

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:  
DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE  
MESTRADO

GUSTAVO FRANCISCO AVER

DIVERSIDADE, SAZONALIDADE E USO DE HÁBITAT DA COMUNIDADE DE AVES  
DE RAPINA DIURNAS NA REGIÃO DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RS.

SÃO LEOPOLDO  
2014

Gustavo Francisco Aver

DIVERSIDADE, SAZONALIDADE E USO DE HÁBITAT DA COMUNIDADE DE AVES  
DE RAPINA DIURNAS NA REGIÃO DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RS.

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, pelo Programa de Pós-graduação em Biologia (Diversidade e Manejo da Vida Silvestre) da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Maria Virginia Petry

SÃO LEOPOLDO  
2014

Ficha catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

A952d Aver, Gustavo Francisco

Diversidade, sazonalidade e uso de hábitat da comunidade de aves de rapina diurnas da região do Planalto das Araucárias, RS / Gustavo Francisco Aver. - 2014.

72 p.: il ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia (Diversidade e Manejo da Vida Silvestre), 2014.

“Orientação: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Virginia Petry.”

1. Aves de rapina diurnas - RS. 2. Mata Atlântica - Bioma. 3. Aves – Meio ambiente. 4. Diversidade – Vida silvestre. I. Título.

Índice para o catálogo sistemático:

1. Aves de rapina diurnas - RS	598.2(816.5)
2. Mata Atlântica - Bioma	504.06(253)
3. Aves – Meio ambiente	598.2:504.75
4. Diversidade – Vida silvestre	574.1

Catalogação na fonte elaborada pela bibliotecária  
Michele Marques Baptista – CRB 10/1633

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecer é sempre uma tarefa ingrata, porque por mais que nos esforcemos alguém sempre vai ser esquecido, seja por desatenção ou puro esquecimento. Mas por outro lado não construímos nada sozinhos e o agradecimento mostra o quanto somos gratos por aqueles que fizeram parte da nossa jornada, mesmo que por alguns momentos.

Agradeço primeiramente a minha orientadora Dr<sup>a</sup> Maria Virgínia Petry pela dedicação, tempo despendido e principalmente pelos momentos em que a orientação e ajuda se mostraram essenciais para que essa dissertação fosse concluída.

A Bióloga Msc. Renata Dal Corno que além de ser minha companheira na vida, foi minha companheira durante todo o mestrado, os agradecimentos a ela são especiais de muitas formas, pois só eu sei como a presença dela me motivou e me ajudou a concluir esse trabalho, com certeza ela foi e sempre será fundamental.

Ao Dr. Luiz Tapia, muito obrigado pelos esforços nesse trabalho, tenho certeza que tuas considerações foram fundamentais e somente vieram a acrescentar a este estudo, muito do que está escrito nas próximas páginas eu devo ao senhor.

A minha família, é injusto nomear ou classificar a ajuda que ganhei da minha família porque desde o momento que cheguei nesse mundo eles estão do meu lado, sou o que sou por causa deles todos.

Aos meus amigos e colegas por todos os conselhos, críticas, sugestões, ajudas e companheirismo em todas as horas, vocês fazem parte de tudo que está escrito nessas páginas.

De maneira geral, agradeço a vida que me proporcionou que eu chegasse até esse momento e que colocou na minha frente tantas pessoas, animais e lugares especiais que souberam me cativar, espero retribuir tudo o que um dia tive e tenho.

## RESUMO

Os rapinantes, assim como os demais predadores, possuem grande importância na regulação das populações de presas e por isso influenciam na manutenção dos ecossistemas onde estão incluídos. Assim, a presença destes indivíduos produz efeitos ao longo das cadeias tróficas influenciando até mesmo a comunidade vegetal envolvida. Em função disso, conhecer as comunidades de rapinantes, e também avaliar como estes táxons interagem com as alterações dos ambientes onde vivem permitem explicar a capacidade de adaptação destas espécies. Em especial, a análise das escolhas de diferentes locais por estas aves, elucidam quais características dos ambientes são determinantes para a permanência destes indivíduos no habitat referido. Neste sentido, este trabalho avaliou a comunidade de aves de rapinas diurnas em um ambiente fragmentado no sul do Planalto das Araucárias, analisando características da estrutura da comunidade e sazonalidade, bem como uso e tendência de seleção de habitats em relação a um ambiente heterogêneo e com a presença de ação antrópica. Na área de estudo foram classificados quatro ambientes distintos (campo nativo, agrícola, mata nativa e talhão de *Pinus* sp.) e foram avaliados 3 fragmentos de cada um destes habitats. Para o levantamento dos rapinantes diurnos realizou-se três pontos amostrais, em cada um dos 12 fragmentos. Como metodologia complementar, realizaram-se 8 transectos de carro, ao longo da área de estudo, abrangendo áreas dos quatro habitats descritos. Registraram-se 16 espécies de rapinantes, que apresentaram diferença significativa em sua abundância ao longo das estações, o que pode ser em função das diferenças climáticas que alteram os recursos disponíveis no ambiente. As aves de rapinas diurnas utilizaram diferentes ambientes para a realização de seus comportamentos e por isso não foi encontrada similaridade na composição das espécies em relação aos pontos amostrais. Em relação ao uso de ambientes, as espécies utilizaram as áreas abertas em maior quantidade, apresentando grande utilização dos ambientes agrícolas, o que confirma a adaptação destes indivíduos à estas áreas. As espécies generalistas utilizaram, em geral, os ambientes na proporção disponível no local, inclusive apresentando em alguns casos, tendência de seleção positiva aos ambientes alterados, enfatizando sua adaptação às alterações ambientais. Por outro lado, algumas espécies especialistas apresentaram uso de áreas mais conservadas, podendo por isso serem utilizadas como espécies indicadoras de qualidade ambiental.

**Palavras Chave:** Floresta Ombrófila Mista; Accipitriformes; Falconiformes; Catharthiformes.

## **ABSTRACT**

The raptors, like other predators, have great importance in the regulation of prey populations and therefore influence the maintenance of ecosystems which are included. So, the presence of these individuals produces effects along the trophic chains influencing even the plant community involved. Because of that, knowing the communities of raptors, and also to evaluate how these taxa interact with changes to the environments in which they live, can explain the adaptability of these species. In particular, analysis of the choice of different places for these birds, elucidate which features of the environment are essential to the permanence of these individuals that the habitat. Thus, this study evaluated the community of diurnal birds of prey in a fragmented environment in the south of the Araucaria Plateau, analyzing characteristics of community structure and seasonality, as well as use and habitat selection tendency in relation to a heterogeneous environment with the presence of human action. In the study area were classified four distinct environments (native grassland, agricultural, native forest and planting of *Pinus* sp.) And were evaluated 3 fragments of each of these habitats. To survey the diurnal raptors three sampling points was performed on each of the 12 fragments. As a complementary methodology, there were 8 car transects along the study area, covering the four areas described habitats. We recorded 16 species of raptors, which showed significant differences in abundance throughout the seasons, which may be due to climatic differences that alter the resources available in the environment. The diurnal birds of prey used different environments to perform their behaviors and therefore no similarity was found in species composition in relation to the sampling points. Regarding the use of environments, the species used the open areas in greater quantities, with great use of agricultural environments, which confirms the adaptation of these individuals to these areas. The generalist species used, in general, environments in the proportion available in the area even featuring, in some cases, significant and positive selection to altered environments, emphasizing adaptation to environmental changes. On the other hand, some specialists species showed use of the most conserved areas and can therefore be used as indicator species of environmental quality.

**Key-words:** Atlantic Forest biome; highlands of South Brazil; Accipitriformes; Falconiformes; Catharthiformes.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 2.1. Quadro ilustrativo com a caracterização dos diferentes habitats avaliados durante o estudo. a) Campo nativo; b) Agricultura; c) Mata nativa e; d) Talhão de *Pinus* sp..... 21
- Figura 2.2. Mapa da área de estudo com a classificação do uso do solo bem como a localização dos pontos de amostragem. Total da área de estudo 2.740,95 ha, agricultura 756,52 ha (27,6%), mata nativa 457,75 ha (16,7%), talhão de *Pinus* s 260,93 ha (9,51%) e campo nativo 1265,75 ha (46,18%)..... 23
- Figura 2.3- Abundância relativa sazonal das espécies de aves de rapina inventariadas entre os meses de agosto de 2012 e julho de 2013..... 26
- Figura 2.4 - Dendrograma representando a similaridade de Jaccard obtida entre todos os pontos amostrais. Entre parênteses encontram-se os pontos amostrais de 1 a 12, sendo que PI – Talhão de *Pinus* sp.; CN – Campo nativo; AG – Agrícola; e MN – Mata nativa. .... 27
- Figura 3.1- Ilustração com detalhe da localização da área de estudo (em vermelho) em relação a eco região do planalto das araucárias no nordeste do estado do Rio Grande do Sul..... 41
- Figura 3.2 - Representação das quatro formações distintas avaliadas na área de estudo. a)Campo Nativo; b)Agrícola; c)Mata Nativa; d)Talhão de Pinus ..... 42
- Figura 3.3 - Mapa da área de estudo do planalto das araucárias no nordeste do estado do Rio Grande do Sul (Brasil) com a classificação do uso do solo bem como a localização dos pontos de amostragem. Total da área de estudo 2,740,95 ha, ambiente agrícola 756,52 ha (27,6%), mata nativa 457,75 ha (16,7%), florestamento de pinus 260,93 ha (9,51%) e campo nativo 1265,75 ha (46,18%). ..... 44
- Figura 3.4 – Curva de rarefação (acumulação de espécies) durante as doze campanhas amostrais mostrando a tendência de estabilização das espécies encontradas a partir da 10ª campanha de campo (linha preta sólida) e o desvio padrão da taxa de espécies encontradas (linha vermelha pontilhada)..... 48

Figura 3.5 – Riqueza total e abundância relativa das espécies de rapinantes inventariadas de agosto de 2012 a julho de 2013 em relação aos habitats avaliados.....49

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2-1 Lista dos rapinantes encontrados durante as 12 campanhas mensais com determinação do hábitat onde foram inventariadas, sua frequência de ocorrência (FO) em porcentagem (%) e o status de conservação das mesmas nos níveis estadual (Est), nacional (Nac) e Internacional (Int). AG - Agricultura; CN – Campo nativo; PI – Talhão de *Pinus* sp.; MN – Mata nativa; NA – Não ameaçado; LC (Least concern) – Pouca preocupação; VU – Vulnerável; CP – Criticamente em perigo; END (Endangered) – Em perigo. .... 25

Tabela 2-2 - Riqueza e abundâncias das espécies de aves de rapina inventariadas em relação a cada ponto amostral e o tipo de habitat referente, com os respectivos valores para dominância (D), diversidade conforme o índice de Shannon (H') e Equitabilidade (J). PI – Pinus; CN – Campo nativo; AG – Agrícola; MN – Mata nativa..... 28

Tabela 3-1 Lista das aves de rapina inventariadas durante as 12 campanhas mensais com determinação do hábitat onde foram inventariadas, sua abundância relativa (AR) em porcentagem (%) e o status de conservação das mesmas nos níveis estadual (Est), nacional (Nac) e Internacional (Int). AG-Agricultura; CN – Campo nativo; PI – Talhão de *Pinus* sp.; MN – Mata nativa; NA – Não ameaçado; LC (Least concern) – Pouca preocupação; VU – Vulnerável; CP – Criticamente em perigo; END (Endangered) – Em perigo. .... 47

Tabela 3-2 – Largura de Nicho de Levins padronizada para as espécies de aves de rapina inventariadas na área de estudo, sendo que o índice varia de 0 (espécie com hábitos muito restritos) a 1 (espécie com hábitos totalmente generalistas)..... 50

Tabela 3-3 – Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat pelas aves de rapina na área de estudo. Os valores observados correspondem ao número total de registros obtidos durante agosto de 2012 a julho de 2013, e os valores esperados foram derivados das proporções de cada habitat amostrado. (Pi) Proporção de uso observado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado (+) hábitat usado em proporção acima do esperado. .... 50

Tabela 3-4 – Valores do Savage Selectivity Index (SSI) dos diferentes hábitats onde as espécies de aves de rapina foram registradas, estão descritas as frequências de ocorrência e a

disponibilidade de cada hábitat, além de valores do desvio padrão (Se) o valor de Chi<sup>2</sup> para um grau de liberdade e a significância foi considerada para  $p < 0,05$ . (\*) valores significativos; e (NS) valores não significativos..... 52

## SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO .....</b>	<b>9</b>
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>10</b>
<b>2. CAPITULO I .....</b>	<b>16</b>
<b>2.1 Introdução .....</b>	<b>19</b>
<b>2.2 Metodologia.....</b>	<b>20</b>
<b>2.3 Resultados .....</b>	<b>25</b>
<b>2.4 Discussão .....</b>	<b>28</b>
<b>2.5 Referências Bibliográficas .....</b>	<b>30</b>
<b>3. CAPITULO II.....</b>	<b>36</b>
<b>3.1 Introdução .....</b>	<b>39</b>
<b>3.2 Metodologia.....</b>	<b>40</b>
<b>3.3 Resultados .....</b>	<b>46</b>
<b>3.4 Referências bibliográficas.....</b>	<b>57</b>
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>64</b>
<b>5. BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>66</b>

## **APRESENTAÇÃO**

Os dados obtidos para a realização desta dissertação de mestrado serão apresentados em dois capítulos distintos, ambos apresentados em formato de artigo científico. Após uma introdução geral, encontram-se apresentados o Capítulo I – Diversidade e Sazonalidade da Comunidade de Aves de Rapina Diurnas na Região do Planalto das Araucárias, RS.; e o Capítulo II - Uso de Habitats pela Comunidade de Aves de Rapina Diurnas na Região do Planalto das Araucárias, RS.

