

UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC  
UNIDADE ACADÊMICA HUMANIDADES, CIÊNCIAS E  
EDUCAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
AMBIENTAIS  
MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

IVAN RÉUS VIANA

**FATORES DETERMINANTES DA OCORRÊNCIA DA  
ESPÉCIE INVASORA *MYIOPSITTA MONACHUS*  
(PSITTACIDAE) NO LITORAL DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Ecologia e Gestão de Ambientes Alterados.

Orientador: Prof. Dr. Jairo José Zocche.

Coorientador: Dr. Jayme Augusto Prevedello

**CRICIÚMA  
2015**

#### Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

V614f Viana, Ivan Réus.

Fatores determinantes da ocorrência da espécie invasora *Myiopsitta monachus* (Psittacidae) no litoral de Santa Catarina / Ivan Réus Viana ; orientador: Jairo José Zocche ; Coorientador: Jayme Augusto Prevedello. – Criciúma, SC : Ed. do Autor, 2015.

103 p. : il. ; 21 cm.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Criciúma, 2015.

1. Invasões biológicas – Santa Catarina, Região Sul.  
2. Caturrita - Adaptação. 3. Aves – Ninhos – Características físicas. I. Título.

CDD. 22. ed. 598.71

Bibliotecária Eliziane de Lucca Alosilla – CRB 14/1101  
Biblioteca Central Prof. Eurico Back - UNESC

**FOLHA DE APROVAÇÃO**

**DISPONIBILIZADO PELO DEPARTAMENTO DO PPGCA**

Dedico a meus avós por tudo que eles representam e por todo amor a mim concedido!

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus avós por tudo, pois nada seria sem o acolhimento desses que me moldaram com o seu melhor, a honestidade.

Aos meus irmãos pela força incondicional.

Aos meus amigos que nunca me deixaram estudar nos fins de semana.

Ao meu grande amigo Thomaz D' Aquino Silva por todos os conselhos, conversas e instruções para este trabalho e principalmente para a vida.

A grazi por toda ajuda nos testes bactericidas cuja minha experiência era ínfima.

Aos membros da banca de minha qualificação por todas as contribuições, e principalmente a minha banca de defesa: prof<sup>a</sup> Dr. Fatima Elizabeti Marcomim; prof.<sup>o</sup> Dr. Alexandre Uezu e prof.<sup>o</sup> Dr. Nilzo Ivo Ladwing que deixaram muitas contribuições para a finalização deste trabalho.

A FAPESC pela disponibilidade da bolsa, que me fez estar completando esta fase com dedicação exclusiva.

Ao meu coorientador e amigo Jayme Augusto Prevedello, por todos os ensinamentos e orientações que deram todo o suporte para a realização deste trabalho. Agradeço imensamente e deixo aqui registrado que depois que lhe conheci o tenho como exemplo de pesquisador que vislumbro ser.

Ao Professor Dr. Jairo José Zocche pelas experiências e ensinamentos, pela confiança em meu trabalho, pela amizade construída nesses cinco anos e acima de tudo por ter me mostrado realmente o caminho e a importância da Pesquisa.

Por último, gostaria de agradecer as caturritas que me permitiram compartilhar dois anos com elas. Elas são aves notáveis que agora dão um pouco de cor e canto nos arredores de minha casa. A minha esperança é que esta pesquisa ajude a manter aquelas brilhantes chamadas sociais parte desta paisagem por um longo tempo: "Chape, chape-ye, kurr, quak, quaki, quak-wi, quarr ..."

“Se você quiser compreender algo, qualquer coisa na natureza, não precisa ser biologia ou química, mais qualquer coisa do universo, mesmo o artificial, torne-se um cientista e dedique-se a isso. Se não, faça qualquer outra coisa”

Ada Yonath

## RESUMO

As invasões biológicas são uma das maiores ameaças à biodiversidade. Os fatores que determinam a ocorrência e abundância de espécies invasoras são pouco conhecido, estando a relação entre as características adaptativas das espécies invasoras vinculadas as condições específicas do novo ambiente. A caturrita (*Myiopsitta monachus*) é a única espécie dentre os psittacídeos que constrói seu próprio ninho com gravetos. A espécie é amplamente distribuída no sul e sudoeste do Rio Grande do Sul, sul do Mato Grosso, Bolívia, Paraguai, Uruguai e partes da Argentina. Devido ao comércio ilegal dessas aves, possibilitou-se o estabelecimento de populações em muitas áreas localizadas fora da área de distribuição original da espécie, onde ela acabou se tornando uma espécie invasora. Nossos objetivos foram investigar os fatores comportamentais e ambientais que afetam a ocorrência da espécie no sul de Santa Catarina, a utilização de plantas para a dedetização do ninho, a função termorreguladora do ninho e o papel da estrutura da paisagem sobre a ocorrência e abundância da espécie. Contabilizamos o número de ninhos e de indivíduos presentes em 12 colônias espalhadas ao longo do litoral sul catarinense. Realizamos testes de inibição bacteriana com duas espécies de plantas (*Eucalyptus saligna* e *Solanum sisymbriifolium*) trazidas aos ninhos pelos progenitores. Para caracterizar o microclima do ninho foram colocados coletores eletrônicos de temperatura dentro de três ninhos e um coletor fora dos ninhos. Avaliamos como a estrutura da paisagem afeta a ocorrência e a abundância da espécie, utilizando 24 paisagens, sendo 12 com, e 12 sem a presença da espécie. Em cada paisagem, quantificamos a cobertura de áreas de ambiente antrópico, de cultivo, nativo e com eucaliptos e avaliamos a relação entre essas variáveis e a presença e abundância da espécie através de uma seleção de modelos. Registramos um total de 140 ninhos com uma abundância total de 893 indivíduos. O teste para verificar a ação bactericida deu positivo somente para *E. saligna* sobre a bactéria *Staphylococcus aureus*. As temperaturas internas dos ninhos variaram de  $9,47 \pm 0,37$  °C a  $34,16 \pm 0,58$  °C, enquanto que a temperatura externa variou de 8,28 a 46,98 °C. A ocorrência da espécie foi afetada negativamente pela proporção de ambiente antrópico e de áreas de cultivo. Já na análise de abundância das colônias para verificar a influência da paisagem sobre o número de indivíduos, o modelo nulo foi o mais plausível, indicando que as características estruturais da paisagem avaliadas não foram capazes de explicar a variação da abundância da espécie entre as paisagens. O sucesso de estabelecimento de *M. monachus* em ambientes

## II

que não o seu de origem nativa pode estar diretamente ligado tanto com suas estratégias comportamentais, que permitem a regulação térmica e a ação bactericida de plantas levadas aos ninhos quanto às características da paisagem, em especial a quantidade de ambientes modificados por ações antrópicas que depois de uma certa proporção na paisagem afetam negativamente a ocorrência da espécie.

**Palavras-chave:** Termorregulação; atividade bactericida; escala espacial; características da paisagem; invasão.



## ABSTRACT

Biological invasions are among the biggest threats to biodiversity. The factors that determine the occurrence and abundance of invasive species are poorly understood, being the relationship between the adaptive characteristics of invasive species linked to the specific conditions of the new environment. The monk parakeet (*Myiopsitta monachus*) is the only species among the psittacids that builds its own stick-nest. Monk parakeets is widely distributed in south and southwest Rio Grande do Sul, south of Mato Grosso, Bolivia, Paraguay, Uruguay, and northern and central Argentina. Due to the illegal trade and the consequent intentional or even accidental releases of this birds appreciated as pets, the establishment of populations in many areas located outside of its original range was possible. The aims of this study were to investigate the behavioral and environmental factors that affect the occurrence of the species in the southern state of Santa Catarina, the use of fresh plants to repel parasites of the nest, the thermoregulatory function of the nest and the role of landscape structure on the occurrence and abundance of species. We record the number of nests and individuals in 12 colonies scattered along the southern coast of Santa Catarina. We performed bacterial inhibition tests with two plant species (*Eucalyptus saligna* and *Solanum sisymbriifolium*) brought to the nest by the parents. Electronic temperature collectors were placed inside the nest to characterize the environment. We evaluate how the landscape structure affects the occurrence and abundance of the species, using 24 landscapes, being 12 with the presence of the species and 12 without the presence of the species. In each landscape, we quantified the coverage of anthropogenic environment areas, agriculture, native and eucalyptus trees, and evaluate the relationship between these variables with the presence and abundance of species through a selection of models. We recorded a total of 140 nests with a total abundance of 893 individuals. The test to determine the bactericidal action was made only between leaves of *E. saligna* and the bacterium *Staphylococcus aureus*. Internal temperatures of the three nests ranged from  $9.47 \pm 0.37$  °C to  $34.16 \pm 0.58$  °C, while the external temperature ranged from 8.28 to 46.98 °C. The occurrence of the species was negatively affected by the amount of anthropogenic environment and cultivation areas. The null model was most plausible to check the landscape influence on the number of individuals, indicating that the evaluated structural features of the landscape are not enough to explain the variation in species abundance among the landscapes. The success of *M. monachus* in establish itself in non-original native

## IV

environments may be directly linked to their behavioral strategies, allowing thermal regulation and the bactericidal effect of the nests, as well as the landscape features, specially the amount of environments modified by human activities.

**Keywords:** Thermoregulation; bactericidal activity; spatial scale; landscape features; invasion.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo evidenciando os municípios e as 12 colônias de <i>M. monachus</i> .....	13
Figura 2 - Mapa de localização das colônias e pontos controle (sem colônias) com suas respectivas escalas de abordagem ( <i>buffers</i> ) utilizados para a caracterização da paisagem.....	18
Figura 3 - Mapa de uso e cobertura da terra da colônia <b>Na</b> nas duas respectivas escalas de abordagem ( <i>buffers</i> de 2 e 3 km) utilizados para a caracterização da paisagem do entorno da colônia.....	21
Figura 4 – Variação das temperaturas registradas por hora nos três ninhos da colônia <b>Ni</b> e no exterior durante as 00h00min até às 23h00min entre o dia 29 de agosto de 2013 e o dia 29 de maio de 2014.....	28
Figura 5 – Temperaturas registradas no período inter-reprodutivo (janeiro a agosto) – A e durante o período reprodutivo (outubro a dezembro) – B, registrados por hora nos três ninhos da colônia <b>Ni</b> e no exterior.....	29
Figura 6 – Temperaturas máximas (dia 29 de janeiro de 2014) e mínimas (dia 24 de maio de 2014) registrada por hora nos três ninhos da colônia <b>Ni</b> e no exterior durante as 00h00min até às 23h00min. A linha vermelha representa a temperatura externa, as temperaturas internas são representadas pelas cores: azul – Ninho 1; preta – Ninho 2 e a verde – Ninho 3.....	30
Figura 7 – Temperaturas máximas (dia 29 de janeiro de 2014) e mínimas (dia 24 de maio de 2014) registrada por hora nos três ninhos da colônia <b>Ni</b> e no exterior durante as 00h00min até às 23h00min.....	31
Figura 8- Efeito da quantidade de ambiente antrópico na paisagem sobre a ocorrência da espécie. (A) Dados de presença (1) ou ausência (0) da espécie observados em campo. (B) Ocorrência da espécie em função da quantidade de ambiente antrópico prevista pelo modelo selecionado (M11), após controlar a quantidade de cultivo agrícola na paisagem.....	37
Figura 9- Efeito da cobertura de áreas de cultivo agrícola na paisagem sobre a ocorrência da espécie. (A) Dados de presença (1) ou ausência (0) da espécie observados em campo. (B) Ocorrência da espécie em função da cobertura de áreas de cultivo agrícola prevista pelo modelo selecionado (M11), após controlar a quantidade de ambiente antrópico na paisagem.....	38

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variáveis usadas para descrever a ocorrência e abundância de <i>M. monachus</i> nas paisagens estudadas. Todas as variáveis foram medidas em hectares.....	23
Tabela 2 – Valores de correlação (r de Spearman) entre as variáveis independentes medidas no buffer em duas escalas espaciais (2 e 3 km de raio do buffer).....	24
Tabela 3 - Modelos concorrentes (Mn) utilizados para identificar a importância da estrutura da paisagem tanto sobre a ocorrência como a abundância de <i>M. monachus</i> . Ver Tabela 1 para nomes das variáveis e descrições.....	25
Tabela 4: Número de ninhos e indivíduos por colônias, e a relação indivíduos/ninho.....	27
Tabela 5: Avaliação da atividade bactericida dos extratos de <i>Eucalyptus saligna</i> (Folhas) e <i>Solanum sisymbriifolium</i> (Frutos e sementes). S – Sensível e R – Resistente.....	28
Tabela 6 – Representatividade em porcentagem (%) das classes de uso e cobertura da terra nas diferentes escalas de todas as paisagens amostradas. Ninhos ( <b>Na</b> – <b>Nl</b> : representam a ocorrência de <i>M. monachus</i> ); Pontos Controles ( <b>Pca</b> – <b>Pcl</b> : paisagens com aproximadamente as mesmas características daquelas na qual a espécie ocorre).....	32
Tabela 7 – Performance dos modelos de ocorrência e abundância da espécie. Os modelos foram classificados do melhor para o pior de acordo com o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) e uma estimativa correspondente de log-verossimilhança (LogLike) e peso de Akaike (wAICc; probabilidade de cada modelo ser o mais adequado). $\Delta_i$ é a diferença entre o AICc de um determinado modelo com o menor valor de AICc obtido considerando todos os modelos.....	34/35

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
CONTEXTUALIZAÇÃO .....	1
1.1 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS .....	1
1.1.1 Invasões biológicas .....	1
1.1.2 A espécie em estudo .....	2
1.1.3 Defesas biológicas vegetais.....	3
1.1.4 Termorregulação dos ninhos .....	4
1.2 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	5
1.2.1 Seleção de habitat – nicho .....	5
1.2.2 Escala: relação espécie - paisagem .....	7
1.2.3 <i>Myiopsitta monachus</i> como espécie modelo .....	7
<b>2 OBJETIVO</b> .....	<b>9</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	9
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	9
<b>3 HIPÓTESES E JUSTIFICATIVAS</b> .....	<b>10</b>
<b>4 Materiais E Métodos</b> .....	<b>12</b>
4.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	12
4.2 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS .....	14
4.2.1 Contagem de ninhos e indivíduos.....	14
4.2.3 Teste bactericida.....	15
4.2.4 Tomada de temperatura .....	16
4.3 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	16
4.3.1 Coleta de dados.....	16
4.3.2 Estrutura da paisagem.....	19
4.3.4 Análises de dados e seleção de modelos .....	22
<b>5 RESULTADOS</b> .....	<b>27</b>
5.1 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS .....	27
5.2 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	31
<b>6 DISCUSSÃO</b> .....	<b>39</b>
6.1 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS .....	39
6.2 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	41
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>45</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>47</b>
<b>APÊNDICES</b> .....	<b>69</b>
<b>ANEXOS</b> .....	<b>94</b>



# 1 INTRODUÇÃO

## CONTEXTUALIZAÇÃO

Na presente dissertação foram trabalhados com duas grandes temáticas que compreendem dois trabalhos distintos, mais que ao final se complementam para responder a pergunta principal do estudo. Assim o estudo divide-se em Estratégias Adaptativas que discorre sobre algumas das estratégias que as espécies utilizam para adaptarem-se em ambientes que não o seu de origem e em Análise da Paisagem que apresenta uma clara relação das características da paisagem com o sucesso de estabelecimento da espécie.

### 1.1 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS

#### 1.1.1 Invasões biológicas

A perda e fragmentação do habitat juntamente com a expansão das espécies exóticas invasoras são reconhecidas como as maiores ameaças à biodiversidade global (WILCOVE et al., 1998; MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; MCNEELY et al., 2001; KLINK; MOREIRA, 2002; OLDEN et al., 2004). Esses fatores afetam diferentes *taxa* em diferentes ecossistemas, estando, por exemplo, entre as principais causas de extinções de aves (CLAVERO; GARCIA-BERTHOU, 2005).

A invasão de uma espécie é de difícil previsão, no entanto, algumas características das espécies, do ambiente e do processo de introdução em si auxiliam na determinação do potencial de algumas espécies em estabelecer-se com êxito num novo território até tornarem-se invasoras (CASSEY, 2002). O número de tentativas de introdução, o número de localidades em que ela ocorre e os números de indivíduos introduzidos explicam, em parte, o êxito da introdução (DUNCAN et al., 2001). Além disso, a facilidade de uma espécie exótica ocupar habitats alterados e o seu caráter generalista são determinantes para o sucesso da invasão (CASE, 1996; CASSEY, 2002). A expansão também não parece ser uniforme: os dispersores estabelecem-se em habitats favoráveis que, assim, se convertem num novo núcleo de expansão (GAMMON; MAURER, 2002). Invariavelmente, a disponibilidade de habitat adequado está relacionada positivamente com o êxito de uma espécie invasora (DUNCAN et al., 2001).

Como regra geral, apenas uma pequena fração das espécies que se estabelecem numa região que não a sua de origem se tornam

invasoras (WILLIAMSON, 1996), pois, a persistência de indivíduos numa paisagem está intimamente relacionada com a quantidade de habitat disponível para completar seu ciclo de vida (MARTENSEN, 2008). Inicialmente, as espécies persistem em números muito baixos durante as primeiras fases de colonização e, em seguida, aquelas bem sucedidas têm sua população aumentada exponencialmente, geralmente tornando-se praga em alguns locais (STOCKWELL et al., 2003), causando prejuízos econômicos consideráveis tanto nos ambientes naturais como para a economia local (VITOUSEK et al., 1996; MACK et al., 2000; PIMENTEL et al. 2005).

### 1.1.2 A espécie em estudo

*Myiopsitta monachus* (Boddaert 1783) – caturrita – pertence à família Psittacidae a qual esta enquadrada dentro da ordem dos Psittaciformes. Esta ordem é composta por aproximadamente 328 espécies em todo o mundo, sendo que o Brasil abriga 84 (45,6%) destas (CBRO, 2014). A ordem é composta predominantemente por espécies de floresta tropical e subtropical e, ocasionalmente, por espécies que se encontram em montanhas e florestas abertas circundadas por pastagem (PERRINS; MIDDLETON, 1998).

A espécie possui em média 29 centímetros de comprimento, com uma envergadura de 53 centímetros e peso entre 90 e 120 g. O bico é amarelo-marrom, grosso, cauda e costas verdes brilhante com rêmiges azuis. O rosto, pescoço, peito, e as pernas são cinza-pálidos (JOHNSON; LOGUE, 2009). O período reprodutivo se dá entre os meses de outubro e início de janeiro, sendo que o número de ovos por casal varia de 4 a 8. Os ovos apresentam cor branca opaca, pesando em média 7 g e medindo aproximadamente 26 cm de comprimento com 21 cm de largura (SICK, 2001).

A caturrita é uma das espécies mais interessantes dentre os psittacideos por ser a única que constrói seu ninho com gravetos, que nidifica em grandes grupos comunais, e que pode apresentar reprodução cooperativa (FORSHAW, 1989; EBERHARD, 1998). É uma espécie de ave de planície, raramente encontrada acima de 1.000 metros de elevação (FORSHAW, 1989). Ocupa áreas de baixa precipitação na floresta aberta, árvores ao longo de cursos de água, florestas arbustivas, palmeiras, eucaliptos e pomares (LANNING, 1991). Segundo Sick (1997) é amplamente distribuída no sul e sudoeste do Rio Grande do Sul, também no sul do Mato Grosso, Bolívia, Paraguai, Uruguai e certas partes da Argentina. Em Santa Catarina foi registrada uma colônia



reprodutora pela primeira vez em 2002 no município de Florianópolis, resultado de solturas de cativo (AMORIM; PIACENTINI, 2006).

Devido às fugas ou a libertação proposital dessas aves advindas do comércio ilegal de aves silvestres, possibilitou-se o estabelecimento de populações reprodutoras naturalizadas em muitas áreas do mundo como Porto Rico, Quênia, Japão, Estados Unidos, e vários países europeus (LEVER, 1987; BUCHER et al., 1990).

### **1.1.3 Defesas biológicas vegetais**

Os animais usam diferentes mecanismos de defesa contra parasitas, tais como sistemas imunológicos complexos, genes de resistência ou comportamentos específicos (LOYE; ZUK, 1991; CLAYTON; MOORE, 1997). Dois exemplos desses mecanismos são: 1 - automedicação, ou seja, uma defesa contra parasitas usando substâncias produzidas por outros organismos, incluindo o uso de inseticidas e substâncias antipatogênicas de plantas (CLAYTON; WOLFE, 1993) e; 2 - dispositivos vivos - introdução de cobras-cegas (*Leptotyphlops dulcis*) para a limpeza e manutenção do ninho no período reprodutivo (COLLIAS; COLLIAS, 1984).

Artrópodes e bactérias que vivem em ninhos de pássaros representam a principal causa de mortalidade dos filhotes, em função da perda de sangue que provocam ou pela transmissão de agentes patogênicos que podem causar a morte de ninhadas inteiras (FEARE, 1976, DUFFY, 1983, MERINO, 2010). Esses parasitas se tornam um problema particularmente importante para aves que nidificam em cavidades ou ninhos que são reutilizados por várias estações reprodutivas (POWLESLAND, 1977, SMITH; EADS, 1978, HUMPHREY-SMITH; MOOREHOUSE, 1981).

Mudanças na pressão parasitária dentro de uma estação reprodutiva, devido ao surgimento de novos parasitas e/ou entre as estações reprodutivas devido às mudanças nas condições climáticas, também podem afetar a disponibilidade de nutrientes alocados pelos filhotes para sua defesa imunológica (MERINO; POTTI, 1995; 1996; BLONDEL et al., 2006). Assim, a pressão parasitária pode ditar o investimento necessário para a imunidade, embora a taxa de crescimento e a resposta imune dependam também da disponibilidade de alimentos (HOI-LEITNER et al., 2001; TSCHIRREN; RICHNER, 2006; BRZEK; KONARZEWSKI, 2007).

Mesmo que conhecidas às adaptações comportamentais contra ectoparasitas de ninho, como a remoção de fezes dos jovens (ninhegos)

e a frequente renovação do material de revestimento do ninho, há alguns anos foram propostos mecanismos inesperados e bastante sofisticados de controle biológico, incluindo a utilização de substâncias voláteis presentes em algumas plantas (COLLIAS; COLLIAS, 1984).

O armazenamento de material vegetal fresco no interior dos ninhos é um comportamento apresentado por várias espécies de aves para limitar o contato com os parasitas e/ou reduzir o número destes (WIMBERGER, 1984, COLLIAS; COLLIAS, 1984, GWINNER; BERGER, 2005, VEIGA et al, 2006, SHUTLER; CAMPBELL, 2007, MENNERAT et al, 2009c). Aves de rapina usam em seus ninhos fragmentos de coníferas resinosas (DYKSTRA et al., 2009) e passeriformes usaram espécies herbáceas e arbustivas para combater ectoparasitas (WIMBERGER, 1984; LAMBRECHTS; DOS SANTOS, 2000). Em alguns estudos (e.g. GWINNER et al. 2000; LAMBRECHTS; DOS SANTOS, 2000; PETIT, 2000; MENNERAT et al. 2009b) as plantas levadas ao ninho, pelas aves, representaram uma pequena fração das espécies observadas no território de entorno dos ninhos, mas algumas vezes também foram incorporados fragmentos de espécies de plantas não observadas nesse território, sugerindo a busca por plantas capazes de ter ação “biocida” longe desse território.

#### **1.1.4 Termorregulação dos ninhos**

A escolha de um local adequado para a construção do ninho pode afetar vários aspectos do processo reprodutivo como, fecundidade, sobrevivência e o sucesso reprodutivo dos indivíduos (MARTIN, 1998), o que torna a facilidade do acesso a recursos, o microclima favorável e a proteção contra predadores, os principais fatores influentes na escolha dos locais para nidificação (MARINI et al., 2010).

Os ninhos têm uma variedade de funções, incluindo controle de microclima e proteção contra predação, especialmente em ninhos fechados (VERNER 1965; LEONARD; PICMAN 1987; CONWAY; MARTIN, 2000b). O microclima do ninho pode desempenhar um papel fundamental no sucesso reprodutor de algumas espécies de aves (WIEBE, 2001; LLOYD; MARTIN, 2004; BUTLER et al., 2009).

