

Graziele Oliveira Batista

**O JAVALI (*SUS SCROFA* LINNAEUS, 1758)
NA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS:
PERCEPÇÕES HUMANAS E RELAÇÃO COM REGENERAÇÃO
DE *ARAUCARIA ANGUSTIFOLIA* (BERTOL.) KUNTZE**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção de grau de mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Peroni

Florianópolis
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

BATISTA, GRAZIELE OLIVEIRA

O javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) na região do Parque Nacional das Araucárias: : percepções humanas e relação com a regeneração de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze / GRAZIELE OLIVEIRA BATISTA ; orientador, NIVALDO PERONI - Florianópolis, SC, 2015.

110 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

Inclui referências

1. Ecologia. 2. Invasão biológica. 3. Manejo de fauna. 4. Ecologia humana. 5. Araucária. I. PERONI, NIVALDO. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. III. Título.

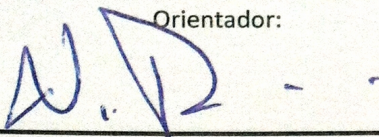
"O javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) na região do Parque Nacional das Araucárias: percepções humanas e relação com regeneração de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze"

Por

Graziele Oliveira Batista

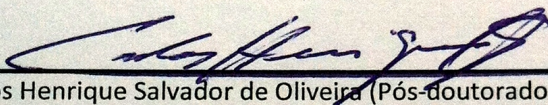
Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (20/ECO/UFSC) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia – UFSC, composta pelos doutores:

Orientador:

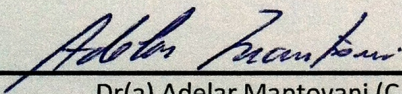


Dr(a) Nivaldo Peroni (ECZ/CCB/UFSC)

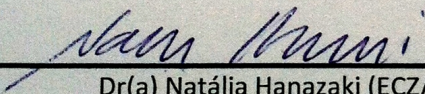
Banca examinadora:



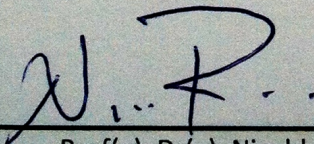
Dr(a) Carlos Henrique Salvador de Oliveira (Pós-doutorado PPG Ecologia/UFRJ)



Dr(a) Adelar Mantovani (CAV/UDESC)



Dr(a) Natália Hanazaki (ECZ/CCB/UFSC)



Prof(a). Dr(a). Nivaldo Peroni
Coordenador(a) do Programa de Pós Graduação em Ecologia

Florianópolis, 08 de Maio de 2015.

Ao meu pequeno fogo,
ser de luz que traz amor para minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço meu orientador, Nivaldo Peroni, pela sua sabedoria, tranquilidade e compreensão em todos os momentos.

Agradeço a Carlos Salvador, Marcos Tortatto e Alexandre Filippini por me incentivar, pelos ensinamentos e por me apresentar a região e as pessoas do PNA.

Agradeço ao IBAMA, em especial todos os amigos da Coordenação de Fauna Silvestre, por incentivar e possibilitar este trabalho.

Agradeço ao ICMBio e principalmente ao gestor do PNA, Juliano Rodrigues Oliveira, por permitir que este trabalho fosse realizado, esclarecer minhas dúvidas e me indicar os caminhos.

Agradeço à empresa e todos os funcionários da ADAMI S/A por me acolher no alojamento, pela convivência, pelas conversas, pela alegria, festas e aprendizados, em especial Vlad, Adilson, Juba, Doni, Leandro, Fernando e Alcinei.

Agradeço à empresa Celulose Irani por me permitir realizar o trabalho e pelas contribuições, em especial Denis Baialuna, Heloise Lebkuchen e Lorenzo Melo.

Agradeço todos os proprietários de terras e funcionários que possibilitaram a realização desta pesquisa, especialmente Samuel Koop, Chico e suas famílias por me receber sempre com tanto carinho e por todo aprendizado.

Agradeço aos colaboradores de pesquisa das Comunidades Granja Berté, Rio do Mato, Rio do Poço, Santo Antônio e de propriedades do interior do PNA.

Agradeço a todas as pessoas maravilhosas que foram ao campo comigo pelo empenho, bom humor e companheirismo: Rafael, Robinson, Thiago, Wanessa, Marquinhos, Juliano e Anna Cláudia. Por todas nossas caminhadas na mata, pelos momentos que passamos juntos nos dias frios com neve e geada, nos dias de calor que nos refrescamos no rio, pela emoção de desatolar o carro e trocar o pneu nos lugares mais inusitados, pelas belas paisagens, rios, animais, árvores, por cada nascer do sol, pôr do sol e lindos céus estrelados que presenciamos juntos.

Agradeço aos colegas e especialistas que me auxiliaram na identificação dos animais e/ou nas análises estatísticas: Carlos Salvador, Eduardo Soriano-Sierra, Glauco Schüssler e Juliano Bogoni.

Agradeço ao PPGECO e aos professores da pós-graduação.

Agradeço aos membros da pré-banca pelas contribuições Tânia Tarabini Castellani e Carlos Salvador.

Agradeço aos membros da banca Dr. Adela Mantovani, Dr. Carlos Salvador, Dr^a Natália Hanazaki e Dr^a Tânia Castellani pela disponibilidade e pelos ensinamentos.

Agradeço especialmente meus amigos das pós-ecologia, uma turma muito unida em todos os momentos, amigos queridos!

Agradeço a todas as pessoas maravilhosas que conheci na Ilha que foram essenciais nessa caminhada e todos os momentos de contemplação do mar e da vida.

Agradeço toda minha família, em especial a minha mãe Carmyra Oliveira Batista que sempre me apoiou e cuidou com muito amor do meu filhote enquanto eu ia para campo possibilitando que eu realizasse este sonho. Agradeço meu pai Lúcio José Carlos Batista e minha irmã Ludmila Oliveira Batista pelo amor, carinho, conselhos e, principalmente, por me incentivar a realizar esse voo plenamente.

Agradeço ao meu pequeno fogo, meu filho e companheiro de vida Edan Oliveira Cutugno, que acompanhou todos os meus momentos e compreendeu com carinho essa fase da minha vida.

RESUMO

As invasões biológicas podem representar ameaça para espécies nativas, ecossistemas e para o bem-estar humano. Entretanto, a percepção das pessoas sobre as espécies invasoras depende da cultura das pessoas envolvidas quanto do organismo invasor; assim uma invasão pode ser considerada negativa da perspectiva ambiental e positiva por alguns setores da sociedade devido seus aspectos ornamentais, recreativos ou econômicos. Não obstante, as comunidades locais podem contribuir com o conhecimento ecológico sobre a história natural dos animais e com dados quantitativos sobre caça que podem fornecer informações sobre padrões de distribuição geográfica, demografia, abundância de espécies e pressão de caça. A forma selvagem do javali (*Sus scrofa*) está presente no Brasil desde a década de 1960 e sua distribuição no país já atinge quase todos os biomas, exceto a Amazônia. Embora a invasão em Floresta Ombrófila Mista seja recente, aproximadamente 10 anos, o javali apresenta sobreposição de 78% com esta fitofisionomia da Mata Atlântica. A espécie *Araucaria angustifolia* é o principal componente arbóreo da Floresta Ombrófila Mista e é considerada uma espécie ameaçada de extinção. O javali pode afetar a regeneração das araucárias pela extensa perturbação que causa ao revolver a terra em busca de recursos subterrâneos para alimentação, pelo pisoteio das plântulas e pela predação de sementes. Assim, objetivou-se analisar a estrutura demográfica de *Araucaria angustifolia* na região do Parque Nacional das Araucárias (PNA), entender o uso da área do PNA pelo javali e sua relação com a regeneração de araucárias e compreender a percepção humana sobre o javali em comunidades locais na região do Parque Nacional das Araucárias. Foram realizadas parcelas e transectos na região do PNA para compreender a estrutura populacional de araucárias na região e a relação do javali com a regeneração de araucárias, experimento de remoção de sementes para analisar a relação da predação de sementes de araucárias por javali e pela fauna nativa. Adicionalmente, foram utilizadas armadilhas fotográficas para verificar o uso da área do PNA pelo javali e realizadas entrevistas nas comunidades do entorno do PNA para entender a percepção das pessoas sobre esses animais e sobre o impactos que causam. A densidade média de indivíduos de araucárias foi de $187,5 \pm 201,2$ ind.ha⁻¹ e 50,9% dos indivíduos pertencem a classe regeneração. A maioria das áreas com grande densidade de indivíduos de araucárias em regeneração no PNA ocorreu na região fitoecológica de campo, com vestígios de javali, presença de gado e em solos menos profundos (neossolo e cambissolo). A densidade de javali parece estar temporariamente estável (0,48 ind/Km²) e a espécie não está uniformemente distribuído na região do

PNA. A abundância de javali foi negativamente relacionada ao percentual de área agrícola; quanto maior o percentual de área agrícola, menor a abundância de javali. Provavelmente devido a maior pressão de caça nas áreas agrícolas e a disponibilidade de recursos na mata durante todo o ano enquanto nas áreas agrícolas os recursos estão disponíveis principalmente no verão. As variáveis do modelo que melhor explicaram a variação encontrada na densidade e altura de araucárias em regeneração foram a região fitoecológica, litossolo, densidade de indivíduos adultos, as áreas fuçadas por javali e riqueza de médios e grandes mamíferos. Em relação a percepção das pessoas sobre o javali na região, 86,1% dos colaboradores consideraram negativa a convivência entre os proprietários rurais com o javali por causa dos prejuízos que este animal causa na lavoura principalmente no milho (82,8%) e na soja (34,5%). No que tange as plantas nativas, os colaboradores relataram que o javali consome principalmente pinhão (91,7%), guabiroba (47,2%) e imbuia (30,6%) e interfere na regeneração das espécies nativas (27,8%). Os colaboradores relataram a existência de caça em 55,5% das propriedades, principalmente caça ativa com cachorros (65%). Portanto, o javali é uma espécie frequente em relação aos mamíferos de médio e grande porte nativos na região do Parque Nacional das Araucárias e causa prejuízos ambientais e sócio-econômicos na região. Assim, deve ser realizado planejamento específico de controle e monitoramento dessa espécie exótica invasora na região do Parque, além de buscar estratégias de mitigação para os pequenos agricultores locais, incentivar estudos e o uso do conhecimento ecológico local para embasar ações de manejo.

Palavras-chave: invasão biológica, manejo de fauna, ecologia humana.

ABSTRACT

Biological invasions can be a threat to native species, ecosystems and human well-being. However, the human perception about invasive species depends on their culture and the aspect of invasive species. An invasion may be considered negative from an environmental perspective and positive for some sectors of society because of their ornamental, recreational or economic aspects. Nevertheless, local communities can contribute to the ecological knowledge about the natural history of animals and the number of hunts can provide information about distribution patterns, demographics, abundance of species and hunting pressure. The wild boar has been present in Brazil since the 1960s and its distribution in the country has already reached almost all biomes, except for the Amazon. Although the invasion of Humid Mixed Forest is recent, about 10 years, the boar has overlap of 78% with this vegetation type. The *Araucaria angustifolia* is the main arboreal component of Mata de Araucaria and is an endangered species. The boar can affect the regeneration of araucaria by the extensive disruption it causes by turning over the soil in search of underground resources for food, the trampling of seedlings and seed predation. The objective was to analyze the demographic structure of *Araucaria angustifolia* in the region of the Araucaria National Park (PNA), understand the use of the PNA area for wild boar and its relationship with the regeneration of araucaria, as well as understand human perception of the boar in communities in the Araucaria National Park region. Parcels and transects were used in the PNA region to understand the population structure of araucarias and the boar's relationship with the regeneration of araucarias, seed removal experiment to analyze the relationship of araucaria seed predation by wild boar and the native fauna. In addition, camera traps were used to verify the use of the PNA area for the wild boar and interviews in the communities close to the PNA to understand human perception of these animals and the impacts they cause. The average density of araucaria subjects was 187.5 ± 201.2 ind.ha⁻¹ and 50.9% of individuals are in the regeneration class. Most areas with high density of araucaria individuals in regeneration in the PNA occurred in the phytoecological region of the field, with wild boar remains, presence of cattle and shallower soils (neosoil and cambisoil). The boar density seems to be temporarily stable (0,48 ind/Km²) and the species is not evenly distributed in the PNA region. The abundance of wild boar was negatively related to the percentage of agricultural area; the higher the percentage of agricultural area, the lower the abundance of wild boar. Probably due the hunting pressure in agricultural areas and the availability of resources in the forest throughout the year while in agricultural areas the resources are mainly available in the summer. The variables of the model that best

explained the variation found in the density and height of araucaria regenerating were phytoecological region, lithosoil, density of adults, surfaces dug by boars, and large mammals. Regarding human perception of the boar in the region, 86.1% considered the coexistence among landowners with the wild boar negative because of the damage this animal causes in the fields mainly in corn (82.8%) and soybean (34.5%) crops. Regarding native plants, they reported that the boar feeds mainly of araucaria (91.7%), guabiroba (47.2%) and imbuia (30.6%) and interferes with the regeneration of native species (27.8%). They reported the existence of hunting in 55.5% of the properties, mainly active hunting with dogs (65%). Therefore, the boar is a common species in relation to the native medium and large-sized mammals in the region of the Araucaria National Park and cause environmental and socioeconomic damage in the region. specific planning control and monitoring of this exotic invasive species should be carried out in the park area, and mitigation strategies for small local farmers should be sought, encouraging studies and the use of local ecological knowledge to support management actions.

Keywords: biological invasion, wildlife management, human ecology.

LISTA DE FIGURAS

ÁREA DE ESTUDO

Figura 01. Mapa contendo as regiões fitoecológicas que originalmente ocupavam o Estado de Santa Catarina (adaptado de KLEIN, 1978) e em destaque a localização do Parque Nacional das Araucárias.14

CAPÍTULO I

USO DE HABITAT POR JAVALI E SEU EFEITO NA REGENERAÇÃO DE ARAUCÁRIAS NO PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS

Figura 01. Mapa e localização das estações de armadilhas fotográficas (em vermelho) amostradas em 2013 e 2014 na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.....22

Figura 02. Mapa e localização dos experimentos de remoção de sementes destacando as áreas amostrais onde foram registrados javalis previamente (em vermelho) e as áreas onde não foram registrados (em verde) no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.....23

Figura 03. Foto do experimento de remoção de sementes contendo os quatro tratamentos: aberto (embaixo à esquerda), acesso para médios e grandes mamíferos (embaixo à direita), acesso a pequenos mamíferos (em cima à esquerda), fechado (em cima à direita) realizado em 2014 no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.24

Figura 04. Cano utilizado no tratamento que permite o acesso aos pequenos mamíferos, afixado no solo com hastes de ferro, utilizado no experimento de remoção de sementes realizado em 2014 no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.....25

Figura 05. Mapa e localização das parcelas de araucárias (em verde) amostradas em 2013 e 2014 na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.....26

Figura 06. Mapa e localização das áreas onde foram realizados os transectos (em verde) no verão de 2013 na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.....28

Figura 07. Curva de rarefação da riqueza de médios e grandes mamíferos em relação ao número de unidades amostrais (estações de armadilhas fotográficas) no Parque Nacional das Araucárias.....33

Figura 08. Número de registros de javali por estação de armadilha fotográfica na região do Parque Nacional das Araucárias no verão (2013) e no inverno (2014). * as estações não foram instaladas no inverno, ** as estações não foram instaladas no verão.....34

Figura 09. Mapa de densidade de javali no inverno de 2013 (A) e no verão de 2014 (B) em relação a vegetação e uso do solo na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.....36

Figura 10. Análise de Redundância parcial e as principais variáveis que afetam a densidade e altura da regeneração de araucárias no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (tipo de litossolo - “litossolo”, região fitoecológica- “fitoecológica”, densidade de araucárias fêmeas - "densidadeF", densidade de araucárias com DAP maior que 10 cm - “densidadedap10”, densidade de araucárias reprodutivas - "densidaderep", área fuçada por javali - "remexido", registro de mamíferos de médio e grande porte – "megmamifv").....42

CAPÍTULO II

PERCEPÇÃO DE MORADORES DA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS SOBRE A ESPÉCIE INVASORA JAVALI

Figura 01. Prejuízos causados por javali em plantios de milho em 2014 na comunidade Granja Berté na zona de amortecimento do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.....58

Figura 02. Prejuízos em atividades econômicas causados por javali conforme percepção dos moradores na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (n= 29).....58

Figura 03. Prejuízos ambientais causados por javali na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (n= 21).60

Figura 04. Plantas nativas citadas pelos colaboradores como mais utilizadas como alimento pelo javali na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (n=33).61

Figura 05. Cabeça de javali caçado e exposto no portão na Comunidade Granja Berté na zona de amortecimento do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.62

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

USO DE HABITAT POR JAVALI E SEU EFEITO NA REGENERAÇÃO DE ARAUCÁRIAS NO PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS

- Tabela 01.** Percentual de registros de javali nos períodos diurno (07 h as 18 h) e noturno (19 h as 06 h) no verão de 2013 e no inverno de 2014 no Parque Nacional das Araucárias34
- Tabela 02.** Sumário do processo de seleção de modelos de abundância (λ) de javali com variáveis ambientais no Parque Nacional das Araucárias. Seleção de modelos por Critério de Informação de Akaike (AIC): número de parâmetros (K); critério de informação de Akaike (AIC), diferença em relação ao menor valor de AIC (Δ). Modelo constante de abundância [$\lambda(\cdot)$]. assumindo a probabilidade de detecção constante [$p(\cdot)$] e distribuição bionomial negativa.35
- Tabela 03.** Percentual de remoção de sementes em relação ao total utilizado no experimento e percentual de predação de sementes no local em relação as sementes removidas em cada tratamento do experimento de remoção de sementes realizado no Parque Nacional das Araucárias após 2 e 6 dias.38
- Tabela 04.** Variáveis selecionadas do modelo linear generalizada mista com o tempo como efeito aleatório relativo ao experimento de predação de sementes.39
- Tabela 05.** Número de araucárias, densidade média, altura média e DAP médio em cada classe (regeneração, juvenil e reprodutiva) na região do Parque Nacional das Araucárias.40
- Tabela 06.** Número de indivíduos de araucárias nas classes de recrutamento na região do Parque Nacional das Araucárias.40

CAPÍTULO II

PERCEPÇÃO DE MORADORES DA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS SOBRE A ESPÉCIE INVASORA JAVALI

Tabela 01. Caracterização dos colaboradores de pesquisa na região do Parque Nacional das Araucárias (n=número de entrevistas).55

Tabela 02. Caracterização das propriedades rurais dos colaboradores de entrevista na região do Parque Nacional das Araucárias.56

APENDICE

Tabela 01. Espécies de médios e grandes mamíferos registradas por estação de amostragem de armadilhas fotográficas no inverno de 2014 na região do Parque Nacional das Araucárias.103

Tabela 02. Espécies de médios e grandes mamíferos registradas por estação de amostragem de armadilhas fotográficas no verão de 2013 na região do Parque Nacional das Araucárias.103

Tabela 03. Histórico de contagem: número de javalis contados por dia (intervalos por 1h) por meio de armadilhas fotográficas em cada ponto de amostragem no verão (2013) e no inverno (2014). Abordagem de máxima verossimilhança para estimativas de abundância por ponto considerando o modelo com melhor ajuste das variáveis preditoras (Modelos com base na contagem de Royle).104

Tabela 04. Abundância de javali (indivíduos/Km²) prevista por ponto, em cada estação (verão e inverno) e percentual de área das covariáveis de uso de solo e vegetação.105

Tabela 05. Localização geográfica e caracterização ambiental das parcelas (A1 a A11) na região do Parque Nacional das Araucárias incluindo cobertura vegetal do dossel (Cob %), densidade de indivíduos de araucárias por hectare (Ind/ha), tipo de solo (solo), litotipo, região fitoecológica (Fito - campo ou FOM - Floresta Ombrófila Mista), presença de gado (Gado), área fuçada por javali (Fuç. ano m²).106

Tabela 06. Localização geográfica e caracterização ambiental dos transectos realizados no PNA (T9 a T28) considerando a cobertura vegetal de dossel (Cob %), densidade de indivíduos de araucárias por hectare (Ind/ha), tipo de solo (Solo), litotipo, região fitoecológica (Fito), tipo de solo, presença de gado e fuçada por javali (Fuç.m²).107

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
ARAUCÁRIA (<i>Araucaria angustifolia</i> Bertol. Kuntze).....	5
JAVALI (<i>Sus scrofa</i> Linnaeus 1758).....	9
ÁREA DE ESTUDO.....	13
CAPÍTULO I.....	15
1.1 RESUMO.....	15
1.2 INTRODUÇÃO.....	16
1.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
1.3.1 Uso de habitat por javali no Parque Nacional das Araucárias.....	21
1.3.2 Experimento de remoção pós-dispersão de sementes de araucária....	22
1.3.3 Estrutura populacional de araucárias no PNA e relação do javali com a regeneração de araucárias.....	25
Seleção dos fragmentos florestais.....	25
Parcelas.....	26
Recrutamento de araucárias.....	27
Produtividade de araucárias.....	27
Transectos.....	27
1.4 ANÁLISE DE DADOS.....	29
1.4.1 Riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte no PNA.	29
1.4.2 Uso de habitat por javali no Parque Nacional das Araucárias.....	29
1.4.3 Experimento de remoção de sementes.....	30
1.4.4 Estrutura populacional de araucárias no PNA e relação de javali com a regeneração de araucárias.....	31
1.5 RESULTADOS.....	32
1.5.1 Riqueza de espécies de médios e grandes mamíferos no PNA.....	32
1.5.2 Uso de habitat por javali no Parque Nacional das Araucárias.....	33
1.5.3 Experimento de remoção de sementes.....	37

1.5.4 Estrutura populacional de araucárias no PNA e relação de javali com a regeneração de araucárias.....	39
1.6 DISCUSSÃO.....	43
1.7 CONCLUSÃO.....	49
CAPÍTULO II.....	51
2.1 RESUMO.....	51
2.2 INTRODUÇÃO.....	52
2.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	53
2.4 RESULTADOS.....	54
2.4.1 Perfil dos colaboradores.....	54
2.4.2 Perfil das propriedades.....	55
2.4.3 Percepção sobre o javali.....	56
2.4.4 Percepção sobre os prejuízos sócio-econômico causados por javali....	57
2.4.5 Técnicas para afugentar javali do plantio.....	59
2.4.6 Percepção sobre os prejuízos ambientais causados por javali.....	60
2.4.7 Caça de javali.....	61
2.4.8 Normas que permitem o manejo de javali.....	64
3. DISCUSSÃO.....	64
4. CONCLUSÃO.....	74
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	77
REFERÊNCIAS.....	80
APÊNDICE A (Tabelas).....	103
APENDICE B (Roteiro de entrevista).....	108

INTRODUÇÃO

As invasões biológicas podem atuar como agentes de mudanças em diversas escalas e esferas. Os impactos causados podem atuar sobre espécies nativas, comunidades vegetais ou animais, ecossistemas ou, ainda, como um componente de mudança global (SAKAI et al., 2001). As espécies exóticas invasoras são uma das principais causas de extinção de espécies no planeta (CLAVERO & GARCÍA-BERTHOU, 2005) e as invasões podem representar ameaças para espécies nativas, ecossistemas e para o bem-estar humano (SIMBERLOFF, 2013).

A Convenção sobre Diversidade Biológica, ratificada por aproximadamente 200 países incluindo o Brasil, destaca como uma das medidas para conservação in situ que as espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies sejam controladas ou erradicadas (BRASIL, 1992). Para desenvolver uma estratégia eficaz de manejo, é essencial conhecer a percepção humana sobre a espécie invasora em comunidades locais. A percepção das pessoas é dependente tanto de sua cultura quanto do organismo envolvido, assim uma invasão pode ser considerada negativa da perspectiva ambiental e positiva por alguns setores da sociedade (SIMBERLOFF, 2013) devido seus aspectos ornamentais, recreativos ou econômicos (DECHOUM, 2010).

No Brasil, as espécies invasoras constituem ameaça à biodiversidade em várias Unidades de Conservação (SAMPAIO & SCHMIDT, 2013). Algumas Unidades já abordam o tema em seu plano de manejo, como é o caso do Parque Nacional das Araucárias que destaca a presença de javali e busca incentivar estudos que viabilizem ações de manejo desses animais devido seu potencial de impacto sobre a fauna e flora nativa (BRASIL, 2005).

A presença desses animais pode alterar a comunidade vegetal por meio da perturbação de extensas áreas de vegetação (BAUBET et al., 2003), herbivoria (HERRERO et al., 2005; GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008) e predação de sementes (LOTT et al., 1995) causando alteração na composição de espécies, diminuição da diversidade de espécies, redução na regeneração (SIEMANN et al., 2009), diminuição na sobrevivência de mudas (MITCHELL et al., 2007) e redução no crescimento em altura das plantas (ICKES et al., 2001).

A espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze é o principal componente arbóreo da Floresta Ombrófila Mista (MANTOVANI et al., 2004) e se enquadra na categoria “criticamente ameaçada” na lista de

espécies ameaçadas da IUCN (FARJON, 2006) e “em perigo” na lista oficial das espécies da flora Brasileira ameaçadas de extinção (BRASIL, 2014). Os possíveis fatores críticos para a regeneração de uma espécie estão a intensidade e qualidade de luz, o nível de competição das raízes, pulsos de nutrientes, textura do solo e efeito de predadores e patógenos (CLARK & CLARK, 1987). Assim, a regeneração de araucárias no Parque Nacional das Araucárias pode estar sendo afetada pela perturbação que o javali causa ao revolver a terra ao buscar recursos subterrâneos de alimentação (BUENO et al., 2011), pelo pisoteio das plântulas (SANTOS et al., 2007) e pela predação de sementes (SANGUINETTI & KITZBERGER, 2010).

O javali se tornou uma praga em diversas partes do mundo (BIEBER & RUF, 2005) e o manejo no Brasil é crucial devido às condições favoráveis de ambientes com altas temperaturas e pouca cobertura de neve no inverno que afetam positivamente o crescimento anual da população de javali (JEDRZEJEWSKA et al, 1997).

Atualmente, o manejo dessa espécie no país é realizado principalmente por populações locais, sem acompanhamento técnico específico, amparado por normas federal e estaduais. Em Santa Catarina, as normas estaduais vigentes são Portaria da Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca de Santa Catarina nº 20, de 09 de novembro de 2010, e Portaria do Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Santa Catarina nº 04, de 07 de novembro de 2010. A norma federal vigente é a Instrução Normativa do Ibama nº 03, 31 de janeiro de 2013.

Entretanto, visando aprimorar as estratégias de manejo do javali, primeiramente é necessário conhecer sua estrutura populacional, reprodução (KEULING et al, 2008), determinar a área de vida dos animais, o padrão de movimentação e as barreiras naturais para sua dispersão (ANDERSON & STONE, 1993). O esforço de manejo depende da acessibilidade das áreas, da densidade de javali e dos métodos usados, objetivando que a taxa de remoção seja maior que a taxa de recrutamento reprodutivo ou taxa de ingresso na população (ANDERSON & STONE, 1993). Adicionalmente, as comunidades locais devem ser esclarecidas das ações manejo e podem contribuir com o conhecimento ecológico sobre a história natural dos animais (HUNTINGTON, 2000) e com dados quantitativos sobre caça (CULLEN JUNIOR et al., 2000).

OBJETIVO GERAL

Investigar o uso do habitat do javali no Parque Nacional das Araucárias e a percepção humana sobre esta espécie invasora, visando identificar os prejuízos econômicos e os impactos ambientais que esta espécie causa na região, principalmente em relação a um componente da flora ameaçada de extinção *Araucaria angustifolia*.

Assim, esta dissertação está organizada em dois capítulos, o primeiro intitulado “Uso de habitat por javali e seu efeito na regeneração de araucárias no Parque Nacional das Araucárias” e o segundo “Percepção humana sobre a espécie invasora javali em comunidades locais da região do Parque Nacional das Araucárias”.

ARAUCÁRIA (*Araucaria angustifolia* Bertol. Kuntze)

A *Araucaria angustifolia* é uma gimnosperma da família Araucariaceae de ocorrência na América do Sul e é a única espécie do seu gênero com ocorrência natural no Brasil (REITZ & KLEIN, 1966). Originalmente suas florestas ocupavam cerca de 20 milhões de hectares nos estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e, principalmente, nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (REITZ & KLEIN, 1966). A araucária é considerada o principal componente da Floresta Ombrófila Mista (MANTOVANI et al., 2004), que atualmente está reduzida a 3% da sua distribuição original (FARJON, 2006) e considerada em estado crítico em termos de conservação (SANQUETTA & MATTEI, 2006). A araucária se enquadra na categoria “criticamente ameaçada” na lista de espécies ameaçadas da IUCN (FARJON, 2006) e “em perigo” na lista oficial das espécies da flora Brasileira ameaçadas de extinção (BRASIL, 2014).

A araucária é uma espécie secundária e longeva, que ocupa o dossel (CARVALHO, 1994), está presente em remanescentes florestais, de forma agregada (SANT'ANNA et al., 2013) e também na forma de árvores isoladas (ZECHINI, 2012). A estrutura demográfica da araucária está associada às condições de clima e solo encontrados nos seus locais de ocorrência (PUCHALSKI et al., 2006). A densidade natural de indivíduos adultos é de 5-32 indivíduos ha⁻¹ (MANTOVANI et al., 2004), a espécie alcança de 20 a 50 m de altura e o diâmetro geralmente está entre 0,6 a 1,2 m, podendo ser encontradas plantas com diâmetro superior a 2 m (MATTOS, 2011).