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Dentre as interações ecológicas inter-específicas, a predação apresenta elevada importância para a manutenção e funcionamento das comunidades biológicas, visto que exerce influência na demografia e história de vida das espécies, bem como na dinâmica de populações e até mesmo na seleção de habitat e sucesso reprodutivo dos táxons presentes nas comunidades (Kullberg & Ekman, 2000). A presença de diferentes predadores, que seletivamente utilizam espécies-presa mais abundantes e com maior taxa de exploração do ambiente, permitem a coexistência de um maior número de espécies, estabilizando os ecossistemas onde habitam (Terborgh, 1992; Kullberg & Ekman, 2000). Os predadores tem papel importante na manutenção dos ecossistemas uma vez que regulam as populações de suas presas, produzindo efeitos ao longo de toda teia alimentar, inclusive influenciando a comunidade vegetal envolvida (Begon et al. 2007; Barros, 2011).

Em função disso, estudos referentes à ecologia de predadores, como as aves de rapina, permitem elucidar o funcionamento das comunidades, suas relações ecológicas e as respostas à eventuais alterações ambientais (Kullberg & Ekman, 2000). Ainda que a quantidade de informações acerca dos rapinantes seja escassa em certos aspectos (Pelanda & Carrano, 2013) diversos autores demonstraram que as populações de suas presas tem seu comportamento reprodutivo e de forrageamento, distribuição e até mesmo a organização social afetados por estes predadores (Korpimäki & Norrdahl, 1991; Robinson, 1994; Suhonen et al. 1994, Norrdahl & Korpimäki, 1995).

Em todo mundo existem aproximadamente 513 espécies de rapinantes descritos (IUCN, 2013), sendo que a região neotropical apresenta uma significativa representatividade na diversidade destes táxons. Em relação ao Brasil, 97 espécies de rapinantes são encontradas distribuídas ao longo de seu território, representando 18.9% da biodiversidade mundial (CBRO, 2011). Apesar da riqueza e área ocupada ao longo de todo território brasileiro, estudos relacionados à ecologia destes predadores no Brasil podem ser considerados escassos, visto que as principais pesquisas com rapinantes iniciaram somente nos últimos 15 anos (Baumgarten, 1998; Albuquerque, 2000; Azevedo et al. 2003; Manosa et al. 2003; Granzinoli, 2006; Lourdes-Ribeiro & Anjos, 2006; Baumgarten, 2007; Carvalho & Mariani, 2007; Canuto, 2009; Granzinoli, 2009; Zorzini, 2011; Zilio, 2012; Benfica, 2013).

Os rapinantes diurnos brasileiros possuem alta diversidade de espécies, resultando em grandes diferenças adaptativas e morfológicas entre os táxons (Granzinoli, 2009). São encontradas, por exemplo, espécies de porte reduzido, como o *Falco sparverius* (quiri-quiri)

com 21 cm de comprimentos e 166 g de peso e outras espécies de grande porte, como a *Harpia harpyja* (harpia), na qual as fêmeas podem chegar a 9 kg e apresentando envergadura de até 2 m (Sick, 1997). Essa heterogeneidade acaba influenciando em sua biologia e ecologia, sendo que este grupo apresenta indivíduos especialistas em diferentes recursos alimentares (carne, peixes, aves, roedores e insetos) e indivíduos que utilizam uma ampla gama de itens, podendo até mesmo incluir frutos em sua alimentação, como é o caso do *Caracara plancus* (caracará) (del Hoyo et al. 1994; Vargas et al. 2007).

Os táxons especialistas são mais afetados por alterações ambientais, visto que suas restrições alimentares ou geográficas exigem ambientes com características específicas para sua permanência, como por exemplo, *Rostrhamus sociabilis* (gavião caramujeiro) que tem como principal fonte de alimento gastrópodes do gênero *Pomacea*, necessitando de corpos hídricos lânticos para o forrageamento destes indivíduos (Sick, 1997; Antas, 2005). Já as espécies generalistas, conseguem sobreviver em diferentes ambientes, como é o caso dos indivíduos do Gênero *Milvago*, que se estabelecem em locais com presença de atividades antrópicas e até mesmo em áreas urbanas, tirando proveito de sua dieta diversificada (Sick, 1997; Bellocq, 2008). Por isso, muitos trabalhos enfatizam que indivíduos especialistas são mais prováveis de serem afetados negativamente por mudanças ambientais do que generalistas (Mckinney & Lockwood, 1999; Rooney et al. 2004; Bellocq, 2008). As aves de rapina sofrem grande impacto pela fragmentação dos ambientes, já que são táxons topo das cadeias alimentares, sendo ainda mais sensíveis à mudanças ambientais (Primack & Rodrigues, 2001; Braga, 2006).

As mudanças ambientais são causadas principalmente pela pressão humana sobre os ambientes naturais, que ocorre em função da contínua expansão dos domínios urbanos sobre as áreas nativas (Bellocq, 2008). Este avanço sobre os ecossistemas, além de causar alterações físicas no ambiente, causa a redução da disponibilidade dos recursos necessários à sobrevivência das espécies ali residentes (Loureiro, 2008; Carrete et al. 2009). A restrição de alimento, refúgio, e até mesmo a dificuldade em encontrar parceiros reprodutores pode ser ocasionada pela fragmentação dos ambientes e gerar um decréscimo populacional, e por consequência uma redução na viabilidade destas populações (Loureiro, 2008). Esta fragmentação da paisagem é um dos aspectos mais importantes no que se refere à alteração ambiental, uma vez que pode modificar a paisagem causando a redução de habitats, transformação da estrutura e composição das comunidades biológicas bem como da extinção

de espécies e consequente perda de biodiversidade (Saunders et al. 1991; Metzger & Décamps, 1997; Pattanavibool et al. 2004).

Quando estes processos de modificação se tornam contínuos nos ambientes naturais, ocorrem reduções no tamanho dos remanescentes florestais que se tornam isolados e mais dispersos na paisagem, (Wiens, 1976; Lencinas et al. 2005) diminuindo a área total de habitats disponíveis na escala da paisagem (Fahrig, 1985). A nova matriz modificada reduz a permeabilidade aos movimentos animais (Johnson et al. 1996; Lencinas et al. 2005) forçando que as espécies de fauna realizem ajustes às novas características e exigências do ambiente (Pattanavibool et al. 2004). Estas alterações podem gerar a redução da disponibilidade de alimentos, a contaminação dos recursos hídricos, a introdução de predadores domésticos e também a redução da movimentação dos indivíduos de fauna (Johnson et al. 1996; Fuller & Gough, 1999; Burton, 2007).

Nestes casos a capacidade de adaptar-se das diferentes espécies permitirá que algumas utilizem estes novos ambientes ou recursos introduzidos (Metzger & Décamps, 1997). Estas espécies em geral possuem características generalistas e podem modificar-se e adaptar-se aos novos desafios da paisagem local (Burton, 2007; Okes et al. 2008). Por outro lado, espécies mais sensíveis poderão ser extintas localmente, já que será necessário o seu deslocamento e estabelecimento em outra área com recursos suficientes para sua manutenção local (Metzger & Décamps, 1997; Sodhi, 2002).

Em relação à avifauna, muitas espécies podem ser mais sensíveis e vulneráveis às modificações e sua consequente fragmentação ambiental, visto que muitas espécies de habito florestal serão extremamente sensíveis à mudança no tamanho da matriz vegetal, limitando-se inclusive à vegetações em estágios avançados de regeneração (Opdam et al. 1995; Gascon et al. 1999; Laurance et al. 2002). Por sua vez, espécies de aves de áreas abertas tenderão à utilizar de forma mais eficiente as áreas abertas, naturais ou não, e as bordas de mata que circundam este ambientes abertos (Borges & Stouffer, 1999).

Em função disso, as aves apresentam complexos padrões de ocupação e distribuição de riqueza e diversidade, já que muitas espécies de uma mesma área apresentarão amplos nichos ecológicos que se sobrepõem (Rahbek et al. 2007; Diniz-Filho et al. 2008). Essa sobreposição de nicho é equilibrada pela utilização diferenciada do habitat que cada espécie apresenta, permitindo uma maior eficiência na obtenção de recurso e permitindo a criação de diferentes respostas das aves em relação à alteração do habitat (Mohr, 2012).

Muitas dessas aves, como é o caso das aves de rapina, não apresentam distribuição uniforme ao longo da paisagem, visto que estes animais podem utilizar de maneira diferenciada as características presentes no ambiente, apresentando preferência por certos tipos de ambiente (Cody, 1995; Tapia et al. 2007). Esta preferência ou seleção se dá principalmente em relação à disponibilidade de presas e o respectivo comportamento de caça da espécie de rapinante, associado à estrutura da vegetação (Rutz, 2006; Tapia et al. 2007). O uso e a eventual seleção de um habitat por um táxon pode também apresentar influência das interações intra e interespecíficas, que exigirão estratégias dos rapinantes para permanecer utilizando um mesmo local e partilhar seus recursos (Rutz, 2006)

Ao analisar a escolha de um ambiente por uma espécie é possível elucidar quais variáveis ambientais são determinantes para o indivíduo, garantindo sua permanência no habitat escolhido. Avaliar que fatores são determinantes na escolha de um ambiente por um táxon (Braga, 2006) possibilita elucidar possíveis padrões de seletividade de ambientes (Braga, 2006; Granzinoli, 2009), e, além disso, entender o uso e a seleção, seja ela positiva ou negativa, também permite compreender como a fauna se comporta perante as alterações antrópicas e os novos habitats criados por elas (Garshelis, 2000; Braga, 2006; Tapia et al. 2007; Granzinoli, 2009).

Os estudos de uso e/ou seleção de habitat permitem incorporar em planos de conservação dados referentes ao habitat das espécies envolvidas (Jones, 2001) e também as relações ecológicas importantes para o táxon (Baumgarten, 2007; Carvalho & Marini, 2007). Visto que os rapinantes podem ser utilizados como indicadores da diversidade de um local, uma vez que sua abundância e diversidade afetarão os demais níveis da cadeia trófica, este grupo representa espécies chaves a serem utilizadas ao longo de ações para conservação (Sergio et al. 2006). Em resumo, a aplicação de estudos de uso e seleção de habitat em aves de rapina e o consequente aumento do conhecimento sobre os aspectos associados aos habitats selecionados pelas aves possibilitam elencar ações prioritárias para a conservação do grupo de fauna, mas também para a conservação de habitats em perigo (Sutherland & Green, 2010).

Dos ambientes naturais que possuem grande biodiversidade, e por sua vez importância para conservação, a Mata Atlântica se destaca ao apresentar elevado endemismo de plantas vasculares e vertebrados onde cerca de 50% das espécies de plantas encontradas neste bioma são endêmicas (MMA, 2000) e também muitos táxons ameaçados de extinção (Myers et al. 2000; Tabarelli et al. 2005). Além de ser um dos 25 hotspots de biodiversidade do mundo (Myers et al. 2000; Tabarelli et al. 2005), a Mata Atlântica é uma das quatro regiões mais

importantes no que se refere à diversidade de aves na região Neotropical, e é um dos cinco biomas prioritários para conservação no mundo (Lacerda et al. 2005; Marini & Garcia, 2005).

Em contrapartida, este bioma apresenta atualmente cerca de 7,5% de sua cobertura original, que foi devastada em função da colonização por seres humanos e sua expansão urbana ao longo da costa atlântica do Brasil (Myers et al. 2000; Tabarelli et al. 2005; Navegantes, 2009). Os poucos fragmentos remanescentes encontrados são em sua maioria isolados e somente 36% destas áreas encontram-se sob proteção, não permitindo a conservação das características fitofisionômicas do bioma (Myers et al. 2000; São Paulo, 2002; Tabarelli et al. 2005) e devido a isso estudos sobre a avifauna deste bioma são indispensáveis para a conservação da Mata Atlântica e suas ecoregiões (Navegantes, 2009).

O Planalto das Araucárias, mais ao sul do Brasil, faz parte do bioma Mata Atlântica, porém apresenta formações campestres, com fitofisionomia comparável à outras formações abertas da América do Sul como é o caso do bioma Pampa (Boldrini, 2009). Também denominados Campos de Cima da Serra ou Campos de Altitudes, estes ambientes ocupam aproximadamente de 1.374.00 hectares, com altitude elevada, acima de 800 metros, abrangendo os estados do extremo Sul do Brasil (Osborne, 2000; Fontana et al. 2008; Boldrini, 2009).