A termorregulação é frequentemente citada como um fator que molda o padrão do ninho das aves, uma vez que os materiais utilizados para a construção dos ninhos vêm a favorecer o microclima no interior da cavidade deste (HARTMAN; ORING, 2003). A argila e os gravetos (madeira) são tidos como bons materiais de isolamento térmico (FIGUEIREDO, 1995; SOUZA; SANTOS, 2007).

Portanto, se os ninhos alcançarem a temperatura ideal de incubação, os adultos estarão liberados, por mais tempo da atividade de incubação (RODRIGUEZ; ROPER 2011). Rubio & Pinho (2008), estudando uma espécie de Furnarídeo (*Synallaxis albilora*), demonstraram que sem um ninho com características termorreguladoras e sem o auxílio do parceiro para alimentação, o adulto que estava no ninho constantemente interrompia a incubação para forragear. Essa saída do adulto pode ser prejudicial ao embrião, afetando o seu desenvolvimento pela perda constante de calor (WEBB, 1987). Assim, a característica termorreguladora da câmara de nidificação torna-se vantajosa, pois permite que os adultos desempenhem outras atividades, como por exemplo, forragear, ao invés de incubar, não sofrendo com o *trade-off* imposto por estas situações antagônicas (MARTIN, 1987; CONWAY; MARTIN, 2000a).

A temperatura no interior do ninho é um fator determinante para a sobrevivência e crescimento dos filhotes (ninhegos) (LLOYD; MARTIN, 2004), podendo mesmo influenciar fases posteriores do ciclo de vida dos indivíduos. Sob temperaturas elevadas, a perda de energia na termorregulação faz com que as taxas de crescimento dos ninhegos sejam comprometidas (KRIJGSVELD et al., 2003).

Além da característica termorreguladora do ninho, a escolha do sítio de nidificação é outro importante fator que reflete no sucesso reprodutivo das aves, pois as características do local, como por exemplo, altura, presença de vegetação e temperatura podem influenciar nas taxas de predação da espécie (ROPER, 2000; GÖTH, 2007).

## 1.2 ANÁLISE DA PAISAGEM

### 1.2.1 Seleção de habitat – nicho

As características da paisagem influenciam a distribuição e abundância das espécies (FAHRIG 2003; FISCHER; LINDENMAYER 2007). A seleção de habitat é uma resposta comportamental das espécies, que permite a elas distinguirem vários componentes do ambiente, resultando em um uso desproporcional destes em relação a sua disponibilidade. O resultado desse processo de decisão é observado na real distribuição dos indivíduos nos diferentes tipos de habitat (ROSENZWEIG, 1981; BLOCK; BRENNAN, 1993; OPPEL et al., 2004).

As aves se distribuem entre as unidades da paisagem de maneira heterogênea, havendo desde espécies restritas a uma unidade de

paisagem até aquelas que ocupam virtualmente toda uma região (BLANCO, 1999), sendo que, a matriz circundante pode ter uma forte influência sobre a ocorrência de espécies e a dinâmica espacial (KUPFER et al., 2006; DIDHAM et al., 2012). Dessa forma, a estrutura e composição da paisagem torna-se uma das características ambientais mais importantes na composição da avifauna em ambientes que sofreram alguma alteração humana (ARGEL-DE-OLIVEIRA, 1996). A estrutura e composição da paisagem podem influenciar também a capacidade de dispersão das aves através da criação de barreiras, com impactos sobre o estabelecimento e sobrevivência das populações (VITOUSEK et al., 1997; PRIMACK, 1998; MAZEROLLE; VILLARD, 1999; SALA et al., 2000; BAKKER et al., 2002).

Os graus de tolerância de cada espécie, às modificações no ambiente, variam conforme sua capacidade de modificar ou ampliar seu nicho, ajustando-o às novas condições do habitat (WELTY; BAPTISTAL, 1962). A palavra “nicho” foi documentada pela primeira vez por Grinnell em 1924. O nicho Grinneliano focava na gama de condições ecológicas em que uma espécie poderia manter suas populações. Posteriormente, pesquisadores focaram em conceitos de nicho cada vez mais específicos sobre o papel de uma espécie junto a uma comunidade ecológica (ELTON, 1927; HUTCHINSON, 1957). Posteriormente os dois focos foram integrados por MacArthur (1972) em uma análise mais quantitativa. Sendo assim, tanto nas perspectivas Grinnelliana, como na MacArthuriana, o nicho ecológico sustenta a quantidade de habitat disponível como o fator limitante da distribuição geográfica das espécies (SOBERÓN, 2007).

Vários estudos têm demonstrado efeitos positivos da quantidade de habitat disponível para a espécie na paisagem sobre a ocorrência e abundância dessas espécies (HOLLAND; FAHRIG, 2000; FISCHER et al., 2005; HENDRICKX et al., 2009; BAILEY et al., 2010; GARDEN et al., 2010; SMITH et al., 2011; FLICK et al., 2012; RODRÍGUEZ-LOINAZ et al., 2012). Processos tais como a reprodução, o sucesso de dispersão, a mortalidade na matriz, forrageamento, predação e parasitismo de ninhos ocorrem em diferentes taxas à medida que a porcentagem de habitat varia (ADDICOTT et al., 1987). Os efeitos destes processos podem gerar respostas em diferentes escalas espaciais. Se a quantidade de habitat tem efeitos positivos sobre alguns destes processos e efeitos negativos sobre os outros, então o efeito final da quantidade de habitat disponível será dependente da escala considerada (BOSCOLO; METZGER, 2009; SMITH et al., 2011; FAHRIG, 2013).

### 1.2.2 Escala: relação espécie - paisagem

A ocorrência e a abundância da maioria das aves podem estar relacionadas com o intervalo espacial em que os indivíduos percebem a paisagem (VAN RENSBURG et al., 2002; EWERS; DIDHAM, 2006). Estes autores assinalam ainda que os diferentes aspectos do ambiente, como a heterogeneidade e o isolamento de habitats afetam a distribuição das espécies em diferentes escalas.

Em nível de paisagem, a extensão espacial em que a estrutura da paisagem é medida pode afetar as relações percebidas entre espécies e a paisagem (HOLLAND et al., 2004; DE KNEGT et al., 2010). Assim, a escala em que a investigação ecológica é conduzida pode influenciar os resultados do estudo (WIENS, 1989; LEVIN, 1992; HORNE; SCHNEIDER, 1995; WHEATLEY; JOHNSON, 2009).

Lawler & Edwards (2002) sugerem que a seleção da escala certa para avaliar os efeitos da estrutura da paisagem sobre a incidência de aves é essencial para a obtenção de modelos preditivos de ocorrência de habitats adequados. Alguns autores (JAQUET, 1996; LINDENMAYER, 2000; GRAF et al., 2005, BOSCOLO; METZGER, 2009; FAHRIG, 2013) indicam o uso de uma abordagem multi-escalar, onde diferentes variáveis são medidas em diferentes escalas espaciais, gerando modelos explicativos, como sendo mais plausíveis do que aqueles que contém variáveis medidas em uma única escala espacial.

A seleção da escala espacial correta para medir a estrutura da paisagem e a escolha entre uma abordagem única ou multi-escalar são decisões essenciais para avaliar como a configuração da paisagem pode afetar a incidência e a persistência de diferentes espécies no ambiente (BOSCOLO; METZGER, 2009).

### 1.2.3 *Myiopsitta monachus* como espécie modelo

Um bom exemplo de espécie modelo para entender quais fatores do ambiente afetam a ocorrência de espécies invasoras é a caturrita (*Myiopsitta monachus*). A espécie vem estabelecendo populações reprodutoras naturalizadas em várias partes do mundo, devido às fugas ou a libertação proposital advindas do comércio ilegal de aves silvestres (ALLEN, 2006; MUÑOZ; REAL, 2006; ROLL et al., 2008; PABLO-LÓPEZ, 2009).

É conhecida em sua área nativa por causar danos consideráveis a agricultura (BUCHER, 1992; DHINDSA; SAINA, 1994). Na Argentina, foi responsabilizada por 2-15% das perdas das safras,

principalmente de milho e girassol, com registro ocasional de 45% de perda (NEIDERMYER; HICKEY, 1977). No entanto, acredita-se que a reputação da ave como uma “praga agrícola” na América do Sul vem sendo cada vez mais exagerada e irregular (BUCHER, 1992; PRUETT-JONES; TARVIN, 1998; SPREYER; BUCHER, 1998). Em Barcelona os maiores danos são causados principalmente as plantações de tomate, mas também há relatos de danos causados pela espécie a árvores frutíferas e a plantações de milho em menores proporções (SENAR; DOMÈNECH, 2001).

Nos EUA, o principal dano registrado é a ocorrência de curtos-circuito elétricos ocasionados nas redes e estruturas de distribuição de energia, quando os materiais de nidificação ficam molhados depois das chuvas. Nos primeiros cinco meses de 2001, a empresa *Florida Power and Light* registrou 498 interrupções, que afetaram 21.000 clientes (AVERY et al., 2002). De 2003 a 2004, cerca de 3.126 ninhos foram removidos das estruturas de distribuição de energia no sul da Flórida (HODGES; NEWMAN, 2002, AVERY et al., 2004). A remoção de um ninho de *M. Monachus* está orçado de U\$ 415 a U\$ 1.500 (dólar americano). Assim, entre os anos de 2003 a 2008, o custo da remoção dos ninhos (sem considerar a remoção dos animais) foi estimado entre U\$ 1,3 a U\$ 4,7 milhões (AVERY et al., 2008). Além disso, a remoção do ninho pode na realidade agravar o problema, fazendo com que as aves que habitam ninhos compostos, venham a construir novos ninhos individuais (AVERY et al., 2002; 2004).

O controle letal destas aves carismáticas é uma opção que muitas vezes provoca resposta negativa por parte da população, tornando difícil a implementação deste controle. Alternativamente, a inibição da reprodução pode ser usada para retardar o crescimento das populações de animais selvagens (BOMFORD, 1990, YODER et al., 2004; 2007). Para aves, a substância diazacon (20,25 diazacholesterol) foi usada com sucesso para diminuir a produção de crias de certas espécies, demonstrando que quando aplicada na semente de girassol, esta substância fez com que o número de filhotes de *M. monachus* diminuísse 68,4% em nove colônias estudadas em Miami (Flórida – USA). No entanto, foram avistadas pelo menos quatro espécies nativas se alimentando de iscas tratadas com diazacon (AVERY et al. 2008), o que pode prejudicar o potencial reprodutivo de outras espécies de aves nativas, aumentando assim o desequilíbrio ambiental em várias cadeias alimentares das quais estas espécies participam, levando a resultados indesejáveis.

## 2 OBJETIVO

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar as estratégias adaptativas de *M. monachus* no sul catarinense correlacionando os fatores de termorregulação, defesa biológica e influência da estrutura da paisagem sobre a ocorrência e abundância da espécie.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Registrar o número de ninhos em cada colônia estudada;
- b) Estimar o número de indivíduos em cada colônia estudada;
- c) Avaliar o potencial bactericida do material vegetal fresco levado ao ninho pela caturrita;
- d) Avaliar o potencial termorregulador dos ninhos de caturrita.
- e) Verificar quais as variáveis estruturais da paisagem influenciam a ocorrência e abundância da espécie;
- f) Determinar em qual escala as variáveis estruturais da paisagem melhor explicam a ocorrência e abundância da espécie.

### 3 HIPÓTESES E JUSTIFICATIVAS

- **Hipótese 1:** Plantas verdes levadas ao ninho pela caturrita tem por finalidade a ação bactericida.

- **Justificativa:** Materiais vegetais incorporados aos ninhos, na maioria das vezes, contêm compostos aromáticos secundários que podem matar ou repelir parasitas (WIMBERGER, 1984; CLARK; MASON, 1985; BUCHER, 1988; CLAYTON; WOLFE 1993; HART, 1997).

- **Hipótese 2:** A temperatura interna dos ninhos sofre menor oscilação do que a temperatura externa dos mesmos.

- **Justificativa:** A restrição termorreguladora é frequentemente citada como um fator que molda o padrão do ninho das aves, uma vez que os materiais utilizados para a construção do ninho favorecem o microclima existente no interior da câmara incubatória (HARTMAN; ORING, 2003), estando à argila e os gravetos (madeira) utilizados para construir o ninho, como bons materiais de isolamento térmico (FIGUEIREDO, 1995; SOUZA; SANTOS, 2007).

- **Hipótese 3:** O grau de antropização da paisagem (percentual de ocupação de agricultura, urbanização e cultivo de *Eucalyptus* spp.) favorecem a ocorrência e a abundância de *M. monachus*.

- **Justificativa:** As atividades antrópicas podem ter efeitos diretos sobre o estabelecimento de espécies exóticas invasoras. O mais grave de todos é o aumento da disponibilidade de alimentos, quer por provisionamento direto em alimentadores, ou por conversão de áreas nativas em campos de cultivo agrícola os quais se tornam fontes de alimentação para muitas espécies (BUCHER, 1992; DHINDSA; SAINA, 1994; CHACE; WALSH, 2006; STRUBBE; MATTHYSEN, 2009). Alguns estudos (LANNING, 1991; SPREYER; BUCHER, 1998; BURGER; GOCHFELD, 2005) relataram ninhos de *M. monachus* perto de habitações humanas, podendo assim haver alguma influência protetora das habitações sobre a presença de predadores.

Nas últimas décadas a caturrita ampliou substancialmente a sua área de distribuição na América do Sul auxiliada pelo desmatamento, eliminação de predadores e principalmente pela expansão do plantio de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) fonte primária para alocação de ninhos pela espécie (JUNIPER; PARR, 1998; MUÑOZ, 2003; BURGER; GOCHFELD, 2005). A espécie constrói seus ninhos nos galhos mais altos dos eucaliptos, ficando assim, os ovos, filhotes e adultos protegidos da maioria de seus predadores (ARAMBURÚ, 1997;



GUEDES; SEIXAS, 2002).

- **Hipótese 4:** A escala espacial utilizada para medir a estrutura da paisagem tem influência na obtenção de modelos preditivos de ocorrência de habitats adequados a incidência e persistência de *M. monachus* no sul catarinense.

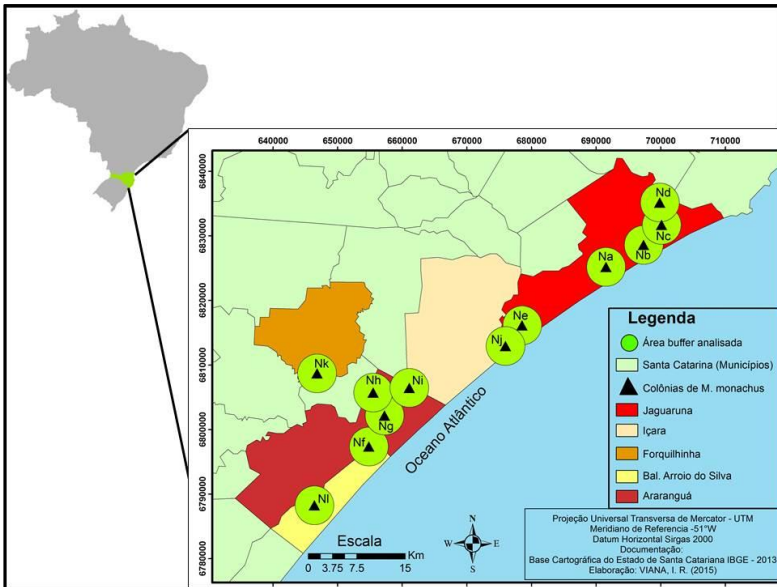
- **Justificativa:** Diversos estudos (WIENS, 1989; LAWLER; EDWARDS, 2002; THOMPSON; MCGARIGAL, 2002; GRAF et al., 2005, entre outros) relatam que os padrões de ocorrência das aves com área de vida maiores são afetados por escalas espaciais maiores, enquanto que aves com áreas de vida menores são menos afetadas. Spreyer & Bucher (1998) relatam que na Argentina a área de vida diária de *M. monachus* pode ser de até 10 km, embora a prevalência geralmente seja entre 3-5 km de diâmetro em relação à colônia. Outros estudos (MARTÍN; BUCHER, 1993; SILVA et al., 2010) apresentaram uma dispersão restrita e distâncias relativamente curtas de 2-3 km da colônia.

## **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A área de estudo situa-se na zona costeira do Extremo Sul Catarinense, entre os municípios de Balneário Arroio do Silva (ao sul) e Jaguaruna (ao norte), conforme figura 1, que segue com os locais selecionados para o estudo que abrigam 12 colônias de *M. monachus*.

Figura 1 - Mapa da área de estudo evidenciando a localização dos municípios e das 12 colônias de *M. monachus*.



O clima da região sul de Santa Catarina é classificado como Cfa segundo a Classificação Climática de Köppen (1948) e revisada por Alvares et al. (2014), ou seja, clima subtropical constantemente úmido, sem estação seca, com verão quente, apresentando a temperatura média do mês mais quente superior a 22,0°C. A temperatura média normal anual varia de 17,0 a 19,3°C, a média normal das máximas varia de 23,4 a 25,9°C e das mínimas de 12,0 a 15,1°C. O índice pluviométrico anual varia de 1.220 a 1.660 mm, com total anual de dias de chuva entre 102 e 150 mm, estando estas distribuídas regularmente ao longo do ano. A umidade relativa do ar pode apresentar variação de 81,4 a 82,2% (EPAGRI, 2001). Os ventos sopram com maior intensidade nas direções noroeste (NW) e sudeste (SE) (MONTEIRO, 2007).

Na área estudada, do litoral para o continente ocorrem as seguintes formações vegetais, conforme Leite & Klein (1990): Vegetação Pioneira sob Influência Marinha (Restingas) e Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (FODTB). As restingas encontram-se ameaçadas devido a sua supressão pela especulação imobiliária. Assim a matriz da paisagem é formada principalmente por áreas de cultivos anuais de sequeiro (milho, feijão, fumo, mandioca, etc...) e arroz irrigado, além de plantações de eucaliptos e pinus, restando pequenos fragmentos isolados de FODTB próximo ao cordão de lagoas.

## 4.2 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS

### 4.2.1 Contagem de ninhos e indivíduos

Durante o desenvolvimento do projeto sobre a biologia reprodutiva de *M. monachus* (2010-2013) foram levantados todos os locais de nidificação (colônias) da espécie ao longo do litoral sul catarinense. As colônias de *M. monachus* foram definidas de duas maneiras: (1) um único ninho solitário e (2) um conjunto de ninhos em uma única árvore ou em várias árvores próximas (BUCHER et al., 1991; NAVARRO et al., 1992). Assumiu-se que ninhos distanciados em mais de 500 m de outros ninhos pertenciam a colônias distintas. A partir dessas colônias, foram contados os ninhos presentes em cada uma delas.

A contagem do número de indivíduos para quantificar o tamanho de cada colônia foi feita através de observações diretas ao final do dia (entre setembro e outubro de 2014 – início do período reprodutivo), quando todos os indivíduos retornam aos ninhos para passarem a noite, conforme sugestões e procedimentos contidos em Fatsy (2008), utilizando binóculos de campo 8x42 a uma distância de

100 metros da colônia. Porém, nas colônias em que o número de ninhos foi maior que 15, a contagem foi feita em três dias subsequentes para se confrontar as três contagens e assim não incorrer em erros de contagens.

### 4.2.3 Teste bactericida

Durante o monitoramento dos ninhos e tomada de dados biométricos de ovos e ninhegos nas estações reprodutivas de 2010 e 2011/12, foram encontradas duas espécies de plantas (*Eucalyptus saligna* - eucalipto e *Solanum sisymbriifolium* - juá) trazidas aos ninhos pelos progenitores. As folhas de eucalipto eram trazidas todos os dias no início da manhã e no meio da tarde. Já os frutos de juá eram trazidos em intervalos de um dia no período da manhã (Viana, I. R. dados não publicados).

Depois de coletadas, no entorno dos ninhos, as folhas de eucaliptos e os frutos de juá foram lavadas com água destilada em três séries de banhos subsequentes. Isto foi feito para eliminar a contaminação bacteriana e fúngica destes e evitar interações com as culturas bacterianas durante os experimentos. As folhas, frutos e sementes foram desidratados em estufa a 50 °C e triturados em pequenos pedaços utilizando moinho de facas (MELO et al., 2004).

O extrato aquoso filtrado de cada um dos substratos (folhas de *Eucalyptus saligna*, sementes e frutos de *Solanum sisymbriifolium*) foi obtido por meio de infusão, a partir do uso de 1 g de substrato para 10 ml de água fervente, colocada sobre o substrato e deixado para agir durante 1 hora (ANVISA, 2011).

Foram preparadas as seguintes combinações de substrato para cada teste bactericida: Folhas; Fruto; Sementes; e Folhas+Fruto+Sementes (nesse substrato a proporção foi de 0,33 g de cada componente para 10 ml de água). Testamos três repetições para cada bactéria e um controle. Utilizamos quatro cepas de bactérias padrão: *Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus epidermidis*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Escherichia coli*, devido à patogenicidade conhecida dessas bactérias (RETTGER, 1913; DAVIES et al., 1971).

As placas de Petri estéreis, contendo meio Ágar Mueller-Hinton foram impregnadas com as bactérias, com o auxílio de um *swab*, contendo a suspensão bacteriana. Discos (poços) com diâmetro de 6,35 mm foram feitos no meio ágar onde foram depositados posteriormente 6 µl do extrato a ser testado.

As placas foram incubadas em estufa a 37 °C durante o período de 24 horas, antes da leitura dos halos de inibição do crescimento das

bactérias (SILVEIRA et al., 2011). Os resultados foram expressos através das medidas (em milímetros) dos halos de inibição produzidos.

#### **4.2.4 Tomada de temperatura**

Devido à dificuldade de se chegar até os ninhos (altura e diâmetro dos galhos), foram colocados três coletores de temperatura interna na colônia Ni (Figura 1) sendo que, todos os três ninhos tinham duas câmaras de incubação cada. Para caracterizar a variação de temperatura dentro e fora dos ninhos foram utilizados quatro coletores eletrônicos de temperatura (*data-loggers*). Três coletores foram instalados no centro de três ninhos para coleta de temperaturas internas e um coletor foi instalado nas proximidades dos três ninhos para coleta das temperaturas externas. Os coletores registaram as temperaturas a intervalo de uma hora durante o período de 29 de agosto de 2013 a 29 de maio de 2014 (274 dias).

### **4.3 ANÁLISE DA PAISAGEM**

#### **4.3.1 Coleta de dados**

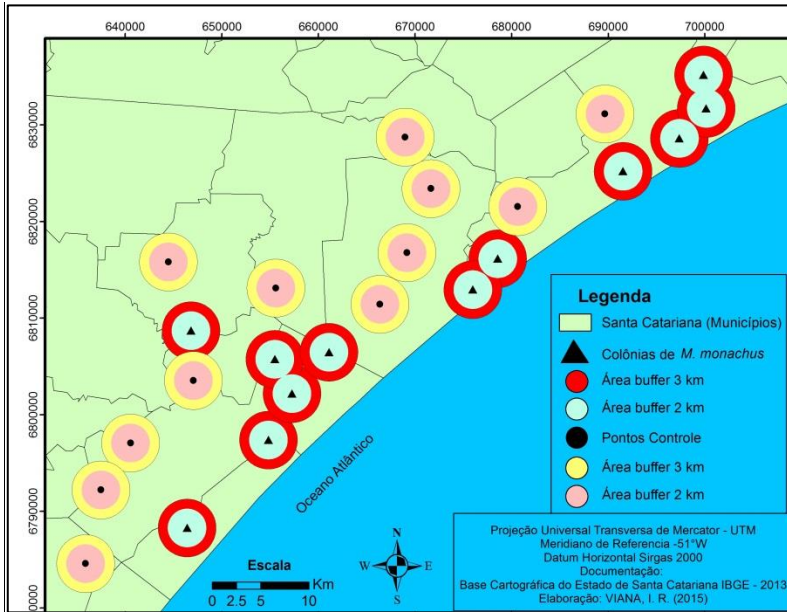
Alguns estudos (LANNING 1991; SPREYER; BUCHER, 1998; BURGER; GOCHFELD, 2005) têm demonstrado que a caturrita tem preferência por construir ninhos perto de habitações humanas conferindo a vantagem de que os predadores são menos comuns perto de casas. Assim, com base na média das distâncias entre as colônias estabelecidas e as construções humanas, juntamente com a presença de eucaliptos esparsos foi selecionado 12 pontos controles onde a espécie não ocorre. Para tanto, foram selecionadas 12 novas áreas com características ambientais locais semelhantes às encontradas próximo às colônias. Tais características foram: à presença de sítios ótimos para nidificação (eucaliptos esparsos próximos a construções) e presença de vegetação nativa, área de cultivo agrícola e ambiente antrópico nas vizinhanças da área focal.