A *Araucaria angustifolia* é uma espécie dioica e a ocorrência de indivíduos monoicos é rara (REITZ & KLEIN, 1966; MATTOS, 2011). Geralmente, indivíduos machos e fêmeas ocorrem na proporção 1:1 (SOLÓRZANO-FILHO, 2001; MANTOVANI et al., 2004), embora algumas áreas possam apresentar leve predominância de indivíduos masculinos (CARVALHO, 2003). O sistema reprodutivo dessa espécie é alógamo, a polinização ocorre entre setembro e outubro (MANTOVANI et al., 2004) e a maturação das pinhas ocorre entre abril e junho (ZECHINI, 2012).

Nos indivíduos masculinos reprodutivos, os estróbilos masculinos (androstróbilos) se desenvolvem em posição lateral nos ramos próximos ao ápice (ANSELMINI et al., 2006) e possuem forma de amento, com 10 a 15 cm de comprimento por 2 a 4 cm de diâmetro. Quando amadurecem, os grãos de pólen são liberados e transportados pelo vento (MATTOS, 1994; SOLÓRZANO-FILHO, 2001) entre 5-343

m da árvore de origem (SANT'ANNA et al., 2013). O desenvolvimento do estróbilo masculino ocorre de fevereiro a agosto, com sua maturação em setembro e outubro e em novembro, observam-se estas estruturas já secas (SOLÓRZANO-FILHO, 2001).

Nas fêmeas reprodutivas observam-se as flores femininas em estróbilo (pinha) ou cone sub-arredondado (ginostrobilo). Os indivíduos femininos apresentam estruturas reprodutivas durante todo o ano e em diferentes estádios de desenvolvimento. O seu ciclo de desenvolvimento, desde a formação até a maturação dos pinhões, demora cerca de quatro anos e a maturação dos ginostrobilos ocorre durante a estação chuvosa, de dezembro e janeiro (SHIMOYA, 1962 apud ZECHINI, 2012). e quando maduros os estróbilos femininos possuem de 10 a 20 cm de diâmetro, com cerca de 10 a 150 sementes (pinhões) (REITZ & KLEIN, 1966). A fecundação dos elementos femininos reflete na produção de pinhões férteis por unidade de pinha (MATTOS, 2011). A produção média de pinhas entre os anos é relacionada positivamente à classe diamétrica e existe uma variação na produção de sementes em relação à média em níveis individual e populacional (ZECHINI, 2012). A araucária produz em média, anualmente, cerca de 40 pinhas, podendo em alguns casos atingir até 200 pinhas por matriz (CARVALHO, 1994) e cada pinha pode ter de 10 a 198 pinhões (REITZ et al. 1978; MATTOS, 2011). A variação na produção por área se dá em função do número de plantas femininas, da intensidade de ataque da broca do pinhão (*Cydia araucariae*), da direção e intensidade dos ventos no período de polinização, da intensidade de chuvas no período de polinização, bem como da porcentagem de fecundação dos elementos femininos de cada estróbilo (MATTOS, 2011).

A produção de pinhão em áreas nativas ocorre em árvores a partir dos 20 anos de idade (CARVALHO, 1994) e pode ser muito variável numa determinada região, podendo haver uma boa produção por dois anos, seguidos de dois ou três de escassez (MATTOS, 2011). A queda de sementes ocorre de fevereiro a dezembro, mas o pico de produção ocorre nos meses de abril e maio (REITZ et al., 1978; MANTOVANI et al., 2004; FASSOLA et al., 1999 apud PALUDO et al., 2011). As sementes são barocóricas, após a dispersão primária concentram-se debaixo da copa da matriz e seus arredores, nunca a mais de três metros de distância dos limites da copa (REITZ & KLEIN, 1966). As sementes são grandes (3-8 cm de comprimento e 1-2 cm de largura) e pesam entre 6,5 e 8,5 gramas; a produção de sementes anual, embora dependa da densidade local de fêmeas reprodutivas, geralmente

é alta, aproximadamente 427 kg ha⁻¹ (MANTOVANI et al., 2004).

Após dispersão secundária pela fauna, as sementes germinam entre 6 m a 318 m da planta-mãe (SANT'ANNA et al., 2013) e o padrão de agregação próximo a árvore-mãe ocorre principalmente devido a restrição na dispersão da sementes (JANZEN, 1970 apud SANT'ANNA et al., 2013). A araucária é uma espécie tolerante à sombra e a luz não é um fator limitante para seu desenvolvimento no ambiente florestal (DUARTE et al., 2002). O recrutamento pode ser limitado pela oferta de sementes (CRAWLEY & ROSS, 1990). A disponibilidade de sementes para regeneração pode ser afetada pela coleta por seres humanos (SOUZA, 2007) que ocorre inclusive em Unidades de Conservação (PALUDO et al., 2009), variação anual na produção de sementes (MANTOVANI et al., 2004), predação de sementes pela fauna (DUARTE et al., 2002), a fauna pode arrancar plântulas (SANQUETTA, 2005), a semente pode estar em um ambiente inadequado para germinação (PALUDO et al., 2009).

A araucária pode ser considerada uma espécie-chave cultural (ASSIS et al., 2010), devido a sua importância primordial como parte do modo de vida das populações locais (GARIBALDI & TURNER, 2004). Além disso, é considerada uma espécie chave do ponto de vista ecológico, pois sua semente (pinhão) é uma fonte importantíssima de alimento para a fauna (ZANDEVALLI, 2006), uma vez que as sementes possuem alto valor nutritivo e são produzidas em grande quantidade no inverno que é uma época de baixa disponibilidade de outros frutos e sementes (IOB, 2007).

JAVALI (*Sus scrofa* Linnaeus 1758)

O javali é uma espécie nativa da Europa, Ásia e norte da África (SCANDURA et al., 2011). A organização social do javali consiste basicamente de fêmeas aparentadas de várias gerações e suas proles mais recentes (KAMINSKI et al., 2005). A reprodução é sincronizada dentro do grupo (DELCROIX et al., 1990). Uma fêmea pode ter até duas ninhadas por ano (BARRET, 1978 apud HEISE-PAVLOV et al., 2009) e a gestação dura aproximadamente 115 dias (HENRY, 1968 apud ANDERSSON et al., 2011). O javali é considerado adulto a partir dos dois anos mas alguns indivíduos juvenis já podem reproduzir com menos de 1 ano (BIEBER & RUF, 2005), ocasionando dois picos reprodutivos devido a sincronia entre os adultos e um atraso no acasalamento de animais mais jovens (GETHOFFER et al., 2007). O pico de partos é em abril (KEULING et al., 2008), embora possa variar entre os anos (BAUBET, 2009) e a média é de 7 filhotes por ninhada (GETHOFFER et al., 2007).

A distância média que o javali percorre a noite na Alemanha é de 3,7 km/noite (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003) e se movimenta sazonalmente de acordo com as mudanças na disponibilidade de alimentos geralmente dentro de 10 km do centro da área de atividade (ROSELL et al., 2001).

O clima é a principal força que afeta a dinâmica das populações de javali, seja a severidade do inverno e a seca no verão (MELIS et al., 2006) ou altas temperaturas e quantidades de dias ensolarados na primavera e no verão (UZAL & NORES, 2004). Entretanto a população também é afetada por um sistema de feedback negativo complexo cujo principal fator é a flutuações de queda de sementes que afeta a populações com um ano de atraso em região de floresta temperada (UZAL & NORES, 2004).

Atualmente o javali está presente em todos os continentes, exceto a Antártica (SCANDURA et al., 2011) e se estabeleceu em vários locais, como na Argentina, Austrália, Estados Unidos, Hawaii, Ilha de Galápagos, e Nova Zelândia (SKEWES et al., 2007). É uma das espécies com registros mais antigos de introdução intencional por seres humanos, pois no século XV os exploradores transportavam e soltavam esses animais para, posteriormente, consumir sua carne (LONG, 2003). Já as introduções no século XXI são motivadas, principalmente, pela caça comercial (SCANDURA et al., 2011).

O sucesso da introdução em diversos países é relacionado com a biologia da espécie, pois são animais fecundos que reproduzem

vigorosamente (COBLENTZ & BABER, 1987; TAYLOR et al., 1998). Além disso, a predação de javali por outros animais é limitada nas áreas onde ele é nativo ou onde foi introduzido devido a baixa abundância de predadores, declínio das populações de predadores ou remoção intencional dos predadores por seres humanos (TOLLESON et al., 1995; ICKES, 2001; MASSEI & GENOV, 2004). Adicionalmente, esta espécie é adaptada a uma grande amplitude de condições devido a diversas condições existentes em sua área de distribuição original (BASKIN & DANELL, 2003), ocorre em diversos tipos de vegetação como floresta temperada, vegetação mediterrânea, savanas, desertos, pradarias, semi-desertos, estepes e em diversos tipos de clima, como mediterrâneo, tropical úmido, continental úmido, subtropical úmido, tropical úmido, árido e semi-árido. Finalmente, o sucesso de introdução de javali também se deve ao interesse humano pela criação e caça da espécie (SALVADOR, 2012) que promove seu transporte intencional para diversas regiões.

O javali consta na lista das 100 espécies exóticas invasoras do mundo que causam mais impactos (LOWE et al., 2000). Essa espécie causa diversos impactos ambientais, como alterações na vegetação, alterações físico-químicas do solo, redução de invertebrados do solo, erosão, assoreamento de rios, predação de animais nativos e transmissão de doenças (GISD, 2010), além dos prejuízos para a agricultura (ROLLINS, 1998).

A invasão por javali na forma selvagem na América do Sul teve início no século XX, entretanto a área invadida já corresponde a 18,3% do continente e compreende países como Argentina, Brasil, Chile, Paraguai, Uruguai (SALVADOR, 2012), Colômbia, Venezuela, Bolívia (BARRIOS-GARCIA & BALLARI, 2012). O javali está presente em diversos ecossistemas sul-americanos como, a Floresta subpolar de Magalhães, Floresta Temperada de Valdivia, Estepe da Patagônia, Chaco Seco, Mata Atlântica, Cerrado, Pampas, Pantanal e Caatinga (SALVADOR, 2012).

A forma doméstica do javali (porco) foi introduzida no Brasil durante a colonização europeia no final do século XV (DIAMOND, 2006), entretanto a forma selvagem do javali só foi introduzida a partir de 1960, principalmente, por curiosidade e para consumo da carne (SALVADOR, 2012). Atualmente, o javali se distribui em aproximadamente 17,6% do Brasil incluindo todos os biomas brasileiros, exceto a Amazônia, a uma velocidade de invasão de 149,6 Km²/ano (SALVADOR, 2012).

A distribuição geográfica do javali apresenta sobreposição de

78% com Floresta Ombrófila Mista e, embora a criação de porcos domésticos soltos fosse frequente na região, a invasão de javali na forma selvagem em Floresta de Araucárias ocorreu há aproximadamente 10 anos (SALVADOR, 2012). Assim, considerando o histórico de invasão, considera-se que os problemas atuais provocados por essa espécie se deve-se a essa introdução recente de *Sus scrofa* na forma selvagem (DEBERDT & SCHERER, 2007) e que nessa escala regional a presença de criadores clandestinos de javali é o vetor de dispersão mais relevante (SALVADOR, 2012).

ÁREA DE ESTUDO

No estado de Santa Catarina, a Floresta Ombrófila Mista se distribuía originalmente em 45% do território e, embora atualmente ainda mantenha 22% de cobertura vegetal (VIBRANS et al., 2013), apenas 1-2% da área original de remanescentes florestais nativos contém presença de araucárias.

A área de estudo foi a região do Parque Nacional das Araucárias - PNA (Figura 01) devido a importância desta Unidade de Conservação para a proteção da espécie *Araucaria angustifolia*, correspondendo a 15% dos remanescentes florestais nativos com presença de araucárias no estado de Santa Catarina (BRASIL, 2010) e a área com maior densidade de javalis dentre várias áreas protegidas do estado (SALVADOR, 2012).

O PNA foi criado no ano de 2005 e se localiza nos Municípios de Ponte Serrada e Passos Maia na região oeste do estado de Santa Catarina. O Parque possui 12.839 hectares e está inserido na bacia hidrográfica do Rio Chapecó. A variação na altitude no PNA é de 805 m a 1.218 m e o Parque é constituído por quatro tipos de solo: latossolo, nitossolo, neossolo, e cambissolo (BRASIL, 2010).

O clima predominante, segundo Koeppen, é do tipo Cf – temperado chuvoso de ambiente úmido, classe Cfkbag, que correspondente a um clima considerado "Frio", com temperatura média anual inferior a 18 °C, e a média do mês mais quente compreendida entre 18 °C e 22 °C. As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano com precipitação média anual de 1.970 mm, é uma região de ambiente sempre úmido com umidade média anual de entorno de 82% (BRASIL, 2010).

O PNA é constituído pelas formações fitogeográficas da Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e a Floresta Ombrófila Mista Montana, que em alguns locais ocorre em transição com a Estepe Gramíneo Lenhosa. As formações florestais ocorrem em diferentes estágios de sucessão com remanescentes bem conservados, sendo que aproximadamente 37% é formada por Floresta em estágio secundário médio de sucessão, 34% em estágio avançado de sucessão, 11% por Floresta primária, 9% floresta em estágio inicial de sucessão, 7% por áreas agrícolas e pastagem e 2% áreas de reflorestamento com espécies exóticas e solo exposto (BRASIL, 2010).

A área de influência do PNA é constituída principalmente por projetos de assentamento e propriedades particulares com base na silvicultura ou agropecuária. As principais atividades econômicas das pessoas localizadas na área de influência do PNA, entrevistadas durante

a elaboração do Plano de Manejo do PNA, é agricultora (destaque para as culturas de soja, milho, feijão, arroz, batata-doce, mandioca, ervamate) e pecuária (de corte e de leite). Foram identificadas 15 propriedades dentro do PNA, até o início deste estudo nenhuma propriedade havia sido indenizada e a sede da UC se localiza em Palmas (PR), num espaço conjunto com outras duas UCs federais - ESEC Mata Preta e RVS Campos de Palmas (BRASIL, 2010).

Foi solicitada autorização para realização de pesquisa em Unidade de Conservação Federal ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. A autorização SISBIO/ICMBio nº 40214 foi concedida em 16 de julho de 2013 e apresentou validade até 15 de agosto de 2014.

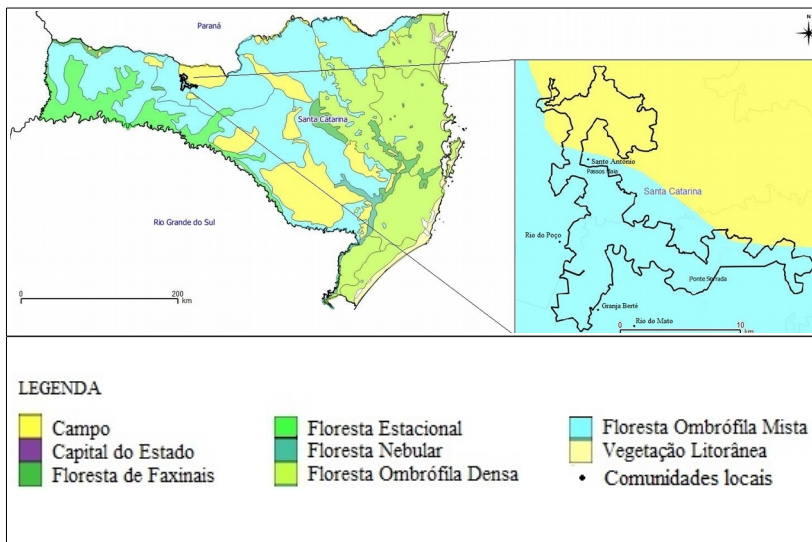


Figura 01. Mapa contendo as regiões fitoecológicas que originalmente ocupavam o Estado de Santa Catarina (adaptado de KLEIN, 1978) e em destaque a localização do Parque Nacional das Araucárias.

CAPÍTULO I

USO DE HABITAT POR JAVALI E SEU EFEITO NA REGENERAÇÃO DE ARAUCÁRIAS NO PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS

1.1 RESUMO

O javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) é uma espécie exótica invasora no Brasil desde a década de 60 e sua distribuição no país está aumentando e já atinge quase todos os biomas, exceto a Amazônia. Embora a invasão em Floresta Ombrófila Mista seja recente, aproximadamente 10 anos, o javali já apresenta sobreposição de 78% com esta fitofisionomia da Mata Atlântica. A presença dessa espécie pode alterar a comunidade vegetal por meio da perturbação de extensas áreas de vegetação, herbivoria e predação de sementes causando a diminuição da diversidade de espécies, redução na regeneração, diminuição na sobrevivência de mudas e redução no crescimento em altura das plantas. Os objetivos deste capítulo foram investigar o uso de habitat por javali na região do PNA, analisar a proporção de remoção de sementes de araucárias por javali em relação às espécies nativas na região do PNA, analisar a estrutura populacional de araucárias no Parque Nacional das Araucárias (PNA) e a relação entre o javali e a regeneração de *Araucaria angustifolia*. O número de araucárias e o tamanho de áreas fuçadas por javali foram obtidos em parcelas e transectos, registros de médios e grandes mamíferos em estações de armadilhas fotográficas e realizado experimento de remoção de sementes de araucárias. A abundância de javali foi analisada por meio do método de contagem de Royle e as variáveis ambientais relativas a abundância foram testadas por meio da abordagem de máxima verossimilhança e seleção de modelos. A densidade de araucárias em regeneração e tamanho de área revolvida por javali foram analisados por regressão linear. Foi elaborado um modelo linear generalizado misto para verificar as variáveis ambientais significativas na remoção de sementes e uma análise de redundância parcial para verificar os principais fatores que influenciam a regeneração de araucárias no PNA. O javali não está uniformemente distribuído ao longo do PNA e sua abundância foi inversamente proporcional ao percentual de área agrícola. Assim, quanto maior o percentual de área agrícola, menor a abundância de javali provavelmente devido ao uso de recursos naturais e a pressão de caça nas áreas agrícolas. A maioria das áreas com grande

densidade de indivíduos em regeneração no PNA ocorreu na região fitoecológica de campo, com vestígios de javali, presença de gado e solos menos profundos (neossolo e cambissolo). Finalmente, o melhor modelo que explicou a variação encontrada na densidade e altura de araucárias na classe regeneração no PNA foram litossolo, região fitoecológica, densidade de araucárias adultas, riqueza de médios e grandes mamíferos e áreas fuçadas por javali. Portanto, percebe-se que o javali é abundante na região do PNA, afeta a regeneração de araucárias e a caça contribui para o controle populacional dessa espécie no local.

Palavras-chave: espécie exótica invasora, *Sus scrofa*, *Araucaria angustifolia*, regeneração, manejo.

1.2 INTRODUÇÃO

As invasões biológicas podem atuar como agentes de mudanças em diversas escalas e os impactos causados pelas espécies invasoras podem atuar sobre espécies nativas, comunidades, ecossistemas ou, ainda, como um componente de mudança global (SAKAI et al., 2001). As espécies exóticas invasoras são uma das principais causas de extinção de espécies no planeta (CLAVERO & GARCÍA-BERTHOU, 2005) e representam um desafio para a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais (TEEB, 2010).

Os herbívoros invasores podem influenciar espacial e temporalmente as comunidades de plantas e o tipo e o grau de impacto varia de acordo com a espécie animal e vegetal envolvida (MICHELS, 2009). A invasão de um ecossistema por espécies herbívoras pode alterar a assembleia dos granívoros nativos e sua interação com as plantas (MOLES & DRAKE, 1999; CHOQUENOT & RUSCOE, 2000; WILSON et al., 2007) e pode afetar o padrão e a intensidade de predação de sementes (SANGUINETTI & KITZBERGER, 2008). Adicionalmente, os herbívoros podem influenciar os solos e sua biota associada por meio de alteração nos padrões de distribuição do carbono e nutrientes para as raízes mudando a quantidade e qualidade da liteira (ESTES et al., 2011). Os ungulados influenciam a dinâmica vegetal por meio do consumo de plantas, pisoteio e deposição de fezes e urina (DANNEL et al., 2003), afetando a composição de espécies vegetais e as etapas de sucessão (ESTES et al., 2011). Além disso, o pisoteio de plântulas e compactação do solo dificulta a germinação das sementes e o crescimento das plântulas (WILSON, 1994).

O javali (*Sus scrofa*) é uma espécie nativa da Europa, Ásia e norte da África (SCANDURA et al., 2011) e se estabeleceu em diversos países (BARRIOS-GARCIA & BALLARI, 2012). Essa espécie já foi bem estudada em alguns locais onde são nativos, como Europa ocidental (SCHLEY & ROPER, 2003; MASSEI & GENOV, 2004) ou onde foram introduzidos, como Austrália (HONE, 2002) e Estados Unidos (CAMPBELL & LONG, 2009; NOGUEIRA-FILHO et al., 2009). Em áreas onde foi introduzido, existem estudos sobre como o javali afeta a vegetação no México (SÓLIS-CÁMERA et al., 2008), nos Estados Unidos (SINGER et al., 1984; SIEMAN, 2009; CAMPBELL, 2009), na Austrália (HONE, 2002), Malásia (ICKES et al., 2001; ICKES et al., 2005), Argentina (SANGUINETTI & KITSBERGER, 2010), mas existem lacunas sobre o tema no Brasil.

O javali possui alta plasticidade de dieta, alimentando-se oportunisticamente de várias plantas e animais que podem variar entre os locais e estações do ano (STEGEMAN, 1938; GENOV, 1981; BAUBET et al., 2004). Nas áreas onde o javali é nativo, as frutas e sementes podem corresponder de 60 a 90% do conteúdo estomacal desses animais (FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; HERRERO et al., 2005), além disso esses animais podem apresentar preferência por espécies específicas de plantas (HERRERO et al., 2004), por itens que são abundantes, altamente digestivos e nutritivos como sementes de carvalho (HERRERO et al., 2005). Entretanto nas áreas onde é introduzido pouco se sabe sobre a ingestão de sementes (BARRIOS-GARCIA & BALLARI, 2012).

Esses animais são considerados engenheiros de ecossistemas, devido às grandes mudanças físicas no ambiente, e estão envolvidos em uma rede complexa de interações com efeitos diretos e indiretos nos componentes bióticos e abióticos do meio ambiente (BARRIOS-GARCIA & BALLARI, 2012). A presença desses animais pode alterar a comunidade vegetal por meio da perturbação de extensas áreas de vegetação (BAUBET et al., 2003; CUSHMAN et al., 2004), herbivoria (HERRERO et al., 2005; GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008) e predação de sementes (CHOQUENOT et al., 1996; LOTT et al., 1995) causando a diminuição da diversidade de espécies (HONE, 2002; SIEMANN et al., 2009), redução na regeneração (LIPSCOMB, 1989; SIEMANN et al., 2009), diminuição na sobrevivência de mudas (MITCHELL et al., 2007), redução no crescimento em altura das plantas (ICKES et al., 2001; SIEMANN et al., 2009), alteração na composição de espécies (SIEMANN et al., 2009) ou ainda extinção local de alguma espécie (SINGER et al., 1984). Embora, algumas espécies também possam se

beneficiar desta perturbação (LACKI & LANCIA, 1986), uma vez que este hábito gera um mosaico de manchas de vegetação perturbadas e não perturbadas que constituem sítios de colonização para plantas nativas e exóticas (BARIOS-GARCIA & BALLARI, 2012).

O principal efeito da presença do javali é uma extensa perturbação que consiste em revolver a terra ao buscar recursos subterrâneos de alimentação (BUENO et al., 2011), afetando diretamente componentes do solo e indiretamente outros organismos devido às alterações físicas provocadas nas características do habitat e na mudança de disponibilidade de recursos (JONES et al., 1994, 1997; VITOUSEK et al., 1997; CROOKS, 2002). A extensão das áreas de solo revolvidas por javali pode apresentar variação sazonal (BARON, 1982; SIERRA, 2001; GENOV, 1981; DARDAILLON, 1986; FOCARDI et al., 2000) e pode reduzir até 80% da cobertura vegetal (SINGER, 1981), contudo o efeito sobre a comunidade vegetal varia de acordo com a comunidade e tempo de distúrbio (BARON, 1982; SIERRA, 2001).

Embora o comportamento de revirar o solo tenha uma série de impactos sobre a comunidade, outros comportamentos como o hábito de chafurdar na lama, se esfregar em árvores e construir ninhos também podem ser importantes causas de distúrbios na vegetação (BARIOS-GARCIA & BALLARI, 2012). O comportamento de chafurdar na lama fornece proteção contra insetos e parasitas, além de auxiliar na termorregulação (HEINKEN et al., 2006; CAMPBELL & LONG, 2009) e, após chafurdar, o animal se esfrega nas árvores podendo atuar como vetores de invertebrados e sementes (HEINKEN et al., 2006; VANSCHOENWINKEL et al., 2008). Já a construção do ninho na vegetação é feito preferencialmente em área com cobertura vegetal abundante, próxima a água (DARDAILLON, 1986; FERNÁNDEZ-LLARIO, 2004) e pode causar mudanças significativas na composição de árvores (ICKES et al., 2003; ICKES et al., 2005). Na Malásia, observou-se que os ninhos foram constituídos por mudas arbóreas arrancadas ou desenraizadas por javali, em média foram utilizadas 267 mudas de árvores para a construção de um único ninho e provocou a morte de 29% das árvores com DAP entre 1-2 cm (ICKES et al., 2005).

O consumo de frutos e sementes também pode provocar alteração da composição das comunidades de plantas (EVERITT & ALANIZ, 1980; COBLENTZ & BABER, 1987; TAYLOR & HELLGREN, 1997; SÓLIS-CAMARA et al., 2008), pois o javali age como um predador de sementes danificando a maioria das sementes consumidas (LOTT et al., 1995; GOMEZ et al., 2003; SANGUINETTI & KITZBERGER, 2010). Siemann et al. (2009) observaram o dobro da

abundância de plântulas de sementes grandes em parcelas cercadas que em parcelas controle contendo javali. Os roedores podem atuar como dispersores, removendo sementes e armazenamento em pequenas quantidades no solo (SANGUINETTI & KITZBERGER, 2008) e o javali pode procurar ativamente as sementes enterradas por roedores (FOCARDI et al., 2000) e mastigá-las deixando-as completamente destruídas restando apenas a casca sem endosperma no solo (SHEPHERD & DITGEN, 2005).

A importância relativa da produção de sementes, sua predação, a disponibilidade de microsítios para a germinação e o estabelecimento das plântulas atuam como forças seletivas que limitam o recrutamento de indivíduos na população (GRUBB, 1977). A produção de sementes e o recrutamento de plântulas são as etapas demográficas mais críticas na dinâmica populacional de espécies arbóreas (SANGUINETTI, 2008), como a espécie ameaçada de extinção *Araucaria angustifolia* (FARJON, 2006; BRASIL, 2014). De forma geral, sementes grandes possuem maior êxito durante as etapas de germinação, emergência e estabelecimento que sementes pequenas, além de possuírem maior quantidade de reservas, melhor adaptação a seca ou a falta de recursos e menos interferência da serrapilheira ou da competição, entretanto as sementes grandes possuem menor capacidade de dispersão, maior risco de predação e restrições para formação de banco de sementes (WESTOBY et al., 1992).

A germinação de sementes de araucária ocorre 30 dias após a dispersão e as sementes podem permanecer viáveis por até 250 dias (FERREIRA & HANDRO, 1979). O extenso período de disponibilidade de sementes e a grande quantidade com que é produzida durante o ano, torna o pinhão o mais importante recurso alimentar, para a fauna, no período de inverno (PAISE & VIEIRA, 2005), o que implica, diretamente, em como o recurso será utilizado no sistema, trazendo efeitos sobre as populações de araucária, e influenciando diretamente na regulação das populações da fauna que dependem da sua oferta e, indiretamente, os animais nos níveis acima da cadeia trófica (CADEMARTORI et al., 2004; IOB & VIEIRA, 2008).

Os predadores de sementes, animais que se alimentam de uma porção suficiente para inviabilizar a germinação de sementes, reduzem o número de sementes disponíveis para germinação, alteram o padrão de recrutamento (EDWARDS & CRAWLEY, 1999) e influenciam nos processos e características de dispersão de sementes das plantas (HOWE & MIRITI, 2000); enquanto os dispersores podem atuar positivamente ao carregar e depositar as sementes em local apropriado para

germinação (IOB, 2007). Adicionalmente, os mamíferos podem arrancar plântulas de araucárias (SANQUETTA, 2005) em busca das sementes que permanecem conectadas por certo período (PALUDO et al., 2011). Neste contexto, a predação e a dispersão de sementes atuam como fatores determinantes no recrutamento de novos indivíduos (WANG & SMITH, 2002) e a granivoria pode ter um impacto considerável sobre a sobrevivência de sementes (CRAWLEY, 1992; HULME, 1998). Em ecossistemas florestais, a elucidação deste efeito deve considerar a variação temporal e espacial da densidade de sementes, a resposta dos granívoros e a heterogeneidade ambiental (VANDER WALL, 1994).

Espécies residentes, pouco móveis e de vida curta, como a maioria dos roedores podem produzir altas taxas de predação de sementes ao alterar sua dieta ou período reprodutivo durante a estação de queda de sementes (HULME & HUNT, 1999). Já os vertebrados nômades de vida-longa podem atuar em uma escala espacial diferente e podem perceber que o recurso se encontra distribuído no espaço em forma de manchas e por um tempo limitado e alterar a sua dieta por meio da migração (CURRAN & LEIGHTON, 2000; SILMAN et al., 2003).