Estas formações campestres são permeadas por fragmentos florestais, conferindo a estes ambientes características únicas, com elevado valor cênico e paisagístico. As zonas de transição entre os ambientes fechados e abertos é reduzida, possuindo bordas bem delimitadas, visto que podem ocorrer formações florestais contínuas, matas ciliares ou manchas de florestas inseridas em meio à matriz de campo, comumente denominadas de capões de mata. A vegetação apresenta espécies arbustivas e herbáceas e é classificada como Montana e Alto-Montana, com ocorrência de vegetação nos cumes das serras com altitudes elevadas (Boldrini, 2009).

Em relação à fauna, apresenta elevada diversidade de aves, possuindo espécies raras e pouco conhecidas e número elevado de táxons ameaçados de extinção e endêmicas (Belton, 2003; Boldrini, 2009). Assim como o bioma que está inserido, os Campos de Cima da Serra estão entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta, o que se explica pela intensidade e velocidade de perda de hábitat e os reduzidos esforços na proteção destas áreas (Osborne, 2000). As ações antrópicas realizadas nos Campos de Altitude levam a uma contínua e rápida fragmentação dos diferentes ambientes que os compõem, como resultado das atividades agrícolas, introdução de espécies exóticas e alteração de ambientes úmidos (Fontana et al.

2008; Boldrini, 2009). Globalmente as áreas de campo possuem menos de 1% de suas áreas protegidas de forma efetiva, e somente 0,3% das áreas abertas encontram-se dentro de Unidades de Conservação na América do Sul (Fontana et al. 2008; Boldrini, 2009).

Como citado anteriormente, o Planalto das Araucárias apresenta grande variedade de habitats que são utilizados pela fauna silvestre local. O mosaico de ambientes florestais e campestres fornecem diferentes recursos aos níveis tróficos das cadeias alimentares (Fontana et al. 2003; Fontana et al. 2008; Boldrini, 2009) e por isso conhecer o uso e a seleção destes habitats disponíveis auxilia na compreensão da plasticidade ecológica das comunidades, inferindo a maneira como as espécies utilizam e permanecem nesses ambientes (Jones, 2001; Barros, 2011).

Neste sentido, este trabalho analisou a estrutura da comunidade de aves de rapina diurnas e sua sazonalidade em relação a um ambiente heterogêneo e com presença de ação antrópica, e também avaliou de que maneira as alterações nos habitats de origem antrópica influenciam os processos ecológicos, com ênfase no uso e seleção de habitats da comunidade de aves de rapina diurnas no sul do planalto das Araucárias.

## **2. CAPITULO I**

### **DIVERSIDADE E SAZONALIDADE DA COMUNIDADE DE AVES DE RAPINA DIURNAS NA REGIÃO DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RS.**

**Diversity and Seasonality of the Community of Raptors in the Region of the Araucaria  
Plateau, RS.**

**Gustavo Francisco Aver**

[gfaver2@yahoo.com.br](mailto:gfaver2@yahoo.com.br)

**Resumo:** Ao sul do bioma Mata Atlântica encontramos o Planalto das Araucárias, que possui ampla diversidade de ambientes, com áreas de campo permeadas com fragmentos florestais e por isso apresenta um ecossistema único, com elevada diversidade biológica. Suas características fitofisionômicas disponibilizam grande diversidade de ambientes e dessa forma recursos para a fauna local, como é o caso das aves de rapina que apresentam função destacada na manutenção deste ecossistema, atuando no controle das populações de presas ao longo da paisagem. Por isso, este trabalho objetivou analisar a estrutura da comunidade de aves de rapina diurnas e a presença de sazonalidade no ambiente fragmentado da área de estudo. Foram realizadas campanhas mensais em 3 diferentes fragmentos de quatro formações vegetais distintas (campo nativo, agrícola, mata nativa e talhão de *Pinus* sp.) totalizando 12 áreas analisadas. Em cada fragmento realizou-se um conjunto de três pontos amostrais, para o levantamento dos rapinantes diurnos ocorrentes na área. Foram inventariadas 15 espécies de aves de rapina diurnas, e foi possível verificar que existe sazonalidade na ocorrência destes indivíduos, uma vez que a abundância destes táxons variou significativamente ao longo do ano, o que pode estar diretamente ligado às variações sazonais da disponibilidade de recursos no ambiente. Por outro lado, as análises de similaridade não apresentaram tendências de agrupamento na composição de espécies de rapinantes em comparação aos ambientes avaliados. Isto pode ocorrer em função da capacidade de deslocamento de muitas espécies, além do fato destes indivíduos utilizarem mais de um ambiente para a obtenção de recursos e realização dos comportamentos naturais, como por exemplo, reprodução, deslocamento e descanso. A grande maioria dos táxons inventariados são generalistas, o que pode garantir um melhor aproveitamento dos recursos disponíveis na área de estudo.

**Palavras Chave:** Campos de Cima da Serra; rapinantes; Accipitriformes; Falconiformes; Cathartiformes.

**Abstract:** In the south of the Atlantic Forest biome we found the Araucaria Plateau, which has wide variety of environments, with field areas permeated with forest fragments and therefore presents a unique ecosystem with high biodiversity. The phytophysiological characteristics provide wide range of environments and thus resources for local wildlife, such as birds of prey that have highlighted function in the maintenance of this ecosystem, acting on the control of prey populations across the landscape. So, this study aimed to analyze the structure of the community of the diurnal birds of prey and the presence of seasonality in the fragmented environment of the study area. Monthly campaigns were conducted in three different fragments of four different vegetation types (native grassland, agricultural, native forest and planting of *Pinus* sp.) totalizing 12 areas analyzed. In each fragment was held a set of three sampling points for the survey of diurnal raptors occurring in the area. 15 species of diurnal birds of prey have been recorded, and it was verified that there is seasonality in the occurrence of these individuals, since the abundance of these taxa varied significantly throughout the year, which can be directly related to seasonal variations in resource availability in environment. Furthermore, the analyzes showed no similarity grouping trends in species composition of raptors compared to the evaluated environments. This may occur due to the displacement capacity of many species besides the fact that these individuals use more than one environment to obtain resources and realization of natural behaviors, such as reproduction, displacement and rest. The vast majority of inventoried taxa are generalists, which can ensure better utilization of available resources in the study area.

**Key-words:** highlands of South Brazil; Birds of prey; Accipitriformes; Falconiformes; Cathartiformes.

## 2.1 Introdução

Considerado um dos 25 *hotspots* de biodiversidade do mundo (Myers et al. 2000; Tabarelli et al. 2005) o bioma Mata Atlântica possui extrema importância para aves e outros táxons (Cracraft, 1985; Cordeiro, 2003) já que abriga cerca de 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares e vertebrados e diversas espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção (Myers et al. 2000; Tabarelli et al. 2005).

Ao sul deste bioma encontramos o Planalto das Araucárias, caracterizado por formações mistas de campos e fragmentos florestais, tornando esta uma região de elevada importância ecológica já que suas características fitofisionômicas são únicas dentre os ecossistemas encontrados na América do Sul (Boldrini, 2009). Além disso, a região se sobressai pela elevada diversidade de aves, apresentando espécies raras e pouco conhecidas e um grande índice de táxons sob risco de extinção e endêmicos do sul do Brasil (Albuquerque, 2000; Belton, 2003; Bencke, 2009; Boldrini, 2009).

Dentre as aves, os rapinantes diurnos (Accipitriformes, Falconiformes, Catharthiformes e em menor proporção Strigiformes), possuem elevada importância para conservação dos ecossistemas (Thiollay, 1985; Sick, 1997; Bird, 2007; Granzinolli, 2009; Levy, 2009), já que podem ser consideradas espécies “bandeira”, devido ao apelo visual, e também espécies “guarda-chuva” pelo fato de sua preservação favorecer grande parte das espécies presentes na região (Azevedo et al. 2003; ICMBio, 2008). A presença destes animais de topo de cadeia permite a regulação de populações de presas, mantendo uma alta diversidade de espécies (Bird, 2007), e por apresentarem sensibilidade a metais pesados, organoclorados e outras substâncias químicas que se acumulam na cadeia alimentar (Bird, 2007; Muralidharan et al. 2008), são também considerados bio-indicadores de alterações no ambiente (Begon et al. 2007).

No grupo dos rapinantes diurnos encontram-se espécies generalistas que apresentam um amplo nicho ecológico, podendo sobreviver em vários ambientes e se aproveitar de uma dieta diversa, como é o caso do *Caracara plancus* (caracará) (Travaini et al. 2001; Sazima 2007; Bellocq et al. 2008). Em contrapartida, especialistas são mais vulneráveis às mudanças ambientais devido às restrições alimentares ou geográficas, como por exemplo, o *Rostrhamus sociabilis* (gavião caramujeiro) que necessita de corpos hídricos lênticos para o forrageamento de caramujos, que são sua principal fonte de alimento (Sick, 1997; Bergmann et al. 2013).

Estas restrições são destacadas em diversos estudos que demonstram uma maior interferência negativa nos táxons especialistas do que em generalistas em relação à mudanças ambientais (Mckinney & Lockwood, 1999; Rooney et al. 2004).

O Planalto das Araucárias no Rio Grande do Sul, já previamente caracterizado, apresenta uma grande diversidade de ambientes disponíveis para a utilização da fauna silvestre local (Bencke, 2009). O mosaico de ambientes formado pelas áreas de campos de altitude associados a fragmentos florestais fornecem diferentes recursos aos diversos níveis tróficos das cadeias alimentares ali presentes (Fontana et al. 2003; Fontana et al. 2008; Bencke, 2009; Boldrini 2009; Bond-buckup, 2010).

Em função disto este trabalho teve como objetivo a análise da estrutura da comunidade de aves de rapina diurnas e sua sazonalidade em relação a um ambiente heterogêneo e com presença de ação antrópica.

## 2.2 Metodologia

A área de estudo possui 2.740,95 hectares e se localiza no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul. Com temperaturas médias anuais de 14,4°C, a região possui precipitações de 1.100 à 2.000 mm, com geadas ocorrendo de dez à 25 dias anualmente, e seu clima é classificado como temperado com verão ameno (Cfb) (Maulf, 1999, EMBRAPA).

O solo é do tipo cambisol Bruno húmico, com relevo apresentando paisagens homogêneas e suavemente onduladas e com 1046 metros de altitude, (EMBRAPA, 1999; Dick et al. 2008). O município possui duas Bacias hidrográficas em sua área: a bacia Apuê-Inhandava e a bacia Taquari-Antas, sendo que seus principais rios são o rio Pelotas e o rio das Antas (Moreira, 2006).

Ao longo da área foram avaliados quatro distintos habitats, sendo eles campo nativo, agricultura, mata nativa e plantio de *Pinus* sp. Foram classificadas como campo nativo (CN) as áreas que apresentaram vegetação rasteira predominante, que possuíam a circulação ou não de pequenas criações de gado ou ovinos. Não havia alterações físicas no solo e não existiam componentes exóticos na composição da vegetação. Caracterizou-se como fragmentos de agricultura (AG) as áreas com cultivos agrícolas ao longo de toda sua extensão, sendo que houve variação da espécie cultivada ao longo do espaço e do tempo, apresentando plantios rasteiros como trigo (*Triticum* sp.) a espécies de maior porte como o milho (*Zea mays*) (Figura 2.1).

As áreas de mata nativa (MN) se caracterizaram pela existência de vegetação nativa

de porte arbóreo, com a presença de estratificação vertical, e sem vegetação exótica. Os talhões de *Pinus* sp. (PI) por sua vez apresentavam somente pinheiros americanos em sua composição (*Pinus elliottii* e/ou *Pinus taeda*), com altura mínima de nove metros e distanciamento entre árvores de no mínimo 1,5 metros (Figura 2.1).



Figura 2.1. Quadro ilustrativo com a caracterização dos diferentes habitats avaliados durante o estudo. a) Campo nativo; b) Agricultura; c) Mata nativa e; d) Talhão de *Pinus* sp.

De cada um dos habitats descritos acima foram avaliados três fragmentos distintos, sendo que cada um destes foi amostrado através de três pontos de observação, com 10 minutos de duração cada um, e o deslocamento entre eles também foi utilizado como transecção para busca de indivíduos (Kenkel et al. 1989; Bibby, 2000; Cullen et al. 2004).

Nas áreas de campo aberto (campo nativo e ambientes agrícolas), os pontos se distanciaram em 500 metros entre si, sendo que o raio de amostragem no ponto foi de 100 metros. Nas áreas com predomínio de vegetação florestal (mata nativa e plantio de *Pinus* sp.) os pontos se distanciaram em 200 metros entre si, e o raio de amostragem no ponto foi de 10 metros (Bibby, 2000; Cullen et al. 2004; Andersen, 2007). Em um intervalo mensal, cada

fragmento foi analisado uma vez, totalizando três amostragens sazonais em cada fragmento. As amostragens ocorreram do mês de agosto de 2012 ao mês de julho de 2013, perfazendo 12 campanhas mensais.

