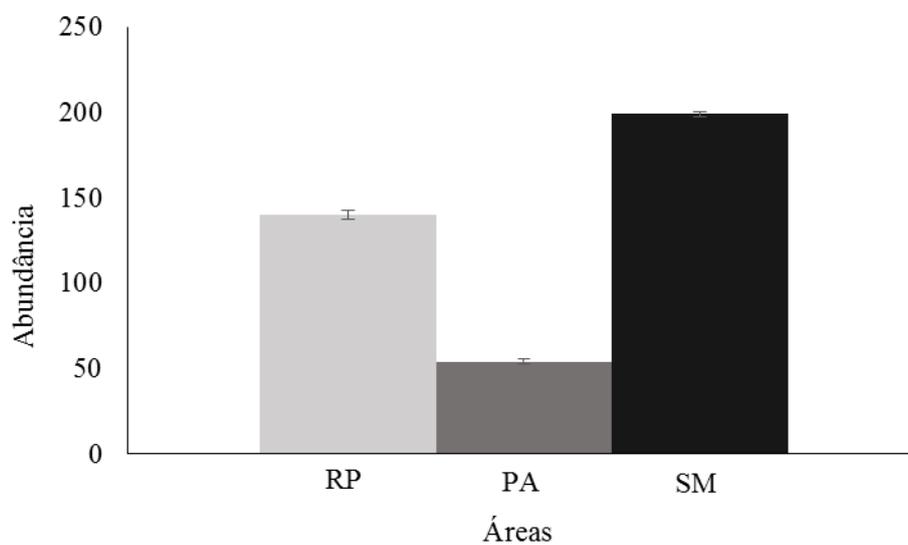


Figura 2. Abundância nas três áreas estudadas. RP=RPPN, PA=Parte Alta, SM=Serra da Mantiqueira

Quanto a densidade, para a RPPN foi estimada a maior densidade entre as áreas (22,3 ind/km²), para a PA foi estimada uma densidade de 8,5 ind/km² e para a SM foi estimada uma densidade de 15,8 ind/km² (Figura 3).

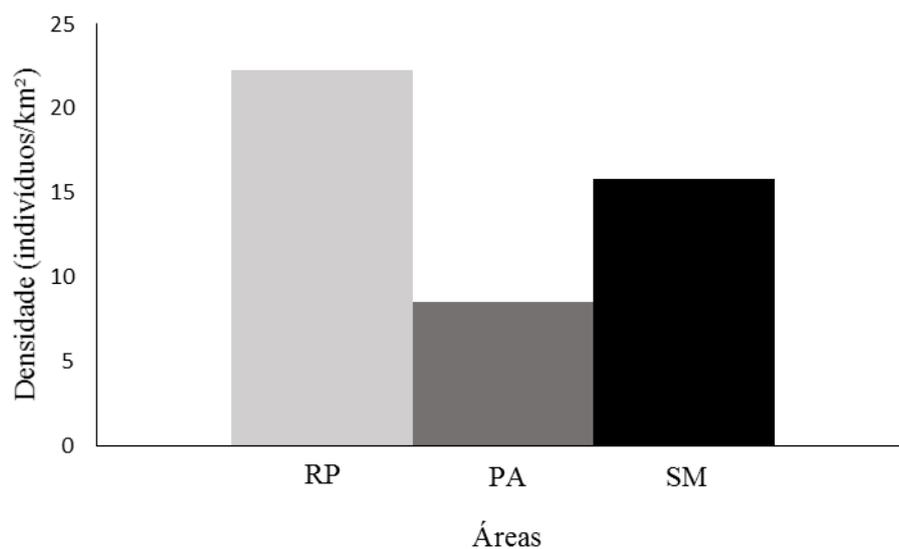


Figura 3. Densidade estimada com erro padrão dos javalis nas áreas de estudo

A relação do Javali com o ambiente

De uma forma geral, o padrão de variação na abundância se comportou de forma semelhante nas 2 áreas amostradas. Houve um pico de abundância nos meses de março e abril nas 2 áreas, com adição de cerca de 40 novos indivíduos. Na RPPN (área com maior número de indivíduos) obtivemos um aumento na abundância nos meses de março a maio, (65, 57 e 52 indivíduos nos respectivos meses) e na PA (área com menor número de indivíduos) obtivemos um aumento na abundância nos meses de março e abril (50 e 35 indivíduos respectivamente). No mês de junho há uma queda brusca na abundância, nas 2 áreas, chegando a 15 indivíduos na RPPN e 7 na PA. (Figura 4). Para a análise conjunta das áreas (SM) obtivemos um padrão populacional semelhante ao que ocorre na RPPN (Figura 6), com um pico de abundância nos meses de março a maio (91, 58 e 51 indivíduos respectivamente).

Quanto ao recrutamento não conseguimos identifica-lo na PA, devido à baixa detectabilidade e conseqüentemente ao número reduzido de registros, levando a uma baixa abundância na população de javalis nesse local, não havendo diferença nas análises com e sem os indivíduos juvenis (Figura 5). Na RPPN, foi possível observar que a partir de novembro há um aumento na abundância, o nascimento de novos indivíduos. Nesse mesmo mês, ao analisarmos com os juvenis inclusos no registro, a população sobe para 78 indivíduos, enquanto que se somente registrarmos os adultos esse número decresce para 35. Ou seja, há um aporte de cerca de 43 novos indivíduos (Figura 4). Esse aumento populacional volta a ser maior nos meses de fevereiro e março, o que culmina com o início da frutificação da *Araucaria angustifolia* na área. O mesmo padrão de recrutamento é identificado para a análise conjunta das áreas (SM).