As sementes de *Araucaria angustifolia* são consumidas por, no mínimo, 14 espécies de mamíferos que ocorrem naturalmente nas Matas de Araucárias (SOLÓRZANO-FILHO, 2001). Os mamíferos desempenham um papel importante na dinâmica de população desta espécie agindo como predador e potencial dispersor de sementes (BORDIGNON & MONTEIRO-FILHO, 2000). Os pinhões são consumidos por mamíferos de pequeno porte, como *Oligoryzomys nigripes* e *Delomys dorsalis*, a carnívoros maiores de 5 kg como *Cerdocyon thous* e *Procyon cancrivorus* (SOLÓRZANO-FILHO, 2001).

Embora existam vários estudos sobre predação de sementes por assembleias de granívoros (CURRAN & LEIGHTON, 2000; FOCCARDI et al., 2000; 2008, IOB & VIEIRA, 2008) e estudos sobre o impacto da predação de sementes arbóreas por javali (LOTT et al., 1995; SANGUINETTI & KITZBERGER, 2008), não existem estudos que elucidem o efeito do javali na predação de sementes de *Araucaria angustifolia*. Embora alguns autores relatem que o javali se alimenta dos pinhões de araucária (COPINI et al., 2013; SALVADOR, 2012), não existem estudos conclusivos sobre os efeitos na regeneração de araucárias nas florestas remanescentes (DEBERDT & SCHERER, 2007). Assim, estudos sobre o tema são fundamentais para avaliar as implicações diretas e indiretas dos distúrbios causados pelo javali para orientar as ações de gestão adequadas e compreender as consequências

futuras (CARPENTER, 2002). Os objetivos deste capítulo foram investigar o uso de habitat por javali na região do Parque Nacional de Araucárias, analisar a estrutura populacional de araucárias no PNA, verificar o efeito da presença de javali sobre a regeneração de *Araucaria angustifolia* e analisar a proporção de remoção de sementes de araucárias por javali em relação às espécies nativas na região do Parque Nacional de Araucárias.

1.3 MATERIAL E MÉTODOS

1.3.1 Uso de habitat por javali no Parque Nacional das Araucárias

O uso de habitat por javali foi investigado por meio de armadilhas fotográficas. Foram utilizadas armadilhas fotográficas do tipo BUSHNELL sem iscas (SILVEIRA et al., 2003; O'CONNELL et al., 2011) distribuídas aleatória e independentemente em carreiros de animais localizados em áreas florestais e distantes, no mínimo, 3 km entre si (SALVADOR, 2012). As armadilhas foram programadas para acionar ao passar um animal e fazer vídeos de 1 minuto com intervalo de 30 segundos entre as eles. Foram instalados 20 estações de armadilhas fotográficas na região do PNA (Figura 01) sendo que 18 permaneceram ativas no verão (novembro de 2013 a janeiro de 2014) e 15 no inverno (maio a julho de 2014). Cinco armadilhas (AF8, AF9, AF10, AF13 e AF14) não puderam ser instaladas nas mesmas áreas no inverno, pois o proprietário solicitou a suspensão das atividades de pesquisa durante este período, por isso foram selecionadas outras duas áreas em outras propriedades nas proximidades. O esforço amostral por ponto foi de 26 noites em cada período, totalizando 858 armadilhas-noite (468 armadilhas-noite no verão e 390 armadilhas-noite no inverno).

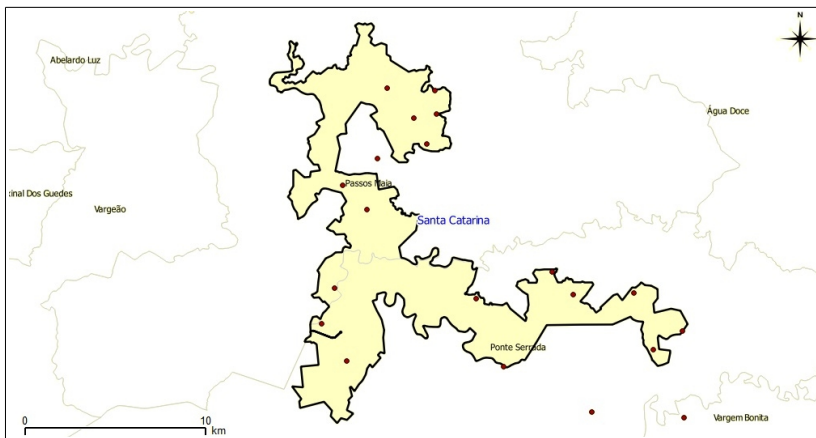


Figura 01. Mapa e localização das estações de armadilhas fotográficas (em vermelho) amostradas em 2013 e 2014 na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

1.3.2 Experimento de remoção pós-dispersão de sementes de araucária

Na região do Parque Nacional das Araucárias foram selecionadas seis áreas amostrais onde foram obtidos dados prévios de armadilhas fotográficas durante o verão (quatro áreas com registros de presença de javali e duas com ausência de registros de javali) para realização de experimentos de remoção de sementes de araucária (Figura 02). O experimento foi realizado no início e no final do período de produção máxima de pinhão (ZECHINI, 2012), respectivamente, em maio e julho de 2014.

As sementes foram compradas próximas a região do Parque Nacional das Araucárias e foram utilizadas ao todo 480 sementes (10 sementes x 4 tratamentos x 6 áreas x 2 períodos) sendo que foram previamente selecionadas as sementes frescas e sem indicativos visíveis de infestação por invertebrados e fungos.

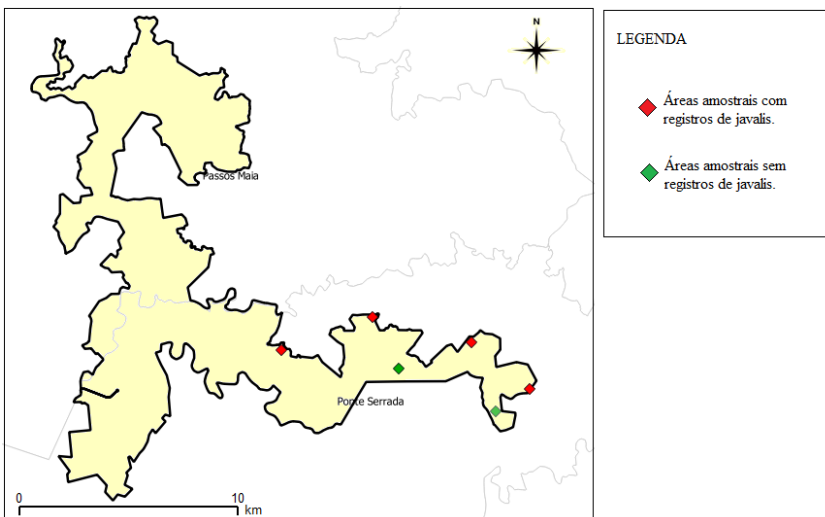


Figura 02. Mapa e localização dos experimentos de remoção de sementes destacando as áreas amostrais onde foram registrados javalis previamente (em vermelho) e as áreas onde não foram registrados (em verde) no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

Em cada área, foi selecionado um local com distância mínima de 30 m de qualquer araucária adulta. Foram instalados quatro tratamentos distantes 2 metros entre si com 10 pinhões em cada tratamento, registrados aspectos relativos a cobertura vegetal de dossel com densiômetro esférico convexo (D) de Lemmon (LEMMON, 1954 apud SUGANUMA et al., 2008), microssítio de deposição das sementes (solo, serrapilheira, plântula, arbusto etc) e cobertura vegetal (alta, média e baixa). Foram realizadas medições da cobertura da vegetação de dossel, a 1 m do solo, com um densiômetro esférico convexo (D) de Lemmon. Cada quadrante foi dividido mentalmente em quatro, e foram sistematicamente contados quantos quartos do quadrante refletiam o dossel; o total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, derivando a estimativa de cobertura diretamente em porcentagem. Assim, foi obtida a cobertura de dossel, no local, pela soma da cobertura nos quatro pontos cardeais (LEMMON, 1954 apud SUGANUMA et al., 2008).

Os tratamentos foram: aberto (10 sementes dispostas no chão com acesso a qualquer espécie), semifechado que permite acesso somente a pequenos mamíferos (10 sementes colocadas em um cano de

PVC de 40 cm e 75 mm de diâmetro), semifechado que permite acesso somente a médios e grandes mamíferos (10 sementes sobre uma bandeja plástica presa no ápice de um funil invertido, para impedir escalada dos pequenos mamíferos, distante 25 cm do solo) e fechado (10 sementes em um cano de PVC de 40 cm e 25 mm de diâmetro restringindo o acesso a qualquer espécie de mamíferos (MILERI et al., 2012, BRUM et al., 2007) (Figura 03).



Figura 03. Foto do experimento de remoção de sementes contendo os quatro tratamentos: aberto (embaixo à esquerda), acesso para médios e grandes mamíferos (embaixo à direita), acesso a pequenos mamíferos (em cima à esquerda), fechado (em cima à direita) realizado em 2014 no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

Destaca-se que os canos foram afixados ao solo utilizando hastes de ferro em formato de U para evitar a manipulação dos mesmos (PINTO, 2011) (Figura 04). A contagem das sementes em cada tratamento foi realizada 2 dias (IOB, 2007) e 6 dias (adaptado de MILERI et al., 2012) após a instalação do experimento.

Adicionalmente ao uso dos tratamentos, foram utilizadas armadilhas fotográficas para identificar os animais responsáveis pela remoção das sementes (MILERI et al., 2012). Assim, a identificação dos

animais foi feita por meio da instalação de armadilhas fotográficas do tipo BUSHNELL dispostas de forma a visualizar todos os tratamentos, mas principalmente os tratamentos aberto e semifechado que permitem acesso a médios e grandes mamíferos. As armadilhas foram programadas para acionar ao passar um animal e fazer vídeos de 1 minuto com intervalo de 30 segundos entre as eles.



Figura 04. Cano utilizado no tratamento que permite o acesso aos pequenos mamíferos, afixado no solo com hastes de ferro, utilizado no experimento de remoção de sementes realizado em 2014 no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

1.3.3 Estrutura populacional de araucárias no PNA e relação do javali com a regeneração de araucárias

Seleção dos fragmentos florestais

Foram selecionadas, por meio de imagem de satélite (GOOGLE EARTH, 2013), 11 fragmentos florestais dentro do Parque Nacional das Araucárias em locais com maior densidade de *Araucaria angustifolia* para analisar a estrutura populacional de araucárias na região e a relação do javali com a regeneração de araucárias. Posteriormente, foi solicitada autorização para cada proprietário que possui área de sua propriedade dentro dos limites do PNA para a realização do estudo, já que a maioria das áreas ainda não foi indenizada. Então, foram percorridas as principais estradas das propriedades que o acesso foi autorizado e foram selecionados *in loco* os fragmentos com maior densidade de araucárias em cada propriedade com base no critério anterior de seleção das áreas. Cabe ressaltar que não foi autorizado o acesso as propriedades da empresa Tozzo que possuem áreas de Mata de Araucárias na porção norte e central do Parque.

Parcelas

Em julho e agosto de 2013, foram instaladas 10 parcelas de 40 m x 40 m em cada um dos fragmentos selecionados e, posteriormente, uma parcela foi instalada em julho de 2014. Ao todo foram instaladas 11 parcelas na região do Parque Nacional das Araucárias (Figura 05).

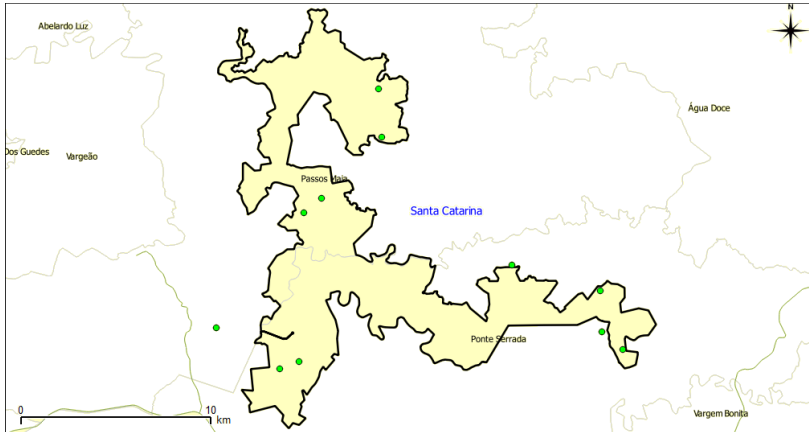


Figura 05. Mapa e localização das parcelas de araucárias (em verde) amostradas em 2013 e 2014 na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

Em julho/agosto de 2013 e em julho de 2014 foi contabilizado o número de indivíduos de araucárias, obtida altura das plantas (trena para árvores até 2 m e trena digital para árvores maiores de 2 m) e registrada a posição na parcela de todos os indivíduos. Todos os indivíduos de araucárias foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas e foi obtida a circunferência a altura do peito (CAP) de todos os indivíduos acima de 1,5 m de altura. Os indivíduos de araucárias foram considerados de acordo com as seguintes classes (PALUDO et al., 2009): regeneração (altura inferior a 1,5 m), juvenil (maior que 1,5 m e não reprodutiva) e reprodutiva - masculina (observação de estróbilo na árvore ou no chão ao redor da árvore se não houver sobreposição de copa com outro indivíduo) ou feminina (observação de ginostrobilos na árvore ou pinhão no chão ao redor da árvore se não houver sobreposição de copa com outro indivíduo).

Adicionalmente, foi contabilizado o tamanho das áreas fuçadas e registrada a posição na parcela.

Foram realizadas medições da cobertura da vegetação de dossel, a 1 m do solo, com um densiômetro esférico convexo (D) de Lemmon. As medições foram realizadas, sempre por uma mesma pessoa, nos quatro vértices e no centro de cada parcela.

Recrutamento de araucárias

O recrutamento de araucárias foi avaliado em sete parcelas utilizadas para analisar a estrutura populacional em julho de 2013 e de 2014 (três parcelas não puderam ser avaliadas, pois o proprietário das terras solicitou a interrupção de atividades de pesquisas em suas propriedades neste período e outra parcela foi instalada de forma complementar apenas em 2014). Os indivíduos foram classificados conforme Paludo e colaboradores (2011): regeneração I (indivíduos com altura < 1,5 m), regeneração II (indivíduos com altura > 1,5 m e < 5 m), recrutas (indivíduos que pertenciam a classe de regeneração e cresceram a uma altura > 5 m), além de acréscimo (indivíduos novos) e mortos.

Produtividade de araucárias

Adicionalmente, foi realizada estimativa de produção por meio da quantificação de ginostrobilos em oito parcelas em maio de 2014. A estimativa não foi realizada em três parcelas, pois o proprietário das áreas solicitou a interrupção das atividades de pesquisas neste período. Em cada parcela foram amostrados cinco indivíduos de araucárias do sexo feminino contendo ginostrobilos, caso não houvessem todos os indivíduos dentro da parcela foram selecionados indivíduos até 50 m da parcela até completar o número de indivíduos. Foi obtido o CAP de todos os indivíduos e os ginostrobilos foram quantificados com auxílio de binóculos e a olho nú sempre pelo mesmo observador, foram marcados quanto a sua posição na copa sempre orientada para o Norte.

Transectos

Foram selecionadas cinco áreas na região do PNA (Figura 06) para realização de observação de vestígios em transecções lineares percorridas a pé (BUCKLAND, 1996).

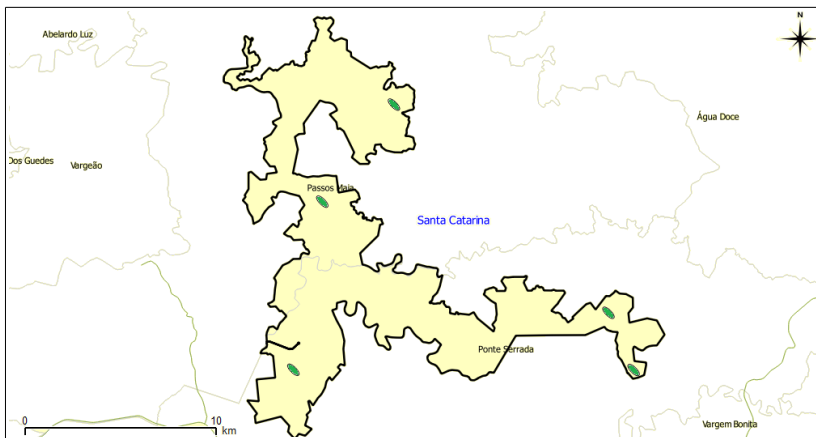


Figura 06. Mapa e localização das áreas onde foram realizados os transectos (em verde) no verão de 2013 na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

Os transectos foram realizados com objetivo principal de verificar o uso da área do PNA pelo javali e, de forma complementar, foram utilizados para ampliar a coleta de dados sobre a estrutura populacional de araucárias na região. Em dezembro/2013 e janeiro/2014, os transectos foram percorridos das 7h às 19h com paradas a cada 50 m para observação do ambiente (CULLEN Jr et al., 2001) e medições da cobertura de dossel com um densiômetro esférico convexo (D) de Lemmon. Em cada área foram realizados quatro transecções de 300 m x 4 m, distantes 100 m entre si, resultando num esforço amostral de 1,2 km por área e de 6,0 km no total.

Em cada transecto foi contabilizado o número de indivíduos de araucárias, obtida altura das plantas com altura inferior a 1,5 m, registrada a posição dos indivíduos, obtida a circunferência a altura do peito (CAP) de todos os indivíduos acima de 1,5 m de altura e registradas coordenadas geográficas. Adicionalmente, em cada transecto foi obtido o tamanho das áreas fuçadas conforme relatado para as parcelas e registradas coordenadas geográficas.

1.4 ANÁLISE DE DADOS

1.4.1 Riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte no PNA

A identificação das espécies de mamíferos em cada registro foi realizada com auxílio de especialistas em mastofauna: Carlos Salvador (Doutor), Glauco Schüssler (Doutorando em Recursos Genéticos Vegetais), Juliano Bogoni (Doutorando em Ecologia).

O número de eventos de captura foi considerado como o número de vezes em que a armadilha fotográfica foi ativada. Foram determinadas a riqueza de espécies em cada estação amostral e a frequências de ocorrência das espécies com maior número de registros. Adicionalmente, foi feita uma curva de rarefação de espécies para verificar a suficiência amostral referente à riqueza de médios e grandes mamíferos utilizando o pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2013) no programa estatístico R (R CORE TEAM, 2014).

1.4.2 Uso de habitat por javali no Parque Nacional das Araucárias

Foi feita uma análise descritiva da frequência de ocorrência das espécies mais registradas nas estações de armadilhas fotográficas e do percentual de estações onde foram registradas.

Posteriormente, foi realizado um teste de qui-quadrado no programa estatístico R (R CORE TEAM, 2014) para analisar as diferenças no padrão de atividades de uso dos ambientes florestais pelo javali de acordo com o período do dia (diurno e noturno) e contemplando a sazonalidade (verão e inverno) considerando os animais registrados em um intervalo mínimo de uma hora entre os registros.

A abundância de javali foi estimada por meio do método de contagem de Royle, considerado o mais apropriado para estimativas absolutas quando outros métodos não são aplicáveis (MACKENZI et al., 2006; ROYLE, 2004). Este método é um modelo para estimar abundância em amostragens contendo réplicas temporais em um número de áreas amostrais considerando que a abundância específica por área é um efeito aleatório e a probabilidade marginal das contagens é obtido pela integração da probabilidade binomial para as contagens observadas sobre os possíveis valores de abundância para cada área amostral (ROYLE, 2004). O histórico de contagem foi realizado com o número de animais registrados por dia através das armadilhas fotográficas distribuídas independentemente em carreiros de animais considerando os animais registrados em um intervalo mínimo de uma hora entre os

registros. Foram contabilizados os registros somente de jovens e adultos, desconsiderando filhotes reconhecíveis pela pelagem estriada típica. Todos os pontos se localizaram em área de floresta com distância mínima de 3 km entre eles. Os pontos foram considerados independentes, levando em conta o tamanho da área de vida da espécie que seria esperado em um intervalo de 30 dias (SALVADOR, 2012). As estimativas de abundância por ponto seguiram a abordagem de máxima verossimilhança por meio do pacote “unmarked” do programa R (FISKE & CHANDLER, 2011), considerando o modelo com distribuição binomial negativa e com melhor ajuste as variáveis preditoras (SALVADOR, 2012). As abundâncias foram transformadas em densidade calculando a razão entre o número de indivíduos estimado de cada ponto por 3,14 km² (área do círculo cujo raio foi 1 km) e construído um mapa de densidades. Com auxílio do programa qGis (QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2014), os círculos com raios de 1 km foram cruzados com a base cartográfica de mapas de uso do solo e vegetação (EMBRAPA, 2004) para estimar a porcentagem de floresta nativa, reflorestamento (plantio de *Pinus* e eucalipto), campo e corpo d'água em cada área e elaboração de mapas de densidade de acordo com a sazonalidade. As contribuições das variáveis ambientais que eventualmente podem explicar a abundância de javali foram testadas por meio da abordagem de máxima verossimilhança e seleção de modelos. Este raio foi utilizado como a área de uso intenso de javali segundo a literatura (SALVADOR, 2012). Posteriormente, foi calculada a densidade de indivíduos por ponto em uma área de 28,27 km² (raio de 3 km) para fins de comparação da densidade de javali no PNA em anos anteriores (SALVADOR, 2012).

1.4.3 Experimento de remoção de sementes

Em relação ao experimento de remoção de sementes, foi realizada análise descritiva, considerado o número de eventos de captura, esforço amostral, determinadas a riqueza de médios e grandes mamíferos e a frequências de ocorrência das espécies durante o experimento.

O número de sementes removidas após 2 e 6 dias em cada tratamento, os dados obtidos no local (época do pinhão, microssítio, cobertura de vegetação, inclinação do terreno, proximidade de córrego) e dados de vegetação e uso do solo (EMBRAPA, 2004) em um raio de 1 km dos experimentos obtidos por meio de análise no qGis (QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2014) foram utilizados em uma análise

de regressão múltipla no programa estatístico R (R CORE TEAM, 2014). As variáveis “porcentagem de plantio de Pinus ou Eucalipto”, “cobertura vegetal de dossel”, “inclinação do terreno” e “proximidade de córrego” não foram significativas e foram excluídas do modelo.

Assim, a contribuição das variáveis ambientais, selecionadas previamente, para a diferença de remoção de sementes foi analisada por meio de modelos lineares generalizados mistos (MLGM) por meio do pacote “lme4” (BATES et al., 2014) no programa estatístico R (R CORE TEAM, 2014) considerando “tempo” como variável aleatória e “tratamento”, “época do pinhão (início ou final)”, “vegetação e uso de solo (porcentagem de florestas em estágio médio ou avançado de regeneração, de campo e de corpo d'água em um raio de 1 km do experimento)” e “microsítio dos tratamentos (serrapilheira ou serrapilheira e plântula)” como variáveis fixas.

1.4.4 Estrutura populacional de araucárias no PNA e relação de javali com a regeneração de araucárias

Inicialmente, foi realizada análise descritiva do número de indivíduos de araucárias total e por classe de desenvolvimento, densidade, área basal média, altura e DAP médios de araucárias nas parcelas e nos transectos, além da cobertura vegetal média. A partir dos dados de sete parcelas em que foi analisado o recrutamento, realizou-se análise descritiva das classes de recrutamento de indivíduos nas parcelas, taxa de acréscimo de novos indivíduos, de recrutamento e de mortalidade.

Foi feita uma regressão linear utilizando os dados de araucárias na classe de regeneração e de cobertura vegetal dos transectos sem indícios da presença de gado, pois o gado pode causar uma redução drástica de arbustos no interior das florestas por meio do pisoteio (OLIVEIRA-SANTOS, 2009). Além de regressão linear entre áreas fuçadas por javali e densidade de indivíduos na classe regeneração de transectos sem indícios da presença de gado.

Foi feita análise descritiva dos indivíduos de araucárias fêmeas produtivas quanto ao número total de ginostrobilos e nas diferentes classes de tamanho, além do DAP médio dos indivíduos e a produção média de ginostrobilos por indivíduo. A estimativa média de produção do PNA foi realizada multiplicando o número total de araucárias fêmeas pelo número médio de pinhas por indivíduo.

Foi realizada uma análise de redundância parcial (RDAP) (BORCARD & LEGENDRE, 2002; BORCARD et al., 2004) para

verificar os principais fatores que afetam a regeneração de araucárias no PNA incluindo o javali. A análise de redundância foi feita com 29 unidades amostrais utilizando os dados de regeneração de araucárias e vestígios de javali obtidos em parcelas e transectos e cruzando com os dados de médios e grandes mamíferos obtidos em armadilhas fotográficas e com informações de coordenadas das unidades amostrais no qGis (QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2014) com dados de tipo de solo (BRASIL, 2010), uso de solo e vegetação, litossolo (EMBRAPA, 2004) e região fitoecológica (KLEIN, 1978) em um raio de 1 km das armadilhas fotográficas; duas unidades amostrais foram desconsideradas devido à ausência de dados de armadilhas fotográficas no raio de 1 km.

A matriz das variáveis respostas foi composta pela densidade e altura de indivíduos na classe regeneração, a primeira matriz de variáveis explicativas foi composta por tipo de solo, estado de regeneração da mata (BRASIL, 2010), presença ou ausência de gado, tipo de litossolo, região fitoecológica, cobertura vegetal de dossel, área basal dos indivíduos de araucárias, densidade de indivíduos de araucárias com DAP acima de 10 cm, de araucárias reprodutivas, de fêmeas, de macho, DAP médio de indivíduos acima de 5 cm, das reprodutivas, de fêmeas e de machos e a segunda matriz de variáveis explicativas referente ao percentual de área remexida por javali, riqueza total, registros de pequenos mamíferos, de médios e grandes mamíferos, de javali e frequência de ocorrência de javali em relação ao total de médios e grandes mamíferos. Posteriormente, foi selecionado o melhor modelo preditor por meio da função "ordistep" do pacote "vegan". A significância do modelo, de cada um dos eixos e das variáveis foi testada por meio do teste de permutação para RDA com 999 permutações.

1.5 RESULTADOS

1.5.1 Riqueza de espécies de médios e grandes mamíferos no PNA

O número de eventos de captura com as armadilhas fotográficas foi 1590, sendo 1,2 evento de captura por noite no inverno (n=468) e 2,4 eventos no verão (n=1122). Em relação ao total de eventos de captura, 32,1% de disparos em falsos (provavelmente devido a chuva, vento etc), 29,9% foram registros de aves, 25,1% de médios e grandes mamíferos, 12% de pequenos mamíferos.

A riqueza observada de espécies nativas de médios e grandes

mamíferos na região do PNA foi de 18 espécies: capivara (*Hydrochaerus hydrochaeris* Linnaeus, 1766), cateto (*Pecari tajacu* Linnaeus, 1758), cutia (*Dasyprocta azarae* Lichtenstein, 1823), gato do mato (*Leopardus gutttulus* Hensel, 1872), gato maracajá (*Leopardus wiedii* Schinz, 1821), guaraxaim (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766), irara (*Eira barbara* Linnaeus, 1758), jaguatirica (*Leopardus pardalis* Linnaeus, 1758), macaco prego (*Sapajus nigritus* Goldfuss, 1809), mão pelada (*Procyon cancrivorus* G. Cuvier, 1798), paca (*Cuniculus paca* Linnaeus, 1766), quati (*Nasua nasua* Linnaeus, 1766), tatu galinha (*Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758), tatu mirim (*Dasypus septemcintus* Linnaeus, 1758), tatupeba (*Euphractus sexcinctus* Linnaeus, 1758), tatu-de-rabo-mole-grande (*Cabassous tatouay* Desmarest, 1804), veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira* G. Fischer, 1814) e zorrilho (*Conepatus chinga* Molina, 1782). Além do registro de duas espécies exóticas lebre européia (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) e javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) e três espécies domésticas: gado bovino (*Bos taurus* Linnaeus, 1758), cães (*Canis lupus familiaris* Linnaeus, 1758) e cavalo (*Equus caballus* Linnaeus, 1758).

A curva de rarefação indicou tendência a estabilização no acréscimo de riqueza de médios e grandes mamíferos de acordo com o esforço amostral (Figura 07).

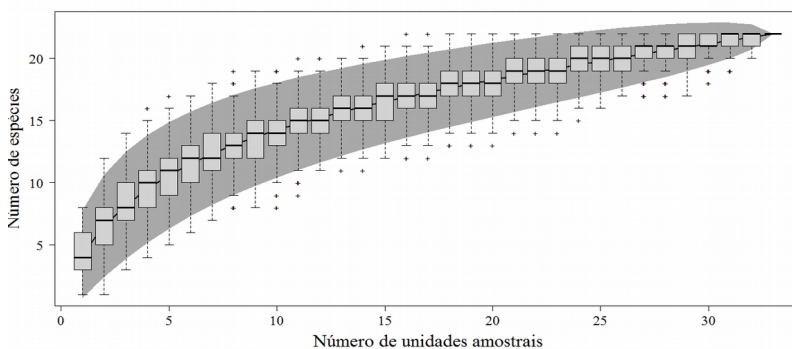


Figura 07. Curva de rarefação da riqueza de médios e grandes mamíferos em relação ao número de unidades amostrais (estações de armadilhas fotográficas) no Parque Nacional das Araucárias.

1.5.2 Uso de habitat por javali no Parque Nacional das Araucárias

As espécies de médios e grandes mamíferos registradas com maior frequência de ocorrência nas estações de armadilhas fotográficas

foram o javali (29%), o quati (10,1%) e a cutia (9,3%). Das 33 estações amostrais estabelecidas (verão e inverno), o quati foi detectado em 75% das estações e o javali em 65% das estações (Figura 08).