Para caracterizar o uso do solo da área de estudo foi utilizada uma imagem de satélite LANDSAT, obtido no catálogo de imagens do INPE (INPE 2013) e para complementar a análise foi utilizada uma imagem QUICKBIRD, ano de 2013. Para a classificação das imagens foi utilizado o software ArcMap versão 10 (Figura 2.2).

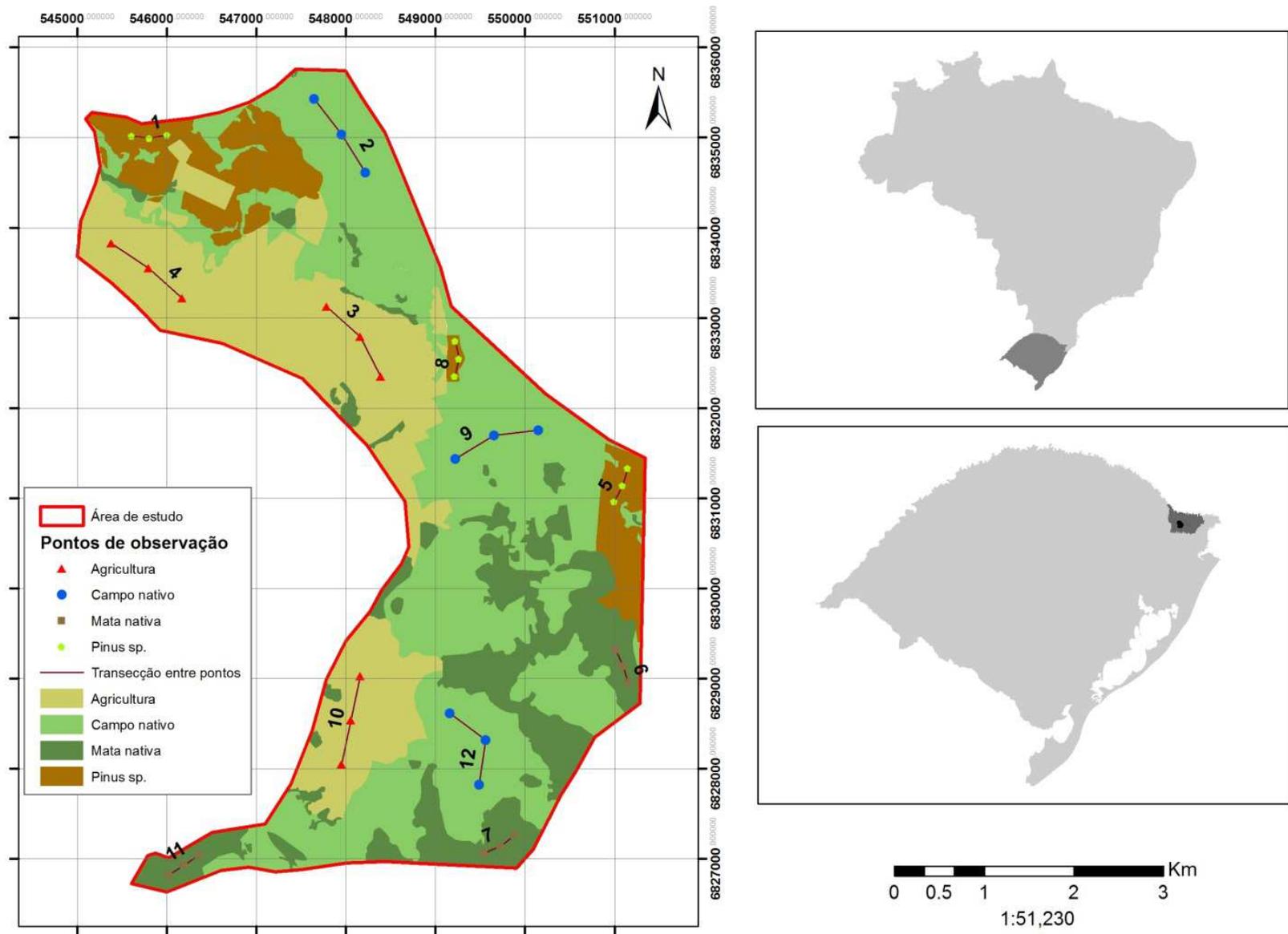


Figura 2.2. Mapa da área de estudo com a classificação do uso do solo bem como a localização dos pontos de amostragem. Total da área de estudo 2.740,95 ha, agricultura 756,52 ha (27,6%), mata nativa 457,75 ha (16,7%), talhão de *Pinus* s 260,93 ha (9,51%) e campo nativo 1265,75 ha (46,18%).

As amostragens iniciaram uma hora e meia após o nascer do sol se estendendo até às 11:00 horas, e no período da tarde iniciaram às 15:30 terminando 30 minutos antes do por do sol (Andersen 2007; Granzinoli 2009). Todos os rapinantes foram registrados apenas uma vez e bandos visualizados nas amostragens tiveram seus indivíduos contados.

As espécies foram determinadas através de visualização direta, com o auxílio de binóculo 10 x 50 e, quando possível, pela vocalização. A nomenclatura das espécies seguiu o CRBO (2011) e para as categorias de ameaça de nível internacional foi utilizada a lista elaborada pela IUCN (2010), para o nível nacional foi utilizado o Livro Vermelho (MMA 2003) e para nível estadual o Livro Vermelho da Fauna Ameaçada do Rio Grande do Sul (Fontana et al. 2003).

Para analisar a estrutura da comunidade dos rapinantes em relação aos diferentes pontos de amostragem calcularam-se os seguintes parâmetros ecológicos: riqueza, diversidade, dominância e equitabilidade. Por riqueza considerou-se o número de espécies inventariadas e como abundância o número de registros de rapinantes, ambos por ponto amostral. Calculou-se a diversidade pelo índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) usando a riqueza e abundância encontrada em cada ambiente. A dominância ( $D$ ) utiliza parâmetros de diversidade para analisar se existe a dominância de uma ou mais espécies dentro da comunidade, já a equitabilidade ( $J$ ) leva em consideração se a abundância de rapinantes encontra-se igualmente distribuída nos táxons inventariadas.

Para a análise de sazonalidade da composição da fauna de rapinantes utilizou-se uma ANOVA de medidas repetidas dos dados logaritimizados. O índice de riqueza de Jackknife foi utilizado para estimar a riqueza das espécies na área de estudo (Krebs, 1999; Cullen et al. 2004). Através de uma análise de Cluster com o índice de Jaccard avaliou-se a similaridade entre a riqueza de cada ponto amostral.

A diversidade entre os diferentes pontos, habitats e sazonalidade foi calculada através do índice de Shanon-Wiener, sendo que a significância dos dados obtidos foi medida com o Teste T. As análises foram processadas nos *softwares Excel 2010, Past e SPSS 19.0*. Para todos os resultados a significância foi considerada com  **$p < 0,05$** .

## 2.3 Resultados

Com um total de 973 registros obtidos durante as 12 campanhas mensais, foram inventariados na área de estudo um total de três Ordens de rapinantes diurnos, sendo estas representantes de três diferentes Famílias e de 15 espécies (Tabela 2-1), destas somente duas estão ameaçadas de extinção, *Geranoaetus melanoleucus* (águia-chilena) vulnerável em nível estadual e *Urubitinga coronata* (águia-cinzenta) criticamente em perigo em nível estadual e ameaçado (endangered) internacionalmente.

Tabela 2-1 Lista dos rapinantes encontrados durante as 12 campanhas mensais com determinação do hábitat onde foram inventariadas, sua frequência de ocorrência (FO) em porcentagem (%) e o status de conservação das mesmas nos níveis estadual (Est), nacional (Nac) e Internacional (Int). AG - Agricultura; CN – Campo nativo; PI – Talhão de *Pinus* sp.; MN – Mata nativa; NA – Não ameaçado; LC (Least concern) – Pouca preocupação; VU – Vulnerável; CP – Criticamente em perigo; END (Endangered) – Em perigo.

Família	Nome Científico	Nome Vulgar	AR (%)	Habitat	Status de conservação		
					Est	Nac	Int
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Urubu-de-cabeça-vermelha	7.21	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Coragyps atratus</i>	Urubu-de-cabeça-preta	32.26	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	Gavião-peneira	0.42	AG	NA	NA	LC
	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Gavião-caramujeiro	0.17	PI	NA	NA	LC
	<i>Circus buffoni</i>	Gavião-do-banhado	0.17	CN	NA	NA	LC
	<i>Urubitinga urubitinga</i>	Gavião-preto	0.17	MN	NA	NA	LC
	<i>Heterospizias meridionalis</i>	Gavião-caboclo	0.68	AG, CN, MN	NA	NA	LC
	<i>Urubitinga coronata</i>	Águia-cinzenta	0.17	AG, MN	CP	NA	END
	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águia-chilena	0.17	CN, PI	VU	NA	LC
	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó	4.33	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Buteo brachyurus</i>	Gavião-cauda-curta	0.08	AG	NA	NA	LC

Família	Nome Científico	Nome Vulgar	AR (%)	Habitat	Status de conservação		
					Est	Nac	Int
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Caracará	17.06	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Milvago chimachima</i>	Carrapateiro	21.39	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Milvago chimango</i>	Chimango	11.29	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Falco sparverius</i>	Quiri-quiri	4.16	AG, CN, MN	NA	NA	LC
	<i>Falco femoralis</i>	Falcão-de-coleira	0.25	CN, MN, PI	NA	NA	LC

Em relação à sazonalidade, a ANOVA de medidas repetidas mostrou que existe diferença significativa ( $F=4,283$ ,  $p < 0,01$ ) entre as estações do ano em relação à abundância e composição dos rapinantes. Analisadas par a par, as estações que apresentaram diferença significativa entre si foram outono e primavera ( $p < 0,05$ ) e primavera e verão ( $p < 0,05$ ), sendo que o inverno foi a única estação que não apresentou diferença entre as demais (Figura 2.3).

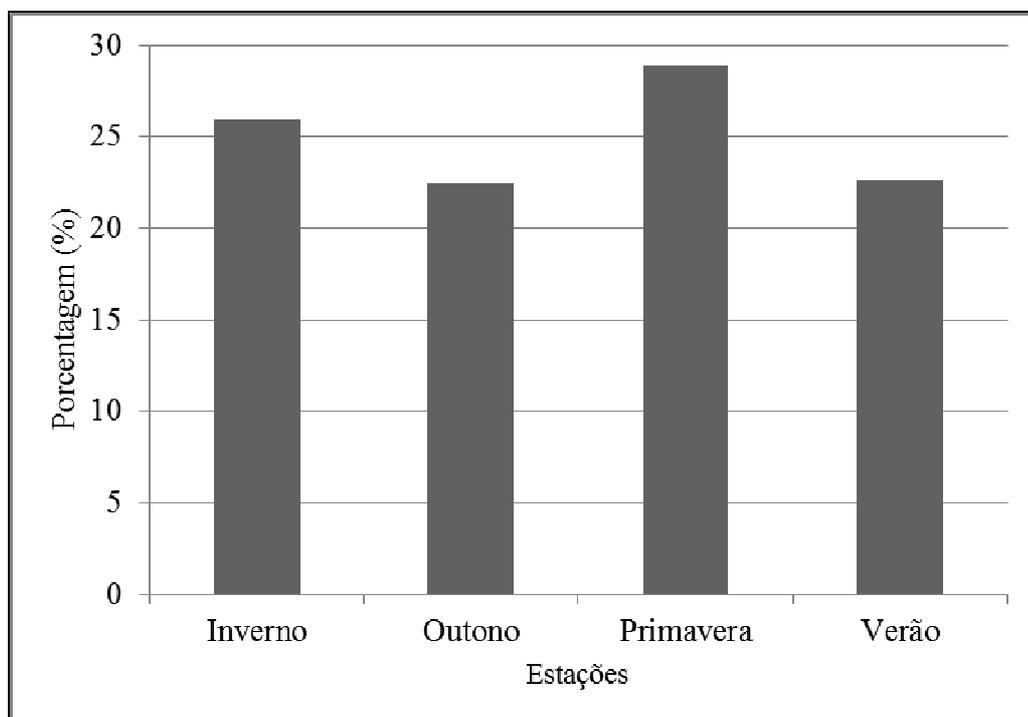


Figura 2.3- Abundância relativa sazonal das espécies de aves de rapina inventariadas entre os meses de agosto de 2012 e julho de 2013.

O índice de Jaccard indicou que existe similaridade entre os pontos amostrais sendo que a maior similaridade foi observada entre os pontos 1 e 5, ambos com ambiente de talhão de *Pinus* sp. e o ponto com menor similaridade foi o de mata nativa 7 que não se agrupou com nenhum outro conjunto amostral. Nenhum ponto com as mesmas características de uso de solo, com exceção do descrito acima (pontos 1 e 5), demonstrou associação restrita com outros locais com características semelhantes (Figura 2.4).