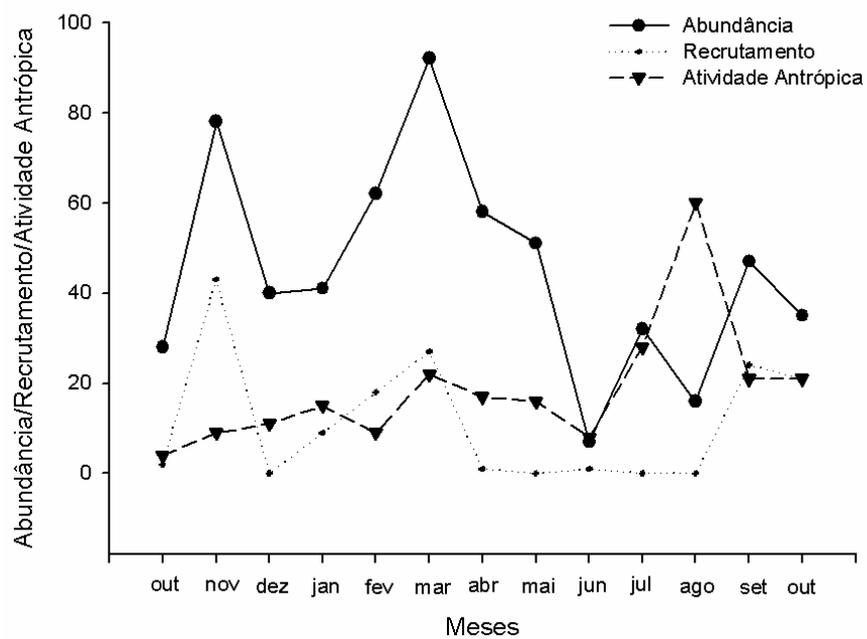


Figura 4. Abundância, Recrutamento e Atividade Antrópica na RPPN

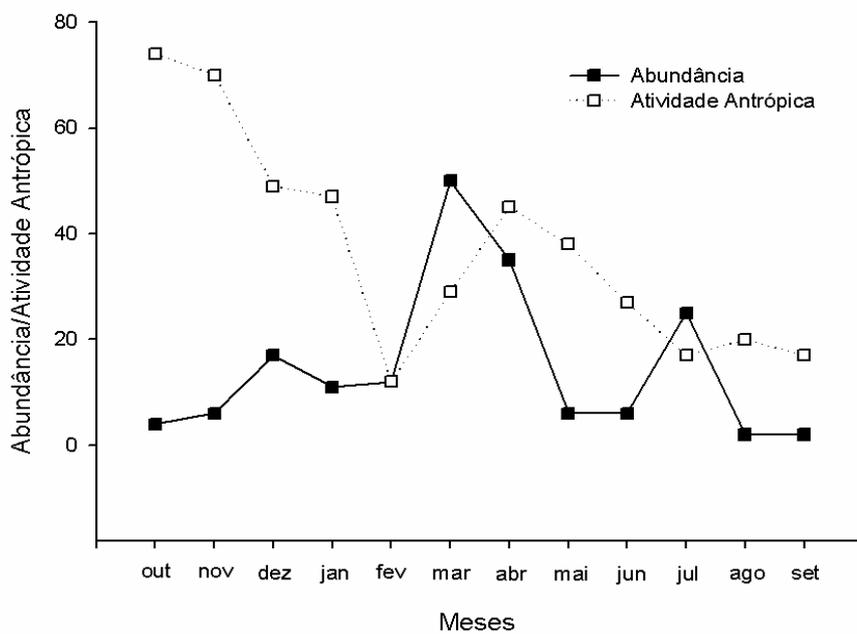


Figura 5. Abundância e Atividade Antrópica na PA

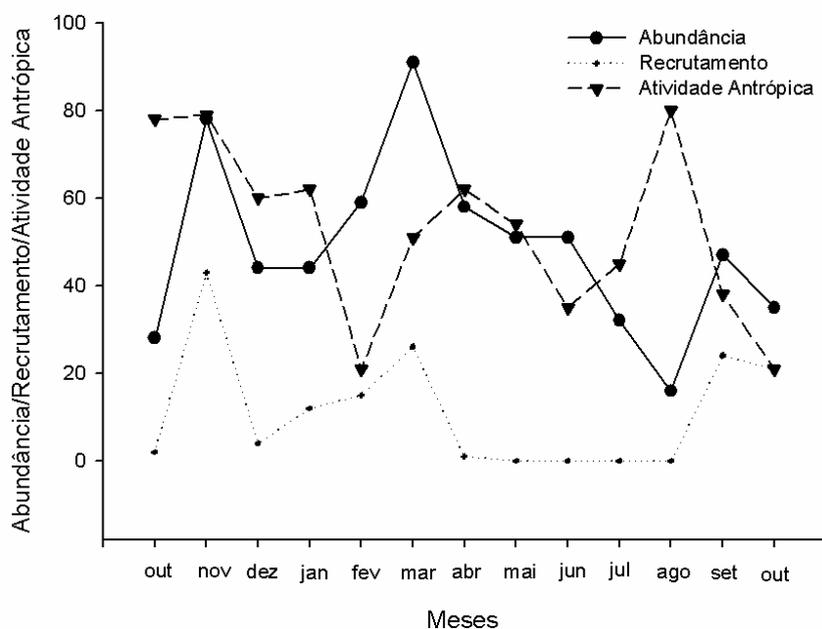


Figura 6. Abundância, Recrutamento e Atividade Antrópica na SM

Quando avaliada a abundância de javalis em relação a variáveis ambientais, nos meses de março a maio (período de frutificação do pinhão), os registros de abundância foram altos, mostrando uma relação entre abundância e presença das variáveis ambientais avaliadas, com a variável floresta mista (que caracteriza a frutificação da Araucária) (Tabela 1 e 2), estando presente entre os melhores modelos (Tabela 1 e 2) para ambas as áreas.