Embora as áreas com a presença de colônias estejam localizadas mais a sudeste e as áreas “controle” mais a noroeste apresentando um gradiente sudeste-noroeste (Figura 2) em relação às áreas com e sem a presença da espécie, ambas as áreas são semelhantes em termos de vegetação nativa, temperatura, umidade, entre outras, e que, portanto podemos assumir que a presença ou não da espécie se deva às

características da paisagem circundante de cada ponto (APÊNDICES de A a Y).

Com a finalidade de evitar o viés do observador, todas as etapas da amostragem foram realizadas pelo mesmo investigador (IRV), incluindo as contagens de indivíduos, delimitação das colônias, detecção de ninhos e fotointerpretação das imagens.

Figura 2 - Mapa de localização das colônias e pontos controle (sem a presença de colônias) com seus respectivos buffers utilizados para a caracterização da paisagem.





### 4.3.2 Estrutura da paisagem

Para gerar os mapas de uso e cobertura da terra de todas as paisagens do entorno das 12 colônias e dos 12 pontos controle, utilizamos imagens aéreas ortorretificadas datadas de 2010, com escala de voo de 1:30.000. Disponibilizadas pela Secretaria de Desenvolvimento Regional de Santa Catarina (SDS/SC - 2013). A identificação do uso e cobertura da terra foi realizada pela fotointerpretação em tela no *software* ArcGIS 10.1, considerando-se seis classes:

- Nativo – todas as formas de vegetação secundária desde capoeira a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, juntamente com as restingas, conforme descrevem Teixeira et al. (1986);
- Antrópico – Caminhos, estradas não pavimentadas e pavimentadas, pontes, construções rurais, área urbanizada, áreas de extração de areia ou argila, depósitos de carvão a céu aberto e área de pastagem antrópica;
- Exótico – Composto por plantios de pinus, banana e pomares.
- Plantio de Eucaliptos - Composto por plantio de eucaliptos (*Eucaliptus* spp.).
- Cultivo – Reunidas todas as culturas de sequeiro (milho, feijão, mandioca, cana-de-açúcar, fumo, cultivo de laranja, etc...) e cultura de arroz irrigado;
- Neutro – Aqui foram incluídas todas as formas de cobertura da terra que representam ambientes inóspitos para a espécie (rios, lagoas, Oceano Atlântico e áreas de dunas desprovidas de cobertura vegetal).

Para avaliar a precisão da classificação do uso do solo, foi realizada a verificação em campo de 20 pontos em cada paisagem. A partir destas verificações todos os mapas finais tiveram precisão acima de 95% (APÊNDICES de A a Y).

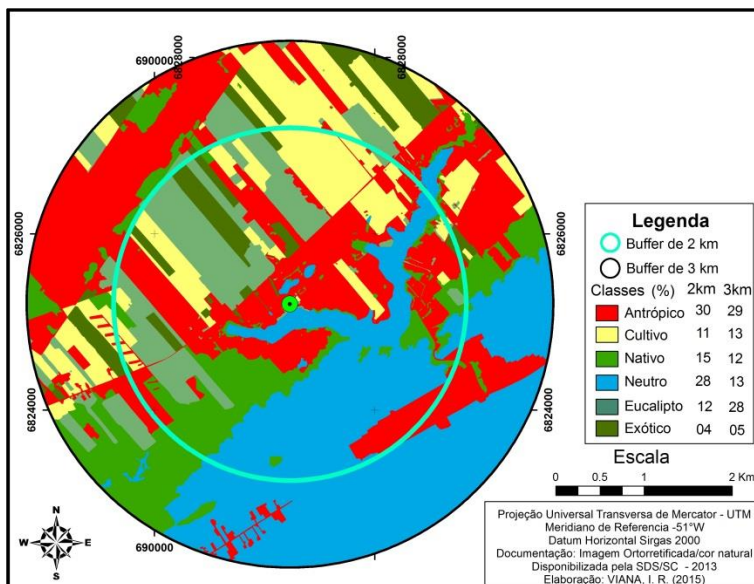
Sabendo que os diferentes aspectos da estrutura da paisagem podem influenciar populações naturais em múltiplas escalas simultaneamente (BOSCOLO; METZGER 2009; LYRA-JORGE et al., 2009), uma abordagem multi-escalar incluindo cada variável explicativa

na sua melhor escala espacial pode ser a forma mais adequada para descrever a presença de espécies com base na estrutura da paisagem. Isto acontece porque cada variável está relacionada com distintos processos que influenciam a sobrevivência da espécie em escalas específicas.

Conforme Brennan et al. (2002) e Jackson & Fahrig (2014), que recomendam a seleção de escalas com base nas características da espécie pesquisada - especificamente tamanho de território/área de vida e/ou sua distância de dispersão, optou-se por utilizar duas escalas, sendo a maior (3 km de raio a partir do ninho) correspondente ao tamanho da área de vida da espécie (BUCHER, 1992), e a menor (2 km de raio a partir do ninho) correspondente à área de utilização mais intensa pela colônia (Figuras 2 e 3).

Não foram utilizadas escalas maiores que 3 km de raio, porque as colônias encontravam-se relativamente próximas umas das outras e o aumento no raio geraria sobreposição nas áreas *buffer*.

Figura 3 - Mapa de uso e cobertura da terra da colônia **Na** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km de raio) utilizados para a caracterização da paisagem do entorno da colônia.



#### 4.3.4 Análises de dados e seleção de modelos

Para avaliar os padrões de ocorrência e abundância da espécie (variáveis dependente) com base nas características da paisagem (variáveis independentes; Tabela 1) foram elaborados modelos que representam hipóteses distintas (Tabela 3). Todas as variáveis e modelos foram escolhidas *a priori*, com base nas hipóteses sendo testadas e no conhecimento existente sobre a biologia da espécie.

As correlações entre todas as variáveis estruturais da paisagem medidas nas duas escalas analisadas (2 e 3 km de raio) foram testadas usando correlação de Spearman ( $r_s$ ), a fim de se excluir aquelas que apresentassem forte correlação evitando assim colinearidade (GREEN, 1979; FIELDING; HAWORTH, 1995). Todas as variáveis estruturais da paisagem tiveram baixa correlação umas com as outras (Tabela 2). Assim, todas foram utilizadas como potenciais preditoras da ocorrência e/ou abundância da espécie nas paisagens amostradas.

Tabela 1 - Variáveis usadas para descrever a ocorrência e abundância de *M. monachus* nas paisagens estudadas. Todas as variáveis foram medidas em hectares.

<b>Variável</b>	<b>Descrição</b>
Nativo	Área coberta por ambiente nativo na paisagem, incluindo vegetação de restinga, capoeira e Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas.
Eucalipto	Área coberta por plantios de eucaliptos (talhões) ou árvores esparsas.
Cultivo	Área coberta por cultura de sequeiro (milho, mandioca, feijão, fumo) e cultivo de arroz irrigado.
Antrópico	Área coberta por construções, estradas, campo de pastagens e modificações abruptas na paisagem.

Tabela 2 – Valores de correlação ( $r$  de Spearman) entre as variáveis independentes medidas no buffer em duas escalas espaciais (2 e 3 km de raio do *buffer*).

Variáveis	Correlação	
	3 km	2 km
Nativo X Cultivo	-0.31	-0.25
Nativo X Antrópico	0.23	0.29
Nativo X Eucalipto	-0.01	-0.02
Cultivo X Antrópico	-0.15	-0.14
Eucalipto X Antrópico	0.19	0.11
Eucalipto X Cultivo	-0.31	-0.26

Um primeiro conjunto de modelos abrangeu quatro modelos, cada um contendo uma das quatro variáveis separadamente, e um segundo conjunto abrangeu dois modelos, cada um com duas variáveis combinadas de forma aditiva (Tabela 3). Os modelos com duas variáveis representam a hipótese de que a espécie se beneficiaria com a presença simultânea de áreas de cultivo, que forneceriam alimento, e de áreas antrópicas ou com eucalipto, que forneceriam abrigo para a espécie.

Não foram incluídos modelos com outras combinações de variáveis, assim como modelos com três ou mais variáveis e modelos com interações, tendo em vista as hipóteses de interesse e principalmente devido ao nosso pequeno número de áreas amostradas (24). Um modelo nulo, composto apenas pelo intercepto e erro como parâmetros, porém sem nenhuma variável da paisagem, também foi considerado para verificar se os modelos contendo as variáveis da paisagem tiveram melhor desempenho do que aqueles sem essas variáveis.

Tabela 3 - Modelos concorrentes (Mn) utilizados para identificar a importância da estrutura da paisagem tanto sobre a ocorrência como a abundância de *M. monachus*. Ver Tabela 1 para nomes das variáveis e descrições.

<b>Modelos</b>	<b>Variáveis</b>
Escala de 2 km	
M1	Nativo
M2	Cultivo
M3	Eucalipto
M4	Antrópico
M5	Antrópico+Cultivo
M6	Eucalipto+Cultivo
Escala de 3 km	
M7	Nativo
M8	Cultivo
M9	Eucalipto
M10	Antrópico
M11	Antrópico+Cultivo
M12	Eucalipto+Cultivo
M13	Modelo Nulo

A melhor escala e as variáveis da paisagem relacionadas à presença da espécie foram identificadas por meio de modelos lineares generalizados (MLG), assumindo uma distribuição de erros binomial e função de ligação *logit*. Para testar se as variáveis da paisagem afetam a abundância da espécie, foram utilizados modelos lineares simples (ML).

Para comparar as várias hipóteses concorrentes em busca do melhor modelo para descrever os dados coletados, foi empregada uma seleção de modelos com base em avaliações de máxima verossimilhança (*likelihood*). Os modelos mais parcimoniosos foram selecionados com base no critério de informação de Akaike corrigido para pequenos tamanhos de amostra (AICc; BURNHAM; ANDERSON, 2002). A

probabilidade de um modelo ser o melhor modelo dentre os modelos considerados foi medido pelo peso de Akaike (wAICc).

Todas as análises foram realizadas em ambiente R 2.10.1 (R Development Core Equipe 2009).



## 5 RESULTADOS

### 5.1 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS

Nas 12 colônias estudadas foram registrados 140 ninhos com uma abundância total de 893 indivíduos. A relação entre o número de indivíduos por ninho variou de 2 a 15 (Tabela 4), revelando o alto grau de agregação dos casais em um mesmo ninho.

Tabela 4: Número de ninhos e indivíduos por colônias, e a relação número de indivíduos/ninho.

<b>Colônias</b>	<b>Ninhos</b>	<b>Indivíduos</b>	<b>Indivíduos/Ninho</b>
Na	2	4	2
Nb	7	21	3
Nc	60	268	4,5
Nd	15	96	6,4
Ne	1	2	2,0
Nf	16	112	7,0
Ng	3	8	2,7
Nh	15	150	10
Ni	12	180	15
Nj	1	2	2
Nk	5	44	8,8
Nl	3	6	2
<b>Total</b>	<b>140</b>	<b>893</b>	<b>-</b>

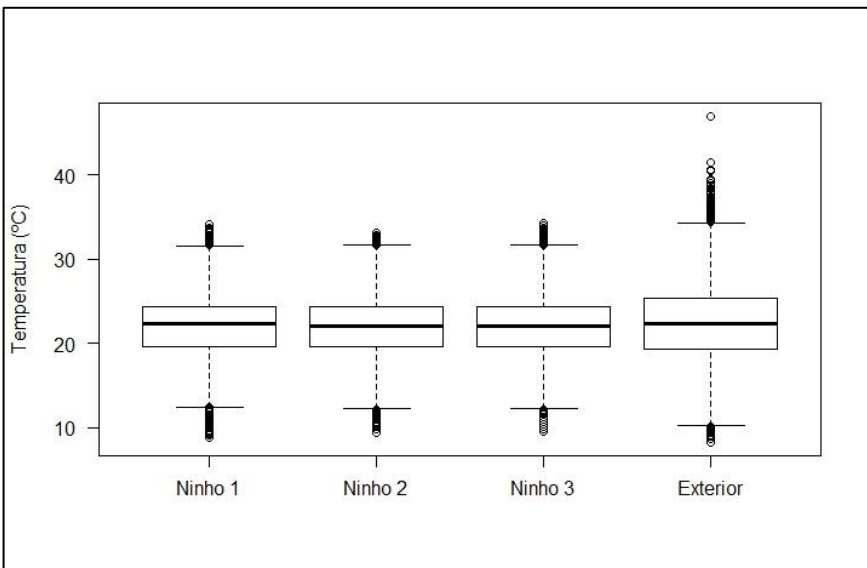
O teste para verificar a ação bactericida das folhas de eucaliptos e dos frutos e sementes de juá revelou-se positivo tanto para as folhas de *E. Saligna* quanto para a combinação folhas de *E. saligna* + frutos + sementes de *Solanum sisymbriifolium* em relação a bactéria *Staphylococcus aureus*. Essa inibição do crescimento de *S. aureus* provou-se eficaz tanto na proporção de 1 g: 10 ml, quanto unido os três substratos na proporção de 0,33 g: 10 ml de água (Tabela 5, Anexo A).

Tabela 5: Avaliação da atividade bactericida dos extratos de *Eucalyptus saligna* (Folhas) e *Solanum sisymbriifolium* (Frutos e sementes). S – Sensível e R – Resistente.

<b>Bactérias</b>				
Substratos	<i>S. Aureus</i>	<i>S. epidermidis</i>	<i>P. aeruginosa</i>	<i>E. coli</i>
Folhas (Fo)	S (25 mm)	R	R	R
Fruto (Fr)	R	R	R	R
Sementes (Se)	R	R	R	R
Fo+Fr+Se	S (15 mm)	R	R	R

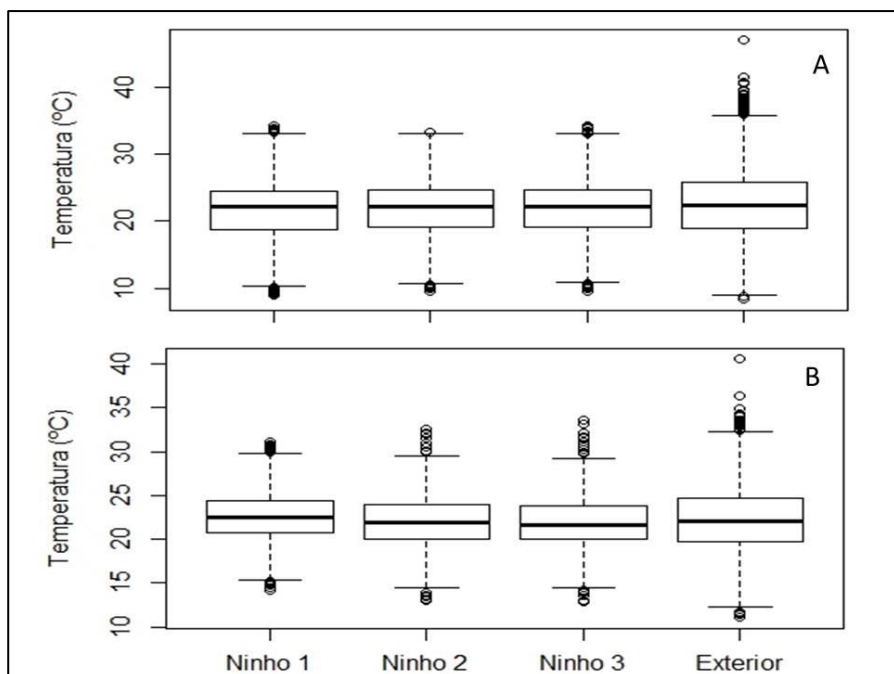
Durante os 274 dias de amostragem das temperaturas (interna e externa) foram registrados 6.576 tomadas de temperatura em cada *data-logger* (4). As temperaturas internas dos três ninhos variaram de  $9,47 \pm 0,37$  °C a  $34,16 \pm 0,58$  °C, enquanto que a temperatura externa variou de 8,28 a 46,98 °C. (Figura 4).

Figura 4 – Variação das temperaturas registradas por hora nos três ninhos da colônia Ni e no exterior durante as 00h00min até às 23h00min entre o dia 29 de agosto de 2013 e o dia 29 de maio de 2014.



Quando analisamos a variação das temperaturas durante o período reprodutivo (outubro a dezembro) e o período inter-reprodutivo (janeiro a setembro), observamos diferenças nas temperaturas interiores para as exteriores (Figura 5). Durante o período inter-reprodutivo as temperaturas oscilaram de 8,88 a 34,27 °C no interior com maior frequência entre 19,38 e 24,62 °C (Anexo B) e de 8,28 a 46,98 °C no exterior (Figura 5A) com maior frequência entre 17,25 e 26,21 °C (Anexo C). Já no período reprodutivo (Figura 5B), estas temperaturas oscilaram de 12,88 a 33,54 °C no interior com maior frequência entre 19,00 a 23,58 °C (Anexo D) e de 11,04 a 40,53 °C no exterior com maior frequência entre 18,42 e 25,79 °C (Anexo E).

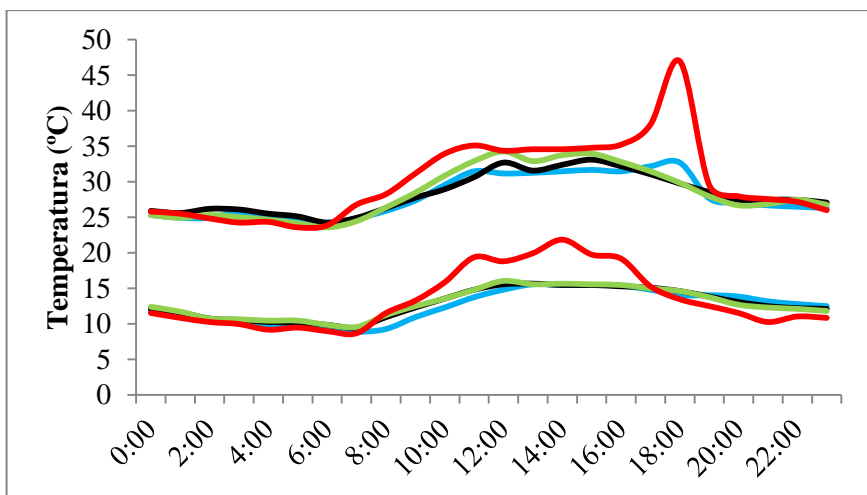
Figura 5 – Temperaturas registradas no período inter-reprodutivo (janeiro a agosto) – A e durante o período reprodutivo (outubro a dezembro) – B, registrados por hora nos três ninhos da colônia Ni e no exterior.



Analisando as temperaturas máximas registradas ao longo do dia 29 de Janeiro de 2014 (onde se registrou a maior temperatura ao

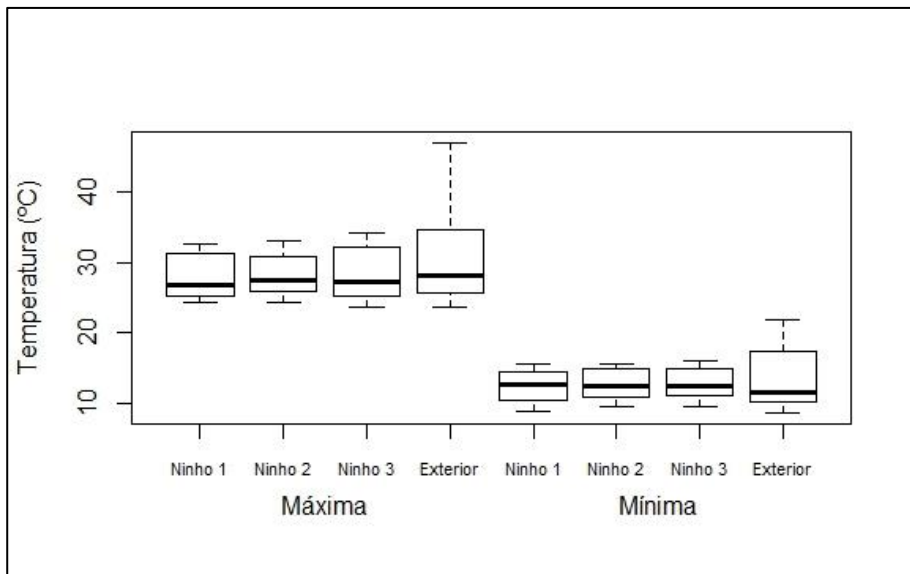
longo da amostragem (46,97 °C)), constatou-se que no interior dos ninhos as temperaturas apresentaram-se mais homogêneas do que a exterior (Figura 6). O interior dos ninhos apresentou uma amplitude térmica de apenas 8,863 °C ao longo do dia, por outro lado a exterior apresentou uma amplitude térmica de 23,40 °C.

Figura 6 – Temperaturas máximas (dia 29 de janeiro de 2014) e mínimas (dia 24 de maio de 2014) registrada por hora nos três ninhos da colônia Ni e no exterior durante as 00h00min até às 23h00min. A linha vermelha representa a temperatura externa, as temperaturas internas são representadas pelas cores: azul – Ninho 1; preta – Ninho 2 e a verde – Ninho 3.



Dessa maneira, quando observamos o dia 24 de maio de 2014 que teve o registro da menor temperatura, percebemos que a amplitude térmica interna (6,47 °C), oscilou muito pouco se comparada com a amplitude térmica exterior (13,175 °C) (Figuras 6, 7; Anexos F e G). Percebe-se ainda que entre as 21h00min horas e as 06h00min horas da manhã as temperaturas tanto internas quanto a externa parecem se sobrepôr atingindo amplitudes térmicas pequenas. Isso é observado tanto para as máximas (verão) quanto para as mínimas (inverno), sendo estas temperaturas um pouco mais elevadas no interior dos ninhos durante esses horários.

Figura 7 – Temperaturas máximas (dia 29 de janeiro de 2014) e mínimas (dia 24 de maio de 2014) registrada por hora nos três ninhos da colônia Ni e no exterior durante as 00h00min até às 23h00min.



## 5.2 ANÁLISE DA PAISAGEM

De modo geral, a estrutura da paisagem nas duas escalas se apresentou composta principalmente pela classe Cultivo seguida da classe Antrópico, sendo que em cada paisagem estas classes se intercalaram entre os mais representativos (Tabela 6). Somente as colônias Na, Nb, Nc, Nd, Ne e Nj tiveram a maior predominância de ambiente Neutro pois as colônias Na, Nb, Ne e Nj estavam mais próximas do Oceano Atlântico, tendo assim uma maior representatividade de dunas e oceano. As colônias Nc e Nd apresentaram a ocorrência de lagoas que contribuiu significativamente para o alto valor da classe dentro da paisagem (Anexos H e I).

Tabela 6 – Representatividade em porcentagem (%) das classes de uso e cobertura da terra nas diferentes escalas de todas as paisagens amostradas. Ninhos (Na – Nl: representam a ocorrência de *M. monachus*); Pontos Controles (Pca – Pcl: paisagens com aproximadamente as mesmas características daquelas na qual a espécie ocorre).