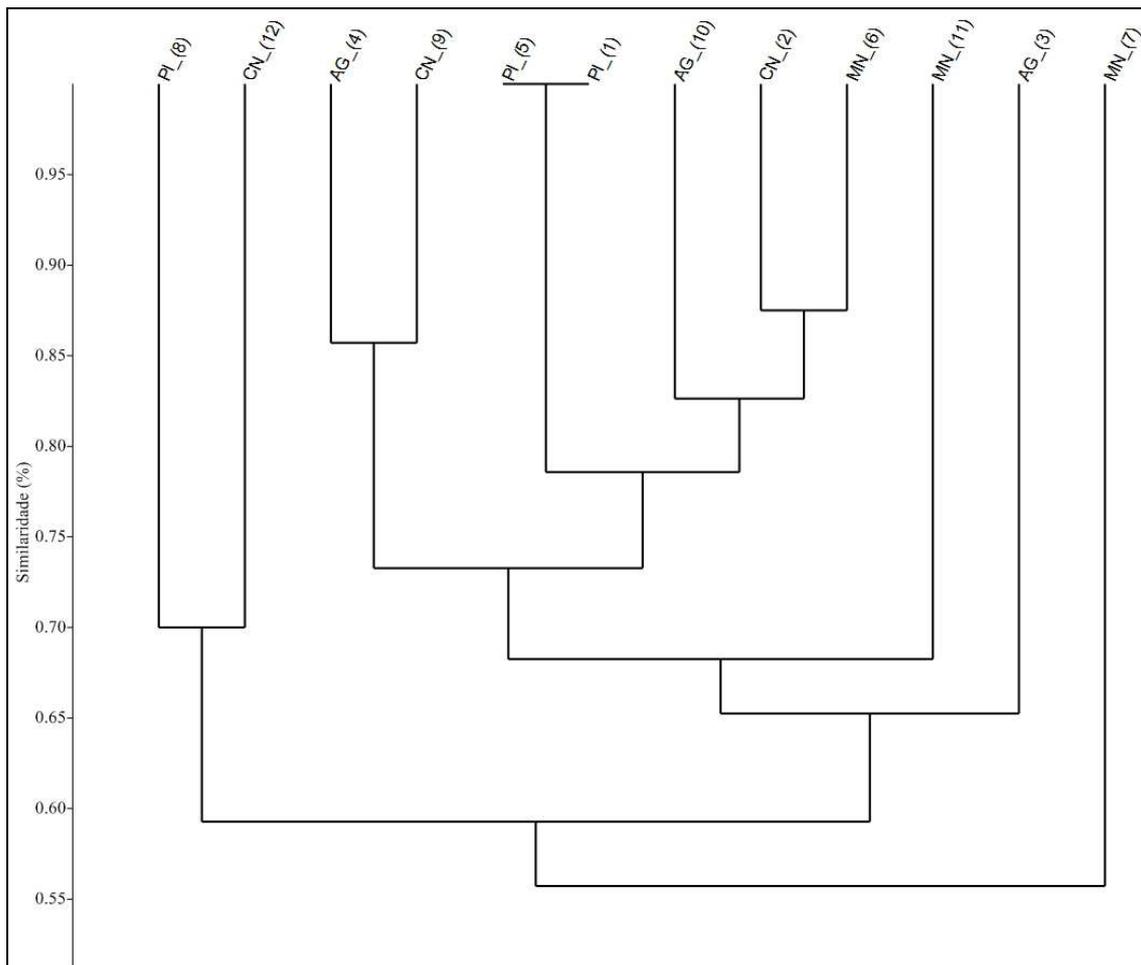


Figura 2.4 - Dendrograma representando a similaridade de Jaccard obtida entre todos os pontos amostrais. Entre parênteses encontram-se os pontos amostrais de 1 a 12, sendo que PI – Talhão de *Pinus* sp.; CN – Campo nativo; AG – Agrícola; e MN – Mata nativa.

Cada ponto amostral demonstrou variação para riqueza, abundância e por consequência diversidade, e a comparação dos valores do índice de Shannon para cada local com um teste T, permitiu inferir que existiu diferença significativa entre esses pontos (T: 144,568;  $p < 0,05$ ). Os valores obtidos para dominância tiveram média de 0.11 (0.09 – 0.15) e a equitabilidade dos pontos apresentou valor médio de 0.95 (0.89 – 0.97) (Tabela 2-2).

Tabela 2-2 - Riqueza e abundâncias das espécies de aves de rapina inventariadas em relação a cada ponto amostral e o tipo de habitat referente, com os respectivos valores para dominância (D), diversidade conforme o índice de Shannon (H') e Equitabilidade (J). PI – Pinus; CN – Campo nativo; AG – Agrícola; MN – Mata nativa.

Ponto Amostrai	Tipo de habitat	Riqueza	Abundância	Dominância (D)	Índice de Shannon (H')	Equitabilidade (J)
1	PI	6	62	0.11	2.34	0.94
2	CN	7	140	0.10	2.38	0.96
3	AG	10	94	0.10	2.41	0.97
4	AG	6	120	0.10	2.37	0.95
5	PI	6	35	0.12	2.27	0.95
6	MN	8	75	0.11	2.35	0.95
7	MN	6	48	0.11	2.37	0.95
8	PI	9	63	0.15	2.22	0.89
9	CN	7	102	0.11	2.35	0.94
10	AG	8	92	0.10	2.38	0.96
11	MN	9	46	0.09	2.41	0.97
12	CN	8	96	0.11	2.31	0.93
<b>Média</b>		<b>7.50</b>	<b>81.08</b>	<b>0.11</b>	<b>2.35</b>	<b>0.95</b>

## 2.4 Discussão

As 15 espécies inventariadas neste trabalho representam aproximadamente 45% das espécies de aves de rapina registradas no planalto das araucárias (Bond-Buckup 2010), mostrando que a área comporta uma comunidade de rapinantes, apresentando para isso recursos e condições necessárias a sobrevivência deste grupo. Estes recursos encontram-se disponíveis mesmo que 37% (1017.45 hectares) sejam utilizados para atividades econômicas (atividade agrícola e de silvicultura).

Ainda que os rapinantes, em sua maioria, não sejam considerados um grupo de aves migratórias (Bildestein, 2006; Drumond, 2010), as desigualdades encontradas nos registros ao longo das estações mostram que existe uma diferença significativa na abundância destes táxons durante o ano. Esta disparidade pode estar relacionada às variações sazonais da disponibilidade de recursos que fazem com que esses indivíduos alterem seus padrões para obtenção de alimento (Poulin et al. 2001; Skalski & Gilliam, 2001; Da Silva et al. 2011), ou mesmo alterem seus comportamentos em função da competição por espaço, uma vez que as aves de rapina, em geral, são territorialistas (Albuquerque, 2000; Azevedo et al. 2003; Granzinoli, 2003).

Como observado, a abundância foi maior na primavera, o que pode ocorrer em função do ciclo reprodutivo destas aves (Marini & Garcia, 2005; Granzinoli, 2009; Kanegae et al. 2009), visto que nesta estação os comportamentos reprodutivos acabam deixando os animais mais expostos do que em outras estações (Thyollay, 1985; Tapia et al. 2007). Além disso, conforme relatado (Cademartori et al. 2004; Iob, 2007) espécies de roedores apresentam picos de abundância no fim do inverno, o que aumentaria a taxa de presas disponíveis para alguns rapinantes na entrada da primavera fato esse que também pode influenciar a maior atividade dessas aves neste período.

Em relação a similaridade apresentada entre os pontos, fica evidente que, excetuando o caso dos pontos 1 e 5 ambos de talhão de *Pinus* sp., não existiu uma tendência de agrupamento entre a composição das aves de rapina e o uso do solo, isso pode estar relacionado a diversos fatores como a grande área de vida de algumas espécies inventariadas, como por exemplo os indivíduos do gênero *Caracara* que apresentam hábitos de deslocar-se por grandes distâncias para alimentação ou mesmo reprodução, podendo buscar áreas à mais de 40 km de distância de seu local de nascimento para construção de seus ninhos (Nemeth & Morrison, 2002). Além disso, em período reprodutivo, deslocam-se diariamente dentro de um raio de 1 km de seu ninho (Morrison, 2001) chegando à ocupar uma área de vida de 1.200 à 2.800 ha (raio de 2 à 3 km) (Morrison, 2001; Morrison & Humphrey, 2001; Nemeth & Morrison, 2002).

Outro fator que pode influenciar na similaridade encontrada é a ausência de uma barreira geográfica limitante entre essa comunidade, pois mesmo a interferência humana sendo, em muitas vezes, um aspecto negativo para a expansão territorial de muitos indivíduos este fator não pode ser considerado limitante na escala deste trabalho. Além disso, muitas espécies de aves que utilizam ambientes abertos e também as bordas de mata para forrageio podem se beneficiar com a fragmentação de áreas florestadas, já que desta forma as áreas de borda são aumentadas (Telino-Junior et al. 2005).

Um terceiro fator relacionado à ausência de agrupamento de espécies em relação aos habitats pode estar relacionado à utilização dos ambientes pelas aves. Muitas espécies apresentaram diferenças no tipo de ambiente utilizado para determinadas atividades, visto que muitas vezes ocupam porções florestadas para reprodução e descanso, preferindo se deslocar e forragear por áreas abertas. *Milvago chimango* (chimango) frequentemente pode ser observado forrageando perto de criações domésticas em áreas abertas, porém utiliza as bordas das florestas nativas ou até mesmo dos talhões de floresta exótica como local de descanso ou abrigo (Morrison & Phillips, 2000).

As espécies amostradas apresentaram diferentes valores de diversidade dentro do conjunto amostral, o que permite confirmar padrões ecológicos de distribuição de táxons (Magurran, 2004; Benfica, 2013) onde existe um número pequeno de espécies com elevada abundância como é o caso do *Coragyps atratus* (urubu-de-cabeça-preta) e *Milvago chimachima* (carrapateiro) e muitas espécies com número reduzido de indivíduos, por exemplo, *Rostrhamus sociabilis* (gavião-caramujeiro), *Urubitinga urubitinga* (gavião-preto) e *Urubitinga coronata* (águia-cinzenta). As espécies que apresentam elevada abundância são em sua maioria generalistas, o que permite um aproveitamento de uma maior gama de recursos disponíveis naquele local e momento por estas espécies (Benfica, 2013).

As alterações ambientais afetam os ecossistemas como um todo, visto que pequenas mudanças nas taxas de presas podem afetar tanto positiva como negativamente as taxas de predadores (Michel et al. 2006). Foi possível observar que a fim de enfrentar tais alterações, muitos indivíduos de rapinantes alteraram seus comportamentos para permanecer na área impactada. Em comunidades de rapinantes que apresentam diversas espécies generalistas que se adaptam aos ambientes modificados pela ação humana (Swihart et al. 2003), a abundância destas aves tende a não representar a degradação do ambiente em questão (Rodríguez-Estrella et al. 1998) e por isso, torna-se controverso utilizar tais espécies como indicadores de qualidade ambiental (Carrete et al. 2009).

Por outro lado, algumas espécies, como *Urubitinga urubitinga* (gavião-preto) apresentaram número reduzido, e mantiveram-se restritas à ambientes conservados. Neste sentido, estes rapinantes, com hábitos mais especialistas, podem ser utilizados como indicadores de diversidade de aves, ou mesmo da diversidade local, tornando-se organismos preferenciais no planejamento de áreas de conservação (Estes et al. 2011), já que áreas ocupadas por espécies de rapinantes apresentam elevada biodiversidade, corroborando o papel destes indivíduos como espécies guarda-chuva. (Sergio et al 2005, Sergio et al. 2006; Thiollay, 2007).

## 2.5 Referências Bibliográficas

Albuquerque, J.L.B. 2000. A Avifauna da Floresta Atlântica do Sul do Brasil: conservação atual e perspectivas para o futuro, p. 273–285. In: Alves, M.A.; Da Silva, J.M.C.; Van Sluys, M.; De Bergallo, H.G. & Da Rocha, C.F.D. (orgs.). *Ornitologia no Brasil: pesquisa atual, conservação e perspectivas*. Rio de Janeiro: Editora UERJ.

Andersen, D.E. 2007. Survey techniques. Pp.89 – 100. In: Bird, D.M. & Bildstein, K.L., eds. *Raptor research and management techniques manual*. Surry, BC, Canada: Raptor Research

Foundation and Hancock House Publishers.

Azevedo, M.A.G.; Machado, D.A. & Albuquerque, J.L.B. 2003. Aves de rapina na Ilha de Santa Catarina, SC: composição, frequência de ocorrência, uso de habitat e conservação. *Ararajuba*, 11:75-81.

Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.

Bellocoq, M.I., J. Filloy, & P.I. Garaffa. 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor Chimango Caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina. *Annales Zoologici Fennici* 45:128–134.

Belton, W. 2003. Aves do Rio Grande do Sul. Distribuição e biologia. São Leopoldo: Unisinos, 583 p.

Bencke, G.A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. In: Pillar VD, Müller SC, Castilhos ZMS & Jacques AVA (eds). *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 101-121.