Quanto à atividade antrópica, não houve correlação com o recrutamento na RPPN ($p=0,54$) e na SM ($p=0,74$) e nem com a abundância na PA ($p=0,7$) (Figuras 5, 6 e 7).

Tabela 1. Relação de modelos de abundância e detectabilidade referente ao período de frutificação das araucárias na área RPPN, com o número de parâmetros (nPars), Critério de Informação de Akaike (AIC), a diferença do menor valor de AIC (delta),

o peso do modelo (AICwt), o peso acumulado (cumltvWt) e a capacidade de explicação do modelo (Rsq). Foram utilizadas as variáveis cor (córregos), flor (florestas), mist (araucárias e floresta) e Null (modelo nulo). Destaque em negrito e sombreado para o modelo com a maior capacidade de explicação. λ = abundância local e r= detectabilidade.

MARÇO						
Modelos	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt	Rsq
$\lambda(\text{cor})$ r(.)	3	342.14	0.00	0.233	0.23	0.458
$\lambda(\text{flor}+\text{cor})$ r(.)	4	342.55	0.41	0.190	0.42	0.556
$\lambda(\text{flor}+\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	5	342.55	0.41	0.190	0.61	0.654
$\lambda(\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	4	342.75	0.61	0.172	0.79	0.545
$\lambda(\text{mist})$ r(.)	3	344.60	2.45	0.068	0.85	0.264
$\lambda(\text{flor}+\text{mist})$ r(.)	4	344.63	2.49	0.067	0.92	0.424
$\lambda(\text{Null})$ r(.)	2	345.04	2.90	0.055	0.98	0.000
$\lambda(\text{flor})$ r(.)	3	346.67	4.53	0.024	1.00	0.046
ABRIL						
Modelos	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt	Rsq
$\lambda(\text{flor}+\text{mist})$ r(.)	4	361.45	0.00	0.623	0.62	0.75
$\lambda(\text{flor}+\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	5	363.40	1.95	0.236	0.86	0.75
$\lambda(\text{flor}+\text{cor})$ r(.)	4	366.87	5.42	0.041	0.90	0.50
$\lambda(\text{flor})$ r(.)	3	367.25	5.80	0.034	0.93	0.33
$\lambda(\text{mist})$ r(.)	3	368.00	6.55	0.024	0.96	0.26
$\lambda(\text{Null})$ r(.)	2	368.45	7.00	0.019	0.98	0.00
$\lambda(\text{cor})$ r(.)	3	369.35	7.90	0.012	0.99	0.13
$\lambda(\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	4	369.52	8.07	0.011	1.00	0.31
MAIO						
Modelos	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt	Rsq
$\lambda(\text{flor}+\text{cor})$ r(.)	4	297.54	0.00	5.5e-01	0.55	0.921
$\lambda(\text{flor}+\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	5	298.84	1.30	2.9e-01	0.84	0.928
$\lambda(\text{flor})$ r(.)	3	301.32	3.78	8.3e-02	0.92	0.838
$\lambda(\text{flor}+\text{mist})$ r(.)	4	303.04	5.50	3.5e-02	0.96	0.843
$\lambda(\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	4	303.91	6.37	2.3e-02	0.98	0.825
$\lambda(\text{cor})$ r(.)	3	304.33	6.79	1.8e-02	1.00	0.763
$\lambda(\text{Null})$ r(.)	2	313.86	16.32	1.6e-04	1.00	0.000
$\lambda(\text{mist})$ r(.)	3	315.85	18.31	5.8e-05	1.00	0.001