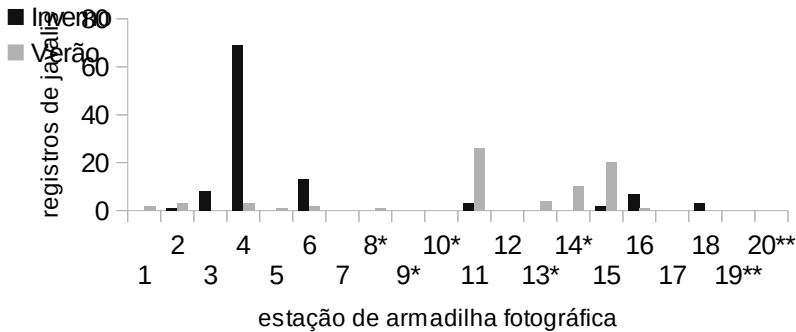


Figura 08. Número de registros de javali por estação de armadilha fotográfica na região do Parque Nacional das Araucárias no verão (2013) e no inverno (2014). * as estações não foram instaladas no inverno, ** as estações não foram instaladas no verão.

Em relação ao padrão de atividade de javali nas áreas de mata do PNA, observou-se diferença significativa entre o número de registros nos períodos diurno e noturno ($X^2 = 12,5$; $df = 1$; $p = 0,0004$), entre os períodos diurno e noturno no verão ($X^2 = 13,9$; $df = 1$; $p = 0,0002$) e a diferença entre os períodos não foi significativa no inverno ($X^2 = 0,7$; $df = 1$; $p = 0,4140$) (Tabela 01). Observou-se que 28% dos javalis registrados no inverno são filhotes enquanto no verão esse percentual é de 20%, entretanto essa diferença não foi significativa ($X^2 = 0,8$; $df = 1$; $p = 0,3835$).

Tabela 01. Percentual de registros de javali nos períodos diurno (07 h as 18 h) e noturno (19 h as 06 h) no verão de 2013 e no inverno de 2014 no Parque Nacional das Araucárias.

Registros de javali	Diurno	Noturno	X^2	p
Verão	76,2%	23,8%	9,98	0,002
Inverno	44,4%	55,5%	0,67	0,414
Total	61,9 %	38,1%	9,98	0,002

O modelo de abundância de javali com o melhor ajuste segundo o critério do AIC foi o modelo 1 (Tabela 02) no qual a variável que melhor explicou a abundância na região foi o percentual de área agrícola na área central de atividade (“agricultura”), assim a abundância de javali está negativamente relacionada ao percentual de áreas agrícolas ($b = -0,63$).

Tabela 02. Sumário do processo de seleção de modelos de abundância (λ) de javali com variáveis ambientais no Parque Nacional das Araucárias. Seleção de modelos por Critério de Informação de Akaike (AIC): número de parâmetros (K); critério de informação de Akaike (AIC), diferença em relação ao menor valor de AIC (Δ). Modelo constante de abundância [$\lambda(\cdot)$]. assumindo a probabilidade de detecção constante $p(\cdot)$ e distribuição binomial negativa.

Modelo	K	AIC	Δ
Agricultura	4	638,17	0
Nulo	3	642,28	4,11
Floresta	4	644,04	5,88
Campo	4	644,27	6,11
Água	4	644,27	6,11
Reflorestamento	4	644,28	6,11

O mapa de densidades indica a abundância de javali/km² em cada local considerando um raio de 1 km (Figura 09) evidenciando a presença maior de javali na porção centro-sul do PNA que na porção norte. A densidade média para região do PNA, considerando um raio de 3 km, é de $0,48 \pm 0,1$ indivíduos por km².



Figura 09. Mapa de densidade de javali no inverno de 2013 (A) e no verão de 2014(B) em relação a vegetação e uso do solo na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

1.5.3 Experimento de remoção de sementes

O esforço amostral de armadilhas fotográficas durante o experimento foi de 72 armadilhas-noite (6 noites x 6 áreas x 2 períodos). No total foram contabilizados 408 eventos de captura (50% registros de pequenos mamíferos, 20% de aves, 13,2% de mamíferos de médio porte e 15% de registros sem a presença de animais), sendo 132 eventos de captura no início do pico do pinhão (41% pequenos mamíferos, 22% aves, 10,6% médios mamíferos e 20,4% sem animais) e 276 no final do pico do pinhão (54,3% pequenos mamíferos, 18,8% aves, 14,5% médios e 12,3% sem animais).

Os médios e grandes mamíferos observados e suas respectivas frequência de ocorrência foram: cateto (3,7%), gato do mato (5,6%), guaraxaim (14,8%), irara (3,7%), javali (20,4%), quati (38,9%), tatu (11%) e veado (1,9%).

Observa-se em relação ao total que 29,1% das sementes foram removidas e/ou predadas após dois dias e 64,8% após 6 dias, sendo que no início do período de máxima produção de pinhão foram 16,3% em dois dias e 48,3% em seis dias e no final do período, 42,1% em dois dias e 81,3% em seis dias.

Em relação ao total de sementes consideradas removidas e/ou predadas, no início do período de produção máxima do pinhão foi confirmada a predação de apenas uma semente no tratamento para pequenos, enquanto no final do período foi confirmada a predação de 10,3% das sementes removidas após 2 dias de experimento e 15,4% das sementes removidas após 6 dias (Tabela 03).

Em relação ao total de sementes removidas, foi possível confirmar os animais responsáveis em 28,3% dos casos: pequenos mamíferos (9,6%), aves (3,9%), quati (10,6%) e javali (4,2%). Em relação ao total de sementes predadas no local, foi possível identificar os animais predadores em 98,3% dos casos: quati (66,7%) e javali (27,1%), sendo que ambos conseguiram manipular os canos do tratamento fechado para acessar as sementes e em algumas áreas onde foi registrado pequenos mamíferos também houve a remoção de algumas sementes deste tratamento.

Tabela 03. Percentual de remoção de sementes em relação ao total utilizado no experimento e percentual de predação de sementes no local em relação as sementes removidas em cada tratamento do experimento de remoção de sementes realizado no Parque Nacional das Araucárias após 2 e 6 dias.

Tratamento	Remoção		Predação	
	2 dias	6 dias	2 dias	6 dias
Aberto	39,2%	69,1%	9,3%	5,8%
Pequenos mamíferos	31,4%	55,5%	5,7%	3,9%
Grandes mamíferos	21,4%	43,6%	7,9%	5,5%
Fechado	7,9%	31,7%	0%	0,3%
Total	29,1%	64,8%	10,3%	15,4%

O modelo linear generalizado misto com o tempo como efeito aleatório (Tabela 04) selecionado considerou significativas as variáveis tratamento, período da safra do pinhão, percentual de floresta em estágio médio/avançado de regeneração, percentual de campo, percentual de corpos d'água e microssítio de instalação dos tratamentos. Os tratamentos fechado e semifechado com acesso para médios e grandes mamíferos foram significativamente diferentes do tratamento aberto. Adicionalmente, observa-se diferença significativa entre os períodos do início e final do pico de produção do pinhão, entre os microssítios do experimento (serrapilheira ou plântulas) e o percentual de área de reflorestamento (plantio de *Pinus* e Eucalipto) e floresta em estágio médio/avançado de regeneração, de campo e de corpos d'água.

Tabela 04. Variáveis selecionadas do modelo linear generalizada mista com o tempo como efeito aleatório relativo ao experimento de predação de sementes.

Efeito fixo	Estimado	Erro - padrão	Valor Z	Pr(> z)
(Intercepto)	5,155	0,725	7,111	1.15e-12
Tratamento fechado	0,659	0,173	3,816	0,000
Tratamento com acesso para grandes mamíferos	0,465	0,168	2,771	0,006
Tratamento com acesso para pequenos mamíferos	0,278	0,162	1,720	0,085
Início do pico de produção do pinhao	-0,657	0,125	-5,275	0,000
Floresta em estágio médio ou avançado de regeneração (%)	-0,043	0,008	-5,457	0,000
Campo (%)	-0,076	0,016	-4,667	0,000
Corpos d'água (%)	0,143	0,061	2,343	0,019
Microsítio	-1,077	0,229	-4,708	0,000

1.5.4 Estrutura populacional de araucárias no PNA e relação de javali com a regeneração de araucárias

A maioria das unidades amostrais de parcelas do Parque Nacional das Araucárias se localizou na região fitoecológica Floresta Ombrófila Mista - FOM (63,6%), possuem cobertura vegetal média de dossel acima de 90% (90,9%) e localizam-se no litotipo basalto e dácito (63,6%).

A densidade de araucárias na região do PNA apresentou grande variação entre as unidades amostrais, 25 – 600 ind.ha⁻¹, e a média foi de 187,5 ± 201,2 ind.ha⁻¹, mediana de 100 ind.ha⁻¹ e a área basal média de 16,3 ± 13 m².ha⁻¹. Foram contabilizadas 330 araucárias nas parcelas, sendo que a maior parte da variação observada foi relativa a densidade de indivíduos na classe regeneração (Tabela 05). A porcentagem média de cobertura do dossel foi de 91%.

Tabela 05. Número de araucárias, densidade média, altura média e DAP médio em cada classe (regeneração, juvenil e reprodutiva) na região do Parque Nacional das Araucárias.

Classe	Número	Densidade (ind.ha ⁻¹)	Altura (m)	DAP (cm)
Regeneração	168	96,6 ± 125,4	0,8 ± 0,2	-
Juvenil	92	64,8 ± 84,6	7,6 ± 3,1	15,7±17,3
Reprodutiva	70	26,1 ± 15,0	18,8 ± 4,2	64,6 ± 20

O recrutamento de indivíduos de araucárias (Tabela 06) foi observado em sete parcelas que possuem densidade média de 129,4 indivíduos de araucárias por hectare e totalizam 145 araucárias, sendo 49 reprodutivas. A altura média dos indivíduos que foram acrescentados a população foi de 26 cm e a taxa de acréscimo foi de 1,4%. A taxa de mortalidade foi de 6,5%, equivalente a 9,8 ind.ha⁻¹, e a altura média dos indivíduos mortos foi de 49 ± 0,3 cm. A densidade média de indivíduos nas classes regeneração I e II (indivíduos até 5 m) foi de 58,9 ± 78,1 ind.ha⁻¹. Não foi observada relação entre o número de indivíduos mortos e a área fuçada por javali (R=0,02; p=0,7).

Tabela 06. Número de indivíduos de araucárias nas classes de recrutamento na região do Parque Nacional das Araucárias.

Classe de recrutamento	Indivíduos
Regeneração I	46
Regeneração II	20
Mortos	11
Recrutadas	2
Acréscimo	2

A maioria dos transectos realizados dentro do PNA se localizaram na região fitoecológica Floresta Ombrófila Mista (70%), cobertura vegetal de dossel acima de 90% (60%) e litotipo basalto dácito (60%).

O total de araucárias contabilizadas nos transectos foi 217 indivíduos, distribuídas nas seguintes classes: 117 em regeneração (53,9%), 78 juvenil (35,9%) e 22 reprodutivas (10,1%). A densidade média total é de 90,4 ± 134,0 ind.ha⁻¹ e a área basal média por transecto é 6,2 ± 7,2 m².ha⁻¹. Na classe regeneração, a densidade média de

indivíduos é de $48,7 \pm 99,7$ ind.ha⁻¹ e a altura média é 30 ± 42 cm. Na classe reprodutiva, o DAP médio é $46,5 \pm 40,5$ cm. A porcentagem média de cobertura do dossel foi de 86%.

Considerando tanto as unidades amostrais em parcelas e transectos, observa-se que 32,3% das unidades amostrais possuem mais de 100 indivíduos de araucárias por hectare. Considerando essas unidades amostrais com maior densidade, observa-se que 100% se localizam no litotipo basalto, dacito, 70% na região fitoecológica campo, 70% apresentam vestígios de javali, 50% têm presença de gado, 50% se localizam em neossolo e 50% em cambissolo.

Observou-se relação negativa entre a cobertura vegetal e a densidade de araucárias na classe regeneração ($R^2=0,55$; $p<0,05$) e relação positiva entre a área fuçada por javali e a densidade de araucárias na classe regeneração ($R^2=0,3$; $p<0,05$), entretanto não foi observada normalidade dos resíduos nesta segunda relação por meio do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($W = 0,78$; $p<0,05$).

A estimativa de produtividade das araucárias no Parque Nacional das Araucárias foi realizada por meio de quantificação de ginostrobilos em 38 indivíduos de araucárias fêmeas. O DAP médio dos indivíduos foi de 80 ± 20 cm e mediano de $88,5 \pm 30$ cm. Ao todo foram contabilizados 138 ginostrobilos. A produção média no PNA foi de $8 \pm 6,4$ ginostrobilos por indivíduo e a densidade média de fêmeas de $18,8 \pm 8,8$ indivíduos fêmeas por hectare.

A análise de redundância parcial, considerando as 29 unidades amostrais (dados obtidos em parcelas, transectos e das estações de armadilhas fotográficas), analisadas em função de das variáveis da matriz de variáveis explicativas com dados ambientais - tipo de solo, litossolo, região fitoecológica, mata, cobertura de dossel, inclinação do terreno, presença de gado, área basal das araucárias, densidade de araucárias (com DAP maior que 10 cm, reprodutiva, fêmea, macho), DAP médio das araucárias (com DAP maior que 5 cm, reprodutiva, fêmea e macho) - responde 79,1% da variação encontrada na densidade e na altura de araucárias na classe regeneração.

Posteriormente, foi selecionado o melhor modelo preditor que responde 62,3% da variação dos dados e foi composto das variáveis região fitoecológica, litossolo, densidade de araucárias (com DAP maior que 10 cm, reprodutivas e fêmeas). O modelo foi testado em relação a sua significância ($F=7,6$; $p=0,005$), assim como todas as variáveis selecionadas ($p<0,05$).

A análise de redundância parcial em função das variáveis da matriz explicativa com dados da fauna (área fuçada por javali, riqueza

de mamíferos, número de registro de pequenos mamíferos, de médios e grandes mamíferos e de javali e frequência de ocorrência de javali em relação aos médios e grandes mamíferos), responde à 53,7% da variação dos dados de densidade e altura de araucárias em regeneração. Posteriormente, foi selecionado o melhor modelo preditor que responde a 27,6% da variação dos dados e foi testado em relação a sua significância ($F=4,9$ $p=0,005$). Este modelo foi composto das variáveis registros de médios e grandes mamíferos e percentual de área fuçada por javali que também foram significativas ($p<0,05$).

Assim, considerando as variáveis explicativas selecionadas anteriormente em cada matriz explicativa ("litossolo", "fitoecologica", "remexido", "densidadeF", "densidadedap10", "densidaderep", "megmamifv") as variáveis respondem 68,4% da variação dos dados de regeneração (Figura 10).

O modelo foi significativo ($F=6,5$; $p=0,001$), assim como os eixos (RDA1 $F=36,7$; $p=0,001$; RDA2 $F=19,7$; $p=0,001$) e cada uma das variáveis ($p<0,05$). O primeiro eixo da RDA explica 44,5% da variação dos dados de regeneração de araucárias e as variáveis que mais contribuíram foram: registros de médios e grandes mamíferos, região fitoecológica, litossolo, densidade dap10. Já o eixo 2 responde por 24% da variação dos dados de araucárias e as variáveis que mais contribuíram foram o percentual de área remexida por javali e região fitoecológica.

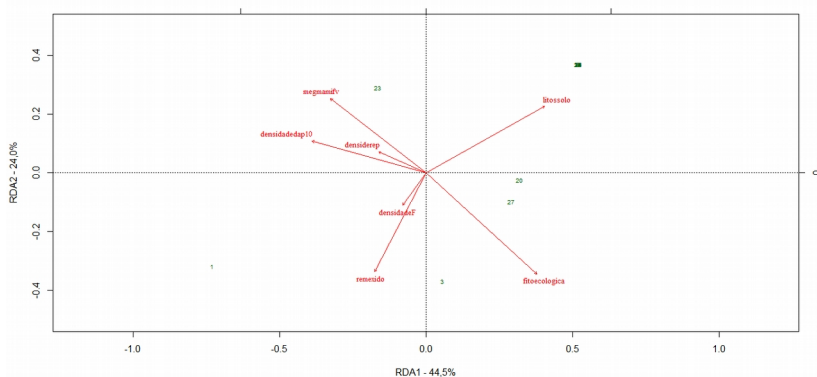


Figura 10. Análise de Redundância parcial e as principais variáveis que afetam a densidade e altura da regeneração de araucárias no Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (tipo de litossolo - "litossolo", região fitoecológica- "fitoecológica", densidade de araucárias fêmeas - "densidadeF", densidade de araucárias com DAP maior que 10 cm - "densidadedap10",

densidade de araucárias reprodutivas - "densidaderep", área fuçada por javali - "remexido", registro de mamíferos de médio e grande porte – "megmamifv").

1.6 DISCUSSÃO

Foram registradas por meio das armadilhas fotográficas 64,3% das espécies registradas no diagnóstico de mastofauna do PNA devido ao uso exclusivo de armadilhas fotográficas que foi realizado por diversos métodos como entrevista, rastro, observação direta, vocalização e armadilha fotográfica (BRASIL, 2010). Não foram registradas *Tamandua tetradactyla*, *Alouatta guariba*, *Puma concolor*, *Puma yagouaroundi*, *Lontra longicaudis*, *Pseudalopex gymnocercus*, *Myocastor coypus*, *Mazama americana*, *Mazama nana* e *Tayassu pecari*. Adicionalmente, foram registradas três espécies ausentes no diagnóstico *Conepatus chinga*, *Dasybus septemcintus* e *Galictis cuja*.

Nas estações de armadilhas fotográficas, o javali foi a espécie registrada com maior frequência de ocorrência e foi registrado na maioria das estações.

O melhor modelo de abundância de javali no contexto local do Parque Nacional das Araucárias foi relacionado à agricultura, enquanto em estudo realizado no contexto regional do estado de Santa Catarina o modelo mais plausível foi o modelo da abundância em função da densidade de criadores clandestinos (SALVADOR, 2012). Em escala regional, é esperado que as densidades de javali na natureza ainda não sejam explicadas pelas variáveis preditoras ambientais, pois a introdução foi recente e em grande número em um espaço de tempo muito curto (SALVADOR, 2012), entretanto em escala local observou-se no PNA que a abundância de javali está negativamente relacionada ao percentual de agricultura. Embora seja relatado que a presença de lavouras próximo a florestas pode aumentar a densidade populacional de javali em áreas de floresta (CALEY, 1993), este resultado pode ser decorrente do uso das áreas florestais como refúgio (ACEVEDO et al., 2006; AMICI et al., 2012), da preferência do javali por recursos naturais invés de plantações (HERRERO, 2005) e da maior pressão de caça nas áreas agrícolas que são áreas menores mais fáceis de realizar o controle que as grandes áreas florestais. O percentual de corpo d'água e campo não foram significativos no modelo, enquanto estudo com porco-monteiro no Pantanal mostrou as maiores ocupações em áreas com grandes disponibilidade de água e habitat aberto (OLIVEIRA-SANTOS, 2009).

A densidade de javali no PNA ($0,48 \pm 0,1$ indivíduos/ Km^2) foi similar a encontrada por Salvador (2012) nos anos de 2009 e 2010 nesta mesma Unidade de Conservação ($0,42 \pm 0,18$ indivíduos/ km^2), embora seja necessário considerar que as densidades podem estar subestimadas, pois a área de vida média desses animais na região pode ser menor que 28 km^2 (SALVADOR, 2012). Considerando a área de vida média utilizada em estudo no Pantanal para o porco monteiro ($4,98 \text{ km}^2$), a densidade de javalis no PNA ($2,7$ indivíduos/ Km^2) é ligeiramente menor que a densidade observada de porcos-monteiro no Pantanal ($3,0$ indivíduos/ Km^2) (OLIVEIRA-SANTOS, 2009) e está dentro da variação observada para populações de *S. scrofa* na América do Norte ($0,1-58$ ind./ km^2 ; MAYER, 2009), no Uruguai ($0,3-1,7$ ind./ km^2 ; LOMBARDI *et al.*, 2005) e na Argentina ($0,3-5$ ind./ km^2 ; MERINO & CARPINETTI, 2003).

O padrão de atividades de javali nas áreas de mata no PNA foi majoritariamente diurno; principalmente no verão (época de plantio do milho), enquanto não houve diferença significativa entre os períodos diurno e noturno no inverno. Assim, o padrão de atividade principalmente diurno no PNA difere do observado em porcos monteiro no Pantanal cuja atividade foi predominantemente crepuscular noturna (OLIVEIRA-SANTOS, 2009). Embora o padrão de atividades de javali em vida livre seja noturno, atividades diurnas podem ser maiores conforme o tipo de habitat, em áreas de cultivo que fornecem abrigo e alimentos, em locais mais distantes de estruturas humanas, em áreas com menor pressão de caça e onde são realizadas caça individual invés de batidas (KEULING *et al.*, 2008). Em relação ao padrão de atividades dos filhotes não foi observada diferença significativa entre os períodos, embora outros autores tenham observado que indivíduos juvenis possuem maior atividade diurna que noturna (COUSSE *et al.*, 1995). As armadilhas foram instaladas apenas nas áreas de mata e a menor atividade nas florestas no verão durante o período noturno pode ocorrer devido ao ataque das plantações de milho durante a noite. Assim, no verão o javali usaria as florestas como refúgio durante o dia e atacaria as lavouras de milho, principalmente, à noite enquanto no inverno se concentraria nas florestas em ambos os períodos em busca de alimento ainda presente no solo (SALVADOR, 2012), alterando sazonalmente sua dieta entre plantas agrícolas no verão e não agrícolas no inverno (CALENGE *et al.*, 2004).

A abundância estimada de javalis foi menor na região norte que nas outras áreas do PNA. A porção norte é considerada região fitoecológica de campo e a área do entorno do PNA é constituída por

várias propriedades rurais menores e assentamentos. Adicionalmente, foi observada distribuição mais homogênea na região central e sul do PNA no verão enquanto no inverno foi observada uma estimativa de abundância maior na porção leste da região sul do Parque. As áreas ao leste do PNA são propriedades, principalmente, de grandes empresas do setor madeireiro com áreas contínuas de mata e reflorestamento, enquanto as principais comunidades agrícolas nas áreas de entorno do PNA estão na região oeste, central e norte. Um dos fatores que pode afetar este deslocamento de javalis na região é a dinâmica de plantio nas áreas agrícolas no verão que fazem com que os animais se desloquem e se distribuam de forma mais uniforme na região enquanto no inverno os animais se concentram mais nas grandes propriedades com áreas contínuas de mata de araucária na porção leste da região sul do PNA utilizando essas áreas como abrigo e para obtenção de recurso.

Em relação ao experimento de remoção de sementes, observa-se que o percentual de remoção de sementes de araucárias (29,1%) no PNA foi menor que o observado no mesmo período de 2 dias no Rio Grande do Sul (69,3%) (IOB & VIEIRA, 2008). Destaca-se que das 64,8% sementes removidas após 6 dias, só foi possível identificar o animal que realizou a remoção em 28,3% dos casos com as armadilhas fotográficas. Dentre os animais responsáveis pela remoção foram identificados quatis, pequenos mamíferos – roedores e marsupiais com menos de 1 kg (BUENO, 2008), javali e aves. Todavia como não foi possível detectar o animal que removeu a maioria das sementes e como não existe diferença significativa entre o tratamento de pequenos mamíferos e o aberto, presume-se que a maior parte da remoção tenha sido realizada por pequenos mamíferos (IOB & VIEIRA, 2008).

Os médios e grandes mamíferos registrados predando as sementes foram quati e javali que, ao contrário das aves e pequenos mamíferos, consumiram as sementes no local. Assim, as aves e pequenos mamíferos que removeram as sementes podem estar atuando, em algum percentual, como dispersores de araucárias (LAMBERTS, 2003; IOB & VIEIRA, 2008), enquanto javalis e quatis estão atuando como predadores de sementes.

O javali danifica quase todas as sementes que consome (SANGUINETTI & KITZBERGER, 2010), porque as sementes que consome são muito grandes para evitar danos durante a digestão (HERRERO et al., 2006). O javali só foi registrado em uma estação amostral, entretanto foi responsável pela predação de 92,5% das sementes nessa estação (incluindo os quatro tratamentos), fato que aliado a alta frequência de ocorrência na região, demonstra seu potencial

de predação. O javali foi responsável pela remoção de 4,2% do total de sementes removidas e por 27,1% do total de sementes predadas no local. Entretanto, deve-se considerar que o javali pode ter evitado a região do experimento devido a percepção da presença humana diminuindo o percentual registrado de sementes predadas por essa espécie. A estimativa de produção de ginostróbilos por hectare apresenta grande variação (31-120 ginostróbilos/ha) e, embora a predação por javalis seja alta em determinados locais como o observado na estação onde foi registrado, o percentual de predação em relação ao total de sementes removida foi baixo assim, provavelmente, não é representativa para a estrutura populacional de araucárias na região do PNA. Na Argentina, não foi observada alteração na densidade e distribuição de regeneração de *Araucaria araucana* a longo prazo devido a predação de sementes por javalis, assim a predação não afetaria a estrutura populacional embora possa afetar o estabelecimento de plântulas em locais com baixa densidade de regeneração e baixa cobertura de vegetação (SANGUINETTI & KITZBERGER, 2008). Entretanto, observou-se aumento da sobrevivência de sementes de *Araucaria araucana* após a exclusão dos javalis e recomenda-se o controle da espécie em áreas onde o javali concentra o forrageamento em Florestas com Araucárias (SANGUINETTI & KITZBERGER, 2008). Além disso, é importante ressaltar que em sua área de distribuição original o javali pode procurar ativamente as sementes de carvalho enterradas por roedores (FOCARDI et al., 2000) e esse comportamento, se ocorrer em relação ao pinhão, pode intensificar seu potencial de predação.

O modelo linear generalizado misto referente ao experimento de remoção de sementes revelou diferença significativa entre a remoção no início e no final do período de produção máxima do pinhão, sendo que a remoção no final do período de produção foi maior que no início. Provavelmente, este fato ocorreu pois a disponibilidade de recurso no final do período de produção foi maior que no início do período, uma vez que existe uma correlação negativa entre a produção e a remoção de sementes (XIAO et al., 2005). Adicionalmente, foi observada diferença significativa na remoção entre os microssítios contendo plântulas e somente serrapilheira, sendo que o microssítio com plântulas apresentou menor taxa de remoção. Essa diferença observada entre os microssítios provavelmente se deve ao efeito de predação de roedores que se alimentam mais em sítios com média e baixa cobertura vegetal (SANGUINETTI, 2008). Finalmente, outras variáveis que contribuíram de forma significativa para o modelo são relativas à paisagem (percentual de floresta em estágio médio/avançado de regeneração, de

campo, de plantio de Pinus e Eucalipto e de corpos d'água), sendo que as áreas com maior percentual de reflorestamento e corpos d'água afetaram positivamente as taxas de remoção enquanto as áreas de campo e floresta em estágio médio/avançado de regeneração afetaram negativamente. Provavelmente, quanto maior o percentual de plantio de Pinus e Eucalipto e de corpos d'água, menor a disponibilidade de recursos para a fauna, assim maior a taxa de remoção de sementes (VANDER WALL, 2002).

O Parque Nacional das Araucárias se localiza no extremo oeste do estado de Santa Catarina que, assim como o Planalto catarinense, é a região com maior densidade de araucárias do estado (PUCHALSKI et al., 2006). A alta densidade de indivíduos de araucárias no PNA se deve, principalmente, ao alto percentual de indivíduos na classe regeneração. A maioria das áreas com maior densidade de araucárias se encontra na região fitoecológica campo que possui mais indivíduos na classe regeneração que florestas (PALUDO, 2013), em áreas perturbadas por gado e javali e a regeneração de araucárias tende a ser maior em áreas com maior grau de perturbação que em florestas desenvolvidas (PALUDO et al., 2011; PUCHALSKI et al., 2006) e em áreas de neossolo e cambissolo que são solos pouco profundos (PUCHALSKI, 2004). Entretanto, foi observada heterogeneidade entre as áreas amostrais no PNA, contendo tanto as áreas com alta densidade de indivíduos em regeneração quanto áreas de florestas bem desenvolvidas com dominância da *A. angustifolia* no estrato superior e com ausência de indivíduos em regeneração como observado por Caldato e colaboradores (1996). Observou-se relação entre cobertura vegetal e a densidade de araucárias na classe regeneração. Essa espécie apresenta crescimento mais vigoroso, nos estágios iniciais, em condições com maior incidência de luz (REITZ & KLEIN, 1966). Adicionalmente, a diferença de densidades entre as áreas também pode ser consequência da ação antrópica e do estágio sucessional das áreas (PUCHALSKI et al., 2006) anterior a invasão de javali e, inclusive, facilitar seu estabelecimento em certos locais.

A densidade média de araucárias fêmeas observadas no PNA foi de $18,8 \pm 8,8$ indivíduos por hectare, similar ao observado em populações estudadas em Santa Catarina que é de 16,4 ind ha (ZECHINI, 2012), assim como a produção média de pinhas por árvores observadas no PNA foi de 17,3 pinhas por árvore e no estado de SC é de 17,4 pinhas por árvore (ZECHINI, 2012). A araucária apresenta variação anual na oferta de sementes (MANTOVANI et al., 2004) e a produtividade em uma região também pode ser afetada pela derrubada

prematura de pinhas pelo vento ou por ação da fauna (PALUDO et al., 2011) e pela massiva coleta de sementes por humanos (SOUZA, 2007).