Escala	Classes	Ninhos											Pontos Controle												
		Na	Nb	Nc	Nd	Ne	Nf	Ng	Nh	Ni	Nj	Nk	Nl	Pca	Pcb	Pcc	Pcd	Pce	Pcf	Pcg	Pch	Pci	Pcj	Pck	Pcl
3 km	Antrópico	29	26	40	26	27	42	18	30	23	30	17	60	44	16	27	27	39	44	31	16	18	22	35	17
	Cultivo	13	20	30	42	19	30	63	36	47	4	67	0	33	44	55	39	39	31	23	76	64	60	37	73
	Nativo	13	7	10	6	5	12	10	27	17	9	11	24	10	9	12	23	16	10	27	6	12	10	10	5
	Plantio de Eucaliptos	11	5	1	0	17	6	2	5	10	6	3	3	12	21	4	8	4	12	8	1	2	3	1	4
	Exótico	5	2	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	8	1	2	1	3	6	1	3	3	2	1
	Neutro	29	40	19	26	32	9	7	1	2	51	2	14	1	1	2	1	1	1	5	1	2	2	15	1
2 km	Antrópico	30	22	38	23	20	46	16	31	23	31	11	61	47	11	29	24	42	43	36	12	17	22	35	11
	Cultivo	11	20	31	38	21	31	67	34	52	2	77	0	35	46	59	42	36	31	22	83	45	60	38	81
	Nativo	15	5	8	5	4	10	7	28	15	8	8	21	8	8	8	27	17	8	26	4	31	11	8	4
	Plantio de Eucaliptos	12	5	1	0	15	3	1	6	9	4	2	4	9	25	2	6	4	14	9	1	2	1	1	3
	Exótico	4	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	9	0	1	1	3	3	0	3	3	1	0
	Neutro	28	48	22	33	40	9	7	1	1	56	2	14	0	0	1	0	0	0	4	0	2	2	17	1

Para os dados de ocorrência da espécie, o modelo 11, contendo as variáveis Antrópico+Cultivo medidas na maior escala espacial (3 km), claramente foi o mais plausível ( $\Delta_i = 0$ ,  $wAICc = 0.94$ ). Esse resultado indica que as variáveis independentes Antrópico e Cultivo são importantes principalmente na maior escala analisada (3 km), com um efeito aditivo sobre a ocorrência da espécie (Tabela 7). O segundo modelo, claramente menos plausível que o primeiro, foi o M5 (Ocorre~Antrópico+Cultivo) que contém as mesmas variáveis do M11, porém medidas na escala de 2 km ( $\Delta_i = 8.34$ ,  $wAICc = 0.01$ ). Além disso, o modelo nulo (M13) foi claramente implausível ( $\Delta_i = 11.49$ ,  $wAICc = 0.00$ ).

Tabela 7 – Performance dos modelos de ocorrência e abundância da espécie. Os modelos foram classificados do melhor para o pior de acordo com o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) e uma estimativa correspondente de log-verossimilhança (LogLike) e peso de Akaike (wAICc; probabilidade de cada modelo ser o mais adequado).  $\Delta_i$  é a diferença entre o AICc de um determinado modelo com o menor valor de AICc obtido considerando todos os modelos.

<b>Modelos</b>	<b>Variáveis Independentes (Escala)</b>	<b>Loglike</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta_i</math></b>	<b>wAICc</b>
a) Ocorrência					
M11	Antrópico+Cultivo (3 km)	-8.38	23.97	0.00	0.94
M5	Antrópico+Cultivo (2 km)	-12.55	32.31	8.34	0.01
M9	Eucalipto (3 km)	-14.17	32.91	8.95	0.01
M10	Antrópico (3 km)	-14.38	33.34	9.38	0.01
M12	Eucalipto+Cultivo (3 km)	-13.59	34.38	10.41	0.01
M4	Antrópico (2 km)	-14.97	34.51	10.54	0.00
M3	Eucalipto (2 km)	-15.14	34.83	10.87	0.00
M13	Modelo Nulo	-16.64	35.45	11.49	0.00
M6	Eucalipto+Cultivo (2 km)	-14.28	35.76	11.80	0.00
M1	Nativo (2 km)	-16.39	37.35	13.38	0.00
M2	Cultivo (2 km)	-16.47	37.51	13.54	0.00
M8	Cultivo (3 km)	-16.55	37.66	13.70	0.00
M7	Nativo (3 km)	-16.63	37.84	13.88	0.00



<b>Modelos</b>	<b>Variáveis Independentes (Escalas)</b>	<b>Loglike</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta_i</math></b>	<b>wAICc</b>
b) Abundância					
M13	Modelo Nulo	-132.44	269.46	0.00	0.54
M9	Eucalipto (3 km)	-132.5	272.2	2.74	0.14
M3	Eucalipto (2 km)	-132.86	272.91	3.45	0.10
M2	Cultivo (2 km)	-133.12	273.45	3.99	0.07
M8	Cultivo (3 km)	-133.51	274.22	4.76	0.05
M7	Nativo (3 km)	-133.84	274.88	5.42	0.04
M1	Nativo (2 km)	-133.84	274.89	5.43	0.04
M4	Antrópico (2 km)	-134.83	276.85	7.39	0.01
M10	Antrópico (3 km)	-135.16	277.53	8.07	0.01
M11	Antrópico+Cultivo (3 km)	-135.16	280.42	10.96	0.00
M5	Antrópico+Cultivo (2 km)	-135.2	280.50	11.04	0.00
M6	Eucalipto+Cultivo (2 km)	-135.4	280.90	11.44	0.00
M12	Eucalipto+Cultivo (3 km)	-136.07	282.24	12.78	0.00

Quando cruzamos os resultados previstos pelo modelo 11 (Ocorrência~Antrópico+Cultivo) com os valores obtidos da classe Antrópico, observamos uma não ocorrência da espécie a partir do momento que o Ambiente antrópico ultrapassa 200 hectares na paisagem (Figura 8A). À medida que o ambiente antrópico aumenta na paisagem a probabilidade de ocorrência da espécie diminui (Figura 8B).

De forma similar, quando cruzamos os resultados previstos pelo modelo 11 (Ocorrência~Antrópico+Cultivo) com os valores obtidos da classe Cultivo, observamos uma ocorrência da espécie sempre que a área coberta por cultivos na paisagem é relativamente pequena (< 500 ha), podendo ocorrer ou não entre 500 e 2000 ha (Figura 9A). Quando a área de cultivo ultrapassa 2000 ha, a espécie tem sua ocorrência reduzida ou é ausente na paisagem (Figura 9B).

Para os dados de abundância das colônias, o modelo nulo (M13) foi o mais plausível ( $\Delta_i = 0$  e  $wAICc = 0.54$ ). Esse resultado indica que os demais modelos avaliados, que incluem parâmetros da paisagem, não são capazes de explicar substancialmente a variação da abundância da espécie entre as paisagens.

Figura 8- Efeito da quantidade de ambiente antrópico na paisagem sobre a ocorrência da espécie. (A) Dados de presença (1) ou ausência (0) da espécie observados em campo. (B) Ocorrência da espécie em função da quantidade de ambiente antrópico prevista pelo modelo selecionado (M11), após controlar a quantidade de cultivo agrícola na paisagem.

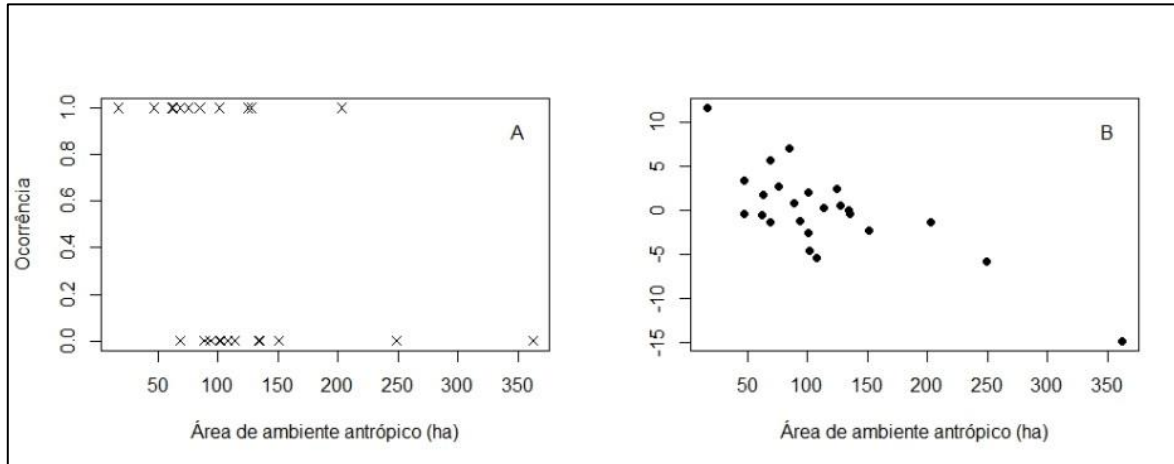
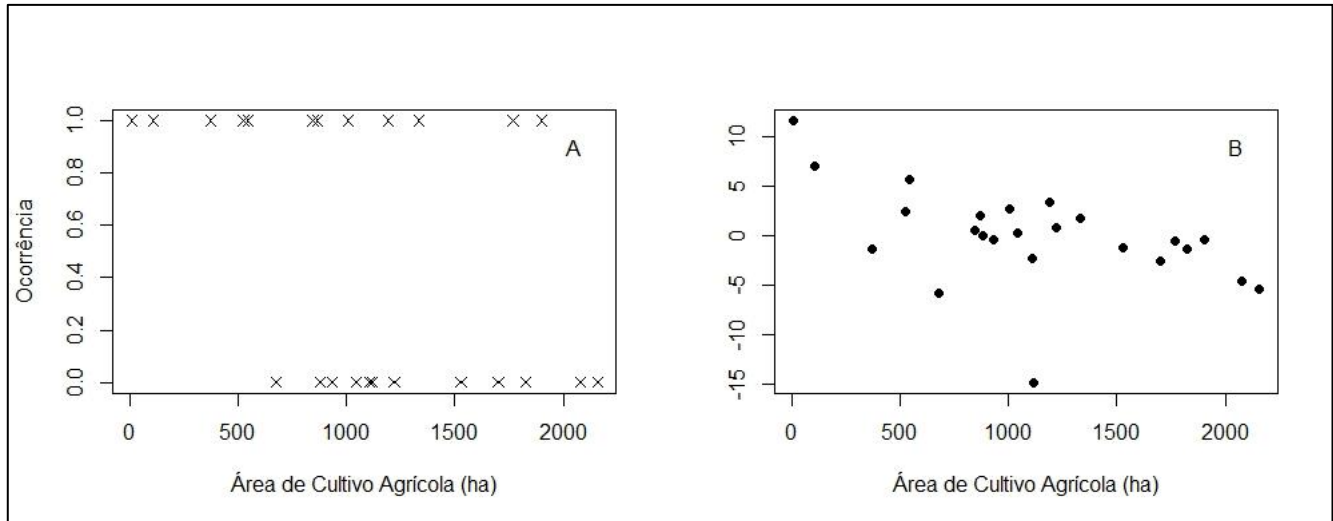


Figura 9- Efeito da cobertura de áreas de cultivo agrícola na paisagem sobre a ocorrência da espécie. (A) Dados de presença (1) ou ausência (0) da espécie observados em campo. (B) Ocorrência da espécie em função da cobertura de áreas de cultivo agrícola prevista pelo modelo selecionado (M11), após controlar a quantidade de ambiente antrópico na paisagem.



## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS

Quando comparamos nossos dados do número de indivíduos por ninho (Tabela 1) encontramos valores acima dos relatados por Fatsy (2008) que analisou 14 colônias no estado de Connecticut – USA contendo 59 ninhos com 170 indivíduos. A proporção de indivíduos/ninho variou de 2 a 6 e Domènech et al. (2003) trabalhando com 313 ninhos em Barcelona tiveram uma estimativa de 4,6 indivíduos por ninho (total = 1441) e na Catalunha observaram uma quantidade de 492 ninhos com estimativa de 4,46 indivíduos por ninho (total = 2199). Naumberg, (1930) relatou ninhos com até 100 casais com a utilização de dados de várias localidades e países da América do Sul, embora, na Argentina, Navarro et al. (1992) e Eberhard (1996; 1998), relataram de seis a 12 casais por ninho corroborando com nossos resultados.

Alguns estudos (ARAMBURÚ, 1991, MARTELLA; BUCHER, 1993) relatavam que durante a reprodução, a caturrita levava para o ninho material vegetal para formar uma cama para pôr os ovos. Ainda sugeriam que este comportamento poderia estar relacionado ao fato de a caturrita não realizar limpeza periódica das fezes do ninho, dos ovos não eclodidos e dos detritos que são deixados no interior deste, aonde iriam sendo cobertos por esse material vegetal (ARAMBURÚ, 1991). No entanto, algumas plantas aromáticas podem desenvolver a estimulação direta do sistema imunológico na ninhada, tanto durante o seu desenvolvimento ou mesmo criando condições para isso (GWINNER et al., 2000).

De acordo com Mennerat et al. (2009b) diferentes espécies de plantas são selecionadas com base nas preferências individuais de cada espécie animal. Em muitos casos, as fêmeas começam a trazer plantas aromáticas para o ninho até os primeiros dias após a eclosão (COWIE; HINSLEY, 1988; BANBURA et al, 1995), e em outras espécies, até quando os filhotes estão começando a empenar (LAMBRECHTS; DOS SANTOS, 2000; MENNERAT et al., 2009a).

Muitas espécies de aves levam as folhas verdes para pulverização de seus ninhos. Este hábito tem sido tema de muita discussão e a conclusão é que as folhas verdes agem como uma defesa química atuando como biocidas (inseticidas, bactericidas ou repelentes) contra herbívoros e patógenos, através da libertação de compostos secundários ou substâncias tóxicas (ROSENTHAL; JAZEN, 1979, SECOY; SMITH, 1983, COLLIAS; COLLIAS, 1984, WIMBERGER,

1984, CLARCK; MASON, 1985, VEIGA et al., 2006, MENNERAT et al., 2009b). Uma hipótese que tem recebido atenção nos últimos anos é que as folhas de plantas trazidas ao ninho podem proteger os ninhegos contra a infecção por microrganismos patogênicos. Essa infecção por patógenos representa um risco significativo, especialmente quando a energia é limitada, porque os filhotes têm de equilibrar o crescimento contra a função imunológica (SHELDON; VERHULST, 1996; SOLER et al., 2003; TSCHIRREN; RICHNER, 2006).

Gwinner & Berger (2005) testaram os efeitos das plantas levadas ao ninho sobre as bactérias presentes neste, focando na densidade de bactérias, mas não investigaram os efeitos das plantas sobre a riqueza bacteriana. No entanto, Mennerat et al. (2008), demonstraram que as plantas levadas pelo Chapim-azul (*Cyanistes caeruleus*) para seus ninhos, mesmo não sendo diretamente eficazes contra ectoparasitas de ninho, reduziram tanto a riqueza quanto a densidade bacteriana nos filhotes, especialmente sob alta infestação por ectoparasitas. Mennerat et al. (2009c) demonstraram ainda que a suplementação de plantas aromáticas reduziu a abundância e a diversidade bacteriana na pele e penas de ninhegos do Chapim-azul.

Assim como em nossos resultados, MALHEIROS, (2008), PORFIRIO et al. (2009) e RIBEIRO et al. (2009) verificaram atividade bactericida no extrato de *Eleutherine plicata* (marupazinho) mostrando maior atividade contra a bactéria Gram positiva *S. aureus*, não tendo ação para cepas de *E. coli* e *P. aeruginosa*. A presença de taninos no extrato de *E. plicata* pode ser o responsável pela atividade antimicrobiana da planta (DJIPA et al., 2000), assim como o gênero *Eucalyptus* que apresentou grandes quantidades de taninos, fenóis e flavonoides (NARANJO et al., 2009). Estes efeitos de diminuição das bactérias nos ninhegos têm efeito positivo no crescimento da ninhada (MENNERAT et al., 2009a).

O controle do microclima do ninho e a sociabilidade estão entrelaçados, pois viver em grupo melhora a termorregulação do ninho (SEELEY, 2006). A manutenção e controle da temperatura dentro do ninho é um fator determinante para a sobrevivência e crescimento das crias (LLOYD; MARTIN, 2004; LOLI, 2008). Sob temperaturas elevadas, a perda de energia na termorregulação faz com que as taxas de crescimento das crias sejam comprometidas (KRIJGSVELD et al., 2003).

Quando a temperatura do ninho excede a temperatura corporal, as crias liberam água por evaporação (WOLF; WALSBURG, 1996), verificando-se uma alteração na sua condição corporal (DU PLESI et

al., 2012). Quando os limites fisiológicos são excedidos, pode ocorrer morte por desidratação (MCKECHINE; WOLF, 2010; CATRY et al., 2011a). Nossa tomada de temperatura durante o período reprodutivo mostra que dentro do ninho a temperatura máxima atingida chegou a 32,50 °C ( $\pm 1,19$  °C) enquanto que a exterior chegou à casa dos 40,53 °C. Sugerindo assim que essa variação entre a temperatura externa e interna do ninho venha a contribuir para o alto sucesso reprodutivo da espécie. No acompanhamento da biologia reprodutiva de *M. monachus* nos anos de 2010 e 2011/12 foram registrados a postura de 22 ovos em dois ninhos, com a saída de 21 ninhegos em idade adulta (Viana, dados não publicados). Dessa maneira, o microclima dos ninhos vem a desempenhar um papel fundamental no sucesso reprodutor de algumas espécies de aves (WIEBE, 2001; LLOYD; MARTIN, 2004; BUTLER et al., 2009).

Caccamise & Weathers (1977) verificaram que a média da temperatura interna do ninho de *M. monachus* no inverno em Nova Jérsei foi de 1,8 °C acima da temperatura externa, embora também registraram diferenças de 4,6 °C. Como os ninhos são usados durante todo o ano, esta variação de temperatura é susceptível para ajudar a sobrevivência durante os invernos frios (BUTLER, 2005), bem como no sucesso reprodutivo (SCHWARTZ et al., 2009). Em nossas tomadas de temperatura durante o dia mais frio (24/05/14) registramos as maiores diferenças de temperatura entre as 11h00min e as 16h00min, estando à temperatura interna do ninho de 3,237 a 6,382 °C abaixo da temperatura externa (Anexo B). Além disso, no dia mais quente, observamos uma variação muito acima do encontrado para o dia mais frio. No dia 29 de janeiro de 2014 observamos dois picos de diferenças de temperatura, entre as 09h00min e as 11h00min a temperatura interna oscilou de 3,402 a 4,401 °C abaixo da temperatura externa, no entanto entre as 16h00min e as 18h00min a temperatura interna variou de 3,034 a 17,126 °C abaixo da temperatura externa (Anexo C). Como em nossa região de estudo não temos invernos tão rigorosos e o verão vem apresentando temperaturas mais elevadas ao longo dos anos, a função do ninho em manter um microclima agradável pode estar voltado para o verão e não para o inverno.

## 6.2 ANÁLISE DA PAISAGEM

Os elementos da paisagem influenciam de forma expressiva os processos ecológicos (TURNER et al., 2001). As características estruturais da paisagem não fazem sentido se não forem ponderadas pela

ou relacionadas à capacidade de movimento das espécies-focais, a qual é muitas vezes, desconhecida (CALABRESE; FAGAN, 2004; BAGUETTE; VAN DYCK, 2007).

A estrutura da paisagem não influenciou a abundância de *M. monachus*, devido nosso delineamento ser voltado para avaliar a probabilidade da presença e/ou ausência da espécie nas paisagens. Dessa maneira, o modelo nulo foi o mais plausível, evidenciando assim que a abundância das espécies venha a ser direta ou indiretamente influenciada por uma gama maior de variáveis, tais como o clima, topografia, diversidade de plantas, complexidade estrutural do habitat, entre outros (RAHBK; GRAVES 2001; FLEISHMAN et al., 2002, HURLBERT, 2004; ROMPRÉ et al., 2007).

Nossa seleção de modelos demonstrou que o ambiente antrópico em adição com o cultivo agrícola vem a influenciar a ocorrência da espécie na paisagem (Figuras 8, 9). Outros autores (VILLARD et al., 1999; CUSHMAN; MCGARIGAL, 2004; PARDINI et al., 2010) que ressaltaram as medidas da estrutura da paisagem sendo mais adequadas para analisar os dados de presença/ausência de aves, demonstraram ainda que de maneira geral, a estrutura da paisagem é um importante preditor de distribuição das espécies, independentemente das características de micro-habitat.

Porém, nossa hipótese (3) seria que quanto maior fosse à quantidade dessas classes na paisagem, maior seria a probabilidade de ocorrência da espécie. No entanto, tivemos uma correlação negativa (Figuras 3, 4), ou seja, à medida que estas classes aumentam na paisagem, há uma diminuição na ocorrência da espécie. Assim, é provável que a espécie se beneficia de construções rurais (~100 ha na paisagem > casas isoladas) que servem para sua proteção (BURGER; GOCHFELD, 2005). À medida que os aglomerados urbanos ou outros tipos de ação antrópica aumentam na paisagem, os locais para forrageio se tornam escassos e a espécie passa há não ocorrer mais. No entanto a espécie ocorre em grandes centros urbanos como a Florida, Connecticut, Texas, Illinois, Nova Iorque, Louisiana, Colorado, Oregon entre outras. A grande diferença destes centros urbanos para os nossos, volta-se para os grandes parques onde se tem grandes alimentadores de pássaros, assim como em quintais de casas, fazendo com que a espécie tenha uma segunda fonte alimentar que não exclusivamente provindos dos cultivos agrícolas (CHACE; WALSH, 2006; VAN BAEL; PRUETT-JONES, 1996; Van DOOM, 1997; PRUETT-JONES et al., 2005).

Embora muitos autores (FORSHAW, 1989; PABLO-LÓPEZ, 2009; VOLPE; ARAMBURÚ, 2011; BUCHER; ARAMBURÚ, 2014)



reforcem a preferência de *M. monachus* por plantios de eucaliptos como sítios (árvore) ótimos para que a espécie possa nidificar, não encontramos nenhum efeito aparente da quantidade de áreas de eucalipto sobre a ocorrência da espécie. Isso ocorreu provavelmente porque a espécie não constrói seu ninho em plantios contínuos (talhão) de eucaliptos. Em nossas 12 colônias utilizadas como locais de ocorrência da espécie e em outras observações (Viana, dados não publicados) a espécie somente utiliza árvores de eucaliptos esparsos na paisagem e, próximos a residências para construção dos ninhos.

Quando avaliado o potencial de invasão da espécie sobre os habitats nativos, também tivemos resultados negativos, pois, a quantidade de habitat nativo (onde a espécie não ocorre) não teve nenhum efeito evidente sobre a ocorrência da espécie. Para muitos autores (HYMAN; PRUETT-JONES, 1995; SPREYER; BUCHER, 1998; SOUTH; PRUETT-JONES, 2000; MUÑOZ; REAL, 2006; SILVA et al., 2010; BUCHER; ARAMBURÚ, 2014) este psitacídeo tem vários traços da história natural semelhantes a outras espécies invasoras de aves, que o tornam um invasor bem sucedido, incluindo estratégias reprodutivas que resultam em altas taxas de crescimento populacional, estabelecimento bem sucedido, e tolerância a novos ambientes. Blackburn et al., (2009) também levantaram 4 fatores que contribuem para essa expansão: 1) a monogamia com altos valores de paternidade extra-par; 2) excelente capacidade de dispersão; 3) capacidade de se adaptar a uma variedade de habitats provocados pela ação humana (por exemplo, urbanos, suburbanos, rurais, campos agrícolas), e 4) nidificação comunal, que permite o rápido crescimento populacional e proteção a colônia.

As aves podem ser afetadas em diferentes escalas espaciais (BOSCOLO; METZGER 2009; SHANAHAN; POSSINGHAM 2009; JACKSON; FAHRIG, 2014). Dentro destas escalas a quantidade de habitat disponível e seu grau de isolamento influenciam as habilidades de dispersão (LAURANCE; GOMEZ, 2005; BOSCOLO et al., 2008) e a presença das espécies (BÉLISLE; CLAIR, 2001; REJINFO, 2001). Em nosso estudo, a seleção de modelos indicou que a escala de 3 km foi a mais relacionada à ocorrência da espécie, indicando que a área de vida da espécie (3-5 km) (MARTÍN; BUCHER, 1993; SPREYER; BUCHER, 1998; SILVA et al., 2010) influência na resposta da escala que se é analisada. Nossa menor escala analisada (2 km) influenciou pouco na ocorrência da espécie devido sua área de vida ser maior e ela forragear em um espaço maior (SPREYER; BUCHER, 1998). Espera-se assim, que os padrões de ocorrência das aves com área de vida maiores

venham a ser afetados por escalas espaciais maiores, em detrimento daquelas aves com necessidades de áreas menores (WIENS, 1989; LAWLER; EDWARDS, 2002; THOMPSON; MCGARIGAL, 2002; GRAF et al., 2005).