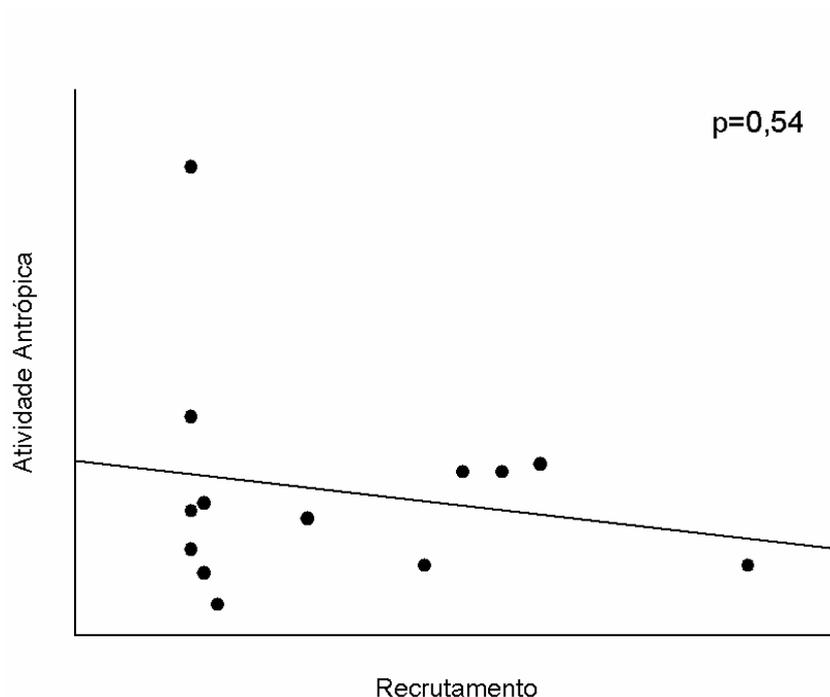


Figura 7. Correlação entre o Recrutamento e Atividade Antrópica na RPPN

Tabela 2. Relação de modelos de abundância e detectabilidade referente ao período de frutificação das araucárias na área PA, com o número de parâmetros (nPars), Critério de Informação de Akaike (AIC), a diferença do menor valor de AIC (delta), o peso do modelo (AICwt), o peso acumulado (cumltvWt) e a capacidade de explicação do modelo (Rsq). Foram utilizadas as variáveis cor (córregos), flor (florestas), mist (araucárias e floresta) e Null (modelo nulo). Destaque em negrito e sombreado para o modelo com a maior capacidade de explicação.

MARÇO						
Modelos	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt	Rsq
$\lambda(\text{flor}+\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	5	264.60	0.00	0.8761	0.88	0.95
$\lambda(\text{mist}+\text{cor})$ r(.)	4	269.92	5.32	0.0613	0.94	0.85
$\lambda(\text{flor})$ r(.)	3	271.37	6.77	0.0296	0.97	0.73
$\lambda(\text{flor}+\text{mist})$ r(.)	4	272.93	8.34	0.0136	0.98	0.75
$\lambda(\text{flor}+\text{cor})$ r(.)	4	273.37	8.77	0.0109	0.99	0.73
$\lambda(\text{cor})$ r(.)	3	274.93	10.33	0.0050	1.00	0.51
$\lambda(\text{mist})$ r(.)	3	276.86	12.26	0.0019	1.00	0.32

$\lambda(\text{Null})$ r(.)	2	277.18	12.58	0.0016	1.00	0.00
ABRIL						
Modelos	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt	Rsq
$\lambda(\text{flor+mist+cor})$ r(.)	5	184.76	0.00	0.52931	0.53	0.975
$\lambda(\text{cor})$ r(.)	3	186.32	1.56	0.24258	0.77	0.922
$\lambda(\text{mist+cor})$ r(.)	4	187.81	3.05	0.11515	0.89	0.930
$\lambda(\text{flor+cor})$ r(.)	4	188.31	3.56	0.08938	0.98	0.923
$\lambda(\text{flor+mist})$ r(.)	4	191.55	6.80	0.01768	0.99	0.852
$\lambda(\text{flor})$ r(.)	3	194.34	9.59	0.00439	1.00	0.614
$\lambda(\text{Null})$ r(.)	2	197.10	12.35	0.00110	1.00	0.000
$\lambda(\text{mist})$ r(.)	3	199.04	14.29	0.00042	1.00	0.012