Benfica, C.E.R. T. 2013 Diversidade e uso do habitat por rapinantes diurnos em uma área protegida do Cerrado, sudeste do Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil.

Bergmann, F.B.; Amaral, H.L.C.; Pinto, D.P.; Chivittz, C.C. & Tozetti, A.M. 2013. Foraging activity of the snail kite, *Rostrhamus sociabilis* (Aves: Accipitridae) in wetlands of southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73(2): 245-252.

Bibby, C.J. 2000. Bird census techniques. Elsevier, 303 p.

Bildestein, K.L. 2006. *Migrating raptors of the world: their ecology and conservation*. Corneel University Press, Ithaca, NY.

Bird, D.M. & Bildstein, K.L. 2007. (eds). *Raptor research and management techniques manual*. Surry, BC, Canada: Raptor Research Foundation and Hancock House Publishers.

Boldrini, I. I. 2009. *Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias*. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/>>. Acessado em 10 de julho 2013.

Bond-Buckup, G. (org.). 2008. *Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra*, vol. 1. Porto Alegre: Editora Libretos.

Cademartori, C.V.; Fabián, M.E. & Meneguetti, J.O. 2004. Variações na abundância de roedores (Rodentia, Sigmodoninae) em duas áreas de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 6(2): 147-167.

Carrete, M.; Tella, J. L.; Blanco, G., & Bertellotti, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142(10), 2002-2011.

Cordeiro, P.H.C. 2003. Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da Mata Atlântica e a importância do Corredor da Serra do Mar e do Corredor Central para conservação da biodiversidade brasileira. In: Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB, Alger K (eds) *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. IESB, Ilhéus, BA.

Cracraft, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. *Ornithological Monographs*, 36:49-84.

CRBO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos 2011. *Listas das aves do Brasil*. 10ª Edição, 25/1/2011, Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acessado em 15 de dezembro de 2013.

Cullen-Jr. L. & Rudran, R. 2004. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen-Jr. L. et al., (orgs). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da UFPR – Curitiba. p.169-179.

Da Silva, J. N., De Assis Volpi, T., Martins, R. F., Leitão, M., & Ruschi, A. J. 2011. Diurnal birds of prey in Estação Biológica de Santa Lúcia: a seasonal analysis in Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. *Spizaetus*, p.18.

Dick, D.P.; da Silva, I.B.; Inda, A.V. & Knicker, H. 2008. Estudo comparativo da matéria orgânica de diferentes classes de solos de altitude do Sul do Brasil por técnicas convencionais e espectroscópicas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32.6: 2289-2296.

Drummond, S. M. 2010. *Notas sobre falcões peregrinos (Falco peregrinus, Tunstall 1771) em período de invernagem na Bahia*. *Portal Aves de Rapina Brasil* – Publicações online. Disponível em <[www.avesderapinabrasil.com](http://www.avesderapinabrasil.com)>. Acessado em 10 julho de 2013

EMBRAPA s.d. Clima. Disponível em: <[www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm](http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm)>. Acessado em 20 de dezembro de 2013.

EMBRAPA. 1999. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, Ministério da Agricultura e do Abastecimento.

Estes, J.A.; Terborgh, J.; Brashares, J.S. Power, M.E.; Berger, J.; Bondo, W.J.; Carpenter, S.R.; Essington, T.E.; Holt, R.D. Jackson, J.B.C.; Marquis, R.J.; Oksanen, L.; Oksanen, T.; Paine, R.T.; Pickett, E.K.; Ripple, W. J.; Sandin, S.A.; Soule, M.E.; Virtanen, R. & Wardle, D.A. 2011. Trophic downgrading on Planet Earth. *Science* 333:301-306.

Fontana, C.S.; Bencke, G.A & Reis, R.R. 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, EDIPUCRS. p.165-188.

Fontana, C.S.; Repenning, M.; Rovedder, C.E. & Gonçalves, M.L. Aves 2008. p. 118-135. In: G. Bond-Buckup. (org.). *Biodiversidade dos campos de Cima da Serra*. Porto Alegre: Editora Libretos.

Granzinolli, M.A.M. 2003. Ecologia alimentar do gavião-de-rabo-branco *Buteo albicaudatus* (Falconiformes: Accipitridae) no município de Juiz de Fora, sudeste do estado de Minas Gerais. *Dissertação* de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 135p.

Granzinolli, M.A.M. 2009. Levantamento área de vida, uso e seleção de hábitat de Falconiformes na região central do Estado de São Paulo. *Tese* de Doutorado. Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo.

ICMBio, 2008. *Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina* / Instituto Chico Mendes de conservação da Biodiversidade, Coordenação-Geral de Espécies Ameaçadas – Brasília.

INPE - Instituto Nacional de pesquisas Espaciais. Disponível em <<http://www.dgi.inpe.br>>. Acessado em 16 de março de 2013.

Iob, G. 2007. Influência de frutos e sementes na abundância de pequenos mamíferos e a relação com a predação e a dispersão de sementes da Araucária (*Araucaria angustifolia*). *Dissertação* de mestrado, UFRGS, Porto Alegre.

IUCN – International Union For Conservation Of Nature. 2010. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acessado em 10 de julho de 2013.

Kanegae, M.F. 2009. Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo. *Tese* de doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 111p.

Kenkel, N.C.; Juhász-Nagy, P. & Podani, J. 1989. On sampling procedures in population and community ecology. *Vegetation*, 83: 195-207.

Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2ª Ed. Menlo Park, California: Addison Wesley Longman.

Levy, G. 2009. Uso e seleção de habitat por *Saltator atricollis* (Aves Cardinalidae) e *Gypsnagra hirundinacea* (Aves Thraupidae) no Cerrado da Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo. *Dissertação* de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. São Paulo, SP. 57p.

Magurran; A.E. 2004. *Measuring biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford. UK.

Maluf, J.R.T. 1999. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. Embrapa Trigo.

Marini, M.A. & Garcia, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*. 1: 95-102.

Mckinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450-45.

Michel, N., Burel, F. & Butet, A. 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica*, 30: 11-20.

MMA - Ministério Do Meio Ambiente.2003. *Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção*. Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acessado em 10 de julho de 2013.

Morrison J.L. & Humphrey S.R. 2001. Conservation value of private lands for Crested Caracara in Florida. *Conservation Biology* 15: 675–684.

Morrison, J. L. & L. M. Phillips. 2000. Nesting habitat and success of the Chimango Caracara in southern Chile. *Wilson Bulletin* 112: 225–232.

Morrison, J.L. 2001. *Recommended management practices and survey protocols for Audubon's Crested Caracara (Caracara cheriway audubonii) in Florida*. Technical Report No. 18. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission Project NG96-021. Contract Number 96115. Tallahassee, FL, USA.

Muralidharan, S., V. Dhananjayan, R. Risebrough, V. Prakash, R. Jayakumar, & P.H. Bloom. 2008. Persistent organochlorine pesticide residues in tissues and eggs of White-backed Vulture, *Gyps bengalensis* from different locations in India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 81:561-565.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853-858.

Nemeth, N. M. & Morrison, J. L. 2002. Natal dispersal of the Crested Caracara in Florida. *Journal of Raptor Research* 36:203–206.

Poulin, R.G., Wellicome, T.I. & Todd, L.D. 2001. Synchronus and delayed numerical responses of a predatory bird community to a vole outbreak on the Canadian Prairies, *Journal of Raptor Research* 35(4):288-295.

Rodríguez-Estrella, R.; Donázar, J. A. & Hiraldo, F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*, 12: 921–925.

Rooney, T.P.; Wiegmann, S.M.; Roger, D.A. & Waller, D.M. 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology*, 18: 787–798.

Sazima, I. 2007. The jack-of-all-trades raptor: versatile foraging and wide trophic role of Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Brazil, with comments on feeding habits of the Caracarini. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(4): 592-597.

Sergio, F.; Blas, J.; Forero, M.; Fernandez, N.; Donázar, J.A. & Hiraldo, F. 2005. Preservation of wide-ranging top predators by site protection: black and red kites in Donana National Park. *Biological Conservation* 125:11-21.

Sergio, F.; Newton, I.; Marchesi, L. & Pedrini, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43:1049-1055.

Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 862p.

Skalski, G.T. & Gilliam, J. 2001. Functional responses with predator interference: variable alternative to the holling type II model. *Ecology* 82(11):3083-3092.

Swihart, R.K.; Gehring, T.M.; Kolozvary, M. B. & Nupp, T. E. 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9: 1 - 18.

Tabarelli, M.; Pinto, L.P.; Silva, J.M.; Hirota, M.M. & Bedê, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*. 1:132-138.

Tapia, L.; Kennedy, P.L. & Mannan, R.W. 2007. Habitat sampling. In: Bird, D. & Bildstein, K. (eds.). *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers. Canadá. p. 153-170.

Telino-Junior, W.; Dias, M.M.; Azevedo Junior, S.M.; Lyra-Neves, R.M & Larrazábal, Maria E. L. 2005, Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 962-973.

Thiollay, J.M. 1985. Composition of Falconiform Communities along successional gradients from primary rainforest to secondary habitats, p. 167-179. In: I. Newton e R.S. Chancellor (eds.) *Conservation Studies on Raptors*. Norwich: ICPB/Paston Press, Technical Publication 5.

Thiollay, J.M. 2007. Raptor communities in French Guiana; distribution, habitat selection and conservation status. *Biological Conservation* 107:111-122.

Travaini, A.; Donoazar, J. A.; Ceballos, O. & Hiraldo, F. 2001. Foods habits of the crested caracara (*Caracara plancus*) in the Andean Patagonia: the role of breeding constraints. *J. Arid. Env.* 48:211-219.

### **3. CAPITULO II**

#### **USO DE HABITAT PELA COMUNIDADE DE AVES DE RAPINA DIURNAS NA REGIÃO DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RS.**

**Habitat Use by the Community of Raptors in the Region of the Araucaria Plateau, RS.**

**Gustavo Francisco Aver**

[gfaver2@yahoo.com.br](mailto:gfaver2@yahoo.com.br)

**Resumo:** A fragmentação e alteração dos ambientes naturais exigem que a fauna local se adapte às transformações ambientais, muitas vezes resultando em mudanças comportamentais ou em variações na distribuição e área de vida natural. Os predadores de topo de cadeia, como por exemplo, os rapinantes, são mais sensíveis às alterações no ambiente, visto que estas modificações geram transformações ao longo dos diferentes níveis tróficos, afetando ainda mais estes predadores. Essas adaptações às variações de recursos são objetivo de estudos de uso de habitat, avaliando as características importantes para permanência de um táxon em determinado local. Em função disto, este trabalho avaliou o uso de habitat da comunidade de aves de rapina diurnas no sul do planalto das Araucárias, analisando como as alterações nos habitats de origem antrópica influenciam os processos ecológicos que determinam a seleção de habitat por parte das aves de rapinas. As campanhas amostrais avaliaram 12 fragmentos florestais, sendo 3 de cada tipo de habitat (campo nativo, agrícola, mata nativa e talhão de *Pinus* sp.). Cada ambiente era avaliado mensalmente ao longo de um ano, com a realização de três pontos de observação por fragmento em cada mês, na busca de espécies de rapinantes diurnos. Além disso, transectos de carros ao longo da área de estudo foram realizados como metodologia complementar. Um total de 16 espécies foram inventariadas, sendo que a maioria destas foi classificada como generalista, indicando que podem estar adaptadas ao ambiente fragmentado da área de estudo. A maioria das espécies de rapinantes inventariados foi encontrada em áreas abertas, principalmente em ambientes agrícolas, e isto pode ser em função de uma maior disponibilidade de recursos nestes ambientes. Além disso, os habitats alterados da área de estudo não impediram a ocorrência da comunidade de rapinantes, mas sim foram selecionados por algumas espécies que utilizaram estas áreas antropizadas acima da proporção disponível. Foi possível observar que as espécies generalistas apresentaram uso proporcional à disponibilidade destes habitats. Este fato descaracteriza tais espécies como indicadoras de qualidade do ambiente. Entretanto, algumas espécies com características especialistas mostraram-se dependentes de ambientes com caracteres conservados, inclusive apresentando abundância reduzida e restrita aos habitats nativos. Estes indivíduos tornam-se, por isso, bons indicadores de qualidade ambiental, e podem ser utilizados como espécies chaves para ações de conservação destes ambientes.