As características de forrageio das aves estão relacionadas com desempenho em escalas maiores, obrigando a espécie a aumentar periodicamente a sua gama de atividades em busca de alimento disponíveis (BOSCOLO; METZGER, 2009). Price et al., (1999) encontraram efeitos importantes nos padrões de ocupação de uma ave em um raio de até 50 km, devido as mudanças na estrutura da paisagem ao redor dos pontos amostrais. De forma similar, Meyer & Cameron (2003) observaram que as características da paisagem podem ter grande importância para a presença e à sobrevivência das espécies. Em vista a essas afirmações, nosso resultado infere que é importante considerar a relação entre a ocorrência das espécies e a estrutura da paisagem em múlti-escalas, mesmo que não se possa considerar os intervalos ideais das escalas, a probabilidade de encontrar uma relação congruente, se houver, torna-se maior.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre as plantas levadas ao ninho pela caturrita somente *Eucalyptus saligna* demonstrou efeito bactericida sobre *S. aureus*. Para o restante das bactérias patogênicas testadas nenhuma das duas plantas teve efeito inibidor de crescimento bacteriano. Com a não participação do fruto e sementes de *Solanum sisymbriifolium* na inibição de nenhuma bactéria testada e como foram encontrados mascarados no interior dos ninhos, sugere-se que estes eram utilizados para a alimentação ou dos pais ou dos ninhegos.

Há necessidade ainda de se identificar quais as bactérias presentes nos ninhos e nas aves mais afetadas por *Eucalyptus saligna* e quais os compostos secundários presentes nessa planta que a tornam um excelente bactericida. Investigar estes efeitos seria certamente um passo promissor para a compreensão da função das plantas aromáticas em ninhos de aves.

Nossa segunda hipótese sobre a variação da temperatura dentro do ninho ser menor do que a externa foi confirmada, pois o interior do ninho de *M. monachus* apresentou variações pequenas quando comparada com a temperatura externa. Esse poder de termorregulação do ninho pode estar ligado ao grande sucesso de invasão da espécie, pois este microclima ótimo faz com que seu sucesso de reprodução seja alto.

Dessa maneira, o sucesso de estabelecimento de *M. monachus* pode estar diretamente ligado com suas estratégias de adaptação nos novos ambientes, tanto regulação térmica dos ninhos como o efeito bactericida de uma planta levada ao ninho vem a aumentar seu sucesso de reprodução e consequentemente sua expansão em ambientes que não o seu de origem nativa. Aceitando assim, nossas duas primeiras hipóteses.

As características da paisagem mensuradas neste estudo influenciaram a ocorrência da espécie, mas não tiveram uma relação clara sobre sua abundância. A quantidade de ambientes nativos na paisagem não teve uma influência substancial para ditar ou não a ocorrência da espécie invasora estudada. Da mesma forma, a quantidade de eucaliptos não teve um efeito evidente sobre a ocorrência da espécie.

Por outro lado, a quantidade de cultivos agrícolas e de ambientes antrópicos influenciaram a ocorrência da espécie. As duas variáveis tiveram um efeito negativo sobre a ocorrência da espécie.

Finalmente, a escala espacial mais adequada para explicar a ocorrência da espécie em detrimento da estrutura da paisagem foi a maior utilizada (3 km).

O potencial invasor de *Myiopsitta monachus* envolve tanto a capacidade de automedicação e termorregulação dos ninhos, assim como a seleção de habitat em busca de proteção e alimentação. Estas características contribuem para o elevado sucesso reprodutivo e conseqüentemente a expansão de sua área de ocorrência.

## REFERÊNCIAS

- ADDICOTT, J. F.; AHO, J. M.; ANTOLIN, M. F.; PADILHA, D. k.; RICHARDSON, J. S.; SOLUK, D. A. Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. **Oikos**. n. 49. p. 340-346. 1987.
- ALLEN, C. R. Predictors of introduction success in the South Florida avifauna. **Biological Invasions**. n. 8. p. 491-500. 2006.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. n. 6. p. 711-728. 2014.
- AMORIM, J. F.; PIACENTINI, V. Q. Novos registros de aves raras em Santa Catarina, Sul do Brasil, incluindo os primeiros registros documentados de algumas espécies para o Estado. **Revista Brasileira de Ornitologia**. n. 14. p. 145-149. 2006.
- ANVISA - AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Formulário de Fitoterápicos da Farmacopéia Brasileira/ANVISA**. Brasília, 2011. 126p.
- ARAMBURÚ, R. M. Contribución al estudio biológico de la Cotorra *Myiopsitta monachus* en la provincia de Buenos Aires (Aves: Psittacidae). 1991. 176 f. Tesis Doc., Univ. Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- ARAMBURÚ, R. M. Ecología alimentaria de la cotorra (*Myiopsitta monachus monachus*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Aves: Psittacidae). **Physis Sección C**. n. 53. p. 29-32. 1997.
- ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M. Aves urbanas. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ORNITOLOGIA**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ornitologia. 1996. p. 151.
- AVERY, M. L.; GREINER, E. C.; LINDSAY, J. R.; NEWMAN, J. R.; PRUETT-JONES, S. Monk parakeet management at electric utility facilities in South Florida. **Proceedings of the 20th Vertebrate Pest Conference**. p. 140-145, 2002.

AVERY, M. L.; LINDSAY, J. R.; NEWMAN, J. R.; PRUETT-JONES, S.; TILLMAN, E. A.. Reducing monk parakeet impacts to electric utility facilities in South Florida. **Advances in Vertebrate Pest Management**. n. 49. p. 125-136. 2004.

AVERY, M. L.; YODER, C. A.; TILLMAN, E. A. Diazacon Inhibits Reproduction in Invasive Monk Parakeet Populations. **Journal of Wildlife Management**. n. 72. p. 1449-1452. 2008.

BAGUETTE, M.; VAN, D. H. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. **Landscape Ecology**. n. 22. p. 1117-1129. 2007.

BAILEY, D.; SCHMIDT-ENTLING, M. H.; EBERHART, P.; HERRMANN, J. D.; HOFER, G.; KORMANN, U.; HERZOG, F. Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. **Journal of Applied Ecology**. n. 47.p. 1003-1013. 2010.

BAKKER, K. K.; NAUGLE, D. E.; HIGGINS, K. F. Incorporating landscape attributes into models for migratory grassland bird conservation. **Conservation Biology**. n.16. p. 1638-1646. 2002.

BANBURA, J.; BLONDEL, J.; WILDE-LAMBRECHTS, H.; PERRET, P. Why do female blue tits (*Parus caeruleus*) bring fresh plants to their nests? **Journal für Ornithologie**. n.136. p. 217-221. 1995.

BÉLISLE, M.; CLAIR, C. C. Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds. - **Conservation Ecology**. n. 5. p. 9. 2001.

BLACKBURN, T. M.; DUNCAN, R. P. Determinants of establishment success in introduced birds. **Nature**. n. 414. p. 195-197. 2009.

BLANCO, D. E. Los humedales como habitat de aves acuaticas. In: MALVAREZ, A. I. (Ed.). **Tópicos sobre humedales Subtropicales y Templados em Sudamérica**. Montevideo: UNESCO, 1999. p. 208-217.

BLOCK, W. M.; BRENNAN, L. A. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. In: POWER, D. M. (ed). **Current Ornithology**. Plenum Press, New York. 1993. p. 35-91.

BLONDEL, J.; THOMAS, D. W.; CHARMANTIER, A.; PERRET, P.; BOURGAULT, P.; LAMBRECHTS, M. M. A thirty-year study of phenotypic and genetic variation of blue tits in Mediterranean habitat mosaics. **Bioscience**. n. 56. p. 661-673. 2006.

BOMFORD, M. A role for fertility control in wildlife management? **Bureau of Rural Resources**. Canberra, Australia. 1990.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALHARDO, C.; METZGER, J. P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**. n. 40. p. 273-276. 2008.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**. n. 24. p. 907-918. 2009.

BRENNAN, J. M.; BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Focal patch landscape studies for wildlife management: optimizing sampling effort across scales In: LIU, L.; TAYLOR, W. W. (ed.). **Integrating landscape ecology into natural resource management**. Cambridge University Press, Cambridge. 2002. p. 68-91.

BRZEK, P.; KONARZEWSKI, M. Relationship between avian growth rate and immune response depends on food availability. **Journal of Experimental Biology**. n. 210. p. 2361-2367. 2007.

BUCHER, E. H. Do birds use biological control against nest parasites? **Parasitology Today**. n. 4. p. 1-3. 1988.

BUCHER, E. H.; MARTÍN, L. F.; MARTELLA, M. B.; NAVARRO, J. L. Social behaviour and population dynamics of the monk parakeet. **Proceedings of the International Ornithological Congress**. n. 20. p. 681-689. 1990.

BUCHER, E. H.; MARTIN, L. F.; MARTELLA, M. B.; NAVARRO, J. L. Social behavior and population dynamics of the Monk Parakeet. **Proc. Of acta XX Congress. Intl. Ornithol.** n. 2. p. 681-689. 1991.

BUCHER, E. H. Neotropical parrots as agricultural pests. In: BEISSINGER, S. R.; SNYDER, N. F. R. (eds) **New World Parrots in**

**Crisis: Solutions from Conservation Biology.** Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 1992. p. 201-219.

BUCHER, E. H.; ARAMBURÚ, R. M. Land-use changes and monk parakeet expansion in the Pampas grasslands of Argentina. **Journal of Biogeography.** n. 41. p. 1160-1170. 2014.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Nesting behavior and nest site selection in monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in the Pantanal of Brazil. **Acta Ethology.** n. 8. p. 23-34. 2005.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach. 2d ed. New York: SpringerVerlag. 2002. 488p.

BUTLER, C. J. Feral parrots in the continental United States and United Kingdom: past, present, and future. **Journal of Avian Medicine and Surgery.** n.19. p. 142-149. 2005.

BUTLER, M. W.; WHITMAN, B. A.; DUFTY JR, A. M. Nest box temperature and hatching success of the American Kestrels varies with nest box orientation. **Wilson Journal of Ornithology.** n. 121. p. 778-782. 2009.

CACCAMISE, D. F.; WEATHERS, W. W. Winter nest microclimate of Monk Parakeets. **Wilson Bulletin.** n. 89. p. 128-129. 1977.

CALABRESE, J. M.; FAGAN, W. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. **Frontiers in Ecology and the Environment.** n. 10. p. 529-536. 2004.

CASE, T. J. Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. **Biological Conservation.** n. 78. p. 69-96. 1996.

CASSEY, P. Life history and ecology influences establishment success of introduced land birds. **Biological Journal of the Linnean Society.** n. 76. p. 465-480. 2002.

CATRY, I.; FRANCO, A. M. A.; SUTHERL, W. J. Adapting conservation efforts to face climate change: Modifying nest-site



provisioning for lesser Kestrels. **Biological Conservation**. n.144. p. 1111-1119. 2011a.

CBRO. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos 2014. **Listas das aves do Brasil**. 10. ed. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 10 nov. 2014.

CHACE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and Urban Planning**. n. 74. p. 46-69. 2006.

CLARK, L.; MASON, J. R. Use of nest material as insecticidal and anti-pathogenic agents by the European starling. **Oecologia**. n. 77. p. 174-180. 1985.

CLAVERO, M.; GARCIA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 20. p. 110. 2005.

CLAYTON, D. H.; WOLFE, N. D. The adaptive significance of self-medication. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 8. p. 60-63. 1993.

CLAYTON, D. H.; MOORE, J. **Host-Parasite Evolution. General Principles and Avian Models**. Oxford University Press, Oxford, 1997. 473p.

COLLIAS, N.; COLLIAS, E. **Nest building behavior in birds**. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey. 1984. 358p.

CONWAY, C. J.; MARTIN, T. E. Effects of ambient temperature on avian incubation behavior. **Behaviour Ecology**. n. 11. p. 178-188. 2000a.

CONWAY, C. J.; MARTIN, T. E. Evolution of passerine incubation behavior: influence of food, temperature, and nest predation. **Evolution**. n. 54. p. 670-685. 2000b.

COWIE, R. J.; HINSLEY, S. A. Timing of return with green vegetation by nesting Blue Tits *Parus caeruleus*. **Ibis**. n. 130. p. 553-555. 1988.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. **Oikos**. n. 105. p. 117-124. 2004.

DAVIES, J. W.; ANDERSON, R. C.; KARSTAD, L.; TRAINER, D. O. **Infectious and Parasitic Diseases of Wild Birds**. Iowa State University Press, Ames. 1971.

DE KNEGT, H. J.; VAN LANGEVELDE, F.; COUGHENOUR, M. B.; SKIDMORE, A. K.; DE BOER, W. F.; HEITKONIG, I. M. A.; KNOX, N. M.; SLOTOW, R.; VAN DER WAAL, C.; PRINS, H. H. T. Spatial autocorrelation and the scaling of species-environment relationships. **Ecology**. n. 91. p. 2455-2465. 2010.

DHINDSA, M. S.; SAINA, H. K. Agricultural ornithology: an Indian perspective. **Journal of Biosciences**. n. 19. p. 391-402. 1994.

DIDHAM, R. K.; KAPOS, V.; EWERS, R. M. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. **Oikos**. n. 121. p. 161-170. 2012.

DIJPA, C. D.; DELMÉE, M.; QUETIN-LECLERC, J. Antimicrobial activity of bark extracts of *Syzygium jambos* (L.) Alston (*Myrtaceae*). **Journal of Ethnopharmacology**. n. 71. p. 307-313, 2000.

DOMÈNECH, J.; CARRILLO, J.; SENAR, J. C. Population size of the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* in Catalonia. **Revista Catalana d'Ornitologia**. n. 20. p. 1-9. 2003.

DU PLESSIS, K. L.; MARTIN, R. O.; HOCKEY, P. A. R.; CUNNINGHAM, S. J.; RIDLEY, A. R. The costs of keeping cool in a warming world: implications of high temperatures for foraging, thermoregulation and body condition of an arid-zone bird. **Global Change Biology**. n. 18. p. 3063-3070. 2012.

DUFFY, D. C. The ecology of tick parasitism on densely nesting Peruvian seabirds. **Ecology**. n. 64. p. 110-119. 1983.

DUNCAN, R. P.; BOMFORD, M.; FORSYTH, D. M.; CONIBEAR, L. High predictability in introduction outcomes and the geographical range

size of introduced Australian birds: a role for climate. **Journal of Animal Ecology**. n. 70. p. 621-632. 2001.

DYKSTRA, C.; HAYS, J.; SIMON, M. Selection of fresh vegetation for nest lining by Red-shouldered Hawks. **Wilson Journal of Ornithology**. n. 121. p. 208-211. 2009.

EBERHARD, J. R. Nest adoption by monk parakeets. **Wilson Bulletin**. n. 108. p. 374-377. 1996.

EBERHARD, J. R. Breeding biology of the Monk Parakeet. **Wilson Bulletin**. n. 110. p. 463-473. 1998.

ELTON, C. **Animal ecology**. Sidwick & Jackson, London. 1927. 2001p.

EPAGRI: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. **Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina**, 2001. Disponível em: <<http://ciram.epagri.sc.gov.br/portal/website/>>. Acesso em: 10 nov. 2013.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**. n. 81. p. 117-142. 2006.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**. n. 34. p. 487-515. 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**. n. 40. p. 1649-1663. 2013.

FATSY, L. M. **Ecology of the monk parakeet, *Myiopsitta monachus*: an investigation of interspecies interaction, time-activity budget, and nest building biology**. 215 f. Thesis (Doutoral of Science) - Department of Biology - Southern Connecticut State University. 2008.

FEARE, C. J. Desertion and abnormal development in a colony of Sooty Terns, *Sterna Fuscata*, infested by virus infected ticks. **Ibis**. n. 18. p. 112-115. 1976.

FIELDING, A. H.; HAWORTH, P. F. Testing the generality of bird-habitat models. **Conservation Biology**. n. 9. p. 1466-1481. 1995.

FIGUEIREDO, L. F. A. A reprodução do joão-de-barro, *Furnarius rufus* (Gmelin, 1788): Uma revisão. **Boletim do Centro de Estudos Ornitológicos**. n. 11. p.1-33. 1995.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. **Global Ecology and Biogeography**. n. 16. p. 265-280. 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B.; BARRY, S.; FLOWERS, E. Lizard distribution patterns in the Tumut fragmentation “Natural Experiment” in south-eastern Australia. **Biological Conservation**. n. 123.p. 301-315. 2005.

FLEISHMAN, E.; RAY, C.; SJOGREN-GULVE.; BOGGS, C. L.; MURPHY, D. D. Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. **Conservation Biology**. n. 16. p. 706-716. 2002.

FLICK, T.; FEAGAN, S.; FAHRIG, L. Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. n. 156. p. 123-133. 2012.

FORSHAW, J. M. **Parrots of the world**. Blandford, London. 1989. 336p.

GAMMON, D. E.; MAURER, B. A. Evidence for non-uniform dispersal in the biological invasions of two naturalized North American bird species. **Global Ecology and Biogeography**. n. 11. p. 155-162. 2002.

GARDEN, J. G.; MCALPINE, C. A.;POSSINGHAM, H. P. Multi-scaled habitat considerations for conserving urban biodiversity: native

reptiles and small mammals in Brisbane, Australia. **Landscape Ecology**. n. 25. p. 1013-1028. 2010.

GÖTH, A. Incubation temperatures and sex ratios in Australian brush-turkey (*Alectura lathami*) mounds. **Austral Ecology**. n. 32. p. 378-385. 2007.

GRAF, R. F.; BOLLMANN, K.; SUTER, W.; BURGMAN, H. The importance of spatial scale in habitat models: capercaillie in the Swiss Alps. **Landscape Ecology**. n. 20. p. 703-717. 2005.

GREEN, R. **Sampling design and statistical methods for environmental biologists**. Wiley, New York, 1979. 272p.

GRINELL, J. Geography and evolution. **Ecology**. n. 5. p. 225-229. 1924.

GUEDES, N. M. R.; SEIXAS, G. H. F. Métodos para estudos de reprodução de psitacídeos, In: GALETTI, M.; PIZO, M. A. (eds.) **Ecologia e conservação de psitacídeos no Brasil**. Belo Horizonte: Melopsittacus Publicações Científicas. 2002. p. 123-140.

GWINNER, H.; BERGER, S. European starlings: nestling condition, parasites and green nest material during the breeding season. **Journal Ornithology**. n. 146. p. 365-71. 2005.

GWINNER, H.; OLTROGGE, M.; TROST, L.; NIENABER, U. Green plants in starling nests: effects on nestlings. **Animal Behaviour**. n. 59. p. 301-309. 2000.

HART, B. L. Behavioural defence. In: CLAYTON D. H.; MOORE, J. (Eds.) **Host-Parasite Evolution**. Oxford University Press, Oxford. 1997, p. 59-77.

HARTMAN, C. A.; ORING, L. W. Orientation and microclimate of horned lark nests: the importance of shade. **Condor**. n. 105. p. 158-163. 2003.

HENDRICKX, F.; MAELFAIT, J. P.; DESENDER, K.; AVIRON, S.; BAILEY, D.; DIEKOTTER, T.; LENS, L.; LIIRA, J.; SCHWEIGER, O.; SPEELMANS, M.; VANDOMME, V.; BUGTER, R. Pervasive

effects of dispersal limitation on within- and among community species richness in agricultural landscapes. **Global Ecology and Biogeography**. n. 18. p. 607-616. 2009.

HODGES, A. W.; NEWMAN, C. Economic analysis of monk parakeet (*Myiopsitta monachus*) damage to electric utility structures in south Florida. **Unpublished report submitted to Florida Power and Light Company**, Juno Beach, USA. 2002.

HOI-LEITNER, M.; ROMERO-PUJANTE, M.; HOI, H.; PAVLOVA, A. Food availability and immune capacity in serin (*Serinus serinus*) nestlings. **Behavioral Ecology Sociobiology**. n. 49. p. 333-39. 2001.

HOLLAND, J. D.; FAHRIG, L. Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. n. 78. p. 115-122. 2000

HOLLAND, J. D.; BERT, D. G.; FAHRIG, L. Determining the spatial scale of species' response to habitat. **Bioscience**. n. 54. p. 227-233. 2004.

HORNE, J. K.; SCHNEIDER, D. C. Spatial variance in ecology. **Oikos**. n. 74. p. 18-26. 1995.

HUMPHREY-SMITH, I.; MOOREHOUSE, D. E. Host acquisition by *Ornithodoros copensis* Neumann (Ixodoidea: Argasidae). **Ann Parasitol**. n. 56. p. 353-357. 1981.

HURLBERT, A. H. Species energy relationships and habitat complexity in bird communities. **Ecology Letters**. n. 7. p. 714-720. 2004.

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia Quantitative Biology**. n. 22. p. 425-427. 1957.

HYMAN, J.; PRUETT-JONES, S. Natural history of the Monk Parakeet in Hyde Park, Chicago. **Wilson Bulletin**. n. 107. p. 510-517. 1995.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Landscape context affects genetic diversity at a much larger spatial extent than population abundance. **Ecology**. n. 95. p. 871-881. 2014.

JAQUET, N. How spatial and temporal scales influence understanding of Sperm Whale distribution: a review. **Mammal Review**. n. 26. p. 51-65. 1996

JOHNSON, S. A.; LOGUE, S. **Florida's Introduced Birds: Monk Parakeet** (*Myiopsitta monachus*). University of Florida Department of Wildlife Conservation. 2009.

JUNIPER, T.; PARR, M. **Parrots: a guide to parrots of the world**. Yale University Press, New Haven, CT. 1998. 584p.

KLINK, C. A.; MOREIRA A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (eds.) **The Cerrado of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 69-88.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. México: Fondo de Cultura Económica, 1948. 479p.

KRIJGSVELD, K. L.; VISSER, G.H.; DANN, S. Foraging behavior and physiological changes in precocial quail chicks in response to low temperatures. **Physiology Behavior**. n. 79. p.311-319. 2003.

KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**. n. 15. p. 8-20. 2006.

LAMBRECHTS, M. M.; DOS SANTOS, A. Aromatic herbs in Corsican Blue Tit nests: the 'Potpourri' hypothesis. **Acta Oecologica**. n. 21. p.175-178. 2000.

LANNING, D. V. Distribution and nest sites of the monk parakeet in Bolivia. **Wilson Bulletin**. n. 103. p. 366-372. 1991.

LAURANCE, S. G. W.; GOMEZ, M. S. Clearing width and movements of understory rainforest birds. **Biotropica**. n. 37. p. 149-152. 2005.

LAWLER, J. J.; EDWARDS, T. C. JR. Landscape patterns as habitat predictors: building and testing models for cavity-nesting birds in the

Uinta Mountains of Utah, USA. **Landscape Ecology**. n. 17. p. 233-245. 2002.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. **Geografia do Brasil: Região Sul** Vegetação. Rio de Janeiro: IBGE, 1990. p. 113-150.

LEONARD, M. L.; PICMAN, J. The adaptive significance of multiple nest building by male Marsh Wrens. **Animal Behaviour**. n.35. p. 271p277. 1987.

LEVER, C. **Naturalized birds of the world**. Longman Scientific and Technical, London. 1987. 352p.

LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**. n. 73. p. 1943-1967. 1992.

LINDENMAYER, D. B. Factors at multiple scales affecting distribution patterns and their implications for animal conservation-Leadbeater's Possum as a case study. **Biodiversity and Conservation**. n. 9. p. 15-35. 2000.

LLOYD, J. D.; MARTIN, T. E. Nest-site preference and maternal effects on offspring growth. **Behavioral Ecology**. n. 15. p. 816-823. 2004.

LOLI, D. **Termorregulação colonial e energética individual em abelhas sem ferrão *Melipona quadrifasciata* Lepeletier em abelhas sem ferrão**. 229 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo. 2008.

LOYE, J. E.; ZUK, M. **Bird–parasite interactions**. Ecology, Evolution and Behaviour. Oxford University Press, Oxford. 1991. 406p.

LYRA-JORGE, M. C. RIBEIRO, M. C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal Wildlife Research**. n. 56. p. 359-368. 2009.

MACARTHUR, R. H.; DIAMOND, J. M.; KARR, J. R. Density compensation in island faunas. **Ecology**. n. 53. p. 330-342. 1972.



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

MALHEIROS, L. C. S. **Isoleuterol e Isoleuterina: Potenciais marcadores químicos da tintura de *Eleutherine plicata* Herb (Iridaceae) e atividades microbiológicas e antioxidantes**. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) – Instituto de Ciências Farmacêuticas, Universidade Federal do Pará, Pará, 2008.