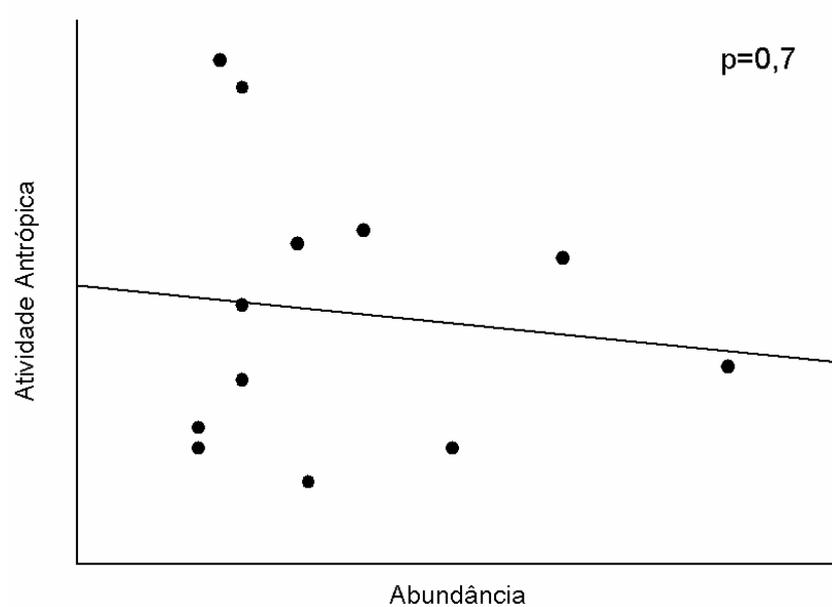


Figura 8. Correlação entre Abundância dos javalis e a Atividade Antrópica na PA

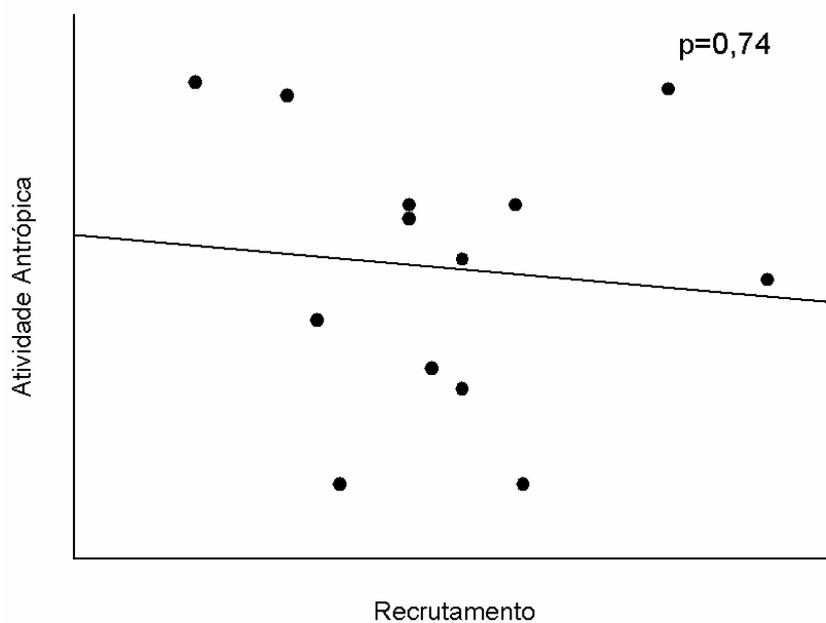


Figura 9. Correlação entre o Recrutamento na Serra da Mantiqueira e a Atividade Antrópica da região.

DISCUSSÃO

Abundância e Densidade do Javali nas Áreas de Estudo

As diferenças nas abundâncias e densidades dos javalis nas áreas estudadas, levam a crer que áreas com atividade antrópica de alta intensidade (e.g. caça) possam diminuir a população de javali e as regularem em densidades menores.

Os javalis foram registrados na Serra da Mantiqueira a partir de 2006 (DEBERT, 2007) e desde então apresentaram um rápido crescimento, já que aproximadamente 30 animais foram soltos na natureza (dados não publicados) e em menos de 10 anos estimamos um total de quase 200 indivíduos somente para as áreas aqui amostradas na Serra da Mantiqueira (cerca de 1300ha). Esse crescimento pode se dar devido à relação próxima

do javali com o ser humano, que inclusive auxilia a manutenção e aumento da população, por meio de criadouros para caça, dispersão e colonização de novos ambientes (HAMPTON, 2005; MAYER & BRISBING, 1991; SALVADOR, 2012). Alguns desses fatores presentes na Serra da Mantiqueira (criadouros de javalis pela população local; obs. pessoal e dados não publicados), além da plasticidade ecológica e biológica dessa espécie, que se reproduz rapidamente e apresenta grandes ninhadas, dependendo do ambiente e da oferta de recurso (ROSELL, 2001; TAYLOR *et al.* 1998), podem estar auxiliando o rápido desenvolvimento e estabelecimento da espécie, como parte de um processo de sucessão ecológica, iniciada com a alteração do ambiente devido a fragmentação, a extinção local de espécies de equivalência ecológica (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) e posteriormente a colonização do javali (*Sus scrofa*) (SALVADOR, 2012).

Contudo, essa relação de auxílio, com o ser humano ajudando na dispersão dos javalis, pode ser controlada com a própria atividade antrópica, mais especificamente com a caça. Pozo *et al.* (em prep.), por meio de entrevistas com moradores e caçadores da região de Itamonte-MG, conseguiu estimar que em um ano foram abatidos cerca de 100 javalis na região, fato que pode refletir na abundância estimada em ambas as áreas de estudo (Figura 2), já que na PA a caça e a atividade antrópica são intensas, diferentemente da RPPN, uma área monitorada e com entrada regulada. Essa diferença na abundância conseqüentemente interfere na densidade de ambas as áreas também (Figura 3), fazendo com que a RPPN apresente uma alta abundância de javalis, potencializando os riscos de futuros impactos ambientais, já que o impacto depende diretamente da densidade dos javalis na região invadida (HONE, 2002). Comparando com outras regiões onde o javali também é invasor, essa densidade obtida na RPPN é extremamente alta, já que na Austrália, Hone (2002) relata diversos tipos de impacto com uma densidade de 1,7 ind/km². No Brasil, mais especificamente nas florestas de araucária no sul do país, a densidade do javali é de em torno de 0,35 ind/km² (SALVADOR, 2012), muito menor do que a encontrada em nosso

estudo, denotando então um alto risco de impacto para a RPPN. Entretanto, no Pantanal a densidade estimada para o javali é de 1,58 ind/km² em áreas florestais e 11 ind/km² em áreas alagadas e mesmo assim não há caracterização significativa de impactos dessa espécie na região (DESBIEZ *et al.* 2010). Na PA, a população de javalis pode estar sendo controlada, pela intensa atividade antrópica, principalmente a caça, já que é sabido que atividades como essa, podem regular populações de javalis mantendo elas em baixas abundâncias (WEST *et al.* 2009). Ainda, a atividade antrópica pode estar influenciando no recrutamento da espécie, já que não conseguimos determinar o aporte de novos indivíduos nesse local. Contudo, a presença humana pode ainda apenas estar afugentando os javalis para outro local, alterando seu comportamento de movimentação (ANDERSSON *et al.* 2011; KEULING *et al.* 2008; PODGÓRSKI *et al.* 2013), fazendo com que na referida área sua detectabilidade e abundância possam parecer baixas, podendo até mesmo estar contribuindo com o incremento da população na RPPN, já que os javalis nessa área não sofrem com a pressão de caça.