Adicionalmente, não foi observada relação entre a mortalidade de plântulas e as áreas fuçadas por javali, assim outros fatores podem estar contribuindo para a mortalidade de indivíduos, como a ação de outros animais em arrancar plântulas (SANQUETTA, 2005), queda de folheto dos indivíduos adultos sobre as plântulas (BACKES et al., 2005), efeito da presença de outras espécies (PALUDO et al., 2011), pastoreio (SANTOS et al., 2007) e disponibilidade de luz (DUARTE & DILLEGURG, 2000). A taxa de mortalidade de araucárias na região foi maior que a observada na Reserva Genética de Caçador (6,9 indivíd/ha) em 2008 e menor que a observada nesta mesma área em 2009 (24,3 indivíd/ha) (PALUDO et al., 2011). Sabe-se que comunidades vegetais onde o javali é nativo são mais resilientes aos distúrbios (ICKES et al., 2001) e a intensidade do impacto pode ser mais forte quanto maior a diferença entre as características das espécies invasoras das espécies residentes (STRAUSS et al., 2006), assim as araucárias poderiam apresentar alguma resiliência aos distúrbios causados por javali devido à similaridade das características dessa espécie invasora com queixada que é nativo, a baixa densidade de javalis observada e a extinção local de queixada. Adicionalmente, pode ser que haja um limiar de densidade de javali que cause impactos significativos na vegetação já que a densidade de indivíduos pode variar de 0,2 – 43 animais/Km² e que existe correlação entre a densidade de javalis e a extensão de perturbação que causa no solo e na vegetação (MASSEI & GENOV, 2004). A densidade de javalis, considerando área de vida de 5 - 28 Km², é estimada no PNA de 0,2 - 2,7 indivíduos/Km² menor que as densidades observadas para populações estáveis de porcos nativos na Mata Atlântica. A densidade de cateto, espécie não ameaçada que foi registrada no PNA, na Mata Atlântica é de 2,8-8,9 indivíduos/Km² sendo considerada 2,21 ind/km² em áreas com alta pressão de caça (DESBIEZ et al., 2012). Enquanto a densidade de queixada, espécie vulnerável não registrada no PNA e presente atualmente em menos de 31% dos remanescentes de Mata Atlântica, sendo a densidade média neste bioma de 0,54 indivíduos/km² e de uma população estável de população estável distribuída na sua área de uso tem uma densidade média de 6,5 indivíduos/km² (KEUROGHLIAN, et al., 2012).

Finalmente, o modelo que melhor explicou a variação encontrada na densidade e altura de araucárias na classe regeneração foi composto pelas variáveis “região fitoecológica”, “litossolo”, “densidade

de araucárias” (com DAP maior que 10 cm, reprodutivas e fêmeas), “áreas fuçadas por javali”, “registros de médios e grandes mamíferos”, sendo que a contribuição das variáveis ambientais com o melhor modelo explicou 62% da variação enquanto o melhor modelo da fauna contribuiu em 27% com o modelo final. A densidade de regenerantes depende da região fitoecológica uma vez que a densidade é maior em áreas de campo que em áreas de florestas bem desenvolvidas (PALUDO et al., 2009), a produtividade depende da densidade de araucárias fêmeas reprodutivas (MANTOVANI et al., 2004) e o recrutamento pode ser limitado pela oferta de sementes (CRAWLEY & ROSS, 1990), enquanto a profundidade média do solo atua diretamente na diferença no tamanho médio das plantas (PUCHALSKI et al., 2006). O registro de médios e grandes mamíferos pode atuar na densidade de indivíduos em regeneração no quesito dispersão e predação de sementes (IOB & VIEIRA, 2008) ou ainda arrancando plântulas (SANQUETTA, 2005). Em relação ao javali, observou-se que plântulas com sementes grandes eram duas vezes mais abundantes em áreas cercadas sem javali que controle (SIEMANN et al., 2009). Assim, o javali pode atuar negativamente para a regeneração por meio da predação de sementes (SANGUINETTI, 2008) reduzindo o número de germinação e por meio de distúrbios causados a vegetação ou positivamente já que a regeneração de araucárias tende a ser maior em áreas com certo grau de perturbação (PALUDO et al., 2011; PUCHALSKI et al., 2006).

1.7 CONCLUSÃO

A densidade de javali parece estar temporariamente estável na região do Parque Nacional das Araucárias e a abundância da espécie na região possui relação negativa com o percentual de agricultura indicando uso intenso de áreas florestais da Unidade de Conservação para abrigo e alimentação. Além disso, o javali não está uniformemente distribuído ao longo do PNA, no inverno se concentra nas áreas contínuas de mata e reflorestamento utilizando os recursos florestais enquanto no verão se espalham mais pelo Parque se aproximando mais das áreas agrícolas na época do plantio de milho. Assim, é importante realizar monitoramento contínuo para avaliar a situação de invasão e estabelecer medidas de controle deste animal nas áreas florestais do Parque Nacional para que não atuem como refúgio de javalis.

A estrutura demográfica de araucárias na região do PNA é constituída, principalmente, por indivíduos na classe regeneração. A araucária é uma espécie que tolera certo grau de perturbação no ambiente

o que pode favorecer sua regeneração. Assim, a correlação positiva entre densidade de araucárias em regeneração e área remexida por javalis indica que o javali está causando um grau de perturbação no solo e na vegetação da região. Portanto, as densidades atuais observadas de javalis na região não está afetando negativamente a regeneração das araucárias, que é uma espécie que se beneficia de um certo grau de perturbação, mas pode estar afetando negativamente outras da Mata de Araucárias que são mais sensíveis à perturbação. Em relação a predação de sementes, o javali é predador das sementes entretanto, na atual densidade, possui um impacto local que provavelmente, não é representativa para a estrutura populacional de araucárias na região do PNA. Assim, recomenda-se que sejam realizados estudos experimentais com unidades amostrais cercadas e controle preferencialmente com longo tempo de duração para elucidar os efeitos do javali em Mata de Araucária, inclusive a existência de um limiar de densidade de javalis que poderia afetar esse ecossistema.

CAPÍTULO II

PERCEPÇÃO DE MORADORES DA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS SOBRE A ESPÉCIE INVASORA JAVALI

2.1 RESUMO

A percepção das pessoas sobre as espécies introduzidas é dependente tanto da sua cultura quanto do organismo envolvido. Embora as espécies invasoras possam ser prejudiciais ao meio ambiente podem ser vistas como positivas devido a aspectos ornamentais, recreativos ou econômicos. Assim, as ações de manejo devem integrar as perspectivas ecológicas e as percepções humanas sobre as invasões. O javali foi introduzido recentemente nas Florestas de Araucárias, assim o objetivo deste capítulo é investigar a percepção humana sobre o javali visando identificar os impactos ambientais, prejuízos econômicos e aspectos relativos à caça dessa espécie em comunidades locais da região do Parque Nacional de Araucárias. Foram selecionados moradores na região do interior do Parque Nacional das Araucárias e cinco comunidades na região do PNA para realização das entrevistas. Foram realizadas entrevistas semiestruturadas com 56 pessoas das quais a maioria é proprietário rural. Todos os proprietários conhecem o javali e relatam que o tempo médio de observação do animal na região é de 14 anos. A convivência entre os proprietários rurais da região com o javali foi vista como negativa por 86,1% dos colaboradores principalmente por causa dos prejuízos que este animal causa na lavoura, sendo que 82,8% relataram que o javali causa prejuízo na produção de milho, 34,5% na soja. Em relação ao meio ambiente, 58,3% consideraram que o javali traz algum impacto negativo, principalmente para outros animais (69,4%) e para as plantas (41,7%). Os colaboradores relataram a existência de caça em 55,5% das propriedades, principalmente ativa com cachorros (65,0%). Assim, a percepção predominante das pessoas na região do Parque Nacional das Araucárias é que o javali causa impactos à fauna e flora nativas, além de causar prejuízos socioeconômicos, principalmente, devido aos danos causados em plantios de milho. A caça ocorre na maioria das propriedades rurais e o método mais utilizado e citado como eficiente é a caça ativa com cachorros. A maioria das pessoas caça semanalmente e relata que abate mais de 50 javalis por ano. Os produtores possuem conhecimento ecológico sobre a espécie e os prejuízos socioeconômicos e ambientais causados na região e podem trazer contribuições para o manejo da

espécie na região e para o conhecimento dessa espécie no Brasil.

Palavras-chave: *Sus scrofa*, manejo, caça, impacto ambiental, produtor rural.

2.2 INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras são espécies introduzidas, acidental ou intencionalmente, por seres humanos, que se dispersam rapidamente (HELMREICH, 2005) e podem ameaçar a biodiversidade e as funções ecossistêmicas, assim como causar prejuízos econômicos e para a saúde humana (KOLAR & LODGE, 2001). O aumento de pesquisas nesta área nas últimas décadas demonstra que algumas introduções podem representar uma ameaça para espécies nativas, ecossistemas e para o bem-estar humano. Entretanto, uma invasão pode ser considerada negativa sob uma perspectiva ecológica e positiva por alguns setores da sociedade (SIMBERLOFF, 2013).

A percepção do público sobre as espécies introduzidas é dependente tanto da cultura quanto do organismo envolvido; essa percepção pode mudar ao longo do tempo e é moldada por vários fatores, como a aparência da espécie, a opinião pública e o conhecimento científico (SIMBERLOFF, 2013). Nas sociedades ocidentais até o século 20, muitas espécies não nativas eram consideradas 'exóticas' e vistas como recurso (GRUVEL, 1936 apud SIMBERLOFF, 2013), assim a percepção depende do contexto que elas estão inseridas (HELMREICH, 2005), podendo ser entendidas de forma positiva devido seus aspectos ornamentais, recreativos ou econômicos (DECHOUM, 2010). O principal desafio de gestão de espécies invasoras é que o conhecimento científico auxilie a orientar adequadamente as ações de manejo, e para que isso ocorra, é necessária integração entre as perspectivas ecológicas acadêmicas e das percepções humanas locais sobre as invasões. A avaliação dos impactos das invasões deve considerar os aspectos ecológicos, econômicos e sociais e o manejo adequado dessas espécies requer que a conservação da biodiversidade seja aliada às demandas sociais (SIMBERLOFF, 2013).

No Brasil, existem pelo menos 144 espécies exóticas invasoras que constituem ameaça à biodiversidade em 313 Unidades de Conservação federais, destacando-se o Parque Nacional de Brasília, Itatiaia e Iguaçu, como aquelas com o maior número de registros destas espécies (SAMPAIO & SCHMIDT, 2013). Algumas Unidades já abordam o tema em seu plano de manejo, como é o caso do Parque Nacional das Araucárias que busca incentivar estudos que viabilizem

ações de manejo de javali devido seu potencial de impacto sobre a fauna e flora nativa (BRASIL, 2005).

Atualmente, o manejo dessa espécie no Brasil é realizada, principalmente, por moradores locais, sem acompanhamento técnico específico, amparado por normas federal e estaduais. O manejo de espécies invasoras muitas vezes é realizado com um grau de incerteza, em que não se tem toda a informação necessária sobre o problema. Todavia, é necessário começar a agir, gerando um ciclo de aprendizagem contínuo no qual os resultados de uma intervenção são utilizados para ajustar os passos seguintes numa perspectiva de manejo adaptativo (HOLLING, 1978) que aliado a pesquisas e participação da comunidade é uma estratégia apropriada para obtenção de resultados positivos para controle populacional das espécies exóticas (ZALBA, 2010). Além disso, as comunidades locais podem contribuir com o conhecimento ecológico das espécies invasoras, apresentando informações sobre a história natural dos animais (HUNTINGTON, 2000) e dados qualitativos e quantitativos sobre caça que podem contribuir com informações sobre padrões de distribuição geográfica, demografia, abundância da fauna e pressão de caça (CAUGHLEY & SINCLAIR, 1994, CULLEN JUNIOR et al., 2000, SINCLAIR et al., 2006).

Desta forma, o objetivo deste capítulo é investigar a percepção humana sobre o javali visando identificar os impactos ambientais, prejuízos econômicos e aspectos relativos à caça dessa espécie em comunidades locais da região do Parque Nacional de Araucárias.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

Foram identificadas 14 propriedades/empresas inseridas nos limites da Unidade de Conservação e cinco comunidades que vivem na zona de amortecimento (Vila Adami, Granja Bené, Linha Caratuva, Rio do poço e Santo Antônio), segundo o Plano de Manejo do Parque Nacional das Araucárias (BRASIL, 2010). De acordo com o Plano de Manejo, 46,4% dos colaboradores detém conhecimento sobre caça na região de abrangência do PNA e zona de amortecimento (ZA), e que 46,81% dos caçadores são moradores das comunidades localizadas na ZA da UC, 50% são dos municípios de Ponte Serrada e Passos Maia e outras regiões, 1% de outros países e 2,13% de outros estados.

Com base nestas informações e de visitas *in loco*, foram selecionadas comunidades próximas ao PNA, constituídas majoritariamente de pequenos proprietários rurais: Granja Berté, Rio do

Poço, Santo Antônio, localizadas na zona de amortecimento, e Rio do Mato, situada fora da zona de amortecimento. As propriedades inseridas dentro do Parque foram selecionadas com base no conhecimento prévio dos moradores durante as atividades de campo.

Foram realizadas visitas a todas as residências de todas as comunidades para apresentar o projeto e o Termo de Anuência Prévia Esclarecida (TAP). Em cada unidade familiar foram realizadas entrevistas semiestruturadas com pessoas maiores de 18 anos residentes e/ou que trabalhem em propriedades inseridas (total ou parcialmente) ou nas comunidades selecionadas.

As entrevistas foram realizadas em todas as residências dessas comunidades, com exceção de duas residências (uma na comunidade Rio do Mato e outra na comunidade Santo Antônio) que os responsáveis não tiveram interesse em participar da pesquisa. As entrevistas foram realizadas no período de junho e julho de 2014 e foram acompanhadas de um álbum com fotos de 12 mamíferos de grande porte como base de referência para distinção do javali, queixada e cateto (adaptado de SALVADOR, 2012).

Para análise de dados foi usada estatística descritiva visando principalmente a comparação do conhecimento entre moradores do interior ou entorno do PARNA das Araucárias. Adicionalmente, foram aplicados testes de qui-quadrado para analisar a variação, em algumas questões, entre os proprietários do interior e entorno do PNA utilizando o software de análise estatística R (R CORE TEAM, 2014).

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Perfil dos colaboradores

Foram feitas entrevistas em 36 unidades familiares sendo que 20 consistiam de colaboradores exclusivamente do sexo masculino, 11 do sexo feminino e masculino e 5 exclusivamente do sexo feminino. Ao todo foram entrevistadas 56 pessoas com idade média de $49 \pm 13,5$ anos e que moram na região em média a $28 \pm 19,1$ anos (Tabela 01).

Tabela 01. Caracterização dos colaboradores de pesquisa na região do Parque Nacional das Araucárias (n=número de entrevistas).

Caracterização	Interior do PNA	Granja Berté	Rio do Mato	Rio do Poço	Santo Antônio
Idade média (anos)	47±10	48±17	48±8	54±12	48±15
Tempo na região (anos)	26±20	24±16	37±18	25±28	32±21

Em relação a atividade econômica, 66,7% dos colaboradores são proprietários rurais, 11,1% são administradores/caseiros, 8,3% são aposentados, 5,6% engenheiros/encarregados florestais, 5,6% trabalham no meio urbano e 2,8% declararam desempenhar atividades domésticas ("dona de casa"). No que diz respeito a escolaridade, 66,7% dos colaboradores concluiu o ensino fundamental, 11,1% o ensino médio, 19,4% o ensino superior e 2,8% não estudou.

Foram entrevistadas 10 pessoas em seis unidades familiares em propriedades inseridas total ou parcialmente na Unidade de Conservação e 46 pessoas em 30 unidades familiares na região do entorno da Unidade de Conservação.

2.4.2 Perfil das propriedades

As propriedades dentro do Parque Nacional das Araucárias são de grande porte e possuem o tamanho médio de $8.013 \pm 41,8$ hectares. As propriedades fora do PNA possuem em média $41,8 \pm 53,6$ hectares (Tabela 02). Conforme classificação de acordo com o tamanho dos módulos fiscais nos municípios (BRASIL, 2012), das propriedades fora do PNA, 46,4% são pequenas propriedades rurais, 42,9% minifúndios, 10,7% médias propriedades rurais e 7,1% não souberam informar. O tamanho médio das propriedades dentro do PNA e do entorno é significativamente diferente ($X^2=7,9$; $df=1$, $p<0,05$) e o tempo médio em que os colaboradores vivem em áreas dentro do PNA e nas áreas do entorno não diferiu ($X^2=0,16$, $df=1$, $p=0,68$).

Em 91,7% das propriedades, tanto do interior quanto do entorno do PNA, é realizado algum tipo de plantio, sendo que em 69,4% ocorre plantio de milho, 22,2% de soja, 16,7% de pinus, 33,3% outros plantios (tomate, mandioca, abóbora etc) e em 47,2% das propriedades existe criação de gado. O plantio é realizado entre setembro e novembro e a

colheita no período de janeiro a junho sendo que a maioria (63,8%) realiza a colheita no período de março a maio.

Tabela 02. Caracterização das propriedades rurais dos colaboradores de entrevista na região do Parque Nacional das Araucárias.

Caracterização	Interior do PNA (n=6)	Granja Berté (n=13)	Rio do Mato (n=8)	Rio do Poço (n=4)	Santo Antônio (n=5)
Tamanho (ha)	1.161 - 26.620	6 - 145	5 -130	5 - 63	1 - 121
Atividade econômica	Milho(3) gado(2) soja(2) pinus(4)	Milho(11) gado(7) soja(3) pinus(1)	Milho(7) gado(3) soja(1) pinus(1)	Milho(2) gado(2) soja(2)	Milho(2) gado(3)
Ocorre caça de javali	6	8	3	1	2

2.4.3 Percepção sobre o javali

Todos os colaboradores conhecem o javali e 94,4% já observaram o animal ou vestígios dele dentro de suas propriedades. O relato mais antigo de observação da espécie na região foi de 25 anos. Entretanto, a média de observação por proprietários que residem na UC é de 14 anos enquanto os colaboradores das comunidades do entorno do Parque avistam o animal em média há 8 anos, mas essa diferença não foi significativa ($X^2=1,6$, $df=1$, $p=0,2$). A maioria dos colaboradores relatou que a frequência que observa javali ou vestígios nas propriedades é diária (69,4%) ou semanal (11,1%).

Alguns colaboradores atribuem a origem da invasão do javali na região a criadores que permitiram a fuga desses animais (16,7%). Os colaboradores disseram que o período que se observa mais filhotes de javali é de junho a dezembro (30,7%), sendo que dezembro foi o mês mais citado (16,5%) enquanto outros disseram que observam filhotes o ano inteiro (8,3%). Foi relatada observação de ninhadas de javali com mais de 11 filhotes (11,1%) e o abate de animais de mais de 100 kg (16,6%) e também com mais de 200 kg (11,1%). Em uma das

propriedades que possui terras no interior do PNA e os dados de caça são sistematicamente documentados, o colaborador relatou:

“Dos 1122 javalis caçados na propriedade durante 10 anos, a média de peso é 60 kg, só dois tinham mais de 150 kg. O mais pesado era um macho que tinha 178 kg. Geralmente, eles matam os javalis acima de 10 kg mas não matam os grandes porque se não o grupo não volta mais na ceva, quanto mais adulto mata mais a população se espalha. Eles tem uma organização matriarcal. 10% das fêmeas tem filhote o ano todo. As fêmeas entram no cio em junho-julho e tem filhote em outubro-novembro.” (Sexo masculino, 58 anos, 2º grau completo, interior do PNA, entrevista nº 28)

2.4.4 Percepção sobre os prejuízos sócio-econômico causados por javali

A convivência entre os proprietários rurais da região com o javali é vista como negativa por 86,1% dos colaboradores e neutra por 13,9% ($X^2=18,77$ $p<0,05$). A maioria relatou que a convivência é negativa principalmente por causa dos prejuízos que este animal causa na lavoura (80,6%), embora alguns relatem que gostam de poder caçar o javali (11,1%).

A maioria dos colaboradores relatou que o javali causa algum prejuízo (80,6%). Dentre os colaboradores que declararam prejuízos, 82,8% relataram que o javali causa prejuízo na produção de milho (Figura 01), 34,5% na soja, 13,8% no pasto, 10,3% nos plantios de pinus, 10,3% que ele causa prejuízo nos açudes (Figura 02). Ainda foram citados prejuízos na produção de tomate, mandioca e batata-doce (3,4%). Os informantes relataram que o javali consome adubo assim que este é adicionado aos cultivos no plantio (24,1%), que consome tanto as sementes de milho e o adubo adicionado, seguindo a linha de plantio. Além disso, relatam que o javali derruba indivíduos de milho, em formas circulares, na região central da lavoura (5,5%):

“Derruba tudo porque como são de países frios tem esse comportamento de derrubar tudo para gelar e comer depois só que aqui não funciona assim só estraga.” (Sexo masculino, 36 ano, 1º grau incompleto, Granja Berté, entrevista nº10)



Figura 01. Prejuízos causados por javali em plantios de milho em 2014 na comunidade Granja Berté na zona de amortecimento do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

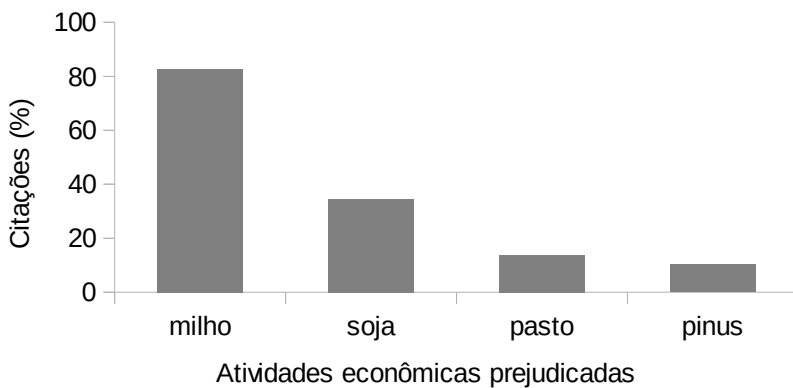


Figura 02. Prejuízos em atividades econômicas causados por javali conforme percepção dos moradores na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (n= 29).

Os informantes relataram que o javali ataca menos os plantios

de soja do que de milho (13,8%), que não atacam a erva mate (6,9%) nem arroz e abóbora moranga (3,4%).

Dentre os colaboradores que relataram prejuízos, 17% declararam que o javali já destruiu totalmente os plantios de milho, 20,7% informaram que pararam de plantar por causa deste animal, 17,2% começaram a plantar somente perto de casa e 13,8% realizaram a colheita antes do tempo por causa dos danos. Os informantes dizem que “*o bicho é caipora*”, numa alusão aos seus efeitos negativo e aos prejuízos que ele traz na região. Os proprietários relataram prejuízo de 0 a 100% das lavouras, sendo o prejuízo médio relatado de 37,5%. Não foram relatados prejuízos causados por doenças transmitidas por javali, entretanto um colaborador citou que um criadouro de porcos da região deixa as pessoas caçarem na área porque o javali pode causar doenças para os porcos. Os colaboradores citaram que o javali ataca os animais domésticos, como cachorros (41,7%), bezerro (16,7%), ovelha (13,9%).

2.4.5 Técnicas para afugentar javali do plantio

Dentre os colaboradores que relataram prejuízos, 89,7% utilizam alguma técnica para espantar o javali das lavouras, entre as quais: cachorro (41,4%), cerca elétrica (24,1%), perfume/sabonete (20,7%), ronda noturna (17,2%), cerca (10,3%), além de alimentação suplementar próxima ao plantio, gado ao redor do plantio, colocação de veneno próximo ao plantio, soltar fogos de artifício durante a noite no plantio, planto de abóbora moranga ao redor do plantio de milho e queimar pneu no plantio. Vários colaboradores relataram que a alimentação suplementar é eficiente para proteger a lavoura de milho. Um informante relatou que plantou o milho no centro cercado com cerca elétrica e as vacas ao redor para evitar ataques de javali e que esta técnica está sendo eficiente, outros relataram que apenas alguns tipos de veneno são eficientes embora não tenham apresentado especificações. Outros colaboradores citaram que soltar fogos a noite ou queimar pneus possui eficiência momentânea e que essa prática deve ser frequente. Um dos colaboradores relatou que plantou abóboras morangas ao redor da lavoura de milho porque o javali não ataca a moranga mas que essa técnica não foi eficiente para diminuir os prejuízos no plantio do milho. As técnicas citadas como mais eficientes foram cerca elétrica ao redor da lavoura (13,8%) e ronda noturna com lanterna acompanhada de tiros ou fogos (10,3%). A mais ineficiente foi o uso de cachorros para proteger a lavoura (13,8%). Os informantes declararam que alguns javalis ainda conseguem entrar com a cerca elétrica, mas o animal toma

um choque e sai rapidamente da plantação.

2.4.6 Percepção sobre os prejuízos ambientais causados por javali

Em relação ao meio ambiente, 58,3% consideram que o javali traz algum impacto negativo, 38,9% que ele é neutro e 2,8% que ele causa algum impacto positivo ($X^2=17,16$ $p<0,05$). Dentre os prejuízos que o javali causa ao meio ambiente, os colaboradores percebem que ele traz prejuízo para outros animais (69,4%), para as plantas (41,7%), para a água (33,3%) e para o solo (19,4%), para as Unidades de Conservação (11,1%) (Figura 03). Alguns informantes relatam que o javali “*se cria no Parque e depois se espalha para outras áreas*” (5,6%).

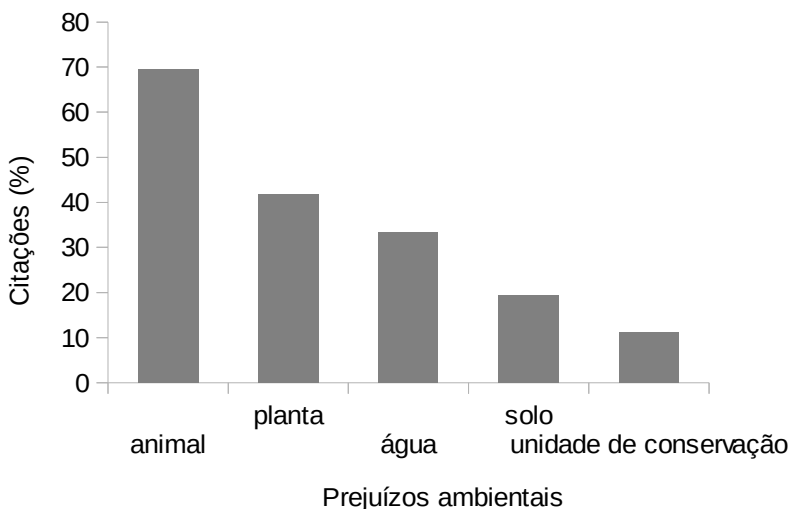


Figura 03. Prejuízos ambientais causados por javali na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (n= 21).

No que tange às plantas nativas, os colaboradores relataram que o javali consome pinhão (91,7%), guabiroba (47,2%), imbuia (30,6%), butiá, caraguatá, xaxim (8,3%), aracá, taquara (5,6%) e frutas de forma geral (36,1%) (Figura 04). É importante ressaltar que 27,8% dos colaboradores percebem que este animal atrapalha a regeneração das espécies nativas. Em relação a araucária, um colaborador disse: “(o javali) *Come 100% da araucária, cai no chão e come tudo... É o*

pinhão, o bicho se criou por causa do pinhão, é a base dele.” (Sexo masculino, 41 anos, 1º grau incompleto, Rio do Mato, entrevista nº 17).

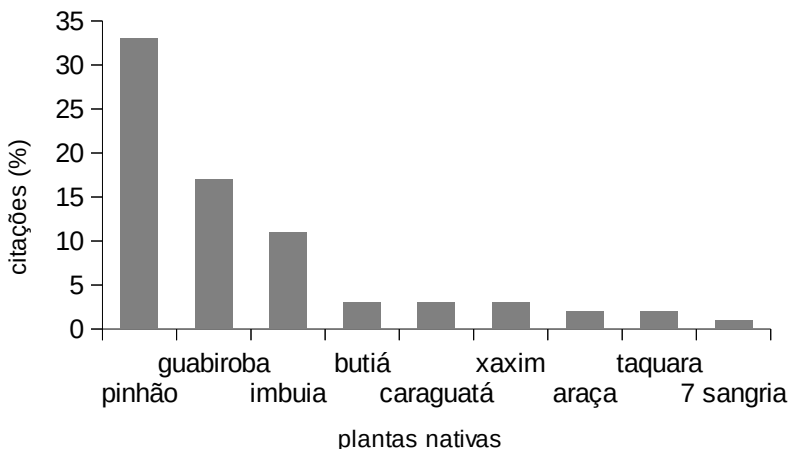


Figura 04. Plantas nativas citadas pelos colaboradores como mais utilizadas como alimento pelo javali na região do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina (n=33).

Os colaboradores citaram que o javali podem atacar filhotes de animais silvestres (16,7%) ou competir com esses por recursos (16,7%). Os animais da fauna nativa que são mais afetados pelo javali: cateto (16,7%), veado (13,9%), ave (13,9%), minhoca (13,9%) e tatus (8,3%). Adicionalmente, 19,4% dos colaboradores citaram que o javali é “carniceiro” pois se alimenta de outros animais mortos. Os colaboradores relatam que o javali “*corre com outros bichos*”, principalmente com o cateto, sugerindo exclusão competitiva de javali com cateto.