MARINI, M. Â.; DUCA, C.; MANICA, L. T. Técnicas de pesquisa em biologia reprodutiva de aves. In: MATTER, S. V.; STRAUBE, F.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO JR, J. F. (Org.). **Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 259-312.

MARTENSEN, A. C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do hábitat**. 160 f. Dissertação – (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia – Universidade de São Paulo. 2008.

MARTIN, T. E. Food as a limit on breeding birds: A life-history perspective. **Annual Review of Ecology and Systematics**. n. 18. p. 453-487. 1987.

MARTIN, T. E. Avian life-history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. **Ecology**. n. 79. p. 656-670. 1998.

MARTÍN, L. F.; BUCHER, E. H. Natal dispersal and first breeding age in monk parakeets. **The Auk**. n. 110. p. 930-933. 1993.

MAZEROLLE, M. J.; VILLARD, M. A. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. **Ecoscience**. n. 6. p. 117-124. 1999.

MCKECHNIE, A. E.; WOLF, B. O. Climate change increases the likelihood of catastrophic avian mortality events during extreme heat waves. **Biology Letters**. n. 6. p. 253-256. 2010.

- MCKINNEY, M.; LOCKWOOD, M. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 14. p. 450-453. 1999.
- MCNEELY, J. A.; MOONEY, H. A.; NEVILLE, L. E.; SCHEI, P.; WAAGE, J. K. **Global Strategy on Invasive Alien Species**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge (UK in collaboration with the Global Invasive Species Programme). 2001. 50p.
- MELO, E. C.; RADÜNZ, L. L.; MELO, R. C. A. Influência do processo de secagem na qualidade de plantas medicinais – Revisão. **Engenharia na Agricultura**. n. 12. p. 307-315. 2004.
- MENNERAT, A.; PERRET, P.; CARO, S. P.; HEEB, P.; LAMBRECHTS, M. M. Aromatic plants in blue tit *Cyanistes caeruleus* nests: no negative effect on blood-sucking *Protocalliphora* blow fly larvae. **Journal Avian Biology**. n. 39. p. 127-132. 2008.
- MENNERAT, A.; PERRET, P.; BOURGAULT, P.; BLONDEL, J.; GIMENEZ, O.; THOMAS, D. W.; HEEB, P.; LAMBRECHTS, M. M. Aromatic plants in nests of blue tits: positive effects on nestlings. **Animal Behaviour**. n. 77. p. 569-574. 2009a.
- MENNERAT, A.; PERRET, P.; LAMBRECHTS, M. M. Local individual preferences for nest materials in a passerine bird. **Plos One**. n. 4. p. 5104. 2009b.
- MENNERAT, A.; MIRLEAU, P.; BLONDEL, J.; PERRET, P.; LAMBRECHTS, M.M.; HEEB, P. Aromatic plants in nests of the blue tit *Cyanistes caeruleus* protect chicks from bacteria. **Oecologia**. n. 161. p. 849-855. 2009c.
- MERINO, S.; POTTI, J. Mites and blowflies decrease growth and survival in nestling pied flycatchers. **Oikos**. n. 73. p. 95-103. 1995.
- MERINO, S.; POTTI, J. Weather dependent effects of ectoparasites on their bird host. **Ecography**. n. 19. p. 107-13. 1996
- MERINO, S. Immunocompetence and Parasitism in Nestlings from Wild Populations. **The Open Ornithology Journal**. n. 3. p. 27-32. 2010.

- MEYER, A. L.; CAMERON, G. N. Landscape characteristics, spatial extent, and breeding bird diversity in Ohio, USA. **Diversity and Distributions**. n. 9. p. 297-311. 2003.
- MONTEIRO, M. A. **Dinâmica atmosférica e a caracterização dos tipos de tempo na Bacia Hidrográfica do Rio Araranguá**. 223 f. Tese – (Doutorado em Geografia) - Departamento de Geociências - Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.
- MUÑOZ, A. R. Cotorra Argentina, *Myiopsitta monachus*. In: MARTI, R.; DEL MORAL J. C. (ed.). **Atlas de las Aves reproductoras de España**, Ministerio de Medio Ambiente-Sociedad Española de Ornitología, Madrid, Spain. 2003. p. 638-639.
- MUÑOZ, A. R.; REAL, R. Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. **Diversity and Distributions**. n. 12. p. 656-665. 2006.
- NARANJO, J. P.; GUIAMET, P. S.; SARAVIA, S. G. G. Evaluación fitoquímica de extractos naturales de *Eucalyptus citriodora* y *Pinus caribaea* con actividad biocida. **Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas**. n. 8. p. 445-448. 2009.
- NAUMBERG, E. M. B. The birds of Mato Grosso, Brazil. **Bull Am Mus Nat Hist**. n. 60. p. 18-128. 1930.
- NAVARRO, J. L.; MARTELLA, M. B.; BUCHER, E. H. Breeding season and productivity of Monk Parakeets in Cordoba, Argentina. **Wilson Bulletin**. n. 104. p. 413-424. 1992.
- NIEDERMEYER, W. J.; HICKEY, J. J. The Monk parakeet in the United States, 1970-1975. **American Birds**. n. 31. p. 273-278. 1977.
- OLDEN, J. D.; POFF, N. L.; DOUGLAS, M. R.; DOUGLAS, M. E.; FAUSCH, K. D. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 19. p. 18-24. 2004.
- OPPEL, S.; SHAEFER, H. M.; SCHIMIDT, V.; SCHRODER, B. Habitat selection by the pale-headed brush-finch (*Atlapetes pallidiceps*)

in southern Ecuador: implications for conservation. **Biological Conservation**. n. 118. p. 33-40. 2004.

PABLO-LÓPEZ, R. E. Primer registro del perico argentino (*Myiopsitta monachus*) en Oaxaca, México. **Huitzil**. n. 10. p. 48-51. 2009.

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS One**. n. 5. p. 13666. 2010.

PERRINS, C. M.; MIDDLETON, C. M. **The Encyclopedia of Birds**. New York. 1998. 447p.

PETIT, C., 2000. Diplome detudes approfondies, Université de Montpellier II.

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

PORFÍRIO, Z.; MELO FILHO, G. C.; ALVINO, V.; LIMA, M. R. F.; SANT'ANA, A. E. G. Atividade antimicrobiana de extratos hidroalcoólicos de *Lafoensia pacari* A. St.-Hil., *Lythraceae*, frente a bactérias multirresistentes de origem hospitalar. **Revista Brasileira de Farmacognosia**. n. 3. p. 785-89. 2009.

POWLESLAND, R. G. Effects of the haematophagous mite *Ornithonyssus bursa* on nestling starling in New Zealand. **New Zealand Journal of Zoology**. n. 4. p. 85-94. 1977.

PRICE, O. F.; WOINARSKI, J. C. Z.; ROBINSON, D. Very large requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. **Biological Conservation**. n. 91. p. 169-180. 1999.

PRIMACK, R. B. **Essentials of conservation biology** (2 ed). Sinauer Associates, Sunderland M.A., 1998. 260p.

PRUETT-JONES, S.; TARVIN, K. A. Monk parakeets in the United States: population growth and regional patterns of distribution. In: **Proceedings of the 18th Vertebrate Pest Conference**, Davis, CA: 1998. p. 55-58.

PRUETT-JONES, S.; NEWMAN, C. M.; LINDSAY, J. R. Population growth of monk parakeets in Florida. **Florida Field Naturalist**. n. 33. p. 1-14. 2005.

R Development Core Team 2009. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <www.R-project.org>.

RAHBEK, C.; GRAVES, G. R. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. **PNAS**. n. 98. p. 4534-4539. 2001.

REJINFO, L. M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications**. n. 11. p. 14-31. 2001.

RETTGER, L. F. The bacteriology of the hen's egg with special reference to its freedom from microbe invasion. **Bull Corm Univ Storrs Agr Expt Sta**. n. 75. p. 187. 1913.

RIBEIRO, C. M.; SOUZA, G. S.; RIBEIRO, T. A. C.; VIEIRA, A. B. R.; MENDONÇA, C. L. V.; BARBOSA, W. L. R., VIEIRA, J. M. S. Avaliação da atividade antimicrobiana de plantas utilizadas na medicina popular da Amazônia. **Infarma**. n. 21. p. 45-49. 2009.

RODRIGUEZ, M. N.; ROPER, J. J. An experimental test of the benefits of hatching asynchrony in the Rufous Hornero (*Furnarius rufus*). **Revista Brasileira de Ornitologia**. n. 19. p. 17-21. 2011.

RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; AMEZAGA, I.; ONAINDIA, M. Does forest fragmentation affect the same way all growthforms? **Journal of Environmental Management**. n. 94. p. 125-131. 2012.

ROLL, U.; DAYAN, T.; SIMBERLOFF, D. Non-indigenous terrestrial vertebrates in Israel and adjacent areas. **Biological Invasions**. n. 10. p. 659-672. 2008.

- ROMPRÉ, G.; ROBINSON, W. D.; DESROCHERS, A.; ANGEHR, G. Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rain forest. **Journal of Biogeography**. n. 34. p. 802-815. 2007.
- ROPER, J. J. Experimental analysis of nest-sites and nest predation for a neotropical bird: stuck between a rock and a hard place. **Ararajuba**. n. 8. p. 85-91. 2000.
- ROSENTHAL, G. A.; JAZEN, D. H. (eds), **Herbivores: Their Interactions with Secondary Plant Metabolites**. Academic Press. New York. 1979.
- ROSENZWEIG, M. L. A theory of habitat selection. **Ecology**. n. 62. p.327-335. 1981.
- RUBIO, T. C.; PINHO, J. B. Biologia reprodutiva de *Synallaxis albilora* (Aves: Furnariidae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. **Papéis Avulsos de Zoologia**. n. 48. p. 181-197. 2008.
- SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**. n. 287. p. 1770-1774. 2000.
- SCHWARTZ, A.; STRUBBE, D.; BUTLER, C. J. ; MATTHYSEN, E.; KARK, S. The effect of enemy-release and climate conditions on invasive birds: a regional test using the Ring-necked Parakeet (*Psittacula krameri*) as a case study. **Diversity and Distributions**. n. 15. p. 310-318. 2009.
- SECOY, D. M.; SMITH, A. E. Use of plants in control of agricultural and domestic pests. **Econ. Bot.** n. 37. p. 28-57. 1983.
- SEELEY, T. D. **Ecologia da Abelha: Um Estudo de Adaptação na Vida Social** (tradução de C. A. Osowski)-Porto Alegre: Paixão Editores LTDA. 2006. 256p.

SENAR, J. C.; DOMÈNECH, J. Valoració dels danys per Cotorra de pit gris al Baix Llobregat i a la ciutat de Barcelona. **Museu de Ciències Naturals**, 2001. p. 6.

SHANAHAN, D. F.; POSSINGHAM, H. P. Predicting avian patch occupancy in a fragmented landscape: do we know more than we think? **Journal of Applied Ecology**. n.46. p 1026-1035. 2009.

SHELDON, B. C.; VERHULST, S. Ecological immunology: costly parasite defences and trade-offs in evolutionary ecology. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 11. p. 317-321. 1996.

SHUTLER, D.; CAMPBELL, A. A. Experimental addition of greenery reduces flea loads in nests of a non-greenery using species, the tree swallow *Tachycineta bicolor*. **Journal of Avian Biology**. n. 38. p. 7-12. 2007.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 1997. 862p.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**: uma introdução. Brasília: Nova Fronteira. 2001. 914p.

SILVA, A. G.; EBERHARD, J. R.; WRIGHT, T. F.; AVERY, M. L.; RUSSELLO, M. A. Genetic evidence for high propagule pressure and long-distance dispersal in monk parakeet (*Myiopsitta monachus*) invasive populations. **Molecular Ecology**. n. 19. p. 3336-3350. 2010.

SILVEIRA, F. Z.; PICH, C. T.; ANGIOLETTO, E.; BERNARDIN, A. M. Ecotoxicological analysis of glasses obtained from industrial residues using *E. coli* and *S. aureus* as bioindicators Mater. **Science Engineering**. n. 31. p. 276-280. 2011.

SMITH, A. C.; FAHRIG, L.; FRANCIS, C. M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**. n. 34. p. 103-113. 2011.

SMITH, G. C.; EADS, R. B. Field observations on the cliff swallow, *Petrochelidon pyrrhonota* (Vieillot), and the swallow bug, *Oeciacus vicarius* Horvath. **J. Wash. Acad. Sci.** n. 68. p. 23-26. 1978.

- SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**. n. 10. p. 1115-1123. 2007.
- SOLER, J.J.; AVILÉS, J. M.; SOLER, M.; MØLLER, A. P. Evolution of host egg mimicry in a brood parasite, the great spotted cuckoo. **Biological Journal of the Linnean Society**. n. 79. p. 551-563. 2003.
- SOUTH, J. M.; PRUETT-JONES, S. Patterns of flock size, diet, and vigilance of naturalized Monk Parakeets in Hyde Park, Chicago. **The Condor**. n. 102. p.848-854. 2000.
- SOUZA, F. L.; SANTOS, C. A. Climate and nest opening orientation in *Furnarius rufus* (Furnariidae). **Iheringia**. n. 97. p. 293-295. 2007.
- SPREYER, M.; BUCHER, E. H. Monk parakeet (*Myiopsitta monachus*). In: POOLE, A.; GILL, F. (eds) **The Birds of North America**. Birds of North America, Inc. Philadelphia, PA. 1998. p. 1-23.
- STOCKWELL, C. A.; HENDRY, A. P.; KINNISON, M. T. Contemporary evolution meets conservation biology. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 18. p. 94-101. 2003.
- STRUBBE, D.; MATTHYSEN, E. Establishment success of invasive ringnecked and monk parakeets in Europe. **Journal of Biogeography**. n. 36. p. 2264-2278. 2009.
- TEIXEIRA, M. B.; NETO, A. B. C.; PASTORE, U.; RANGEL FILHO, A. L. R. Vegetação. In: **Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: IBGE (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33). 1986. p. 541-632.
- TSCHIRREN, B.; RICHNER, H. Parasites shape the optimal investment in immunity. **Proceedings of the Royal Society**. n.273. p. 1773-7. 2006.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'Neill, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer-Verlag. 2001. 401p.



VAN BAEL, S.; PRUETF-JONES, S. Exponential population growth of monk parakeet in the United States. **Wilson Bulletin**. n. 108. p.584-588. 1996.

VAN DOOM, A. **Factors influencing success and population trends of introduced parrots in Florida**. M.S. thesis, University of Florida, Gainesville, FL. 1997. 76 p.

VAN RENSBURG, B. J.; CHOWN, S. L.; GASTON, K. J. Species richness, environmental correlates, and spatial scale: a test using South African birds. **The American Naturalist**. n. 159. p.566-577. 2002.

VEIGA, J. P.; POLO, V.; VINUELA, J. Nest green plants as a male status signal and courtship display in the spotless starling. **Ethology**. n. 112. p. 196-204. 2006.

VERNER, J. Breeding biology of the Long-billed Marsh Wren. **The Condor**. n. 67. p. 6-30. 1965.

VILLARD, M. A.; TRZEINSKI, K. T.; MERRIAN, G. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. **Conservation Biology**. n. 13. p. 774-783. 1999.

VITOUSEK, P. M.; D'ANTONIO, C. M.; LOOPE, L. L.; REJMÁNEK, M. Westbrooks, R. Introduced species: a significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology**. n. 29. p. 1-16. 1997.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**. n. 277. p. 494-499. 1996.

VOLPE, N. L.; ARAMBURÚ, R. M. Preferencias de nidificación de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) em un área urbana de Argentina. **Ornitología Neotropical**. n. 22. p. 111-119. 2011.

WEBB, D. R. Thermal tolerance of avian embryos: a review. **Condor**. n. 89. p. 874-898. 1987.

WELTY, J. C.; BAPTISTAL, L. **The life of birds**. Orlando: Saunders, 1962. 46p.

WHEATLEY, M.; JOHNSON, C. Factors limiting our understanding of ecological scale. **Ecological Complexity**. n. 6. p. 150-159. 2009.

WIEBE, K. L. Microclimate of tree cavity nests: is it important for reproductive success in Northern flickers? **The Auk**. n. 118. p.412-421. 2001.

WIENS, J. A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**. n. 3. p. 385-397. 1989.

WILCOVE, D. S.; ROTHSTEIN, D.; DUBOW, J.; PHILLIPS, A.; LOSOS, E. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **BioScience**. n. 48. p. 607-615. 1998.

WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. Chapman and Hall, New York, 1996. 244p.

WIMBERGER, P. H. The use of green plant material in bird nests to avoid ectoparasites. **The Auk**. n. 10. p. 615-618. 1984.

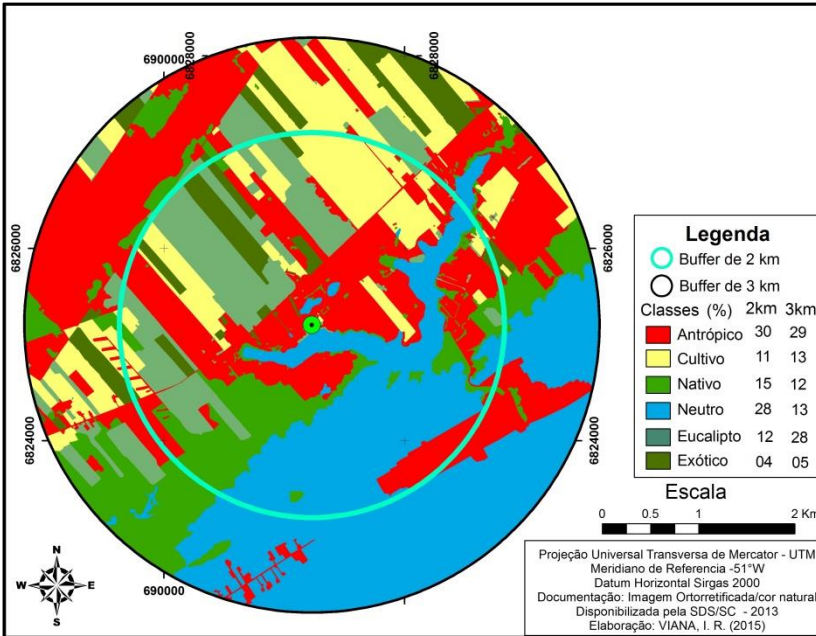
WOLF, B.; WALSBERG, G. Respiratory and cutaneous evaporative water loss at high environmental temperatures in a small bird. **The Journal of Experimental Biology**. n. 199. p. 451-457. 1996.

YODER, C. A.; ANDELT, W. F.; MILLER, L. A.; JOHNSTON, J. J.; GOODALL, M. J. Effectiveness of twenty, twenty-five diazacholesterol, avian gonadotropin-releasing hormone, and chicken riboflavin carrier protein for inhibiting reproduction in *Coturnix quail*. **Poultry Science**. n. 83. p. 234-244. 2004.

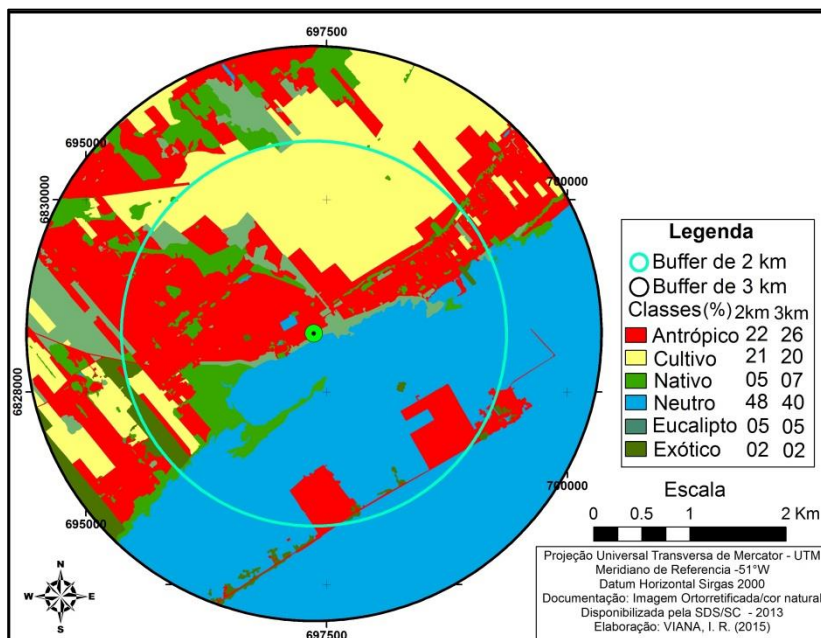
YODER, C. A.; AVERY, M. L.; KEACHER, K. L.; TILLMAN, E. A. Use of DiazaCone as a reproductive inhibitor for monk parakeets (*Myiopsitta monachus*). **Wildlife Research**. n. 34. p. 8-13. 2007.