A relação do Javali com o ambiente

Nossos dados suportam a existência de uma relação dos javalis com as araucárias, especialmente no período de frutificação. Em ambas as áreas, a proporção de floresta mista esteve presente nos melhores modelos, durante o período de frutificação (de abril a maio) (Tabela 1 e 2). Nessa mesma época, o javali também respondeu à presença de córregos e florestas, isso pode se dar devido à proximidade dessas variáveis no ambiente, já que as araucárias se mesclam com a floresta estacional semidecidual montana e apresentam córregos associados em seu sub bosque (POMPEU, 2011). Então devido à alta oferta de recurso Pinhão que são consumidos), os javalis se mostram presentes em altas abundâncias por todo o ambiente, principalmente nas áreas de floresta e com córregos (Tabela 1 e 2). Essa relação do javali com recursos de alto potencial energético (como é o caso

do fruto da araucária neste estudo), mostrou-se semelhante aos obtidos em outros locais onde a espécie é nativa e introduzida (KURZ & MARCHITON, 1972; LANLAN LI *et al.* 2013; MASSEI & GENOV, 1995; SINGER *et al.* 1984; WILCOX & VAN VUREN, 2009). Sua relação com ambientes mais fechados, como florestas, além de estar ligada com a oferta de recurso, pode ser atribuída ao uso desses ambientes como proteção de predação (inclusive caça) e raramente esses locais estão distantes de corpos d'água e geralmente estão próximos a áreas de agricultura (KURZ & MARCHITON, 1972; MASSEI & GENOV, 1995). Além disso, ocorre uma diminuição da abundância dos javalis após a frutificação do pinhão. Ou seja, parece que os javalis aumentam sua abundância nas áreas onde há araucárias em frutificação, e depois, na ausência deste recurso, provavelmente se deslocam para áreas de cultura agrícola e criações de animais, em busca de novas fontes de energias tão ricas quanto às encontradas em meio natural (CHOQUENOT *et al.* 1996; MACKIN, 1970; MAYER & BRISBIN, 2009; WEST *et al.* 2009). Relatos de moradores locais corroboram com essa hipótese, já que informaram em entrevistas realizadas (dados não publicados) que o período de ataque às culturas agrícolas se dá de maio a junho, época de colheita das culturas e escassez de recurso (Pinhão) em ambiente natural.

Outra relação interessante encontrada é a do período de recrutamento com a oferta do pinhão (Figura 4), já que é sabido que a abundância de alimentos energéticos pode vir a regular a quantidade de fêmeas aptas à reprodução e também regular o tamanho das crias (AUMAITRE *et al.* 1984; MASSEI *et al.* 1996; OLIVER, 1993). Os javalis não apresentam um período específico de recrutamento para sua população (AUMAITRE *et al.* 1984; MASSEI *et al.* 1996; OLIVER, 1993), podendo ainda ocorrer mais de uma cria por ano (LONG, 2003; OLIVER, 1993). Dessa forma, pode ser que as fêmeas de javalis nas áreas de estudo tenham regulado seu período reprodutivo com a oferta de recurso, para maior alocação de energia para o desenvolvimento do embrião, além de energia para sua prole (AUMAITRE

et al. 1984; GAMELON *et al.* 2011; MASSEI *et al.* 1996; OLIVER, 1993). Esse processo pode ser observado pela relação da época de recurso e recrutamento observada na RPPN. O período que compreende o recrutamento é de novembro até março, com exceção do mês de dezembro em que o recrutamento é 0 (Figura 4, a). Nesse último mês possivelmente os jovens já se tornam independentes e dispersam para outros lugares ou formam novos grupos (LONG, 2003; OLIVER, 1993) (Figura 4, a), já que a partir do mês de março as análises com e sem juvenis se estabelecem no mesmo valor.

Por fim, entender a dinâmica populacional de uma espécie invasora e sua relação com um ambiente tão único quanto à Serra da Mantiqueira é de fundamental importância para que seja possível avaliar possíveis e futuros impactos e conseqüentemente traçar planos de manejo e controle dessa espécie (BIEBER & RUF, 2005), que pode ameaçar uma biodiversidade de relevância mundial tal qual a Serra da Mantiqueira (LE SAOUT *et al.* 2013).

CONCLUSÃO

Nosso estudo demonstrou uma importante relação do javali com um recurso temporário local e com a estrutura do ambiente que essa espécie invasora se estabeleceu. Ainda, sua relação com o ser humano é tênue, pois se mostra possivelmente como um fator limitante para a biologia e dinâmica populacional da espécie e ao mesmo tempo extremamente próxima na questão de disponibilidade de recursos, já que a agricultura também é um importante recurso para o javali na Serra da Mantiqueira.

REFERÊNCIAS

ANDERSSON, A. *et al.* Behaviour of European wild boars (*Sus scrofa*) in connection with farrowing in an enclosure. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 332-338, 2011.

AUMAITRE, A. et al. Environmental factors influencing winter breeding and litter size in the wild sow. In: Spitz, F.; Pepin, D. (eds). Toulouse: **Symposium international sur le sanglier**, coll. I. N.R.A, 1984. p. 69-78.

BARRIOS-GARCIA, M. & BALLARI, S.A. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. **Biological Invasions**, v. 14, p. 2283-2300, 2012.

BIEBER, C.; RUF, T. Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p.1203–1213, 2005.

BROWN, A.D.; KAPPELLE, M. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. In: Kappell, M. & Brown, A.D. (eds.). **Bosques nublados del neotrópico**. Instituto Nacional de Biodiversidad, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. p. 25-40, 2011.

CHAPE, S.; HARRISON, J.; SPALDING, M.; LYSENKO, I. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Philosophical Transactions of Royal Society of London. Biological**, v. 360, p. 443–455, 2005.

CHOQUENOT, D.; MCILROY, J.; KORN, T. **Managing Vertebrate Pests: Feral Pigs**. Bureau of Resource Sciences, Australian Government Publishing Service, Canberra, 163 p. 1996.

COAD, L.; BURGESS, N. D.; LOUCKS, C; FISH, L.; SCHARLEMANN, J. P. W.; DUARTE, L.; BESANÇON, C. 2010. Reply to Jenkins and Joppa – Expansion of the global terrestrial protected area system. **Biological Conservation**, p. 5-6, 2010.