2.4.7 Caça de javali

Os colaboradores relataram a existência de caça em 55,5% das propriedades (Figura 05): 100% (n=6) das propriedades onde foram realizadas entrevistas que possuem áreas no interior do Parque e em 46,7% (n=14) das propriedades do entorno do Parque. É importante ressaltar que nem todos os colaboradores declararam que realizam a caça mas que frequentemente caçadores ilegais entram em suas

propriedades e eles escutam sons de tiro, cachorros e acham vestígios de caça, como armadilhas de laço. Além disso, alguns colaboradores relataram que, como suas propriedades são pequenas, entram em outras propriedades para caçar. 32,3% dos colaboradores relataram que caçadores invadem as propriedades alheias para poder caçar e 29% relataram que caçadores de javali também caçam animais nativos.

O tempo médio de caça do javali nas áreas do PNA e do entorno difere significativamente ($X^2=6,25$ $p=0,01$), os informantes de propriedades do interior do Parque relataram que caçam ou observam a caça do javali em média há 13 anos enquanto o tempo médio nas áreas do entorno é de 3 anos.



Figura 05. Cabeça de javali caçado e exposto no portão na Comunidade Granja Berté na zona de amortecimento do Parque Nacional das Araucárias em Santa Catarina.

Os métodos de caça mais utilizados pelos colaboradores que relataram a caça do javali foram significativamente diferente entre si ($X^2=14$ $p<0,05$) e envolvem as seguintes técnicas: busca ativa com cachorros (65%), laço (45%), gaiola (20%), espera (15%). Os métodos citados como mais eficientes foram: ativa com cachorro (30%), espera (25%) e laço (20%). O uso de ceva também foi relatado, as mais utilizadas foram com uso de milho (15%) e óleo diesel (15%). Os colaboradores que relataram a caça, disseram que caçam semanalmente (35%), quando fazem o plantio (30%), diariamente (15%), mensalmente (10%) ou quando observam vestígios de javali (10%).

A maioria dos informantes disse que as caçadas são realizadas com no máximo 4 pessoas (70%). Em relação ao número de javalis caçados nas propriedades por ano, 25% informou que caça mais de 50 javalis/ano, 15% entre 6 e 20 javalis por ano, 20% de 1 a 5 javalis/ano, 5% nunca caçou javali em sua propriedade e 35% não soube informar a quantidade. É importante ressaltar que nas propriedades que possuem terras no interior do PNA, 50% dos colaboradores relataram que são caçados mais de 50 javalis/ano e os outros não souberam informar. Em uma das propriedades do interior do PNA onde, de acordo com o proprietário, a caça atualmente é realizada de acordo com as normas estadual e federal de controle do javali e os dados de caça são devidamente documentados:

“Na propriedade já foram caçados 1122 javalis em 10 anos, 183 no ano de 2013 e uma média de 165 javalis por ano. Em 2011, foi o ano que mais pegamos javalis. Já vieram caçar aqui pessoas do Canadá, Alemanha, Suíça, Áustria, Portugal e Itália. Os dados de caça são muito importantes mas o governo não tem porque muita gente não se registra e não sabe quando estão caçando. A caça não adianta mais, o Brasil vai ter que conviver com o javali. O Brasil não fatura nada com a caça, só perde na agricultura. ” (Sexo masculino, 58 anos, 2º grau completo, interior do PNA, entrevista nº 28)

De acordo com os dados de caça desse colaborador e considerando o tamanho da propriedade (4122 ha), pode-se constatar que foram mortos 4,4 javalis por 100 hectares durante o ano de 2013. Considerando 12 propriedades que informaram o número de javalis abatidos e o tamanho da propriedade, em uma estimativa conservadora considerando o número mínimo de javalis abatidos por propriedade, foi abatido em média 6,6 javalis por 100 hectares (Km²) por ano, equivalente a 0,55 javalis/Km² por mês.

As pessoas que declararam a existência de caça nas propriedades relataram que a principal destinação de javalis após o abate é a alimentação (65%). Os informantes declararam que não comem os animais muito grandes (20%), pois a carne não é tão saborosa. Um colaborador declarou que tem que retirar cuidadosamente uma glândula do animal para não contaminar a carne. Dois colaboradores citaram que dão a carcaça para os cachorros ou deixam no local. Apenas um colaborador declarou que enterra os animais que foram abatidos e um que vendia a carne.

2.4.8 Normas que permitem o manejo de javali

A maioria dos colaboradores declarou que tinha conhecimento da existência de uma lei que permite o abate de javali (86,1%), sendo que 80,6% informou ser favorável a uma lei que permita o abate deste animal, 8,3% se declararam como não favoráveis e 11,1% não opinaram. Os colaboradores que se declararam não favoráveis falaram que as pessoas que caçam javali também caçam outros animais nativos e invadem propriedades alheias. Dentre os informantes que declararam ciência da lei, as principais dificuldades citadas para conseguir autorização para caçar foram a burocracia (29%), dificuldade de registrar a arma (19,4%) e obter a licença para transporte da arma (12,9%).

3. DISCUSSÃO

O javali é considerado pragas agrícolas na Índia (CHAUHAN et al 2009), assim como observado neste trabalho, devido à sua preferência em consumir plantas cultivadas e porque seus hábitos alimentares podem danificar seriamente as plantações. De acordo com Amici (2012), o maior prejuízo econômico causado por essa espécie em sua área de distribuição original está relacionado aos danos às plantações e às pastagens ocasionando prejuízo de milhões de Euros todos os anos. Nessas áreas as plantas agrícolas correspondem de 37-71% de sua dieta (GENOV, 1981; FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; HERRERO et al., 2004; GIMENEZ-ANAYA et al., 2008) e o milho é uma das plantações mais afetadas (GENOV, 1981; FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; HERRERO et al., 2004, 2006; GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008; CHAUHAN et al., 2009). Embora os prejuízos sejam menos relatados nas áreas onde o javali foi introduzido que nas áreas onde é nativo (BALLARI & BARIOS-GARCIA, 2014), são constatados prejuízos em plantações (CALEY, 1993; SALVADOR, 2012), como de milho, soja, mandioca, batata (SALVADOR, 2012) e pinus (LIPSCOMB, 1989) assim como observado neste estudo. Os colaboradores relataram que não houve prejuízo em plantações de ervamate, arroz e abóbora moranga o que provavelmente ocorre por serem cultivos menores na região, embora alguns autores relatem que o javali possa apresentar preferência alimentar por alguns itens abundantes e nutritivos (HERRERO et al., 2005).

O prejuízo em plantios de milho em áreas agrícolas na região

do PNA é de 3-100%, sendo o prejuízo médio de 37,5%. Em plantações de milho na Índia foi observado prejuízos de 5-36% (CHAUHAN et al., 2009). De acordo com o censo agropecuário (BRASIL, 2006), os municípios de Ponte Serrada e Passos Maia possuem 724 estabelecimentos contendo plantação de milho e totalizando área colhida de 4172 ha. Esses estabelecimentos produzem 17.500,45 toneladas de milho das quais 12.626,35 são vendidas pelo valor de produção de R\$ 4.822.218,00. O prejuízo médio em plantios de milho das propriedades na região do PNA não pode ser replicado para todas as propriedades do município uma vez que nem todas estão próximas a áreas de florestas nem apresentam as mesmas densidades de javali. Assim, se considerarmos o prejuízo mínimo de 3% relatado na região, o prejuízo poderia ser de 196,9 toneladas de milho equivalente a R\$ 144.666,54.

Os prejuízos nesses municípios podem se tornar ainda maior se a densidade de javali na região aumentar, uma vez que os municípios de Passos Maia e Ponte Serrada possuem 469 estabelecimentos com 53.654.981 árvores de *Pinus* sp plantadas (BRASIL, 2006) e alguns autores relatam prejuízos na depredação por javali de tais mudas (LIPSCOMB, 1989).

Assim como o relatado neste trabalho, já foi observado danos à pastagem causados por porcos-monteiros no Brasil (DESBIEZ et al., 2009) e ataques a criação de ovelhas na mesma região deste estudo (SALVADOR, 2012). Em relação aos prejuízos em criações de ovelha, a predação pode ser uma causa insignificante da perda de cordeiros, porém a presença de javali pode reduzir o número de filhotes por ovelha e afetar a lactação desses animais (PAVLOV & HONE, 1982). Alguns prejuízos relatados na mesma região deste estudo e que não foram observadas neste trabalho foi invasão por javali macho em criadouros de porcos (chiqueiros) e reprodução com fêmeas de porcas domésticas, destruição de cercas e ataques a seres humanos (SALVADOR, 2012). Embora o ataque a seres humanos não tenha sido relatado neste estudo, é um fator que deve ser levado em consideração pelo risco à vida dos produtores e que potencialmente pode ocorrer, como relatado em regiões da Índia (CHAUHAN et al., 2009). Em relação à invasão de chiqueiros, deve ser considerado que o javali pode cruzar com o porco doméstico e agir como agente transmissor de doenças - o que potencialmente poderia interferir de forma negativa no comércio externo de carne suína de Santa Catarina (COPINI et al., 2013). O javali é reservatório de parasitas e várias doenças que podem trazer riscos para seres humanos, animais domésticos e silvestres (BARRIOS-GARCIA & BALLARI, 2012) e a transmissão de doenças por javali é uma grande ameaça na Europa e é

um dos motivos que orienta o manejo para reduzir a densidade deste animal mesmo em sua área de distribuição natural (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003). Assim, as condições sanitárias das populações de javali devem ser avaliadas para orientar de forma mais adequada as populações locais e as ações de manejo na região.

Os prejuízos econômicos causados por esta espécie invasora no país podem ser imensos. Pimentel (2005) estimou o prejuízo econômico causado por javali nos Estados Unidos em aproximadamente 800 milhões de dólares/ano considerando a abundância estimada de 4 milhões de javalis no país e considerando uma abordagem conservadora de 200 dólares por javali em danos ambientais e às plantações, desconsiderando os custos para o seu controle. Já o custo do controle para um Parque do Hawaii cuja abundância de javali é de aproximadamente 1500 indivíduos foi estimado em aproximadamente 150 mil dólares/ano (ZUNIGA, 1999 apud PIMENTEL, 2005).

Os produtores estão buscando várias alternativas para minimizar os prejuízos nas plantações e citaram como técnicas mais eficientes o plantio de espécies agrícolas próximo às casas, o uso de cerca elétrica e ronda noturna. A alimentação suplementar - que consiste no fornecimento adicional de alimentos para animais selvagens, seja com objetivo de isca, ou de afastar das plantações entre outros (CELLINA, 2008) - pode ser eficiente para minimizar os danos às culturas (CALENGE et al., 2004; BALLARI & BARIOS-GARCIA, 2014), como citado por alguns colaboradores. Contudo este método deve ser utilizado com cautela uma vez que essa atividade pode ajudar a manter populações de javali quando outros recursos são escassos (BALLARI & BARIOS-GARCIA, 2014). O uso de cercas simples não foi eficiente para conter o javali segundo os colaboradores e alguns autores recomendam o uso de cercas de arame com fitas brancas plásticas amarradas que se movimentariam com o vento ou fitas que emitissem algum som devido sua movimentação (CHAUHAN et al., 2009). Cercas elétricas podem reduzir o movimento de suínos selvagens entre os locais, embora também não seja 100% à prova de javali (HONE & ATKINSON, 1983; REIDY et al., 2008 apud MASSEI et al., 2011). Adicionalmente, é sugerido o uso de dispositivos que assustem o javali para diminuir os danos às plantações (CHAUHAN et al., 2009), como os fogos e tiros para o alto observados neste estudo. Entretanto, essa prática tem que ser aliada às rondas noturnas que são desgastante para os produtores que trabalham durante o dia todo. Já a prática de aproximar o plantio da casa foi a mais citada e é corroborada por diversos autores que relatam que a frequência de danos às culturas diminui com o

aumento da distância das florestas (WILSON, 2004; CALLENGE et al., 2004), todavia esse procedimento é limitado a pequenas áreas de cultivo.

Todos os impactos ambientais citados pelos colaboradores são corroborados pela literatura. O javali causa alterações na estrutura e nos processos do solo por meio da sua atividade de fuçar o solo e também pode provocar mudanças na qualidade e nos padrões químicos da água, alterar a composição das comunidades de animais e plantas, além de dispersar patógenos (BARIOS-GARCIA & BALLARI, 2012).

O javali possui uma dieta altamente plástica e sua habilidade de se adaptar a diversos alimentos permite que estabeleça populações em quase todos os lugares onde foi introduzido (BALLARI & BARRIOS-GARCIA, 2014). É um onívoro oportunístico que se alimenta preferencialmente de material vegetal - incluindo bulbos, raízes, partes áreas, frutas e sementes - em detrimento de animais (HERRERO et al., 2005; GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008) e fungos (SKEWES et al., 2007). Dependendo do ecossistema e da estação, a dieta de javali pode ser constituída até 33% de animais (CHIMERA et al., 1995) e a proporção de animais na sua dieta é maior nas áreas onde foram introduzidos (BALLARI & BARIOS-GARCIA, 2014). Os colaboradores citaram que o javali se alimenta, além de plantas cultivadas, de pinhão, xaxim, taquara e frutas de forma geral, principalmente, guabiroba, imbuia, butiá, araca e caraguatá, filhotes de animais silvestres e domésticos, aves, minhoca e carniça. Em estudo realizado na região, foi observado a presença de pinhão (*Araucaria angustifolia*), imbuia (*Ocotea porosa*), jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), guamirim (*Myrcia multiflora*) e milho (*Zea mays*) na dieta de javali (SALVADOR, 2012). Considerando todos os colaboradores, o pinhão foi o item mais citado e enfatizado quanto a importância desse alimento para esses animais. O javali pode apresentar preferência alimentar por recursos naturais e, mais especificamente por itens abundantes, altamente digestivos e nutritivos (HERRERO et al., 2005) como o pinhão. De acordo com Salvador (2012) os itens da dieta com a maior frequência relativa durante o ano foram a imbuia (21%) e pinhão (10%). Conforme observado pelos colaboradores, o javali se alimenta de minhocas (SINGER et al., 1984), mamíferos e aves (SCHAEFER, 2004; WILCOX & VAN VUREN, 2009) e podem consumir carniça de forma oportunística (WILSON & WOLKOVICH, 2011). Os informantes não citaram outros itens como fungos (SKEWES et al., 2007), invertebrados aquáticos (FORDHAM et al., 2006), anfíbios e répteis (WILCOX & VAN VUREN, 2009; JOLLEY et al., 2010).

Diversos colaboradores citaram que o javali pode afetar a

regeneração da floresta por meio das fuçadas e de araucárias, principalmente, por meio da predação dos pinhões. O hábito do javali de escavar com o focinho pode afetar a regeneração (SIEMANN et al., 2009, WEBBER et al., 2010), reduzir a cobertura vegetal (BARIOS-GARCIA & BALLARI, 2012), reduzir até 80% da cobertura de sub-bosque (SINGER et al., 1984), diminuir a diversidade e alterar a composição de espécies (SIEMANN et al., 2009; HONE, 2002). Embora os fuçados possam afetar plantas de várias espécies, o consumo de frutas e sementes também pode alterar a composição da comunidade vegetal (BARIOS-GARCIA & BALLARI, 2012) e os danos podem ser espécie-específicos (HONE, 2002).

Nas Ilhas de Galápagos onde o javali foi introduzido, a predação, destruição de habitat e ninhos e competição por recursos com outros animais são as principais formas que o javali afeta a fauna (CRUZ et al., 2005) conforme relatado pelos colaboradores. Entretanto, o impacto dessa espécie em ilhas geralmente é maior, pois as espécies nativas não evoluíram com a presença de espécies similares ao javali. Em relação as espécies nativas no Brasil, observou-se sobreposição de nicho de javali e queixada em Mata de Araucária, embora não tenha sido verificada competição entre as espécies (SALVADOR, 2012), assim como não foi observado entre porcos-monteiro, catetos e queixadas no Pantanal (OLIVEIRA-SANTOS, 2009). Entretanto, nos Estados Unidos, o javali interfere nos deslocamentos das populações de cateto por competição (GABOR & HELLGREN, 2000) e na Argentina ocorrem interações negativas entre javali e veado com relações numéricas e espaciais inversas (CARUSI et al., 2009). Adicionalmente, há evidências de competição com pequenos mamíferos em bosques temperados na Itália, onde o javali procura ativamente as sementes de carvalho enterradas por roedores (FOCARDI et al., 2000), o que poderia ser investigado em relação aos pinhões enterrados por roedores em Mata de Araucária.

O padrão reprodutivo da espécie pode explicar o fato dos colaboradores observarem filhotes durante todo o ano. O fato do mês de dezembro ter sido mais citado pelos informantes pode ser devido a maior detectabilidade dos animais pelos produtores, pois é época do plantio na região o que favorece que os animais sejam avistados quando vão atacar às plantações. De qualquer forma, seria interessante que fossem realizados estudos específicos sobre a reprodução desses animais na região.

É importante que o controle da espécie seja estendido às áreas protegidas para que estas não atuem como áreas de refúgios para o javali

(ACEVEDO et al., 2006, AMICI, 2012) como o observado por colaboradores.

Áreas afetadas por javali podem precisar de controle populacional por meio de capturas com armadilhas, caça ou por meio de cercas que evitem a passagem desses animais (LIPSCOMB, 1989). Geisser & Reyer (2004) constataram a eficiência da caça em reduzir os danos causados por javali às plantações, enquanto que o uso de cercas e de alimentação suplementar foram ineficientes.

O tempo médio em que é realizada a caça de javali nas áreas do PNA e do entorno diferem significativamente. Isso pode ser explicada devido à proximidade das áreas de caça na floresta, pois as propriedades do interior do PNA possuem áreas contínuas de mata maiores o que seria mais favorável para a realização da atividade de caça, uma vez que pode existir uma relação negativa da frequência de caça em relação à distância dos vilarejos das áreas de caça na floresta (CHUTIA, 2010).

Os métodos de caça de javali não diferem dos métodos utilizados para capturar mamíferos de forma geral no Brasil (SANCHES, 1997). De acordo com Sodeikat & Pohlmeier (2003), a taxa de caça de javali na Alemanha, onde a espécie é nativa, foi de 4,8 javali por 100 hectares; similar a taxa observada em uma das propriedades na região onde a caça é realizada principalmente por meio do método de espera de forma intensa e organizada, entretanto ainda menos que a taxa média observada para as propriedades da região. Entretanto, para discutir adequadamente a taxa de caça, é necessário conhecer o esforço de caça em cada local e em ambos os casos não se sabe o número de caçadores que foram necessários para se obter essa taxa.

A caça de javali é realizada em grupos pequenos de até quatro pessoas e a caça é dividida entre amigos, parentes e vizinhos. Assim, como o observado na caça de espécies nativas por comunidades de agricultores no Amazonas (VALSECCHI & AMARAL, 2009). As interações sociais entre os caçadores se estende as suas comunidades quando eles retornam para casa e compartilham suas experiências com outros caçadores e seus familiares a (RODRIGUEZ et al., 2012).

A caça pública do javali é permitida no Hawaii onde a produção sustentável é desejável, mas não é eficiente para eliminar as populações (GIFFIN, 1978; BARRETT, pers. comm. apud ANDERSON & STONE, 1993). Anderson & Stone (1993) relataram que a caça sistemática com cães, armadilhas de laço e de gaiolas foram eficientes em reduzir javali em áreas cercadas em um Parque no Hawaii em menos de quatro anos. De acordo com Hone (2002), o controle de javali em um Parque na

Austrália por meio de caça e envenenamento animais apresentou uma redução de 95% da densidade de javali em 15 anos e Cruz (2005) relatou a erradicação de javali em uma Ilha de Galápagos com caça com cães e envenenamento em 30 anos. Entretanto o uso de veneno não é permitido no Brasil por meio da lei 5197/1967 e poderia atingir espécies não alvo do controle. Assim, erradicação de javalis em ilhas requer um grande esforço de controle, mas é relatado em alguns locais. Entretanto, em áreas continentais, busca-se o controle para reduzir as populações de javalis ou mantê-las estáveis, uma vez que na maioria dos casos a erradicação é considerada inviável. Embora em algumas áreas prioritárias para conservação, a erradicação poderia ser realizada se essas áreas forem devidamente isoladas para evitar a reinvasão. Assim, o tamanho das áreas possui grande influência sobre a gestão, sendo o controle mais efetivo nas propriedades rurais menores no entorno do Parque Nacional das Araucárias que nas áreas maiores que estão inseridas na Unidade de Conservação.

Os cães são considerados parceiros de caça, pois ajudam no rastreamento, capturam e, as vezes, matam a presa (RODRIGUES et al., 2012). A caça com cães é utilizada para rastrear várias espécies em diversas partes do mundo, como Brasil (MOURÃO et al., 2006), Peru (JERNIGAN, 2009), México (RODRIGUES et al., 2012), Estados Unidos (ANDERSON & STONE, 1993) e Alemanha (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003), contudo não é eficiente em terrenos acidentados (ANDERSON & STONE, 1993).

O laço é um método viável, de baixo custo e possível de ser aplicado em áreas com maior dificuldade de acesso (ANDERSON & STONE, 1993), onde não seria viável a instalação de gaiolas. Aparentemente, não ocorre seletividade de sexo e idade nas armadilhas de laço (ANDERSON & STONE, 1993). Entretanto, o uso do laço para capturar javali no Brasil não é permitido pela Instrução Normativa nº03/2013 por ser considerado um método não específico e uma armadilha que pode maltratar o animal - o que é proibido pela Lei 5197/1967 que dispõe sobre a proteção à fauna.

As batidas são um tipo de caça em grupo contendo um número grande de caçadores, batedores e cães (RODRIGUES et al., 2012) e são mais eficientes para reduzir a população de javali, que as caçadas solitárias quando objetivo é reduzir rapidamente a população (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003). Embora seja citado como mais eficiente, este método de caça não foi praticado por nenhum dos colaboradores. Alguns autores relatam que um dos problemas deste método é que a presença de muitos cães e batedores pode aumentar a

área de atividade dos grupos de javali e até deslocar permanentemente alguns grupos de suas áreas de vida, contribuindo para a dispersão da espécie (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003), como observado por um colaborador em relação a caça com cães. Calenge et al. (2002) consideram que o principal fator para expansão das áreas de vidas do javali é a pressão de caça permanente. Alguns grupos de javali aumentam suas áreas de atividade após as batidas enquanto outros grupos reduzem suas áreas se restringindo a áreas mais protegidas sem atividades humanas, contudo todos os grupos retornam ao centro das suas áreas de atividade após 4 a 6 semanas (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003). Keuling et al. (2008) também não observaram diferença significativa na área de vida dos grupos de javali sobre seu deslocamento antes e após as batidas. Mesmo durante as batidas não foram observados movimentos de migração para áreas mais distantes que 10 km da área de vida original do grupo de javali e nos casos em que os grupos de aumentaram suas áreas de vida após as caçadas, não foi devido a morte da fêmea líder (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003).

Caçadores de porcos monteiros no Brasil relatam que não caçam fêmeas durante o período reprodutivo para garantir a sustentabilidade da caça (MOURÃO et al., 2006), o que também foi observado por alguns caçadores de javali na região. Esses caçadores relataram que gostam da caçar e querem garantir a continuidade da atividade, o que não é viável do ponto de vista do controle de espécies invasoras, uma vez que a caça seletiva, que poupa as fêmeas, contribui para o crescimento da população de javali (SODEIKAT & POHLMAYER, 2003).

Na região tropical, a caça tem importância como fonte proteica para as populações de áreas rurais, é um componente importante do modo de vida de muitas pessoas, pois fornece alimento e renda quando poucas alternativas são disponíveis (NASI et al., 2011). No Brasil, a caça das espécies nativas pode ocorrer para uso alimentício (HANAZAKI et al., 2009; VALSECCHI & AMARAL, 2009), mas frequentemente se deve a preferência alimentar por “carne de caça” e não pela indisponibilidade de alternativas. Adicionalmente, a caça dessas espécies também pode ocorrer por serem percebidas como um risco para as populações humanas, incluindo prejuízos para plantações, ou por esporte/lazer (ALVES et al., 2009).

A maioria dos colaboradores eram proprietários rurais e nem todos eram caçadores, o que pode influenciar a percepção sobre a biologia da espécie. A caça do javali realizada pelos agricultores é

motivada principalmente pelo prejuízo que ele causa às plantações, embora o principal destino da carcaça também seja a alimentação e alguns colaboradores relatem que gostam de caçar. É importante ressaltar que a maioria dos colaboradores eram proprietários rurais, portanto, não foram entrevistadas pessoas que vão para região apenas com o objetivo de realizar a caça esportiva e cuja principal motivação é o lazer.

A maioria dos colaboradores é favorável a uma regulação através da legislação, que permita o abate do javali. Assim, a existência de uma regulamentação específica é importante para que os moradores locais, que são afetadas pelo javali, possam abater este animal sem cometerem atos ilícitos. A proibição da caça transforma parte da população local, que não pode ou não deseja abrir mão do uso desses recursos, à ilegalidade e torna necessário o investimento em fiscalização em vez de obter um retorno dessa população, por exemplo, por meio de dados de monitoramento dessas espécies (VERDADE, 2004). Além disso, os órgãos públicos devem romper a barreira em relação à discussão da caça no país. O controle do javali atualmente é realizado por meio da caça, de acordo com o art. 7º da Lei 5197/1967 que dispõe sobre a proteção a fauna e dá outras providências:

“Art. 7º A utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha de espécimes da fauna silvestre, quando consentidas na forma desta Lei, serão considerados atos de caça.”

O javali, embora seja um animal exótico, seria considerado um animal silvestre de acordo com o art. 1º dessa mesma Lei:

“Art. 1º. Os animais de quaisquer espécies, em qualquer fase do seu desenvolvimento e que vivem naturalmente fora do cativeiro, constituindo a fauna silvestre, bem como seus ninhos, abrigos e criadouros naturais são propriedades do Estado, sendo proibida a sua utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha.”

Assim, a caça desse animal seria permitida por meio do § 2º, art. 3º, da Lei 5197/1967 :

“ § 2º Será permitida mediante licença da autoridade competente, a apanha de ovos, lavras e filhotes que se destinem aos estabelecimentos

acima referidos, bem como a destruição de animais silvestres considerados nocivos à agricultura ou à saúde pública.” .

A declaração de nocividade do javali, de acordo com a Lei 5197/1967, só considera efeitos nocivos à agricultura e à saúde pública e não considera efeitos negativos ao meio ambiente. Entretanto, a nocividade foi decretada por meio da Instrução Normativa Ibama 03/2013 que dispõe sobre manejo e controle do javali. Ressalta-se que a palavra “caça” apenas “controle populacional” cuja definição é apresentada no § 1º, Art. 2º:

“Art. 2º Autorizar o controle populacional do javali vivendo em liberdade em todo o território nacional.

§ 1º - Para os fins previstos nesta Instrução Normativa, considera-se controle do javali a perseguição, o abate, a captura e marcação de espécimes seguidas de soltura para rastreamento, a captura seguida de eliminação e a eliminação direta de espécimes.”

Provavelmente a palavra “caça” não foi utilizada devido à dificuldade legal e pública em abordar o tema e para minimizar conflitos com diversas entidades, principalmente protetoras de animais. Contudo este pode ser o principal fator que contribui para a dificuldade que os produtores rurais declararam para obter porte e guia de transporte de armas junto ao Exército. Uma vez que as licenças de arma são concedidas para “caçadores” conforme Lei nº5/2006, que aprova o novo regime jurídico das armas e suas munições, e a ausência da palavra “caça” na IN IBAMA nº03/2013 poderia gerar interpretações errôneas de que o controle não é considerado “atos de caça”. Assim, é necessária revisão das normas e maior entendimento entre os órgãos que contribuem para a realização do controle populacional desta espécie exótica invasora para reduzir a burocracia e possibilitar o seu controle.

Quando essas barreiras forem vencidas, será possível cadastramento de mais caçadores junto aos órgãos pertinentes, possibilitando uma maior contribuição destes por meio de dados qualitativos e quantitativos sobre a caça. Adicionalmente, o conhecimento ecológico que caçadores experientes possuem sobre a história natural dos animais pode ser aplicado ao manejo da fauna (HUNTINGTON, 2000), por exemplo, fornecendo informações sobre a distribuição e ecologia da espécie e os métodos mais eficientes de

manejo.

Adicionalmente, muitos produtores rurais relatam que alguns caçadores invadem propriedades alheias para caçar trazendo insegurança para os moradores e muitas vezes prejuízos, pois matam animais domésticos da propriedade. Embora, o art 2º, § 8º, da IN IBAMA 03/2013 declare a necessidade do consentimento dos titulares ou detentores dos direitos de uso da propriedade para a realização do controle, o cadastro de propriedades de permitem a caça poderia facilitar este acesso dos caçadores.

Além disso, áreas de caça com sistemas bem conduzidos podem ser interessantes do ponto de vista da conservação por manter ecossistemas e suas espécies relativamente intactos, além da funcionalidade ecológica (VERDADE, 2004). Finalmente, a fiscalização ambiental realizada pelos órgãos pertinentes deve atuar aliada às populações locais e aos caçadores cadastrados para evitar a caça de espécies nativas como foi constatado pelos colaboradores.