## APÊNDICES

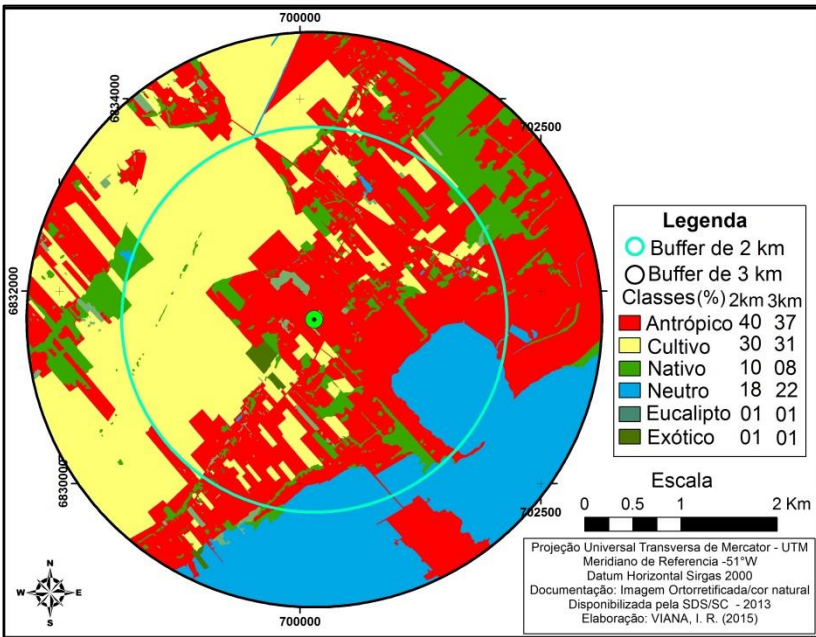
APÊNDICE A – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Na nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



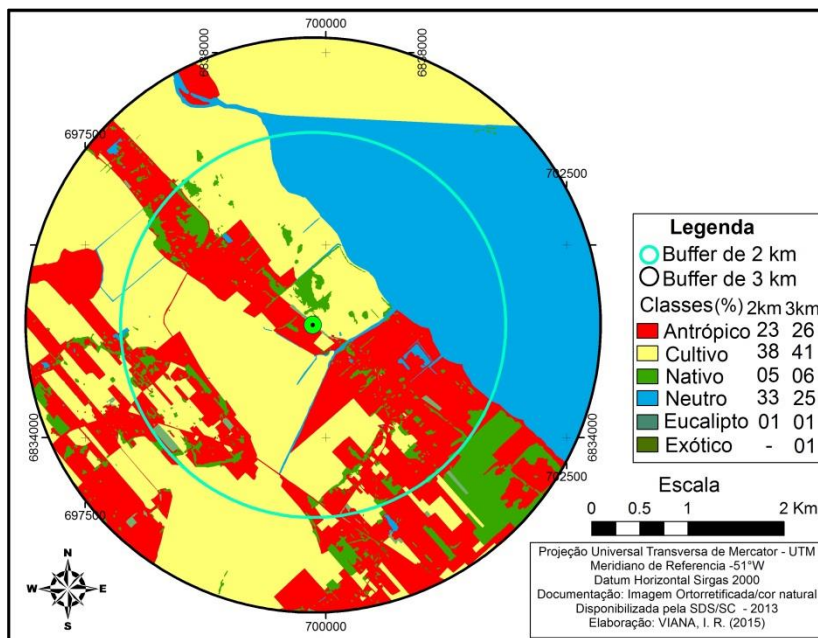
APÊNDICE B – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Nb** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



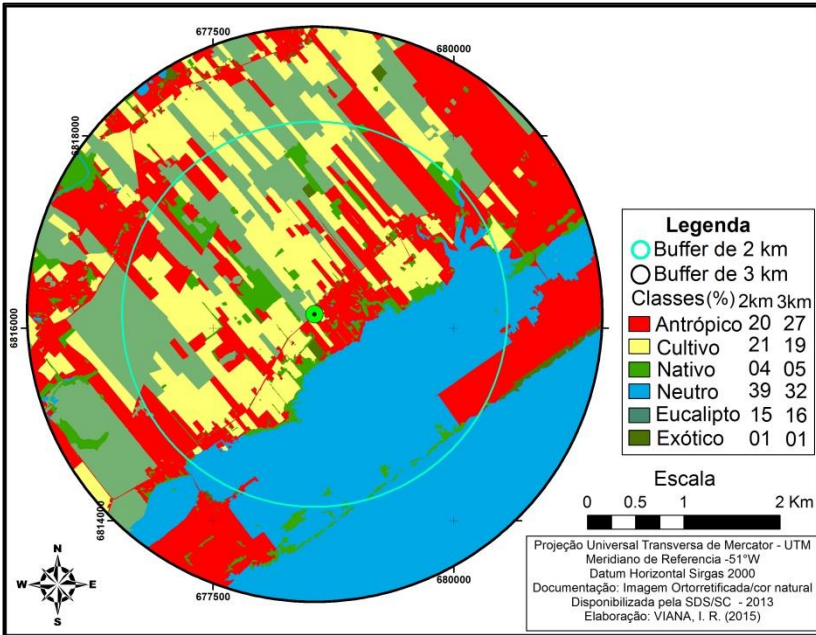
APÊNDICE C – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Nc nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



APÊNDICE D – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Nd** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

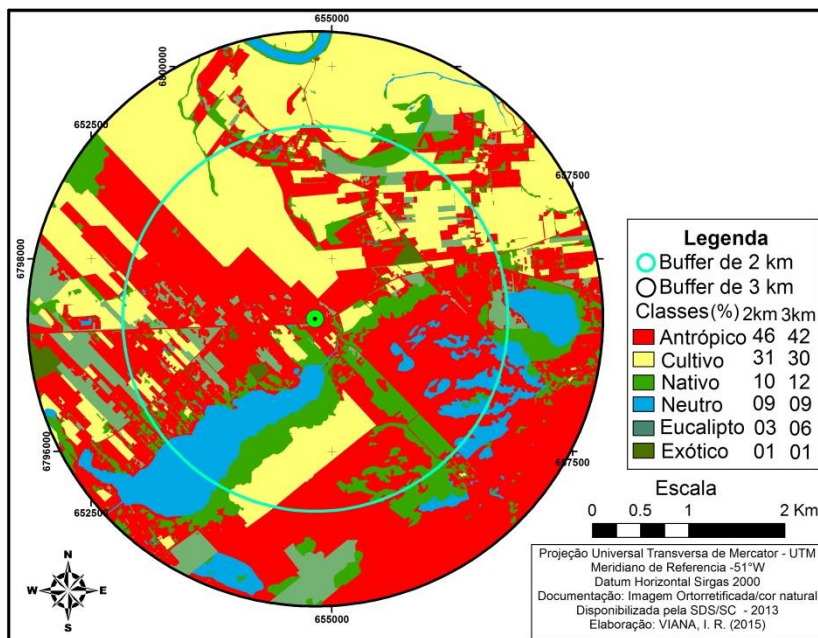


APÊNDICE E – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Ne nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

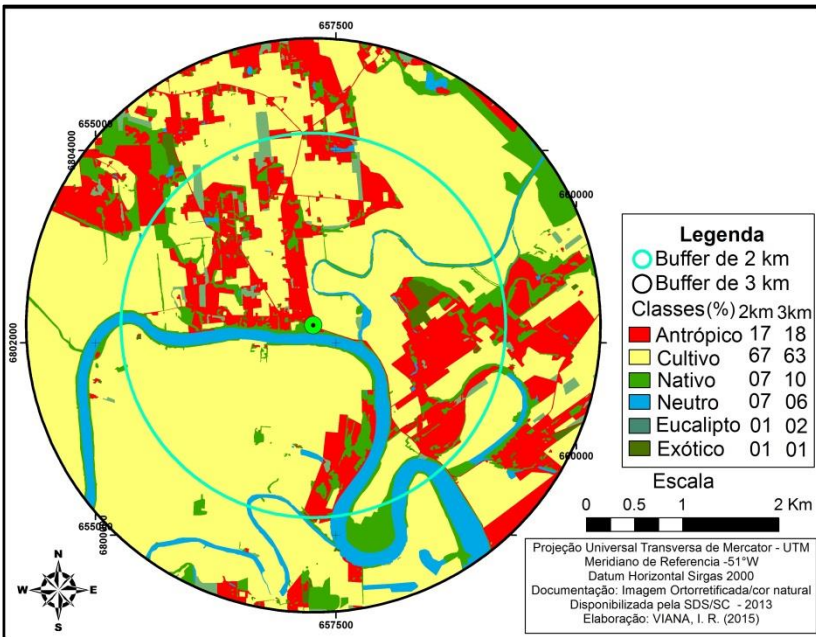




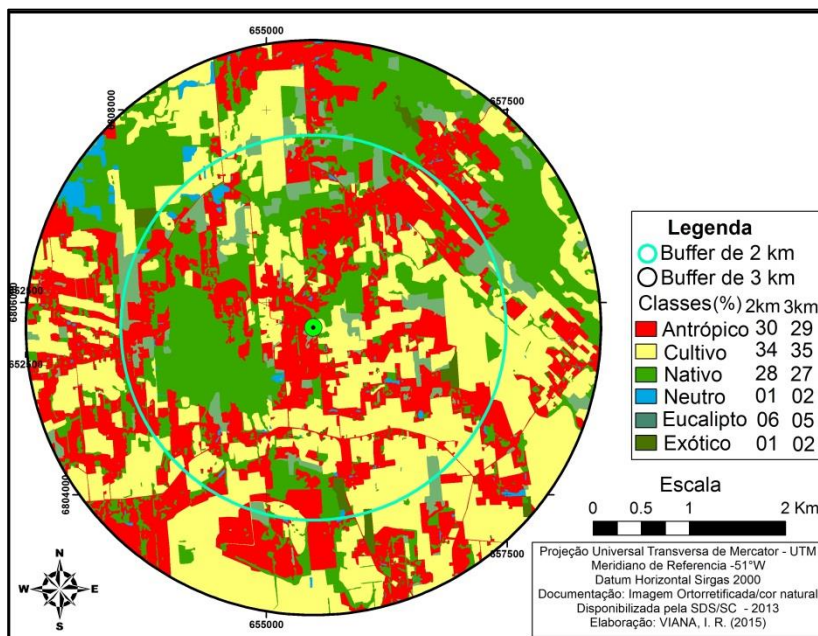
APÊNDICE F – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Nf** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



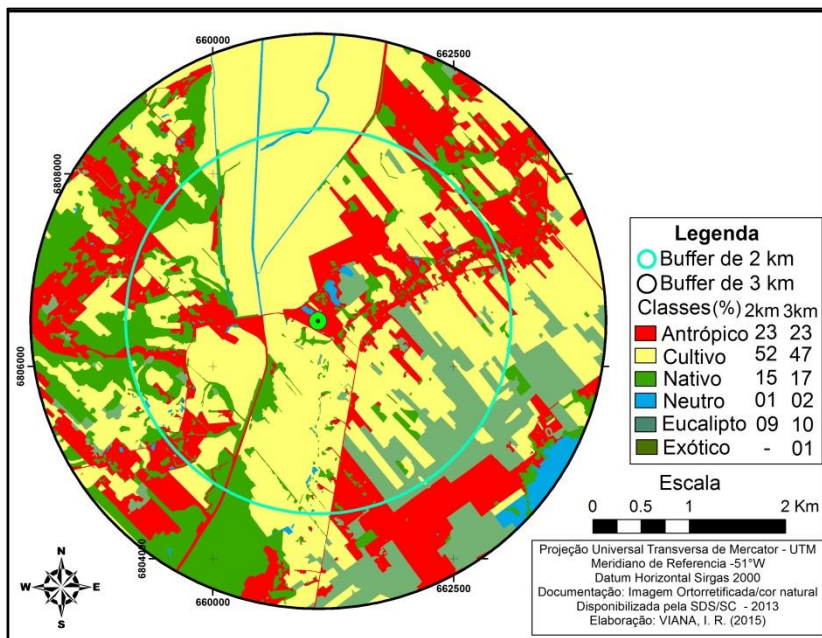
APÊNDICE G – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Ng nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



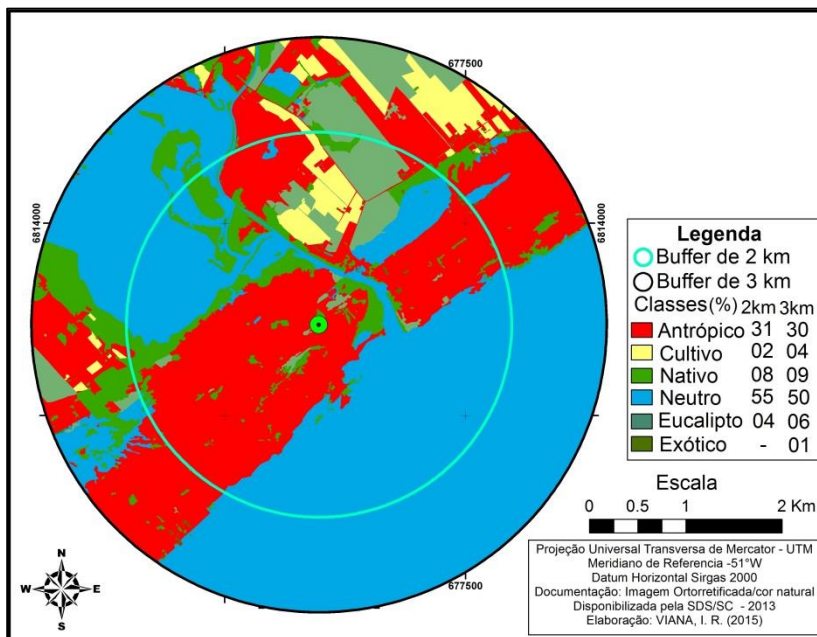
APÊNDICE H – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Nh** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



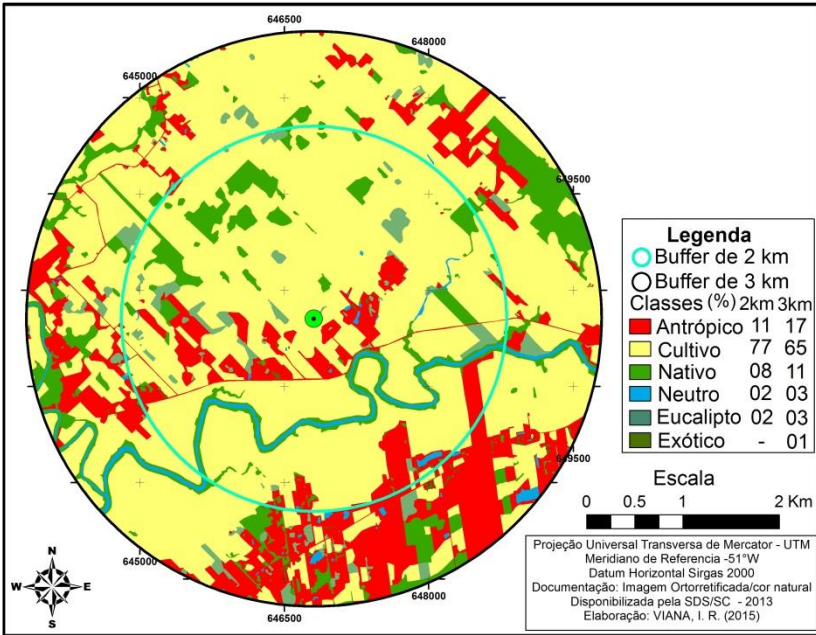
APÊNDICE I – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Ni nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



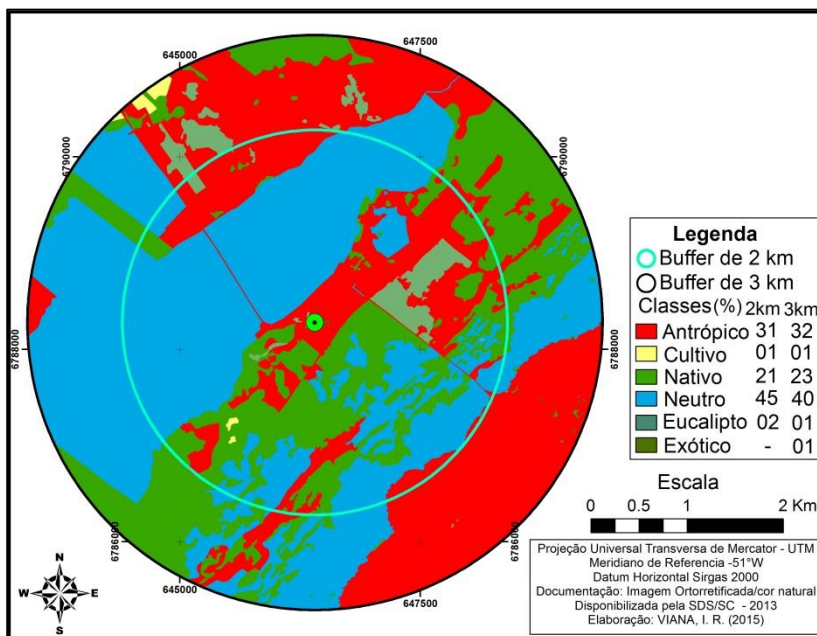
APÊNDICE J – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Nj nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



APÊNDICE K – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Nk nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

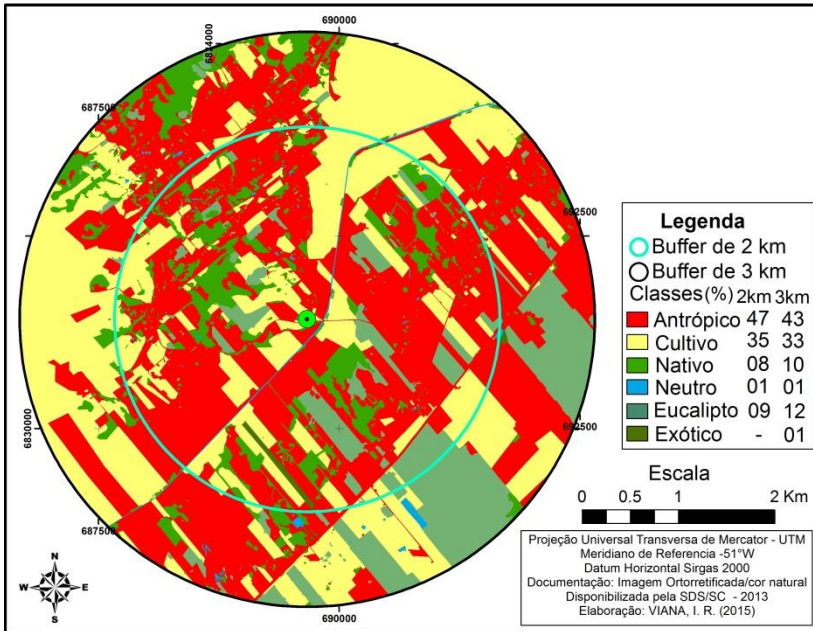


APÊNDICE L – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia NI nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



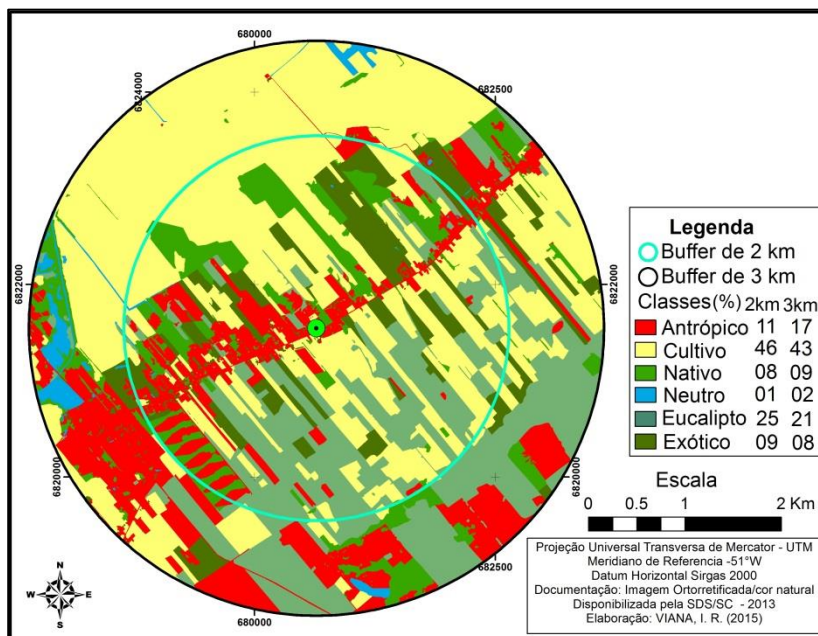


APÊNDICE M – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Pca** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

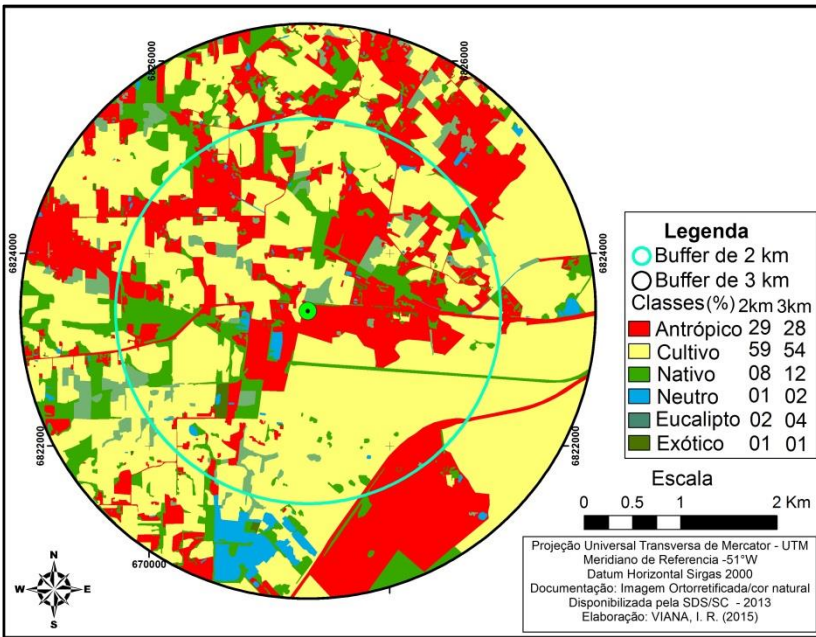




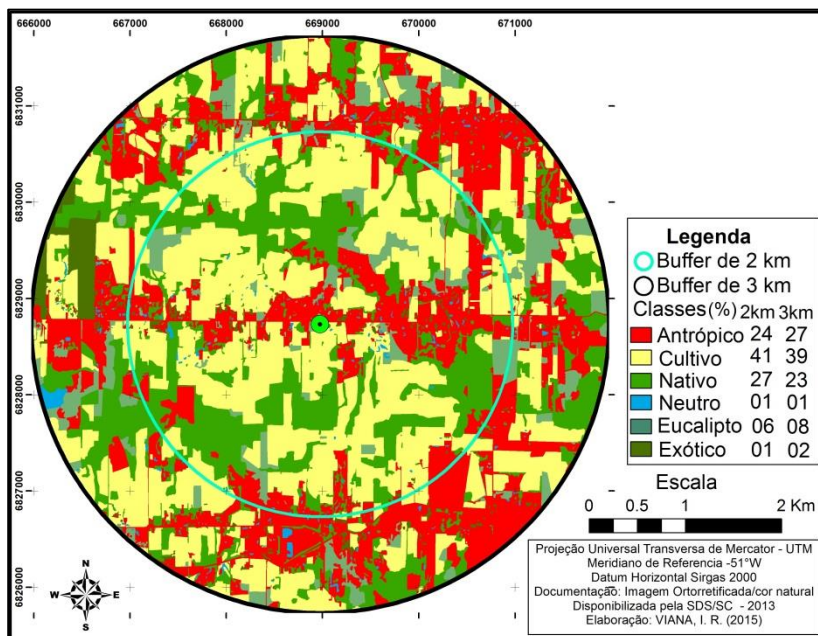
APÊNDICE N – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Pcb** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



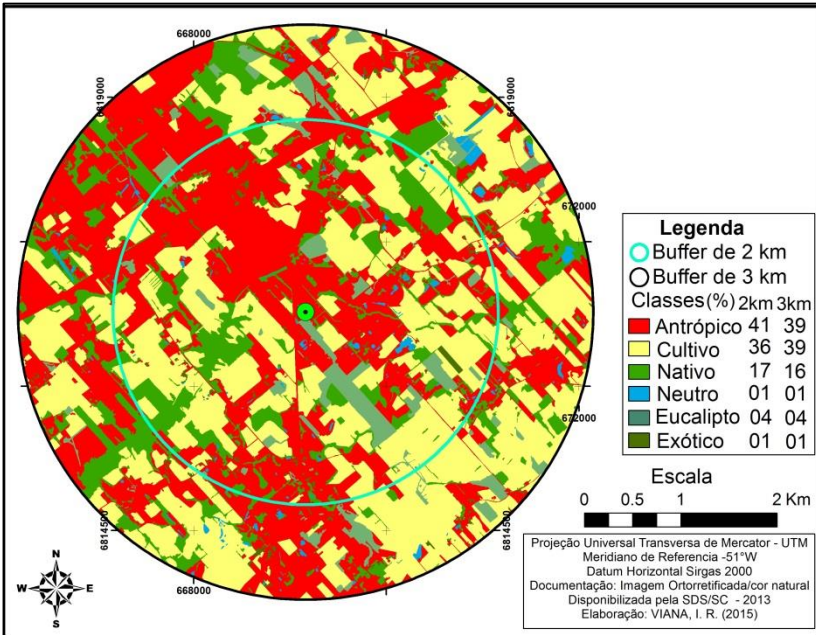
APÊNDICE O – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Pcc nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



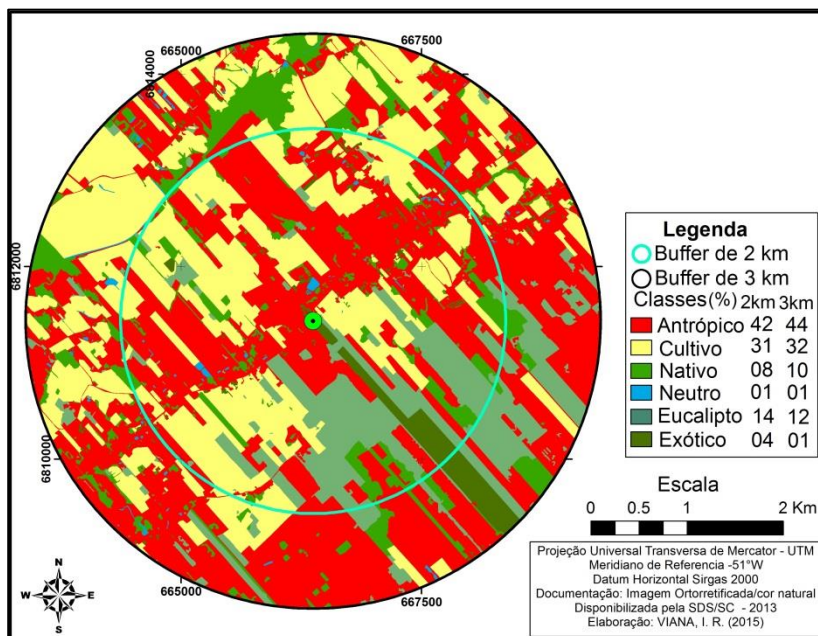
APÊNDICE P – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Pcd** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