CUEVAS, M.F.; NOVILLO, A.; CAMPOS, C.; DACAR, M.A.; OJEDA, R.A. Food habitats and impacts of rooting behaviour of the invasive wild boar (*Sus scrofa*) in a protected area of the Monte Desert, Argentina. **Journal of Arid Environments**, v. 74, p.1582-1585, 2010.

DAVIS, M. A. Biotic Globalization: Does Competition from Introduced Species Threaten Biodiversity? **Bioscience**, v. 53, n. 5, p.481-489, 2003

DEBERT, A. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. **Natureza & Conservação**. v. 5, n. 2, p. 31-44, 2007.

DESBIEZ, A. L. J.; BODMER, R. E.; TOMAS, W. M. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. **Biotropica**, v.42, n.3, p.372-378, 2009.

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**, 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. *et al.* Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2 ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 222p. 2005.

FISKE, I., CHANDLER, R. Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. **Journal of Statistical Software**, v. 43, p. 1–23, 2011.

GAMELON, M. et al. High hunting pressure selects for earlier birth date: Wild boar as a case study. **Evolution**, v. 65, n. 11, p. 3100-3112, 2011.
GILL, B.; MARTINSON, P. **New Zealand's Extinct Birds**. Auckland (New Zealand): Random Century, 1991.

GUREVITCH, J.; PADILLA, D. K. Are invasive species a major cause of extinctions? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 9, p.470-474, 2004.

HAMILTON, L.S.; JUVIK, J.O. & SCATENA, F.N. The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: introduction and Workshop Synthesis. In: Hamilton, L.S.; Juvik, J.O. & Scatena, F.N. (Eds.). **Tropical Montane Cloud Forest**. Ecological Studies. Springer, New York, p.1-23, 2003.

HONE, J. Feral pigs in Namadgi National park, Australia: dynamics, impacts and management. **Biological Conservation**, v. 105, p. 231-242, 2002.

ICMBIO (Brasil). Parna Itatiaia. Disponível em:
<<http://www.icmbio.gov.br/parnaitatiaia/>>. Acesso em: 01 fev. 2015.

INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP (ISSG) (New Zealand). 2011. About Invasive Species: What are their impacts?. Disponível em:
<http://www.issg.org/is_what_are_their_impacts.htm>. Acesso em: 12 jan. 2015.

INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP (ISSG). **100 Of The World's Worst Invasive Alien Species**. Auckland: Hollands Printing Ltd, 11p, 2000.

JENKINS, C. N.; JOPPA, L. Expansion of the global terrestrial protected area system. **Biological Conservation**, p. 2166-2174, 2009

KAUFMAN, L. **Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: The lessons of Lake Victoria**. BioScience, v.42, p. 846–858, 1992.

KARANTH, K.U.; NICHOLS, J.D. **Monitoring tigers and their prey. A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia**. Centre for Wildlife Studies, Bangalore. 2002.

KEULING, O.; STIER, N.; ROTH, M. How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, p. 729-737, 2008.

KING, C. **Immigrant Killers**. Oxford: Oxford University Press, 1984.

KURZ, J. C.; MARCHINTON, R. L. Radiotelemetry studies of feral hogs in South Carolina. **Journal of Wildlife Management**, v. 36, n. 4, p. 1240-1248, 1972.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. Biodiversidade Brasileira: Síntese do Estado Atual do Conhecimento. Brasília: Editora Contexto, 176 p, 2002.

LI, L. et al. Factors influencing wild boar damage in Taohongling National Nature Reserve in China: a model approach. **European Journal of Wildlife Research**, v. 59, p. 179-184, 2013.

LOUCKS, C.; RICKETS, T.H.; NAIDOO, R.; LAMOREUX, J.; HOEKSTRA, J. Explaining the global pattern of protected area coverage: relative importance of vertebrate biodiversity, human activities and agricultural suitability. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 1337– 1348, 2008

MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Ecological Applications**. v. 10, p. 689–710, 2000.

MACKIN, R. Dynamics of Damage by Wild Boar to different agricultural crops. **Acta Theriologica**, v. 27, p. 447-458, 1970.

MASSEI, G. et al. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. **Acta Theriologica**, v. 41, p. 307-320, 1996.

MASSEI, G.; GENOV, P. Preliminary analysis of factors influencing habitat-use by the wild boar. **Ibex Journal of Mountain Ecology**, v. 3, p. 168-170, 1995.

MAYER, J. J.; BRISBIN JR., I. L. (eds). **Wild Pigs: Biology, damage, control techniques and management**. Savannah River National Laboratory Aiken, South Carolina, 408 p. 2009.

MAYER, J.J.; BRISBIN, JR, I.L. **Wild pigs of the United States: their history, morphology and current status.** Athens: University of Georgia Press, 1991.

MCNEELY, J.A.; MOONEY, H.A.; NEVILLE, L.E.; SCHEI, P.J.; WAAGE, J.K.; eds. **Global Strategy on Invasive Alien Species.** Cambridge, UK: IUCN in collaboration with the Global Invasive Species Programme, 2001.

MITTERMEIER, R. A.; COIMBRA-FILHO, A. F.; CONSTABLE, I. D.; RYLANDS, A. B.; VALLE, C.M. Conservation of primates in the Atlantic Forests of Brazil. **International Zoological Yearbook**, v, 22, p. 2-17, 1982.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. New York: CEMEX **Conservation International**, 16p, 2004.