Especialmente em Unidades de Conservação, é preciso um planejamento específico para prevenir, erradicar e controlar espécies exóticas invasoras. Inicialmente, deve ser elaborada um levantamento das espécies exóticas, de quais tem potencial invasor, uma análise do deslocamento da espécie dentro das áreas, verificar os vetores e as rotas de dispersão. O plano de manejo deve abordar essa temática e devem ser elaborados planos de ação considerando a área da UC, a zona de amortecimento e as áreas contíguas (ZILLER, 2010). Além disso, uma forma de mitigar os conflitos humanos com as espécies invasoras é minimizar os efeitos nocivos que essas espécies causam às comunidades locais, assim deveriam haver programas de educação e conscientização sobre a ecologia e comportamento de javali e estratégias de mitigação nas áreas afetadas (CHAUHAN et al., 2009).

4. CONCLUSÃO

Todos os colaboradores conhecem o animal e observam seus vestígios com frequência em suas propriedades, seja próximos às suas casas; nos plantios, principalmente, de milho ou nas áreas de mata. Os produtores rurais possuem conhecimentos ecológicos sobre a espécie, sobre os prejuízos socioeconômicos e ambientais causados por ela na região e sobre a caça desses animais e podem trazer contribuições para o manejo e para o conhecimento dessa espécie no Brasil.

O javali causa prejuízos sócios econômicos para os produtores

rurais da região do Parque Nacional das Araucárias, principalmente, devido aos ataques às plantações de milho e soja. Os prejuízos são grandes, principalmente, para os pequenos proprietários rurais que chegam a perder todo o plantio de um ano. Assim, alguns produtores estão desistindo de plantar enquanto outros buscam técnicas para minimizar os prejuízos. As técnicas consideradas mais eficientes são a instalação de cerca elétrica ao redor de todo o plantio e realizar rondas noturnas com lanterna acompanhada de tiros ou fogos. Entretanto, a instalação de cercas elétricas exige grandes despesas, pois é cara enquanto as rondas são muito desgastantes para os proprietários que trabalham o dia inteiro. Os colaboradores percebem que o javali causam diversos impactos ambientais na região e afetam, principalmente, as plantas e animais. As espécies da flora nativa mais citadas que são impactadas pelo javali são araucária, guabiroba e imbuia e os animais nativos são cateto, veado, aves e minhocas.

A caça do javali ocorre na maioria das propriedades rurais e o método mais utilizado é a caça ativa com cachorros. A caça do javali realizada pelos agricultores é motivada principalmente pelo prejuízo que ele causa às plantações, embora o principal destino da carcaça também seja a alimentação e alguns colaboradores relatem que gostam de caçar. O conhecimento ecológico dos caçadores sobre os javalis na região sobre o padrão de atividade dos animais e uso de habitat, assim como os métodos de caça mais eficientes e mais adequados para a região é importante para o estabelecimento de estratégias adequadas de controle. Além disso, poderiam ser realizado contato com caçadores cadastrados na região para organizações de batidas e implementação de outras técnicas adequadas a cada local. As áreas protegidas devem realizar planejamento específico de controle e monitoramento da espécie, além de incentivar estudos sobre a estrutura populacional, reprodução, área de vida e padrão de movimentação do javali para embasar e possibilitar as ações de manejo.

Em relação as normas que permitem o manejo de javali, é fundamental que sejam adequadas para que os produtores e outros interessados consigam implementá-las e contribuam com as informações necessárias para o monitoramento das populações dessa espécie. Os órgãos competentes devem utilizar o conhecimento ecológico local para orientar as estratégias de manejo, efetivar programas sobre a ecologia e comportamento do javali e estratégias de mitigação nas áreas afetadas, principalmente para os agricultores familiares.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A densidade de javali está estável nos últimos cinco anos no Parque Nacional das Araucárias, provavelmente devido a alta pressão de caça na região do PNA. A longo prazo as populações de javali podem apresentar crescimento logístico até alcançar a capacidade suporte, assim deve ser realizado monitoramento contínuo para observar essa questão a longo prazo na região. As ações devem ser continuamente avaliadas para verificar se a taxa de remoção está sendo maior que as taxas de recrutamento e de ingresso, se não estão afetando outras espécies, se continuam viáveis dos pontos de vista social e econômico e ajustadas conforme preconiza o manejo adaptativo.

A abundância de javali na região está negativamente relacionada com os percentuais de áreas agrícolas, provavelmente, devido a maior pressão de caça nessas áreas agrícolas que são constituídas por propriedades menores e possibilitam que o controle seja realizado mais intensamente. Além disso, indica que o javali está usando intensamente os recursos florestais e que há menor pressão de caça nas propriedades maiores que são constituídas principalmente por áreas de mata nativa e de reflorestamento (plantio de exóticas, principalmente *Pinus*). No verão, observou-se maior atividade de javali em áreas florestais no período diurno; pois nesta estação o javali usa as florestas como refúgio durante o dia e ataca as lavouras de milho à noite. Já no inverno, o javali permanece prioritariamente nas áreas florestais em ambos os períodos utilizando a mata como refúgio e consumindo, principalmente, recursos de espécies nativas, como o pinhão.

O alto percentual de regeneração de araucárias no PNA é esperado para a região do extremo oeste de Santa Catarina, o que pode ser decorrente do histórico de exploração da região anterior à invasão por javali. Além disso, a araucária é uma espécie tolerante a um certo grau de perturbação do ambiente e tende a ter maior densidade de indivíduos na classe regeneração em áreas com maior luminosidade e áreas de campo. Assim, uma relação positiva entre áreas revolvidas por javalis e regeneração de araucárias poderia indicar que esta espécie causa distúrbios ao ambiente e pode afetar espécies sensíveis da Mata de Araucária.

O javali é predador de sementes de araucárias e consome altas taxas de sementes. Considerando a densidade atual de javali na região, o consumo de sementes parece ser reduzido em relação a produtividade da espécie e provavelmente ainda não é suficiente para afetar negativamente a regeneração de araucária. Entretanto, outras plantas

com alto percentual de citação entre os colaboradores, como guabiroba e umbuia, também devem ser avaliadas na região. Assim como, deve ser avaliado o uso das áreas florestais pelo javali de acordo com a produtividade da floresta, principalmente, das espécies de plantas mais consumidas e podem ser avaliadas as interações entre javalis e animais táxons citados como mais impactados e ainda não estudados na região como veados, aves que nidificam no solo e minhocas.

O javali causa prejuízos para os produtores, principalmente em plantações de milho e soja. Considerando que os prejuízos são maiores para os pequenos produtores rurais, deve ser avaliada a possibilidade de implantar subsídios ou incentivos para essas pessoas para que possam prevenir e mitigar os danos causados por essa espécie na região.

Os prejuízos causados por javalis nas propriedades agrícolas é a principal motivação para a caça realizada pelas comunidades do entorno do PNA. A caça do javali ocorre na maioria das propriedades rurais na região do Parque Nacional das Araucárias e o método considerado mais eficiente é a caça ativa com cachorros. Embora o método seja considerado o mais eficiente, sua utilização no interior de Unidades de Conservação deve ser ponderado ao considerar as estratégias de manejo da espécie para áreas protegidas, uma vez que os cachorros devem ser bem treinados para farejarem javalis e não perseguir outras espécies nativas nem se dispersarem da matilha.

A maioria dos colaboradores declarou que tem conhecimento de uma lei que permite o abate de javali, embora citem dificuldades para obter autorização para caçar devido a burocracia e dificuldade de registrar ou obter a licença para transporte da arma. Assim, é fundamental que as normas que regulamentam o controle populacional do javali sejam adequadas para que os produtores e outros interessados consigam implementá-las contribuindo para o controle da espécie. O órgão federal (IBAMA) e estaduais responsáveis devem manter interlocução e atuar de forma conjunta para que os procedimentos administrativos não tenham que ser encaminhados nas duas instâncias, tornando o processo ainda mais burocrático. Além disso, poderia ser realizado contato com caçadores cadastrados na região para organizações de estratégias de manejo mais adequadas a cada local.

Considerando que a abundância do javali no PNA está negativamente relacionada a áreas agrícolas, é necessário que sejam implementadas ações de controle efetiva pela gestão do Parque Nacional, além da caça realizada pelas comunidades do entorno para que as áreas florestais da Unidade de Conservação não sejam utilizadas como refúgio por esses animais. As áreas protegidas devem realizar

planejamento específico de controle e monitoramento da espécie, além de incentivar estudos sobre a estrutura populacional, reprodução, área de vida e padrão de movimentação de javali para embasar ações mais efetivas de manejo.

Finalmente deve-se buscar organização das ações de prevenção e de manejo no território nacional, incluindo áreas protegidas, por meio de um plano de ação nacional. Além de formar uma rede integrada entre os órgãos responsáveis pelo controle, as instituições e comunidades locais para melhorar continuamente as práticas de manejo e coibir a caça de espécies nativas. O conhecimento ecológico local também deve ser utilizado para orientar essas estratégias e os órgãos competentes devem efetivar programas de educação e conscientização sobre a ecologia e comportamento de javali, além de estabelecer estratégias de mitigação nas áreas afetadas.

REFERÊNCIAS

ACEVEDO, P., ESCUDERO, M., MUNOS, R. & GORTAZAR, C. *Factors affecting wild boar abundance across an environmental gradient in Spain*. **Acta Theriologica**, v. 51, n. 3, p. 327-336, 2006.

ALVES, R., MENDONÇA, L., CONFESSOR, M., VIEIRA, W. & LOPEZ, L. *Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil*. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 5, n.12, p. apr. 2009.

AMICI, A., SERRANI, F., ROSSI, C. & PRIMI, R. *Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa* L.): the “refuge effect”*. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, p. 683–692, oct., 2012.

ANDERSSON, A., ÄÄNISMAA, R., HUUSKO, J. & JENSEN, P. *Behaviour of European wild boar (*Sus scrofa*) in connection with farrowing in an enclosure*. **Mammalian Biology**, v. 76, p. 332–338, 2011.

ANDERSON, S. & STONE, C. *Snaring to control feral pigs *Sus scrofa* in a remote hawaiian rain forest*. **Biological Conservation**, v. 63, p. 195-201, 1993.

ANSELMINI, J. I.; ZANETTE, F.; BONA, C. *Fenologia reprodutiva da *Araucaria Angustifolia* (Bert.) O. Ktze, na região de Curitiba, PR*. **Floresta e Ambiente**, v. 13, p. 44-52, 2006.

ASSIS, A.; HANAZAKI, N.; REIS, M.; MATTOS, A.; PERONI, N. *Espécie-chave cultural: indicadores e aplicabilidade em etnoecologia*. In: Alves, Angelo Giuseppe Chaves; Souto, Francisco José Bezerra; Peroni, Nivaldo. (Org.). **Etnoecologia em perspectiva: natureza, cultura e conservação**. 1ed. Recife: NUPEEA, 2010, v. 1, p. 163-186.

BACKES, A.; PRATES, F. & VIOLA, M. *Produção de serapilheira em Floresta Ombrófila Mista, em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil*. **Acta Botanica Brasileira**, v.19, n.1, p.155-160, 2005.

BALLARI, S. & BARRIOS-GARCÍA, M. *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*. **Am Midl Nat.** v. 107, p. 202–205, 1982.

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, apr. 2012.

BASKIN, L. & DANELL, K. **Ecology of ungulates: a handbook of species in Eastern Europe and Northern and Central Asia**. Springer, Berlin. 2003.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B. & WALKER, S. *lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4*. R package version 1.1-7. 2014. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.

BAUBET, E., SERVANTY, S. & BRANDT, S. *Tagging piglets at the farrowing nest in the wild: some preliminary guidelines*. **Acta Silvatica & Lignaria Hungarica**, v. 5, p. 159–166, 2009.

BAUBET, E., BONENFANT, C. & BRANDT, S. *Diet of the wild boar in the French Alps*. **Galemys**, v. 16, p. 99–111, 2004.

BAUBET, E., ROPERT-COUDERT, Y. & BRANDT, S. *Seasonal and annual variations in earthworm consumption by wild boar (*Sus scrofa* L.)*. **Wildlife Research**, v. 30, p. 179–186, 2003.

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.

BORCARD, D., LEGENDRE, P., AVOIS-JACQUET, C. & TUOMISTO, H. *Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales*. **Ecology**, v. 85, n.7, p. 1826–1832, 2004.

BORCARD, D., & LEGENDRE, P. *All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices*. **Ecological Modelling**, v. 153, p. 51–68, 2002.

BORDIGNON, M. & MONTEIRO-FILHO, E. *O serelepe Sciurus ingrami (Sciuridae: Rodentia) como dispersor do Pinheiro do Parana' (Araucaria angustifolia) (Araucariaceae: Pinophyta)*. **Arquivo de Ciências Veterinárias e Zootecnia da UNIPAR**, v. 3, p.139–144. 2000.

BRASIL. Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Lista oficial das espécies da flora Brasileira ameaçadas de extinção.

BRASIL. Instrução Normativa do Ibama nº 03, 31 de janeiro de 2013, regulamenta o controle do javali no Brasil.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo. **Varição geográfica do tamanho dos módulos fiscais no Brasil**. Sete Lagoas, MG., 2012.

BRASIL. Portaria da Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca de Santa Catarina nº 20, de 09 de novembro de 2010.

BRASIL. Portaria do Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Santa Catarina nº 04, de 07 de novembro de 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional das Araucárias**. Jun 2010.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário: resultados preliminares**, Rio de Janeiro, 2006.

BRASIL. Decreto sem número, de 25 de outubro de 2005, cria o Parque Nacional das Araucárias.

BRASIL. Decreto Legislativo nº 2, de 03 de fevereiro de 1994. Aprova o texto da Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada na Cidade do Rio de Janeiro, no período de 5 a 14 de junho de 1992.

BRUM, F., DUARTE, L. & HARTZ, S. *Remoção de sementes por pequenos mamíferos potencialmente dispersores em diferentes estágios*

sucessionais do avanço da floresta com araucária sobre os campos no sul do Brasil. In: Congresso de Ecologia do Brasil, VIII, 2007, Caxambu – MG, Anais.

BUCKLAND, S.; ANDERSON, D.; BURNHAM, K. & LAAKE, J. *Distance Sampling: estimating abundance of biological populations*. London: Chapman & Hall. 1996, 446 p.

BUENO, C.; BARRIO, I.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; ALADOS, C. & GÓMEZ-GARCÍA, D. *Assessment of wild boar rooting on ecological and pastoral values of alpine pyrenean grasslands*. Pirineos, **Revista de Ecología de Montaña**. v. 166, p. 51-67, enero-diciembre 2011.

BUENO, A. *Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes*. 2008. 116 f. Tese (Doutorado em Zoologia). Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. São Paulo.

CADEMARTORI, C.; FABIÁN, M. & MENEGHETI, J. *Variações na abundância de roedores (Rodentia, Sigmodontinae) em duas áreas de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil*. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 6, n. 2, p. 147-167. 2004.

CALEY, P. *Population dynamics of feral pigs (Sus scrofa) in a tropical riverine habitat complex*. **Wildlife Research**, v. 20, n. 5, p. 625 – 636. 1993.

CALENGE, C., MAILLARD, D., FOURNIER, P. & FOUQUE, C. *Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (Sus scrofa) damage to Mediterranean vineyards*. **European Journal of Wildlife Research**, v. 50, p.112–120, 2004.

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

CARPENTER, S. *Ecological futures: building an ecology on the long now*. **Ecology**, v. 83, p. 2069-2083, 2002.

CARUSI, L.; BEADE, M.; MIÑARRO, F.; VILA, A., GIMÉNES-DIXON, M. & BILENCA, D. *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. Ecologia Austral*, v. 19, p. 63-71, apr., 2009.

CARVALHO, P. **Espécies arbóreas brasileiras** por Paulo Ernani Ramalho Carvalho. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 1, 2003.

CARVALHO, P. *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze. In: CARVALHO, P. (Ed.). **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: EMBRAPA-CNPQ/Brasília, 1994. p.70-78.

CAUGHLEY, G. & SINCLAIR, A. *Wildlife ecology and management*. Blackwell, Boston, 334 p. 1994.

CELLINA, S. *Effects of Supplemental Feeding on the Body Condition and Reproductive State of Wild Boar (Sus scrofa) in Luxembourg*. PhD thesis, University of Sussex, UK. 2008.

CHAUHAN, N.; BARWAL, K. & KUMAR, D. *Human-wild pig conflict in selected states in India and mitigation strategies. Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, v. 5, p. 189-197. 2009.

CHIMERA, C.; COLEMAN, M & PARKES, J. *Diet of feral goats and feral pigs on auckland island, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology*, v. 19, n. 2, p. 203-207, 1995.

CHOQUENOT, D. & RUSCOE, W. *Mouse population eruptions in New Zealand forests: the role of population density and seedfall. Journal of Animal Ecology*, v. 69, p. 1058-1070, 2000.

CHOQUENOT, D.; MCILROY, J. & KORN, T. *Managing vertebrate pests: feral pigs. Bureau of Resource Sciences*, Australian Government Publishing Service, Canberra. 1996.

CHUTIA, P. *Studies on hunting and the conservation of wildlife species In arunachal pradesh. Sibcoltejo*, v. 05, p. 56-67. 2010.

CLARK, D. & CLARK, D. *Análisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical aspectos teóricos y prácticos*. **Revista Biología Tropical**, v.35, n.1, p.41-54, 1987.

CLAVERO, M. & GARCÍA-BERTHO, E. *Invasive species are leading cause of animal extinctions*. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 20, n. 3, p. 110, mar. 2005.

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

COPINI, A., MIOZZO, R., TORTATTO, M. & SALVADOR, C. *Análise de diferentes tipos de cevas no monitoramento de populações selvagens de javali (*Sus scrofa*) e prejuízos ocasionados em plantação de milho no interior do município de caçador*. **Ignis Caçador**, v. 2, n.1, p. 71-83. jan./jun. 2013.

COUSSE, S.; JANEAU, G.; SPITZ, F. & CARGNELUTTI, B. *Temporal ontogeny in the wild boar (*Sus scrofa* L.): a systemic point of view*. **IBEX Journal of Mountain Ecology**, v. 3, p. 122–125. 1995.

CRAWLEY, M. *Population dynamics of natural enemies and their prey*. In: *Natural Enemies* (ed. M.J. Crawley), Blackwell Scientific Publications. Oxford. 1992.

CRAWLEY, M. & ROSS, G. *The population dynamics of plants*. *Philosophical transactions*. **Biological Sciences**, v. 330, n. 1257, p. 125-140, 1990.

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

CRUZ, F., DONLAN, C., CAMPBELL, K. & CARRION, V. *Conservation action in the Galapagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island*. **Biological Conservation**, v. 121, p. 473–478, 2005.

CULLEN JUNIOR, L., BODMER, E. & VALLADARES-PÁDUA, C. *Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brasil*. **Oryx**, v.35, n. 2, p. 137-144, apr 2001.

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

CURRAN, L. & LEIGHTON, M. *Vertebrate response to spatiotemporal variation in seed production of mast-fruiting Dipterocarpaceae*. **Ecological Monographs**, v. 70, p. 101-128, 2000.

CUSHMAN, J.; TIERNEY, T. & HINDS, J. *Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland*. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1746–1756, 2004.

DANNEL, K.; BERGSTRO, R.; EDENIUS, L. & ERICSSON, G. *Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels*. **Forest Ecology and Management** v. 181, p. 67-76. 2003.

DARDAILLON, M. *Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France*. **Behavioural Processes**, v. 13, p. 251–268, 1986.

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

DECHOUM, M. *Espécies exóticas invasoras: o contexto internacional e a construção de políticas públicas e de estratégias nacionais*. **Cadernos Mata Ciliar**, São Paulo, n. 3, p. 4-11, 2010.

DELCROIX, I.; MAUGET, R. & SIGNORET, J. *Existence of synchronization of reproduction at the level of the social group of the European wild boar (*Sus scrofa*)*. **Journal of Reproduction and Fertility**, v. 89, p. 613-617, 1990.

DESBIEZ, A.; KEUROGHLIAN, A.; BEISIEGEL, B.; MEDICI, E.; GATTI, A.; PONTES, A.; CAMPOS, C.; TÓFOLI, C.; MORAES JUNIOR, E.; AZEVEDO, F.; PINHO, G.; CORDEIRO, J.; SANTOS JÚNIOR, T.; MORAIS, A.; MANGINI, P.; FLESHER, K.;

RODRIGUES, L. & ALMEIDA, L. *Avaliação de risco de extinção do Cateto Pecari tajacu Linnaeus, 1758 no Brasil*. **Biodiversidade Brasileira**. Ano II, nº 3, 74-83. 2012.

DESBIEZ, A.; KEUROGHLIAN, A.; PIOVEZAN, U. & BODMER, R. *Ecologia de Populações de Porco Monteiro no Pantanal do Brasil*. Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal. **Documento nº 106**, dez. 2009.

DIAMOND, J. **Armas, germes e aço: os destinos das sociedades humanas**. 8ª ed. Rio de Janeiro. Editora Record. 2006.

DUARTE, L.; DILLENBURG, L. & ROSA, L. *Assessing the role of light availability in the regeneration of Araucaria angustifolia (Araucariaceae)*. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 50, p. 741-751, 2002.

DUARTE, L. & DILLENBURG, L. *Ecophysiological responses of Araucaria angustifolia (Araucariaceae) seedlings to different irradiance levels*. **Australian Journal of Botany**, v. 48, p. 531-537, 2000.

EDWARDS, G. & CRAWLEY, M. *Rodent seed predation and seedling recruitment in mesic grassle*. **Oecologia**, v. 118, p. 288-296, 1999.

EMBRAPA. SOLOS. 2004. SOLOS_SC. Escala original 1:250.000. WGS 1984 UTM Zone 22S. <http://ciram.epagri.sc.gov.br/>

ESTES, J.; TERBORGH, J.; BRASHARES, J.; POWER, M.; BERGER, J.; BOND, W.; CARPENTER, S.; ESSINGTON, T.; HOLT, R.; JACKSON, J.; MARQUIS, R.; OKSANEN, L.; OKSANEN, T.; PAINE, R.; PIKITCH, E.; RIPPLE, W.; SANDIN, S.; SCHEFFER, M.; SCHOENER, T.; SHURIN, J.; SINCLAIR, A.; SOULÉ, M.; VIRTANEN, R. & WARDLE, D. *Trophic Downgrading of Planet Earth*. **Science**. v. 333, jul. 2011.

EVERITT, J. & ALANIZ, M. *Fall and winter diets of feral pigs in south Texas*. **Journal of Range Management**. v. 33, p. 126-129. 1980.

- FARJON, A. 2006. *Araucaria angustifolia*. IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1.
- FERNÁNDEZ-LLARIO, P. *Environmental correlates of nest site selection by wild boar *Sus scrofa**. **Acta Theriologica**, v. 49, p. 383–392. 2004.
- FERREIRA, A. & HANDRO, W. *Aspects of seed germination in *Araucaria angustifolia**. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 2, p. 7–13., 1979.
- 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.
- FOCARDI, S.; CAPIZZI, D. & MONETTI, D. *Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland*. **Journal of Zoology**, Lond. v. 250, p. 329-334. 2000.
- FOURNIER-CHAMBRILLON, C.; MAILLARD, D. & FOUNIER, P. *Diet of the wild boar (*Sus scrofa* L) inhabiting the Montpellier Garrigue*. **IBEX Journal of Mountain Ecology** v. 3, p. 174-179, 1995.
- GABOR, T. & HELLGREN, E. *Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader?* **Ecology**, v. 81, n. 9, p. 2509–2524. 2000.
- GARIBALDI, A. & TURNER, N. *Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration*. **Ecology and Society**, v. 9, n.3,p. 1. 2004.
- GEISSER, H. & REYER, H. *Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars*. **Journal of Wildlife Management**, v. 68, n. 4, p. 939-946. 2004.
- GENOV, P. *Food composition of wild boar in north eastern and western Poland*. **Acta Theriologica**, v. 26, n. 10, p. 185-205. 1981.
- GETHOFFER, F.; SODEKEIT, G. & POHLMAYER, K. *Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany*. **European Journal of Wildlife Research**, v. 53, p. 287–297, 2007.

GIMÉNEZ-ANAYA, A.; HERRERO, J.; ROSELL, C.; COUTO, S. & GARCÍA-SERRANO, A. *Food habits of wild boars (Sus scrofa) in a mediterranean coastal wetland*. **Wetlands**, v. 28, n. 1, p. 197–203, mar 2008.

GISD - Global Invasive Species Database. 2010. Disponível em: <<http://www.issg.org/database/welcome/>>. Acesso em: 30 mar. 2013.

GOMEZ, J.; GARCIA, D. & ZAMORA, R. *Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean Quercus pyrenaica forest*. **Forest Ecology and Management**., v. 180, p. 125–134, 2003.

GOOGLE EARTH. Imagens de Ponte Serrada e Passos Maia -Santa Catarina, 2013. Acesso em: 10 de maio de 2013.

GRUBB, P. *The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche*. **Biological Review**, v. 52, p. 107-145. 1977.

HANAZAKI, N.; ALVES, R. & BEGOSSI, A. *Hunting and use of terrestrial fauna used by Caiçaras from the Atlantic Forest coast (Brazil)*. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 5, n. 36, nov. 2009.

HEINKEN, T.; SCHMIDT, M., VON OHEIMB, G.; KRIEBITZSCH, W. & ELLENBERG, H. *Soil seed banks near rubbing trees Impact of wild boar (Sus scrofa) indicate dispersal of plant species into forests by wild boar*. **Basic and Applied Ecology**, v. 7, p. 31–44, 2006.

HEISE-PAVLOV, P.; HEISE-PAVLOV, S. & NELSON, J. *Sus scrofa: Population structure, reproduction and condition in Tropical North-Eastern Australia*. **Acta Silvatica & Lignaria Hungarica**, v. 5, p. 179-188, 2009.

HELMREICH, S. *How scientists think; about 'natives', for example a problem of taxonomy among biologists of alien species in Hawaii*. **Journal of Royal Anthropological Institute**., v. 11, p. 107-128. 2005.

HERRERO, J.; GARCÍA-SERRANO, A.; COUTO, S.; ORTUÑO, V. & GARCIA-GONZALES, R. *Diet of wild boar Sus scrofa L. and crop damage in an intensive agroecosystem*. **European Journal of Wildlife Research**, v. 52, p. 245-250, may 2006.

HERRERO, J.; IRIZAR, I.; LASKURAIN, N.; GARCÍA-SERRANO, A. & GARCÍA-GONZÁLEZ, R. *Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees*. **Italian Journal of Zoology**, v. 72, p. 49-52, 2005.

HERRERO, J.; COUTO, S.; ROSELL, C. & ARIAS, P. *Preliminary data on the diet of wild boar living in a mediterranean coastal wetland*. **Galemys**, v. 16, p. 115-123. 2004.

HOLLING, C. 1978. **Adaptive environmental assessment and management**. John Wiley, London, UK.

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

HOWE, H. & MIRITI, M. *No questions: seed dispersal matters*. **Trends Ecology Evolution**. v. 15, p. 434-436. 2000.

HULME, P., & HUNT, M. *Rodent post-dispersal seed predation in deciduous woodland: predator response to absolute and relative abundance of prey*. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, p. 417-428, 1999.

HULME, P. *Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution*. *Perspectives in Plant Ecology*, **Evolution and Systematics**, v. 1, p. 32-46, 1998.

HUNTINGTON, H. *Using Traditional Ecological Knowledge in Science: Methods and Applications*. **Ecological Applications**, v. 10, n. 5, p. 1270-1274, Oct., 2000.

ICKES, K.; PACIOREK, C. & THOMAS, S. *Impacts of nest construction by native pigs (*Sus scrofa*) on lowland Malaysian rain forest saplings*. **Ecology**, v. 86, p. 1540–1547, 2005.

ICKES, K.; DEWALT, S. & THOMAS, S. *Resprouting of woody saplings following stem snap by wild pigs in a Malaysian rain forest*. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 222–233, 2003.

ICKES, K.; DEWALT, S. & APPANAH, S. *Effects of native pigs (Sus scrofa) on woody understorey vegetation in a Malaysian lowland rain forest*. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p.191-206, apr. 2001.

IOB, G. & VIEIRA, E. *Seed predation of Araucaria angustifolia (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and 'large' mammals*. **Plant Ecology**, v. 198, p.185–196, jan. 2008.

IOB, G. *Influência de frutos e sementes na abundância de pequenos mamíferos e sua relação com a predação e dispersão de sementes de araucária (Araucaria angustifolia)*. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2007.

JEDRZEJEWSKA, B.; JEDRZEJEWSKI, W.; BUNEVICH, A.; MILKOWSKI, L. & KRASINSKI, A. *Factors shaping population densities and increased rates of ungulates in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries*. **Acta Theriologica**, v. 42, p. 399–451. 1997.

JERNIGAN, K. *Barking up the same tree: a comparison of ethnomedicine and canine ethnoveterinary medicine among the Aguaruna*. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 5, n. 33. nov. 2009.

JOLLEY, D.; DITCHKOFF, S.; SPARKLIN, B.; HANSON, L.; MITCHELL, M. & GRAND, J. *Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs*. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n.2, p. 519-524. 2010.

JONES, C.; LAWTON, J. & SHACHAK, M. *Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers*. **Ecology**, v. 78, p. 1946–1957, 1997.

JONES, C.; LAWTON, J. & SHACHAK, M. *Organisms as ecosystem engineers*. **Oikos**, v. 69, p. 373–386, 1994.

KAMINSKI, G.; BRANDT, S.; BAUBET, E. & BAUDOIN, C. *Life-history patterns in female wild boars (Sus scrofa): mother–daughter*

postweaning associations. **Canadian Journal of Zoology**, v. 83, p. 474–480, may 2005.

KEULING, O.; STIER, N. & ROTH, M. *Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus scrofa* L.* **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, p. 403–412, jun. 2008.