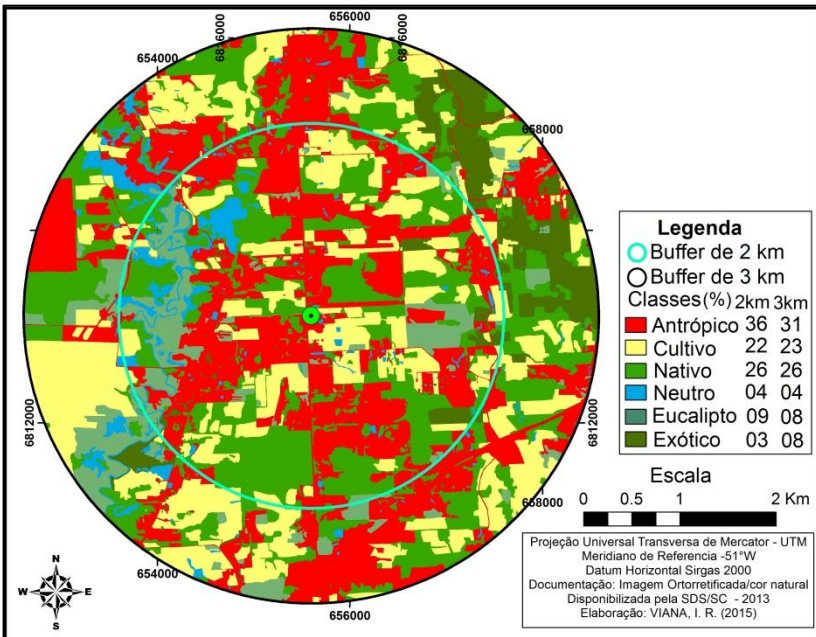
APÊNDICE Q – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Pce nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



APÊNDICE R – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Pcf nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

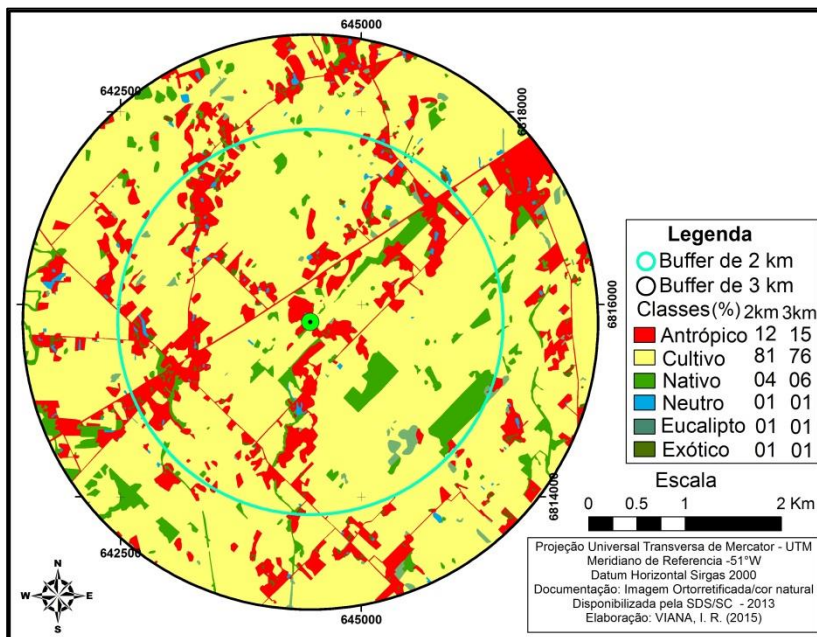


APÊNDICE S – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Pcg nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

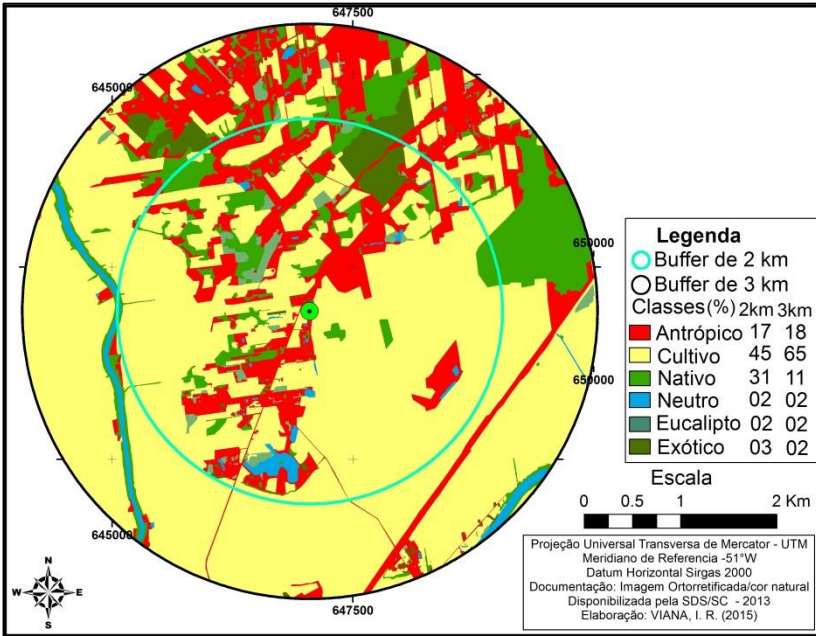




APÊNDICE T – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Pch** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

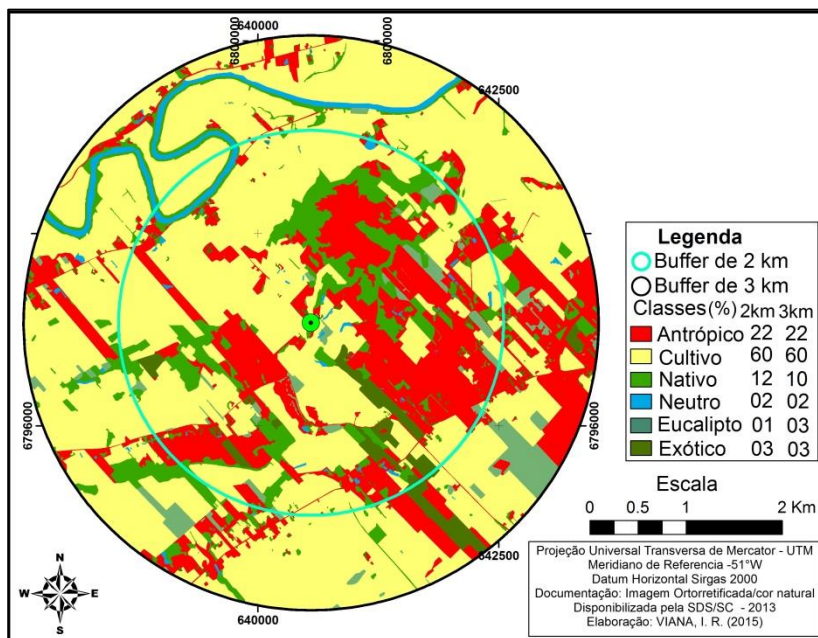


APÊNDICE U – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Pci nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

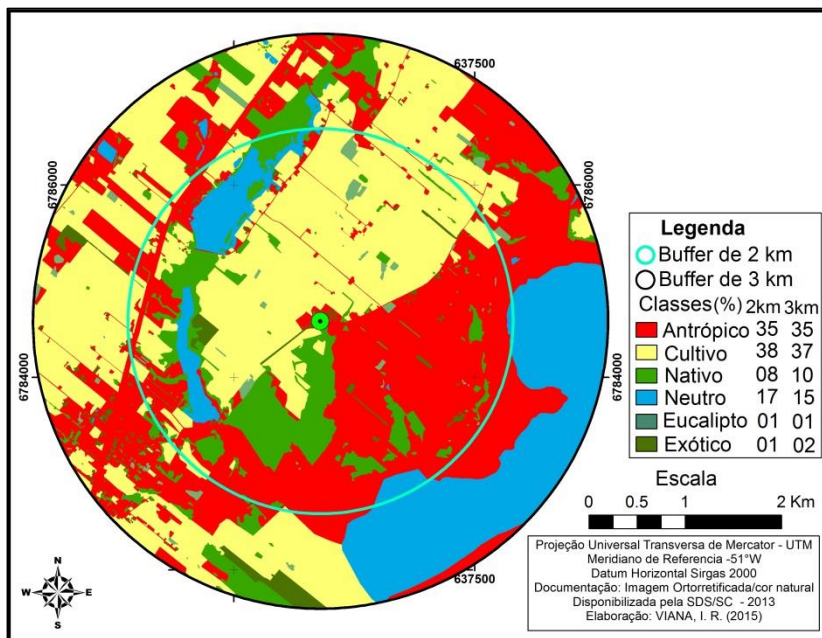




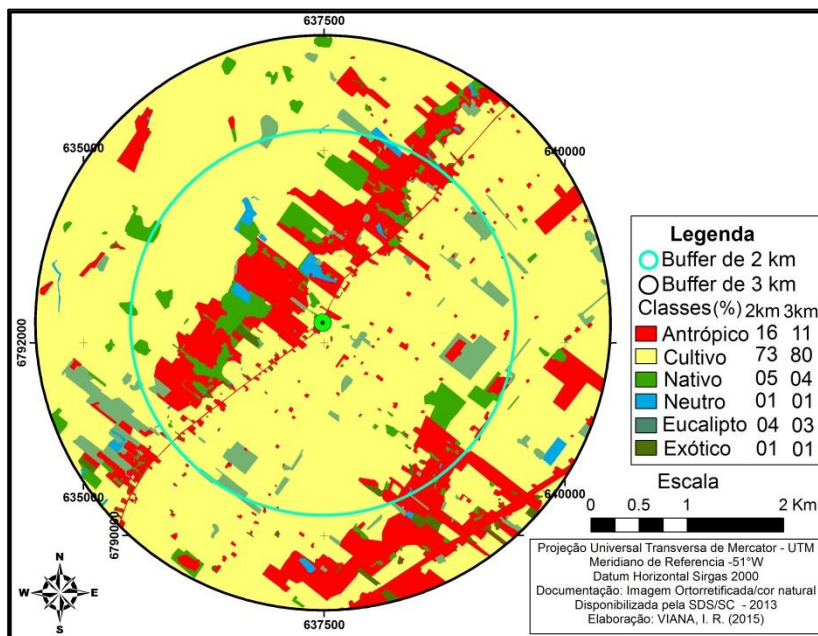
APÊNDICE V – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Pcj** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).



APÊNDICE X – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia Pck nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

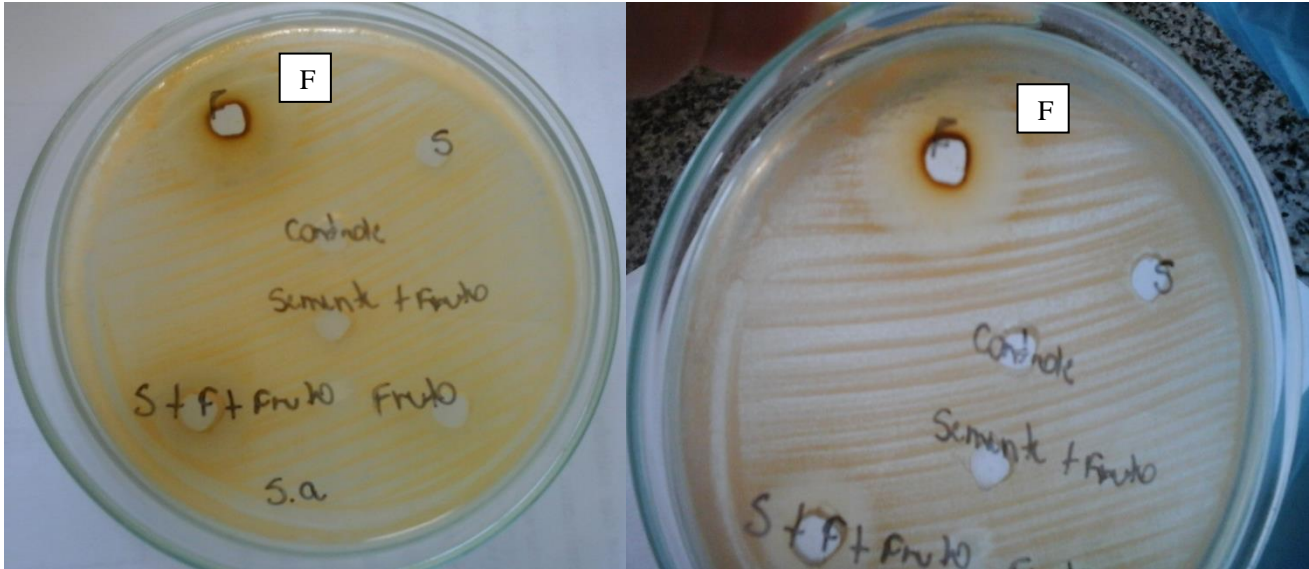


APÊNDICE Y – Mapa de uso e cobertura da terra no entorno da colônia **Pcl** nas duas escalas de abordagem (*buffers* de 2 e 3 km).

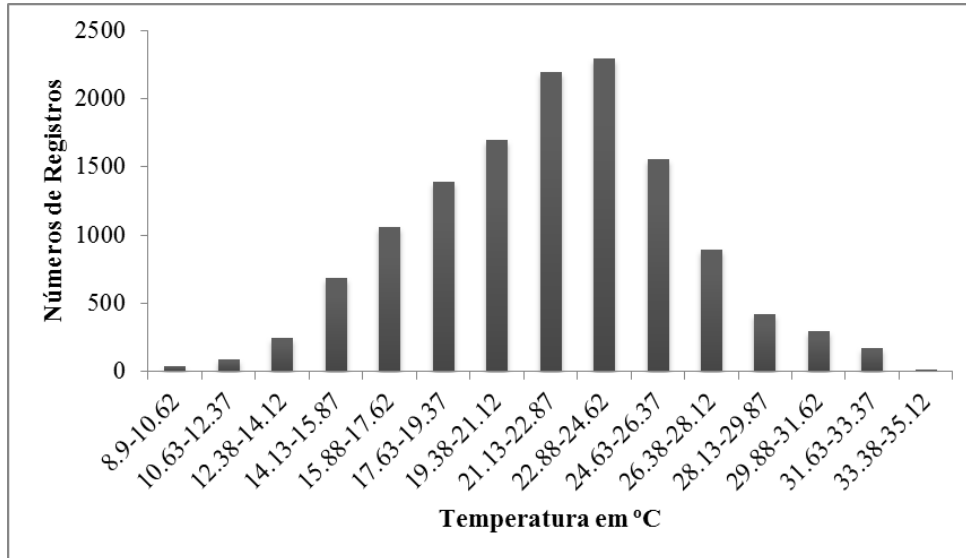


**ANEXOS**

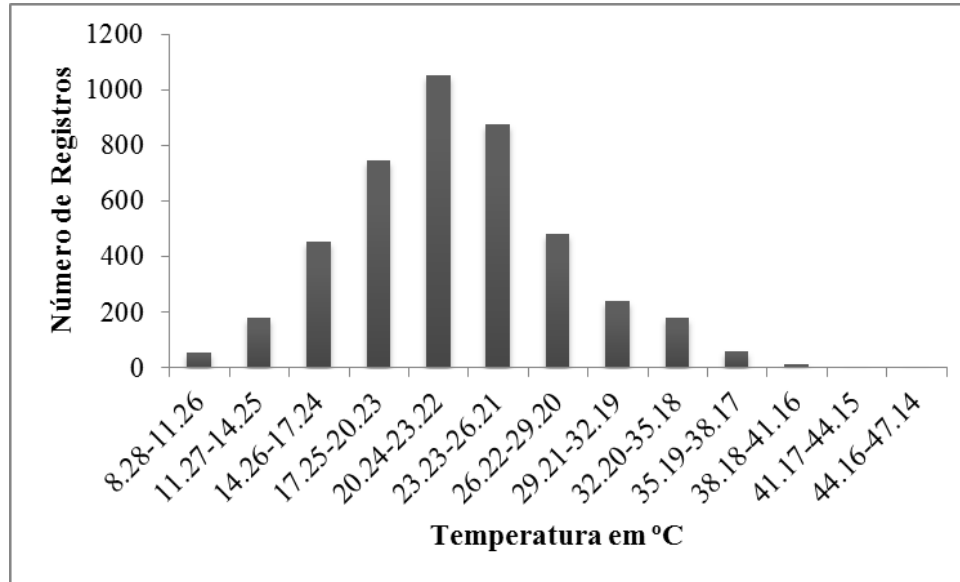
ANEXO A – Demonstração da interação dos extratos de Folhas de *Eucalyptus saligna* (F); Fruto (Fruto) e Semente (S) de *Solanum sisymbriifolium*, suas interações (F+S+Fruto) e o controle frente à de *S. aureus*.



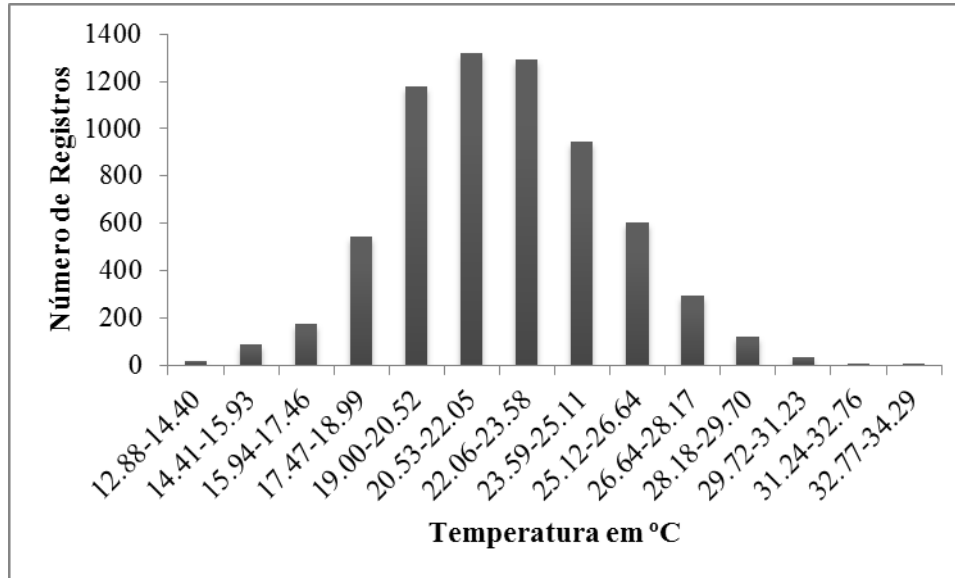
ANEXO B – Frequência das temperaturas internas registradas durante o período inter-reprodutivo (janeiro a setembro). O índice das classes (IC) foi feito através da divisão da amplitude (A) pelo número de classes (NC) ( $IC=A/NC$ ), sendo o  $NC=1+3,3*\text{Log}(n)$ , onde o  $n$  representa o número de registros.



ANEXO C – Frequência das temperaturas externas registradas durante o período inter-reprodutivo (janeiro a setembro). O índice das classes (IC) foi feito através da divisão da amplitude (A) pelo número de classes (NC) ( $IC=A/NC$ ), sendo o  $NC=1+3,3*\text{Log}(n)$ , onde o  $n$  representa o número de registros.

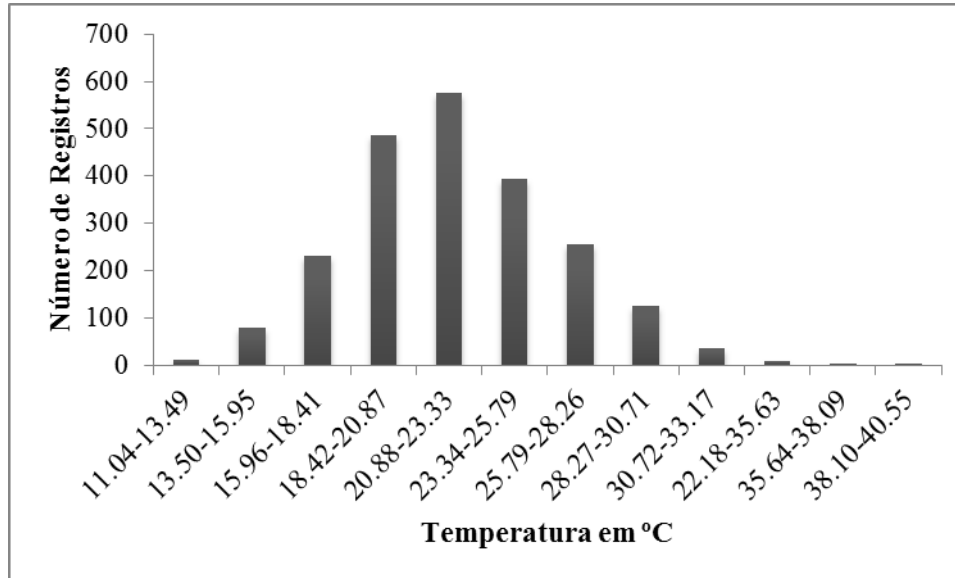


ANEXO D – Frequência das temperaturas internas registradas durante o período reprodutivo (outubro a dezembro). O índice das classes (IC) foi feito através da divisão da amplitude (A) pelo número de classes (NC) ( $IC=A/NC$ ), sendo o  $NC=1+3,3*\text{Log}(n)$ , onde o  $n$  representa o número de registros.





ANEXO E – Frequência das temperaturas externas registradas durante o período reprodutivo (outubro a dezembro). O índice das classes (IC) foi feito através da divisão da amplitude (A) pelo número de classes (NC) ( $IC=A/NC$ ), sendo o  $NC=1+3,3*\text{Log}(n)$ , onde o n representa o número de registros.



## ANEXO F – Relação das temperaturas mínimas registradas no dia 24 de maio de 2014

Horário	Ninho 1	Ninho 2	Ninho 3	Exterior
0:00	11.81	12.11	12.40	11.52
1:00	11.04	11.62	11.72	10.84
2:00	10.45	10.74	10.74	10.25
3:00	10.16	10.55	10.65	9.96
4:00	9.57	10.25	10.45	9.17
5:00	9.57	10.16	10.45	9.47
6:00	9.17	9.86	9.86	8.97
7:00	8.87	9.47	9.57	8.68
8:00	9.27	10.94	11.23	11.52
9:00	10.94	12.30	12.49	13.26
10:00	12.30	13.55	13.55	15.85
11:00	13.75	14.80	14.80	19.37
12:00	14.80	15.56	16.04	18.80
13:00	15.56	15.66	15.56	19.94
14:00	15.47	15.47	15.66	21.85
15:00	15.47	15.47	15.56	19.75
16:00	15.37	15.28	15.47	19.18
17:00	14.80	15.09	14.99	15.28
18:00	14.03	14.61	14.61	13.46
19:00	14.03	13.84	13.75	12.49
20:00	13.84	13.07	12.69	11.52
21:00	13.17	12.49	12.30	10.25
22:00	12.78	12.20	12.11	11.04
23:00	12.49	12.11	11.81	10.84

## ANEXO G – Relação das temperaturas máximas registradas no dia 29 de janeiro de 2014

Horário	Ninho 1	Ninho 2	Ninho 3	Exterior
0:00	25.31	25.90	25.31	25.80
1:00	24.93	25.61	24.93	25.51
2:00	24.93	26.19	25.31	24.83
3:00	25.70	26.09	25.02	24.25
4:00	24.93	25.51	24.64	24.35
5:00	24.64	25.12	24.15	23.58
6:00	24.25	24.25	23.58	23.86
7:00	24.83	24.93	24.44	26.78
8:00	25.90	26.29	26.3	28.25
9:00	27.37	27.76	28.45	31.16
10:00	29.55	28.95	30.86	33.95
11:00	31.47	30.65	32.91	35.11
12:00	31.16	32.70	34.26	34.37
13:00	31.26	31.57	32.91	34.58
14:00	31.47	32.39	33.74	34.58
15:00	31.67	33.11	33.95	34.79
16:00	31.47	32.18	32.80	35.22
17:00	32.18	31.06	31.47	38.04
18:00	32.70	29.75	29.85	46.97
19:00	27.66	28.55	27.96	29.55
20:00	27.07	27.46	26.68	27.96
21:00	26.68	27.46	26.87	27.56
22:00	26.48	27.46	27.46	27.17
23:00	26.29	27.07	26.78	26.00