MOONEY H.A.; HOBBS R.J. eds. **Invasive Species in a Changing World.** Washington, DC, USA: Island Press, 2000.

MOONEY, H. A.; CLELAND, E. E. The evolutionary impact of invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, p. 5446–5451, 2001.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p.853-858, 2010.

NOVILLO, A.; OJEDA, R. A. The exotic mammals of Argentina. **Biological Invasions**. v. 10, p. 1333-1344, 2008.

OHASHI, H. et al. Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. **European Journal of Wildlife Research**, v. 59, p. 167-177, 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p.793-810, 2000.

OLIVER, W.L.R.; BRISBIN, I.L. Introduced and Feral Pigs: Problems, Policy and Priorities. In: Oliver, W.L.R. (Ed.). Status Survey and Conservation Action Plan. **Pigs, Peccaries and Hippos** IUCN, 1993. cap 5. p. 159-191.

PODGÓRSKI, T. et al. Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 1, p. 109-119, 2013.

POMPEU, P. V. **Composição e estrutura de uma floresta ombrófila densa ao longo de um gradiente altitudinal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais**. 2011. Dissertação (Mestrado), Curso de Engenharia Florestal, Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 105 p. 2011.

POZO, R. K.; ROSA, C. A.; PASSAMANI, M. **Caça e impactos do javali asselvajado (*Sus scrofa*) no município de Itamonte, MG: uma perspectiva da comunidade local**. Em preparação.

RODRIGUES, A.S.L.; AKCAKAYA, H.R.; ANDELMAN, S.J.; BAKARR, M.I.; BOITANI, L.; BROOKS, .M.; CHANSON, J.S.; FISHPOOL, L.D.C.; DA FONSECA, G.A.B.; GASTON, K.J.; HOFFMANN, M.; MARQUET, P.A.; PILGRIM, J.D.; PRESSEY, R.L.; SCHIPPER, J.; SECHREST, W.; STUART, S.N.; UNDERHILL, L.G.; WALLER, R.W.; WATTS, M.E.J.; YAN, X. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. **Bioscience**. v.54, p. 1092–1097, 2004a.

RODRIGUES, A.S.L.; ANDELMAN, S.J.; BAKARR, M.I.; BOITANI, L.; BROOKS, T.M.; COWLING, R.M.; FISHPOOL, L.D.C.; DA FONSECA, G.A.B.; GASTON, K.J.; HOFFMANN, M.; LONG, J.S.; MARQUET, P.A.; PILGRIM, J.D.; PRESSEY, R.L.; SCHIPPER, J.; SECHREST, W.; STUART, S.N.; UNDERHILL, L.G.; WALLER, R.W.; WATTS, M.E.J.; YAN, X. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. **Nature**, v. 428, p.640–643, 2004b.

ROSELL C. et al. El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). **Galemys**, v. 13, p. 1-25, 2001.

ROYLE J.A. 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. **Biometrics**, v. 60, n.1, p. 108-115, 2004.

ROYLE, J.A. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. **Biometrics**, v. 60, p. 108–115, 2004.

ROYLE, J.A., NICHOLS, J.D. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. **Ecology**, v. 84, p. 777–790, 2003.

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

SANGUINETTI, J. & KITZBERGER, T. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. **Biological Invasions**, v. 12, p. 689-706, 2010.

SICURO, F. L.; OLIVEIRA, L. F. B. Coexistence of peccaries and feral hogs in the Brazilian Pantanal wetland: an ecomorphological view. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 1, p. 207-217, 2002.

SOSMA/INPE (Brasil). Atlas dos Remanescentes de Mata Atlântica. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br/>>. Acesso em: 07 jan. 2015.

SPENCER, P. B. S.; HAMPTON, J. O. Illegal translocation and genetic structure of feral pigs in western Australia. **Journal of Wildlife Management**, v. 69, p. 377-384, 2004.

TABER A, CHALUKIAN SC, ALTRICHTER M, *et al.* **El destino de los arquitectos de los bosques neotropicales: evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras**

bajas. Gland: Grupo Especialista de LaCSE/UICN en Cerdos, Pecaríes y Hipopótamos, p. 210, 2005.

TAYLOR, R. B. et al. Reproduction of feral pigs in southern Texas. **Journal of Mammalogy**, v. 79, p. 1325-1331, 1998.

THURFJELL, H. et al. Effects of hunting on wild boar *Sus scrofa* behavior. **Wildlife Biology**, v. 19, p. 87-93, 2013.

URURAHY, J. C.; COLLARES, J. E. R.; SANTOS, M. M.; BARRETO, R. A. A. Vegetação. In: RADAMBRASIL. Folhas SF 23/24Rio de Janeiro/Vitória. **Levantamento dos Recursos Naturais**, v. 32, p. 553-623, 1983.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 116p. 1991.

WENGER, S. J.; FREEMAN, M. C. Estimating species occurrence, abundance, and detection probability using zero-inflated distributions. **Ecology**, v. 89, n. 10, p. 2953-2959, 2008.

WEST, B. C.; COOPER, A. L.; ARMSTRONG, J. B. **Managing wild pigs: A technical guide.** Human-Wildlife Interactions Monograph, v. 1, p.1-55, 2009.

WILCOX, J. T.; VAN VUREN, D. H. Wild pigs as predators in oak woodlands of California. **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 114-118, 2009.

YAMAMOTO, L.F. **Florística e fitossociologia de espécies arbóreas ao longo de um gradiente altitudinal no extremo sul da Serra da Mantiqueira (Serra do Lobo) MG/SP.** 2009. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 152 p. 2009.