**Palavras Chaves:** Campo de Cima da Serra; seleção de habitat; antropização; fragmentação; largura de nicho.

**Abstract:** The fragmentation and alteration of natural environments require local fauna to adapt to these environmental transformations, often resulting in behavioral changes or variations in the distribution and area of natural life. Top predators, for example, the raptors, are more sensitive to changes in the environment, since these modifications generate transformations over the different trophic levels, affecting even these top predators. These adaptations to changes in resources are aim for studies on habitat use in order to evaluate the important features of a taxon to stay in a certain location. Due to that, this study evaluated the use and habitat selection tendency of the community of diurnal raptors in the south of the Araucaria Plateau, in order to analyze how anthropogenic origin changes in habitats influence ecological processes. The sampling campaigns evaluated 12 forest fragments, being 3 of each habitat type (native grassland, agricultural, native forest and planting of *Pinus* sp.). Each environment was assessed monthly for one year, with the realization of three sampling points per fragment in each month in search of species of diurnal raptors. Moreover, cars transects along the study area were performed as complementary methods. A total of 16 species have been recorded, with the majority of these were classified as generalists, indicating that they can be adapted to the fragmented environment of the study area. Most inventoried individuals were found in open areas, mainly in agricultural environments, and this may be due to a greater availability of resources in these environments. Moreover, the changed habitats of the study area did not prevent the occurrence of raptors community, but were selected by some species that used these disturbed areas above the proportion available. It was observed that the generalist species showed proportionate use to the availability of these habitats. This fact mischaracterizes such species as indicators of environmental quality. However, some species with specialists characteristics were dependent on the environment with preserved characters, even presenting reduced and restricted to native habitats abundance. These individuals become therefore good indicators of environmental quality, and can be used as keys for conservation actions environments these species.

**Key-words:** habitat selection; anthropogenic environments; fragmentation; niche breadth;

### 3.1 Introdução

A fragmentação de ecossistemas naturais vem sendo tratada como uma das principais causas da perda de biodiversidade existente (Gascon et al. 2000; Harper et al. 2005; Groom et al. 2006; Begon et al. 2007), visto que parte dos habitats naturais são transformados em porções consideradas produtivas ou urbanizadas pela presença de atividade antrópica. Um exemplo dessa utilização desenfreada é a ocupação da mata atlântica no sul do Brasil, que mesmo classificada como um dos 25 “*hotspots*” de biodiversidade (Myers et al. 2000; Tabarelli et al. 2005) terrestres encontra-se distribuída em mosaicos florestais de extensões que muitas vezes não garantem a manutenção de algumas espécies (Bierregard & Lovejoy, 1989; Bond-Buckup, 2008). A descontinuidade de ambientes naturais gera a formação de habitats heterogêneos, onde a presença de áreas cultivadas e/ou antropizadas interpõe-se aos resquícios de áreas conservadas (Groom et al. 2006).

No sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul, encontra-se o planalto das araucárias, que é classificado como uma eco-região de mata atlântica com características ombrófilas que é intermeada por porções campestres (Bond-Buckup, 2008; Boldrini, 2009). Nesta região, que abrange principalmente o nordeste do Rio Grande do Sul, a implantação de monoculturas de espécies exóticas é uma prática amplamente difundida (Bond-Buckup, 2008), que cria muitas vezes grandes extensões de florestamentos exóticos, permeada por porções de campo ou mata nativa, que podem ou não também serem utilizados para outras atividades antrópicas como a agropecuária (Volpato, 2009).

As espécies de fauna do Filo Vertebrata podem apresentar diferentes repostas à ambientes alterados (Beale & Monaghan, 2004; Harper et al. 2005; Hill & Curran, 2005), já que muitas vezes esses táxons tem que se adaptar à alterações ambientais, seja por mudanças comportamentais ou até mesmo mudanças na sua distribuição e área de vida (Begon et al. 2007; Da Silva et al. 2011). Na ausência de adaptação às pressões antrópicas, estas espécies podem, em função de sua baixa resistência, serem extintas localmente por um período de tempo, caso as pressões não cessem, e somente retornar, se o ambiente apresentar regeneração de suas características naturais (Begon et al. 2007).

As aves de rapina são, em sua maioria, classificadas como predadores de topo da cadeia alimentar, sendo naturalmente sensíveis as modificações de ambiente e por consequência à alterações nos diferentes níveis tróficos (Begon et al. 2007; Bird 2007; Sergio et al. 2005; Martin & Ferrer, 2013). Dentre essas aves é possível avaliar espécies que possuem diferenças na sua capacidade de se adaptar às mudanças ambientais. Conforme sua

adaptabilidade, estes indivíduos podem ser classificados de generalistas à especialistas, e em função da amplitude de alterações ambientais que certas espécies podem suportar (Mckinney & Lockwood, 1999; Rooney et al. 2004), estes indivíduos podem apresentar seleção de diferentes habitats, sejam eles antropizados ou preservados.

Estudos referentes à maneira como uma comunidade usa e seleciona os habitats disponíveis em seu meio, permitem analisar quais diferentes recursos são necessários à sobrevivência de uma população, servindo de base para ações de manejo e conseqüentemente conservação destes táxons (Morrison et al. 1998; Garshelis, 2000; Jacob & Rudran, 2004). Dessa forma, entender como as espécies se distribuem, utilizam e por conseqüência selecionam determinados habitats também pode ser considerado como uma ferramenta fundamental para o manejo tanto das espécies quanto dos ecossistemas que podem vir a sofrer impacto devido a interferência antrópica (Jones 2001, Tapia et al. 2007).

Neste sentido, este trabalho visou avaliar de que maneira as alterações nos habitats de origem antrópica influenciam os processos ecológicos, com ênfase no uso e tendência de seleção de habitats da comunidade de aves de rapina diurnas no sul do planalto das Araucárias.

### **3.2 Metodologia**

A área de estudo possui 2.740,95 hectares e está localizada na porção sul da Mata Atlântica, na região classificada como Planalto das Araucárias, nordeste do estado do Rio Grande do Sul (Figura 3.1), especificamente na zona rural do município de Bom Jesus. Com 1046 metros de altitude, a região apresenta solos classificados como cambisolos Bruno húmicos, de textura argilosa, substrato basáltico e de teor ácido, com grandes extensões de terra de paisagens relativamente homogêneas, de relevo suave ondulado (EMBRAPA, 1999; Dick et al. 2008).

Em relação à hidrografia, Bom Jesus é constituído por duas Bacias hidrográficas: a bacia Apuê-Inhandava e a bacia Taquari-Antas. Apesar de ser considerado um dos municípios brasileiros com maior abundância de rios, poucos são navegáveis, sendo os mais importantes o rio Pelotas e o rio das Antas (Moreira, 2006).

A classificação climática é Cfb - Clima temperado, com verão ameno. As chuvas são uniformemente distribuídas, não ocorrendo estação seca e a temperatura média anual é de 14,4 °C, com temperatura média de 10°C no mês mais frio e de 22°C no mês mais quente. A precipitação varia de 1.100 a 2.000 mm. Presença de geadas severas e frequentes, num

período médio de ocorrência de dez a 25 dias anualmente (Maluf, 1999; EMBRAPA).

Na área de estudo foram avaliadas quatro habitats diferentes, classificados conforme o uso do solo e a composição da vegetação encontrada, sendo eles campo nativo, agricultura, mata nativa e florestamento de *Pinus* sp. Cada ambiente foi avaliado através de campanhas mensais realizadas entre agosto de 2012 e julho de 2013.

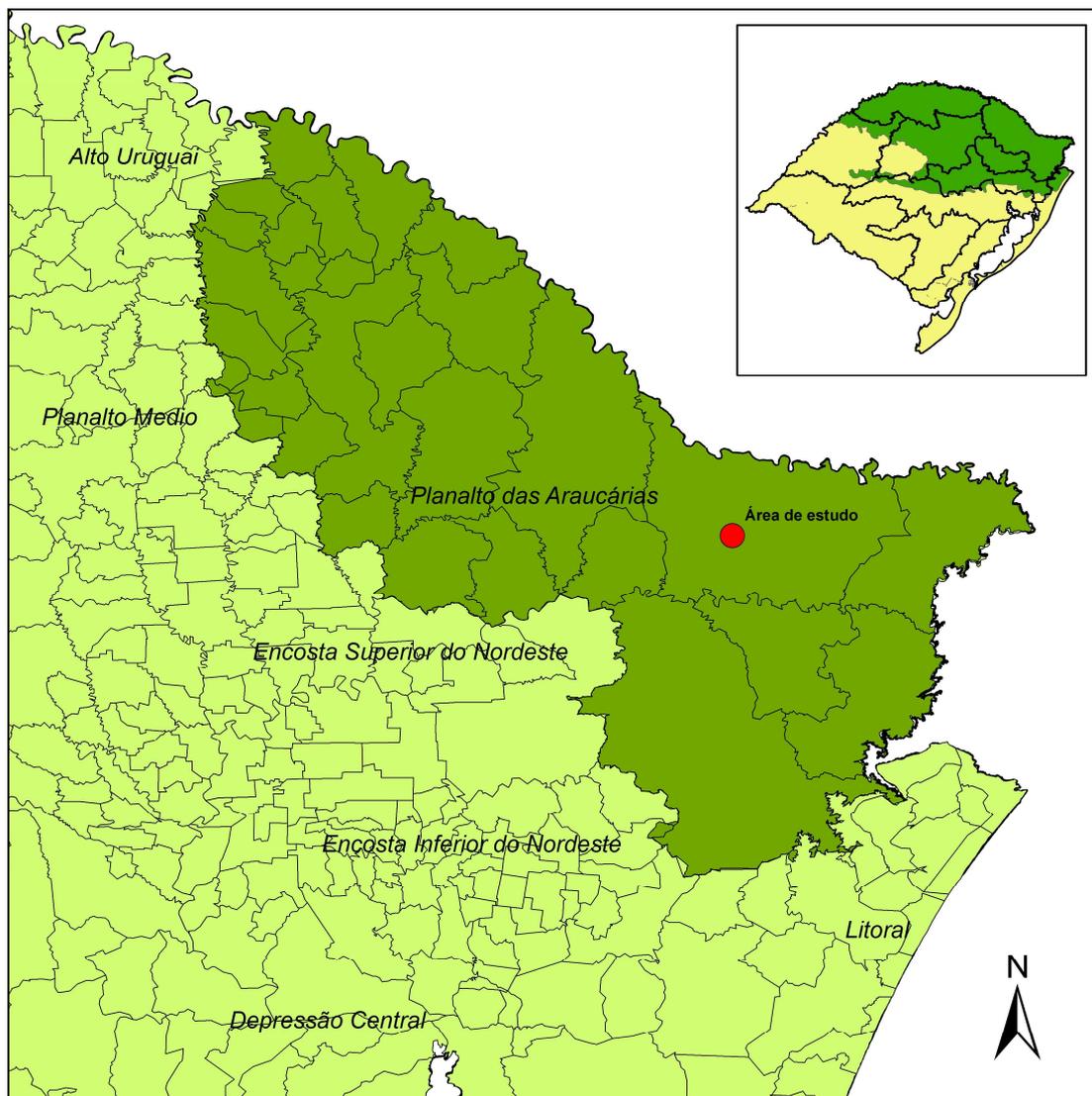


Figura 3.1- Ilustração com detalhe da localização da área de estudo (em vermelho) em relação a eco região do planalto das araucárias no nordeste do estado do Rio Grande do Sul.

As áreas de campo nativo (CN) foram aquelas que apresentaram vegetação rasteira predominante com a presença ou não de pequenas criações de gado ou ovinos. Não apresentavam alterações físicas no solo e não havia presença de vegetação exótica de porte arbóreo. Os fragmentos de agricultura (AG) foram caracterizados pela existência de cultivos agrícolas. As espécies cultivadas nestes locais variaram em relação às cultivares como trigo

(*Triticum* sp.) e milho (*Zea mays*) conforme as estações favoráveis a seu desenvolvimento, não caracterizando esses locais como monoculturas e sim como culturas rotativas ou cíclicas(Figura 3.2).

Para os fragmentos de mata nativa (MN) foram considerados os locais com a existência de espécies da flora nativa de porte arbóreo bem estabelecidas e apresentando diversos estratos verticais sem vegetação exótica no seu interior ou borda. Já os talhões de *Pinus* sp. (PI) eram florestamentos que continham estritamente indivíduos de pinheiro-americano (*Pinus elliottii* e/ou *Pinus taeda*), apresentando altura mínima de nove metros e distanciamento mínimo entre as árvores de 1,5 metros (Figura 3.2).



Figura 3.2 - Representação das quatro formações distintas avaliadas na área de estudo. a)Campo Nativo; b)Agrícola; c)Mata Nativa; d)Talhão de *Pinus* sp.

Nas campanhas mensais foram avaliados três fragmentos de cada um dos habitats descritos e cada fragmento foi amostrado através de três pontos de observação, com 10 minutos de duração cada um, sendo que o deslocamento entre eles também foi utilizado como transecção para o censo de indivíduos (Kenkel et al. 1989; Bibby, 2000; Cullen et al. 2004; Andersen, 2007).

Nas áreas abertas os pontos se distanciaram em 500 metros entre si, sendo que o raio de amostragem no ponto foi de 100 metros. Nas áreas florestadas os pontos se distanciaram em 200 metros entre si, e o raio de amostragem no ponto foi de 10 metros (Bibby, 2000; Cullen et al. 2004; Andersen, 2007). Cada fragmento foi analisado uma vez ao mês, totalizando três amostragens em cada fragmento por estação.