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

KLEIN, 1978. Regiões fitoecológicas Klein. Escala original 1:1.000.000. WGS 1984 UTM Zone 22S.. <http://ciram.epagri.sc.gov.br/>

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

LAMBERTS, A. *Predação e sobrevivência de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze em áreas de mata nativa e plantação de *Pinus eliotti* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS*. Dissertação (Mestrado em ecologia), Unicamp. 76p. 2003.

LIPSCOMB, D. *Impacts of feral hogs on longleaf pine regeneration*. **Southern Journal of Applied Forestry**. v. 13, n. 4, p. 177-181, 1989.

LOMBARDI, R.; CLARA, M. & ACHAVAL, F. *El javali (*Sus scrofa*) en el Uruguay: un enfoque biológico y socioeconómico*. In VIII **Jornadas de Zoología del Uruguay**. Sociedad Zoológica del Uruguay. Montevideo. 2005.

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

LOTT, R.; HARRINGTON, G.; IRVINE, A. & MCINTYRE, S. *Density dependent seed predation and plant dispersion of the tropical palm *Normanbya normanbyi**. **Biotropica**, v. 27, p. 87–95, 1995.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S. & POORTER, M. *100 of the world's worst invasive alien species a selection from the global invasive species database*. 12 pp. Nova Zelândia: The Invasive Species

Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Dec, 2000.

MANTOVANI, A.; MORELLATO, P. & REIS, M. *Fenologia reprodutiva e produção de sementes em Araucaria angustifolia (Bert.) O. Kuntze*. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n.4, p.787-796. 2004.

MASSEI, G., ROY, S. & BUNTING, R. Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. **Human Wildlife Interactions**. V 5, nº 1, p. 79-99, 2011.

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

MATTOS, J. **O pinheiro brasileiro**. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2011. 700p.

MATTOS, J. **O pinheiro brasileiro**. 2. ed. Lages: Artes Gráficas Princesa, 1994. 225 p.

MAYER, J. Wild pig population biology In MAYER, J. & BRISBIN, I. (eds) **Wild pig, biology, damage, control techniques and management**. Aiken: Savannah River National Laboratory. P 157-192.

MELIS, C.; SZAFRANSKA, P.; JEDRZEJEWSKA, B. & BARTON, K. *Biogeographic variation in wild boar (Sus scrofa L.) density in western Eurasia*. **Journal of Biogeography**, v. 33:, p. 803–811, 2006.

MERINO, M. & CARPINETI, B. *Feral pig Sus scrofa population estimates in Bahia Samborombon Conservation Area Buenos Aires province, Argentina*. **Mastozoologia Neotropical**, v. 10, n. 2, p. 269-275. 2003.

MITCHELL, J.; DORNEY, W.; MAYER, R. & MCILROY, J. *Ecological impacts of feral pig diggings in north Queensland rainforests*. **Wildlife Research**., v. 34, p. 603–608, 2007.

MICHELS, G. *Efeito da presença de búfalos (Bubalus bubalis L.) sobre a comunidade vegetal de uma floresta estacional no sul do Brasil e implicações para sua regeneração*. 2009. 42 f. Dissertação (Mestrado

em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

MILERI, M., PASSAMANI, M., EUTRÓPIO, F., OLIVEIRA, A. *Removal of Seeds of Exotic Jackfruit Trees (Artocarpus Heterophyllus, Moraceae) in Native Forest Areas with Predominance of Jackfruit Trees in the Duas Bocas Biological Reserve, Southeastern Brazil. International Journal of Ecosystem*, v. 2, n.5, p. 93-98, 2012.

MOLES, A. & DRAKE, D. *Post-dispersal seed predation on eleven large-seeded species from the New Zealand flora: a preliminary study in secondary forest. New Zealand Journal of Botany*, v. 37, p. 679–685, 1999.

MOURÃO, J.; ARAUJO, H. & ALMEIDA, F. *Ethnotaxonomy of mastofauna as practised by hunters of the municipality of Paulista, state of Paraíba-Brazil. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, v. 2, n.19, p. 1-7, 2006.

NASI, R.; TABER, A. & VAN VLIET, N. *Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. International Forestry Review*, v. 13, n.3, p. 355-368, 2011.

NOGUEIRA-FILHO, S.; NOGUEIRA, S. & FRAGOSO, J. *Ecological impacts of feral pigs in the Hawaiian Islands. Biodiversity and Conservation*, v.18, p. 3677-3683, jul. 2009.

O'CONNELL, A.; NICHOLS, J. & KARANTH, K. *Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses*. Tokyo, Springer, 272. 2011.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, P.; SIMPSON, G.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. & WAGNER, H. 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

OLIVEIRA-SANTOS, L. *Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal*. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande. 2009.

PAISE, G. & VIEIRA, E. *Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista*

no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n.3, p. 615-625. 2005.

PALUDO, G. *Aspectos populacionais de Araucaria angustifolia em paisagem de campo e de floresta*. Dissertação (mestrado em Ecologia). 117 f. Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2013.

PALUDO, G. F.; MANTOVANI, A. & REIS, M.S. *Regeneração de uma população natural de Araucaria angustifolia (araucariaceae)*. **Revista Árvore**, v.35, n.5, p.1107-1119. 2011.

PALUDO, G.; MANTOVANI, A.; KLAUBERG, C. & REIS, M.S. *Estrutura demográfica e padrão espacial de uma população natural de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae), na Reserva Genética Florestal de Caçador, estado de Santa Catarina*. **Revista Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1109-1121, 2009.

PAVLOV, P. & HONE, J. *The Behaviour of Feral Pigs, Sus scrofa, in Flocks of Lambing Ewes*. **Australian Wildlife Research**, v. 9 n.1, p. 101-109, 1982.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R. & MORRISON, D. *Update on the environmental and economic costs associated with alien - invasive species in the United States*. **Ecological Economics**, v. 52, p. 273-288, 2005.

PINTO, M. *Remoção de sementes de Artocarpus heterophyllus lam. (moraceae) em área de floresta nativa e área com dominância de jaqueira na reserva biológica de duas Bocas, Cariacica, ES*. 2011. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas). Centro universitário Vila Velha, Vila Velha.

PUCHALSKI, A.; MANTOVANI, M. & REIS, M. *Variação em populações naturais de Araucaria angustifolia (Bert.) O.Kuntze associada a condições edafo-climáticas*. **Scientia forestalis**. n. 70, p. 137-148, abr. 2006.

PUCHALSKI, A. *Variações edafo-climáticas e ocorrência natural da Araucaria angustifolia (BERT.) O. Kuntze no estado de Santa Catarina*. 75 f. Dissertação (mestrado em Recursos Genéticos Vegetais). Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal de Santa Catarina. 2004.

QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2014. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R CORE TEAM, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

REITZ, R.; KLEIN, R. & REIS, A. Projeto Madeira de Santa Catarina. In: **Sellowia: Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"**, Itajaí, n.28-30, 320 p., 1978.

REITZ, R. & KLEIN, R. **Flora ilustrada catarinense: araucariáceas**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. 63 p.

RODRIGUEZ, M.; MONTIEL, S.; CERVERA, M.; CASTILLO, M. & NARANJO, E. *The practice and perception of batida (group hunting) in a Maya Community of Yucatan, Mexico*. **Journal of Ethnobiology**, v. 32, n.2, p. 212-227. oct. 2012.

ROLLINS, D. *Statewide Attitude Survey on Feral Hogs in Texas*. Texas Agricultural Extension Service, Texas. 1998

ROSELL, C.; FERNÁNDEZ-LLARIO, P. & HERRERO, J. *El jabali' (Sus scrofa Linnaeus, 1758)*. **Galemys**, v. 13, p. 1-25, 2001.

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

SAKAI, A.; ALLENDORF, F.; HOLT, J.; LODGE, D.; MOLOFSKY, J.; WITH, K.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R.; COHEN, J.; ELLSTRAND, N.; MCCAULEY, D.; O'NEIL P.; PARKER, I.; THOMPSON, J. & WELLER, S. *The Population biology of invasive species*. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics.**, v. 32, p. 305-332, 2001.

SALVADOR, C. *Ecologia e manejo de javali (Sus scrofa L.) na América do Sul*. 152 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Programa de Pós-graduação em ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2012.

SAMPAIO, A. & SCHMIDT, I. *Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil*. *Biodiversidade Brasileira*, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.

SANCHES, R. *Caiçaras e a Estação Ecológica da Juréia – Itatins litoral sul – São Paulo. Uma abordagem etnográfica e ecológica para o estudo da relação Homem-Meio Ambiente*. Dissertação (mestrado), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1997.

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.

SANGUINETTI, J. & KITZBERGER, T. *Patterns and mechanisms of masting in the large-seeded southern hemisphere conifer *Araucaria araucana**. **Austral Ecology**, v. 33, p. 78–87, 2008.

SANGUINETTI, J. *Producción y predación de semillas, efectos de corto y largo plazo sobre el reclutamiento de plántulas. Caso de estudio: *Araucaria araucana**. 2008. 141 f. Tese (Doutorado em Biologia). Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue.

SANQUETTA, C. & MATTEI, E. *Perspectivas de recuperação e manejo sustentável das Florestas de Araucárias*. Curitiba: Multi-graphic, 2006.

SANQUETTA, C. *Sobrevivência de mudas de *Araucaria angustifolia* perante o controle de taquaras (*Bambusoideae*) no Paraná, Brasil*. **Revista Floresta**, v.35, p.127-135, 2005.

SANTA CATARINA. Portaria da Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca de Santa Catarina nº 20, de 09 de novembro de 2010, autoriza, por tempo indeterminado, o abate de javalis *Sus scrofa* no território catarinense, objetivando seu controle populacional.

SANTA CATARINA. Portaria do Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Santa Catarina nº 04, de 07 de novembro de 2010, permitir o controle populacional do Javali – *Sus scrofa* – por meio de captura, manejo e abate, em todo o território de Santa Catarina, por tempo indeterminado,

nos termos da presente Portaria e enquanto estiver em vigência a Portaria SAR nº 20/2010.

SANT'ANNA, C.; SEBBENN, A.; KLABUNDE, G.; BITTENCOURT, R.; NODARI, R.; MANTOVANI, A. & REIS, M. *Realized pollen and seed dispersal within a continuous population of the dioecious coniferous Brazilian pine [Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze].* **Conservation Genetics**, v. 14, p. 601–613, jan., 2013.

SANTOS, V.; SOUZA, A. & VIEIRA, M. *Efeito do pastejo na estrutura da vegetação de uma floresta estacional ripícola.* **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n.1, p.171-173, 2007.

SCANDURA, M.; IACOLINA, L. & APOLLONIO, N. *Genetic diversity in the European wild boar *Sus scrofa*: phylogeography, population structure and wild x domestic hybridization.* **Mammal Review**. v.41, n.2, p.125-137. 2011.

SCHAEFER, T. *Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators: Capsule Jays *Garrulus glandarius* are the most common predators, but carnivorous mammals and some other species also predate nests.* **Bird Study**, v. 51, p. 170–177, mar. 2004.

SCHLEY, L. & ROPER, T. *Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops.* **Mammal Review**, v. 33, n. 1, p. 43–56, 2003.

SHEPHERD J. & DITGEN R. *Human use and small mammals communities of *Araucaria* forests in Neuquén, Argentina.* **Mastozoologia Neotropical**. v. 12, n. 226, 2005.

SIEMANN, E.; CARRILLO, J.; GABLER, C.; ZIPP, R. & ROGERS, W. *Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US Forest.* **Ecology and Management**, v. 258, p. 546–553. 2009.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D.; ARONSON, J.; COURCHAMP, F.; GALIL, B.; GARCÍA-BERTHOU, E.; PASCAL, M.; PYSEK, P.; SOUSA, R.; TABACCHI, E. & VILA, M. *Impacts of biological invasions: what's what and the way forward.* **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 1, p. 58-66, jan., 2013.

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

SILMAN, M.; TERBORGH, J. & KILTIE, R. *Population Regulation of a Dominant Rain Forest Tree by a mayor seed predator.* **Ecology**, v. 84 p. 431-438, 2003.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. & DINIZ-FILHO, J. *Camera trap, line transect censos and track surveys: a comparative evaluation.* **Biological Conservation**, v. 114, n. 3, p. 351 – 355, 2003.

SINCLAIR, A.; FRYXELL, J. & CAUGHLEY, G. 2006. **Wildlife Ecology and Management**. 2 ed. Blackwell Scientific Publications, Malden, 469p.

SINGER, F.; SWANK, W. & CLEBSCH, E. *Effects of wild pig rooting in a deciduous forest.* **Journal of Wildlife Management**, v. 48, n. 2, p. 464-473. 1984.

SINGER, F. *Wild pig populations in the National Parks.* **Journal of Environmental Management**. v. 5, p. 263–270, 1981.

SKEWES, O.; RODRÍGUEZ, R. & JAKSIC, F. *Ecología trófica del jabalí europeo (Sus scrofa) silvestre en Chile.* **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 80, p. 295-307, 2007.

SODEIKAT, G. & POHLMAYER, K. *Escape movements of family groups of wild boars Sus scrofa influenced by driven hunts in Lower Saxony/Germany.* **Wildlife Biology**, v. 9 (Supplement 1), p. 43-52, 2003.

SÓLIS-CAMARA, A.; ARNAUD-FRANCO, G.; ALVAREZ-CARDENAS, S.; GALINA-TESSARO, P. & MONTES-SANCHEZ, J. *Evaluacion de la poblacion de cerdos asilvestrados (Sus scrofa) y su impacto en la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur, Mexico.* **Tropical Conservation Science.**, v. 2, p.173–188, 2008.

SOLÓRZANO-FILHO, J. *Demografia, fenologia e ecologia da dispersão de sementes de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Kuntze (Araucariaceae), numa população relictual em Campos do Jordão.*

Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

SOUZA, A. *Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of Araucaria angustifolia in South America*. **Austral Ecology**, v.32, n.5, p.524-533, 2007.

STEGEMAN, L. *The European wild boar in the Cherokee national forest, Tennessee*. **Journal of Mammalogy** v. 19, p. 279–290, 1938.

STRAUSS, S.; WEBB, C. & SALAMIN, N. *Exotic taxa less related to native species are more invasive*. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 103, p. 5841–5845. 2006.

SUGANUMA, M.; TOREZAN, J.; CAVALHEIRO, A.; VANZELA, A. & BENATO, T. *Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura*. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 377-385, 2008.

TAYLOR, R.; HELLGREN, E.; GABOR, T. & ILSE, L. *Reproduction of feral pigs in southern Texas*. **Journal of Mammalogy**, v. 79, p. 1325–1331, 1998.

TAYLOR, R. & HELLGREN, E. *Diet of feral hogs in the western South Texas Plains*. **Southwest Nat.**, v. 42, p. 33–39, 1997.

TEEB. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Earthscan. 2010.

TOLLESON, D.; PINCHAK, W.; ROLLINS, D. & HUNT, L. *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.

UZAL, A. & NORES, C. *Endogenous and exogenous constraints in the population changes of wild boar (Sus scrofa linnaeus, 1758)*. **Galemys**, n. 16, p. 83-98, 2004.

- VALSECCHI, J. & AMARAL, P. *Perfil da caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas – Brasil*. **Uakari**, v. 5, n. 2, p. 33-48, dez. 2009.
- VANDER WALL, S. *Masting in animal-dispersed pines facilitates seed dispersal*. **Ecology**, v. 83, p. 3508–3516, 2002.
- VANDER WALL, S. *Removal of wind-dispersed pine seeds by ground-foraging vertebrates*. **Oikos**, v. 69, p. 125-132, 1994.
- VANSCHOENWINKEL, B.; WATERKEYN, A.; VANDECAETSBECK, T.; PINEAU, O.; GRILLAS, P. & BRENDONCK, L. *Dispersal of freshwater invertebrates by large terrestrial mammals: a case study with wild boar (*Sus scrofa*) in Mediterranean wetlands*. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 2264–2273, 2008.
- VERDADE, L. *A exploração da fauna silvestre no Brasil: jacarés, sistemas e recursos humanos*. **Biota Neotropica**, v. 4. n.2. Jul. 2004.
- VIBRANS, A.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. & LINGNER, D. *Floresta Ombrófila Mista (v. III) in Inventário florístico florestal de Santa Catarina*. Blumenau, SC: Edifurb, 2013.
- VITOUSEK, P.; MOONEY, H.; LUBCHENCO, J. & MELILLO, J. *Human domination of Earth's ecosystems*. **Science**, v. 277, p. 494–499, 1997.
- WANG, B. & SMITH, T. *Closing the seed dispersal loop*. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 17, p. 379-385, 2002.
- WEBBER, B.; NORTON, B. & WOODROW, I. *Disturbance affects spatial patterning and stand structure of a tropical rainforest tree*. **Austral Ecology**, v.35, p. 423–434. 2010.
- WESTOBY, M.; JURADO, E. & LEISHMAN, M. *Comparative evolutionary ecology of seed size*. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 368-372, 1992.
- WILCOX, J. & VAN VUREN, D. *Wild pigs as predators in oak woodlands of California*. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n.1, p. 114-118, feb. 2009.

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

WILSON, D.; WRIGHT, E.; CANHAM, C. & RUSCOE, W. *Neighbourhood analyses of tree seed predation by introduced rodents in a New Zealand temperate rainforest*. **Ecography**, v. 30, p. 105–119, 2007.

WILSON, C. *Rooting damage to farmland in Dorset, southern England, caused by feral wild boar *Sus scrofa**. **Mammal Review.**, v. 34, n. 4, p. 331–335, 2004.

WILSON, H. *Regeneration of native forest on Hinewai reserve, Banks peninsula*. **New Zealand Journal of Botany**, v.32, n.3, p.373-383, 1994.

XIAO, Z.; ZHANG, Z. & WANG, Y. *The effects of seed abundance on seed predation and dispersal by rodents in *Castanopsis fargesii* (Fagaceae)*. **Plant Ecology**, v. 177, p. 249–257, 2005.

ZALBA, S. *Controle de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas naturais: aprender fazendo*. **Caderno Mata Ciliar**, São Paulo, n. 3, p.12-16, 2010.

ZANNAVALLI, R. *Importância da competição durante o estabelecimento e crescimento inicial da *Araucaria angustifolia**. Tese. Departamento de Botânica. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2006.

ZECHINI, A. *Morfometria, produção, fenologia e diversidade genética: Subsídios para conservação da *Araucaria angustifolia* (bert.) O. Ktze e coleta sustentável do pinhão no planalto catarinense*. 161 f. Dissertação (mestrado em Recursos Genéticos Vegetais). Centro de Ciências Agrárias. Departamento de Fitotecnia. Universidade Federal de Santa Catarina. 2012.

ZILLER, S. *Como estabelecer prioridades para ações de controle de espécies exóticas invasoras em escala estadual*. **Caderno Mata Ciliar**, São Paulo, n. 3, p.12-16, 2010.

APÊNDICE A

Tabela 01. Espécies de médios e grandes mamíferos registradas por estação de amostragem de armadilhas fotográficas no inverno de 2014 na região do Parque Nacional das Araucárias.

Nome científico	INVERNO															
	AF1	AF2	AF3	AF4	AF5	AF6	AF7	AF11	AF12	AF15	AF16	AF17	AF18	AF19	AF20	
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	x	
<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	0	x	0	0	0	0	0	0	x	0	0	x	0	0	x	
<i>Dasybus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	x	0	0	0	0	x	0	0	0	0	x	0	0	0	0	
<i>Dasybus septemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	x	x	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus 1766)	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	x	
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lepus europaeus</i> (Pallas, 1778)	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer, 1814)	0	x	x	0	0	x	x	x	0	x	0	x	0	0	x	
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	0	x	x	x	0	0	0	0	0	0	x	0	0	
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	x	0	x	0	0	0	x	x	0	x	
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	0	x	x	x	0	x	0	x	0	x	x	0	x	0	0	

Tabela 02. Espécies de médios e grandes mamíferos registradas por estação de amostragem de armadilhas fotográficas no verão de 2013 na região do Parque Nacional das Araucárias.

Nome científico	VERÃO																		
	AF1	AF2	AF3	AF4	AF5	AF6	AF7	AF8	AF9	AF10	AF11	AF12	AF13	AF14	AF15	AF16	AF17	AF18	
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	x	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	0	0	0	0	x	0	0	0	x	0	0	x	0	0	0	x	0	x	x
<i>Dasybus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	x	0	0	0	x	x	x	0	0	0	0	0	x	0	0	0	x
<i>Dasybus septemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer, 1814)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0	0	0	0	0	x
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	x	0	x	x	x	x	x	0	x	x	x	0	0	x	x	x	0	x	x
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0	0	0
<i>Sapayus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	0	0	x	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	0	x	x	x	0	x	0	0	x	0	x	x	x	x	0	0	0

Tabela 4. Abundância de javali (indivíduos/Km²) prevista por ponto, em cada estação (verão e inverno) e percentual de área das covariáveis de uso de solo e vegetação.

Nº	Abundância média de javali	Estação	Agricultura %	Área urbanizada %	Corpos d'água %	Floresta em estágio inicial %	Florestas em estágio médio ou avançado e/ou primárias %	Pastagens e campos naturais %	Reflorestamentos %
1	12,6 (5,2)	verao	0.0	15.6	0.5	0.0	32.7	19.0	32.2
2	12,7 (5,8)	verao	0.0	0.0	46.1	0.0	42.7	1.1	10.0
3	12,7 (5,1)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	51.1	10.4	38.5
4	12,8 (5,1)	verao	0.0	0.0	6.7	0.0	66.4	23.3	3.7
5	12,8 (5,2)	verao	0.0	0.0	0.1	0.0	60.2	0.0	39.6
6	12,9 (5,3)	verao	0.0	0.0	1.6	0.0	85.1	13.3	0.0
7	13,0 (5,4)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	87.9	9.1	3.0
8	13,0 (5,5)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	90.8	4.3	4.9
9	2,5 (4,2)	verao	12.4	0.0	0.0	0.0	50.5	37.0	0.2
10	12,8 (5,2)	verao	0.0	0.0	0.0	0.4	54.3	40.3	4.9
11	12,8 (5,1)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	71.8	11.8	16.4
12	2,7 (4,2)	verao	7.7	0.0	0.0	0.0	62.9	29.3	0.0
13	10,4 (4,3)	verao	0.4	0.0	0.0	0.0	42.2	57.5	0.0
14	12,9 (5,1)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	75.1	14.9	10.0
15	12,8 (5,2)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	54.5	0.0	45.5
16	12,7 (5,3)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	47.0	3.7	49.3
17	12,8 (5,1)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	69.1	6.9	24.0
18	13,0 (5,4)	verao	0.0	0.0	0.0	0.0	85.2	0.0	14.8
19	12,6 (5,2)	invemo	0.0	15.6	0.5	0.0	32.7	19.0	32.2
20	12,7 (5,8)	invemo	0.0	0.0	46.1	0.0	42.7	1.1	10.0
21	12,7 (5,1)	invemo	0.0	0.0	0.0	0.0	51.3	11.1	37.6
22	12,8 (5,1)	invemo	0.0	0.0	6.7	0.0	65.6	23.5	4.2
23	12,8 (5,2)	invemo	0.0	0.0	0.2	0.0	60.3	0.0	39.4
24	10,6 (4,1)	invemo	0.4	0.0	1.6	0.0	73.4	24.6	0.0
25	13,0 (5,4)	invemo	0.0	0.0	0.0	0.0	87.9	9.1	3.0
26	4,7 (4,2)	invemo	2.6	0.0	0.0	0.0	73.2	10.8	13.4
27	2,8 (4,2)	invemo	6.5	0.0	0.0	0.0	60.2	33.3	0.0
28	12,8 (5,2)	invemo	0.0	0.0	0.0	0.0	53.7	0.0	46.3
29	12,7 (5,3)	invemo	0.0	0.0	0.0	0.0	47.0	3.7	49.3
30	12,8 (5,1)	invemo	0.0	0.0	0.0	0.0	58.3	6.9	34.8
31	13,0 (5,3)	invemo	0.0	0.0	0.0	0.0	84.9	0.0	15.1
32	2,8 (4,2)	invemo	6.9	0.0	0.0	0.0	67.1	26.0	0.0
33	4,4 (4,2)	invemo	2.6	0.0	0	3.0	34.9	59.4	0.1

Tabela 05. Localização geográfica e caracterização ambiental das parcelas (A1 a A11) na região do Parque Nacional das Araucárias incluindo cobertura vegetal do dossel (Cob %), densidade de indivíduos de araucárias por hectare (Ind/ha), tipo de solo (solo), litotipo, região fitoecológica (Fito - campo ou FOM - Floresta Ombrófila Mista), presença de gado (Gado), área fuçada por javali (Fuç. ano m²).

* área não avaliada no período.

Área	Cob %	Ind/ha	Solo	Litotipo	Fito	Gad o	Fuç. 2013 m ²	Fuç. 2014 m ²
A1	62	362,5	Neossolo	Basalto, dácito	Campo	Não	127,1	73,1
A2	93	162,5	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	0,2	0,0
A3	93	100,0	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	20,3	0,0
A4	94	175,0	Neossolo	Basalto, dácito	Campo	Não	14,6	30,0
A5	94	56,3	Latossolo	Basalto, dácito	FOM	Sim	2,1	*
A6	98	25,0	Latossolo	Basalto	FOM	Não	0,0	*
A7	94	37,5	Nitossolo	Andesito, dácito	FOM	Não	256,2	85,1
A8	97	475,0	Cambissolo	Basalto, dácito	Campo	Sim	0,0	*
A9	96	37,5	Nitossolo	Andesito, dácito	FOM	Não	7,1	13,2
A10	93	31,3	Nitossolo	Andesito, dácito	FOM	Não	1,0	0,6
A11	92	600,0	Cambissolo	Basalto, dácito	Campo	Sim	*	0

Tabela 06. Localização geográfica e caracterização ambiental dos transectos realizados no PNA (T9 a T28) considerando a cobertura vegetal de dossel (Cob %), densidade de indivíduos de araucárias por hectare (Ind/ha), tipo de solo (Solo), litotipo, região fitoecológica (Fito), tipo de solo, presença de gado e fuçada por javali (Fuç.m²).

Transecto	Cob %	Ind/ha	Solo	Litotipo	Fito	Gado	Fuç. m ²
T9	95	25,0	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	0,28
T10	94	33,3	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	0,16
T11	89	41,7	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	0,55
T12	83	25,0	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	0,00
T13	79	158,3	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	41,87
T14	79	50,0	Neossolo	Basalto, dácito	FOM	Não	0,84
T15	80	83,3	Neossolo	Basalto, dácito	Campo e FOM	Não	5,28
T16	69	291,7	Neossolo	Basalto, dácito	Campo e FOM	Não	86,98
T17	21	25,0	Cambisso	Basalto, dácito	lo Campo	Sim	0,00
T18	74	450,0	Cambisso	Basalto, dácito	lo Campo	Sim	0,00
T19	94	391,7	Cambisso	Basalto, dácito	lo Campo	Sim	0,29
T20	96	150,0	Cambisso	Basalto, dácito	lo Campo	Sim	3,96
T21	97	33,3	Nitossolo	Andesito, dácito	FOM	Não	7,00
T22	97	0,0	Nitossolo	Basalto	FOM	Não	1,00
T23	96	0,0	Nitossolo	Basalto	FOM	Não	1,59
T24	97	16,7	Nitossolo	Basalto	FOM	Não	1,14
T25	97	0,0	Latossolo	Basalto, basalto e dácito	FOM	Sim	0,00
T26	96	8,3	Latossolo	Basalto, basalto e dácito	FOM	Sim	1,25
T27	96	8,3	Latossolo	Basalto, basalto e dácito	FOM	Não	35,37
T28	95	16,7	Latossolo	Basalto, basalto e dácito	FOM	Não	0,38

APENDICE B
ROTEIRO DE ENTREVISTA

Município: _____.

Data: _____.

1) Qual a principal atividade da propriedade? Qual o tamanho da propriedade?

2) Você conhece a espécie chamada de javali?

SIM

NÃO

3) Você já avistou um javali em sua propriedade?

SIM

NÃO

4) Em qual ano foi o primeiro avistamento de javali na propriedade? _____.

5) Com que frequência o javali é avistado na propriedade?

Diária

Semanal

Mensal

Trimestral

Anual

Somente uma vez

6) Já foi observado algum prejuízo/impacto causado por javali na propriedade?

SIM

NÃO

a) Qual? _____.

b) Quanto é o prejuízo anual em reais? _____.

c) Em caso de lavoura, qual o tipo de lavoura e a porcentagem de lavouras atacadas? _____.

d) Usa alguma técnica para espantar o javali? _____.

e) Quando é a colheita da lavoura? _____.

7) Como avalia a convivência do javali com proprietários rurais da região?

Muito positiva

Positiva

Neutra

Negativa

Muito negativa

Por quê? _____

8) Como avalia o efeito dos javalis no meio ambiente da região?

- Muito positivo Positivo Neutro
 Negativo Muito negativo

Por quê? _____.

9) Você já viu o javali comendo alguma planta da região?

- SIM NÃO

a) Qual? _____.

10) Já viu ataque de javalis a algum animal?

- SIM NÃO

Quais? _____.

11) É realizada caça de javalis na propriedade?

- SIM NÃO

12) Há quanto tempo é realizada a caça do javali na propriedade?

_____.

13) Quais métodos de caça são utilizados na propriedade?

_____.

14) Quais métodos de caça são considerados mais eficientes? Por quê? _____.

15) Qual a frequência que é realizada a caça de javalis na propriedade?

- Diária Semanal Mensal
 Trimestral Anual Somente uma vez

16) Em média, quantas pessoas caçam na propriedade?

- 1-4 5-10 11 ou mais

17) Em média, quantos javalis são abatidos por ano?