Como metodologia complementar aos pontos de observação foram estabelecidos oito transectos de 1 km de comprimento distribuídos nos acessos internos da área de estudo (Granzinoli, 2009), estes foram percorridos de carro a uma velocidade média de 20 km/h, sempre com dois pesquisadores. Cada rapinante observado em uma distância de até 300 metros do eixo do transecto foi inventariado e o tipo de habitat em que se encontrava foi registrado (Andersen, 2007; Granzinoli, 2009). Conforme as outras metodologias empregadas cada um destes transectos foi avaliado somente uma vez durante cada campanha mensal..

As amostragens iniciaram uma hora e meia após o nascer do sol se estendendo até às 11:00 horas, e no período da tarde iniciaram às 15:30 terminando 30 minutos antes do por do sol (Andersen, 2007; Granzinoli, 2009). Todos os rapinantes foram registrados em seus diferentes comportamentos (vôo, pousadas, vocalizando, forrageando, etc.) apenas uma vez em cada ponto ou unidade amostral e bandos visualizados nas amostragens tiveram seus indivíduos contados (Bednarz, 2007), após o registro de um indivíduo, este não era novamente considerado durante a amostragem do ponto ou transecto a fim de evitar a pseudoreplicação nas análises estatísticas (n=1178). As espécies foram identificadas através de visualização direta, com o auxílio de binóculo 10 x 50 e vocalização.

A nomenclatura das espécies seguiu o CRBO (2011) e para as categorias de ameaça de nível internacional foi utilizada a lista elaborada pela IUCN (2010), para nível estadual o Livro Vermelho da Fauna Ameaçada do Rio Grande do Sul (Fontana et al. 2003) e para o nível nacional foi utilizado o Livro Vermelho (MMA, 2003).

Com o intuito de determinar a estrutura da paisagem da área de estudo foi utilizada uma imagem de satélite LANDSAT, obtido no catálogo de imagens do INPE (INPE, 2013) e para complementar a análise foi utilizada uma imagem QUICKBIRD, ano de 2013. Para a classificação das imagens foi utilizado o software ArcMap versão 10 (Figura 3.3).

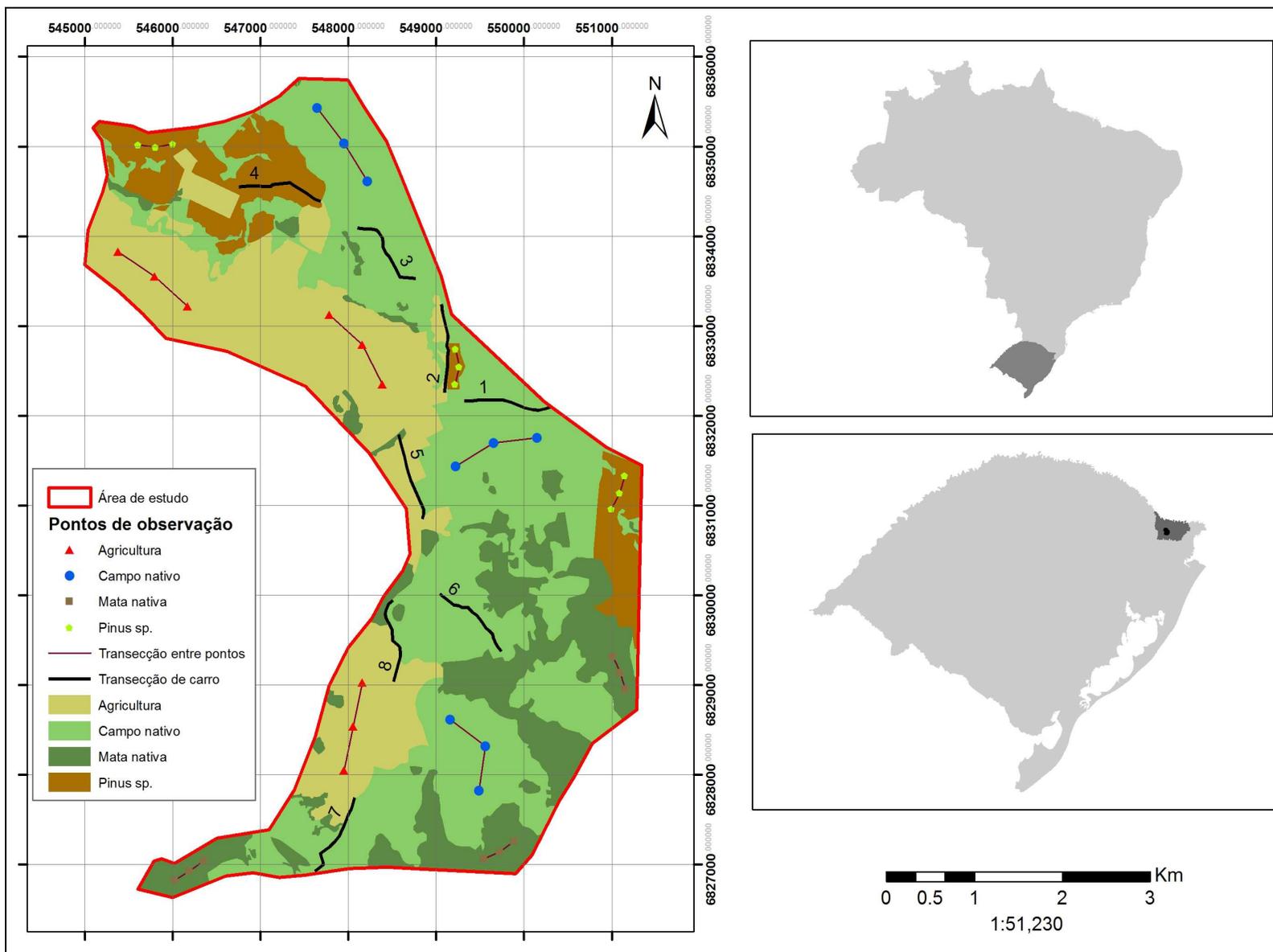


Figura 3.3 - Mapa da área de estudo do planalto das araucárias no nordeste do estado do Rio Grande do Sul (Brasil) com a classificação do uso do solo bem como a localização dos pontos de amostragem. Total da área de estudo 2,740,95 ha, ambiente agrícola 756,52 ha (27,6%), mata nativa 457,75 ha (16,7%), florestamento de pinus 260,93 ha (9,51%) e campo nativo 1265,75 ha (46,18%).

A suficiência de amostragem foi determinada através de curva de acumulação de espécies e a riqueza das espécies foi calculada através do índice de riqueza de Jackknife (Krebs, 1999; Cullen et al. 2004).

O índice padronizado de Levins foi utilizado para identificar a largura de nicho das espécies inventariadas, a fim de obter informações quanto ao uso do recurso analisado e com isso determinar se as espécies podem ser consideradas como generalistas ou especialistas na área de estudo (Krebs, 1999), conforme as fórmulas:

$$B = \frac{Y^2}{\sum N_j^2}$$

$$Bp = \frac{(B - 1)}{(n - 1)},$$

onde, Y = nº indivíduos da espécie amostrados; N<sub>j</sub> = nº de indivíduos no habitat; Bp = nicho de Levins padronizado; B = medida do nicho de Levins; n = número possível de habitats.

O intervalo de confiança de Bailey foi utilizado para analisar a tendência de uso de habitat considerando a proporção disponível de cada tipo de ambiente e o uso observado das aves de rapina destes locais (Granzinolli, 2009; Levy, 2009; Rong et al. 2009). Este intervalo é calculado pelas fórmulas:

$$C = \frac{B}{4N}$$

$$p_{iL} = \frac{n_i - 1/8}{N + 1/8}$$

$$p_{iU} = \frac{n_i - 7/8}{N + 1/8}$$

$$p_i^L = \frac{(\sqrt{p_{iL}} - \sqrt{C(C + 1 - p_{iL})})^2}{(C + 1)^2}$$

$$p_i^U = \frac{(\sqrt{p_{iU}} + \sqrt{C(C + 1 - p_{iU})})^2}{(C + 1)^2},$$

onde: B é o nível de confiança ( $\alpha / k$ ) em graus de liberdade;  $N_i$  é o número de observações de cada espécie para a utilização do habitat; N é o número total de observações da espécie;  $p_{il}$  indica o limite de intervalo de confiança inferior,  $p_{iu}$  para o limite de intervalo de confiança superior.

Como complemento a análise do intervalo de confiança de Bailey se utilizou um método habitualmente empregado em estudos de seleção de habitats com aves de rapina (Tella & Forero, 2000; Rodríguez et al. 2003) o Savage Selectivity Index (SSI), calculado através da equação  $W_i = U_i / p_i$ , onde  $U_i$  é a proporção de indivíduos observados no habitat  $i$  e  $p_i$  é a proporção disponível deste ambiente. O índice de SSI varia de 0 (seleção negativa) até o infinito (máxima seleção positiva), sendo que 1 indica ausência de seleção. Para avaliar se os valores do SSI encontrados foram significativos comparou-se a estatística  $(W_i - 1)^2 / S.E.(W_i)^2$  com o valor de distribuição de chi-quadrado, com um grau de liberdade. O erro padrão (S.E.) foi calculado por  $\sqrt{(1 - p_i / u \times p_i)}$ , onde u é o número total de indivíduos registrados (Manly et al. 1993; Tella & Forero, 2000; García et al. 2006; Rodríguez et al. 2013). As análises foram baseadas na proporção dos diferentes tipos de habitats disponíveis. As comparações foram corrigidas por testes múltiplos utilizando a correção de Bonferroni.

As análises foram processadas nos *softwares Excel 2010, Past e SPSS 19.0*. Para todos os resultados, foi considerado o  $p < 0,05$ .

### 3.3 Resultados

Neste estudo foram registradas 16 espécies das três Famílias de rapinantes diurnas presentes no Rio Grande do Sul, em um total de 1178 registros (Tabela 3-1). Os indivíduos da Família Cathartidae, *Coragyps atratus* (urubu-de-cabeça-preta) e *Cathartes aura* (urubu-de-cabeça-vermelha) e sub-Família Carcarini, *Caracara plancus* (caracará), *Milvago chimachima* (carrapateiro) e *Milvago chimango* (chimachima) representaram cerca 89,92% da amostragem total, enquanto espécies como *Urubitinga urubitinga* (gavião-preto), *Urubitinga coronata* (águia-cinzenta), *Circus buffoni* (gavião-do-banhado), *Buteo brachyurus* (gavião-de-cauda-curta), *Elanus leucurus* (gavião-peneira), *Falco femoralis* (falcão-de-coleira), *Geranoaetus melanoleucus* (águia-chilena) e *Rosthramus sociabilis* (gavião-caramujeiro) representaram somente 1,61% das amostragens. Dentre estes registros 388 ocorreram em ambiente de agricultura (32,94%), 406 em campo nativo (34,38%), 181 em mata nativa (15,37%) e 203 em talhão de pinheiro-americano (17,23%).

Tabela 3-1 Lista das aves de rapina inventariadas durante as 12 campanhas mensais com determinação do hábitat onde foram inventariadas, sua abundância relativa (AR) em porcentagem (%) e o status de conservação das mesmas nos níveis estadual (Est), nacional (Nac) e Internacional (Int). AG-Agricultura; CN – Campo nativo; PI – Talhão de *Pinus* sp.; MN – Mata nativa; NA – Não ameaçado; LC (Least concern) – Pouca preocupação; VU – Vulnerável; CP – Criticamente em perigo; END (Endangered) – Em perigo.

Família	Nome Científico	Nome Vulgar	AR (%)	Habitat	Status de conservação		
					Est	Nac	Int
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Urubu-de-cabeça-vermelha	7.21	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Coragyps atratus</i>	Urubu-de-cabeça-preta	32.26	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	Gavião-peneira	0.42	AG	NA	NA	LC
	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Gavião-caramujeiro	0.17	PI	NA	NA	LC
	<i>Circus buffoni</i>	Gavião-do-banhado	0.17	CN	NA	NA	LC
	<i>Urubitinga urubitinga</i>	Gavião-preto	0.17	MN	NA	NA	LC
	<i>Heterospizias meridionalis</i>	Gavião-caboclo	0.68	AG, CN, MN	NA	NA	LC
	<i>Urubitinga coronata</i>	Águia-cinzenta	0.17	AG, MN	CP	NA	END
	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águia-chilena	0.17	CN, PI	VU	NA	LC
	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó	4.33	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Buteo brachyurus</i>	Gavião-cauda-curta	0.08	AG	NA	NA	LC
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Caracará	17.06	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Milvago chimachima</i>	Carrapateiro	21.39	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Milvago chimango</i>	Chimango	11.29	AG, CN, MN, PI	NA	NA	LC
	<i>Falco sparverius</i>	Quiri-quiri	4.16	AG, CN, MN	NA	NA	LC
	<i>Falco femoralis</i>	Falcão-de-coleira	0.25	CN, MN, PI	NA	NA	LC

A curva de rarefação mostrou uma tendência a estabilização a partir da amostragem do oitavo mês, os índices de jackknife mostraram que a riqueza da área variou sendo a riqueza da área estimada por jackknife1 de  $16.89 \pm 1.67$  e jackknife2  $17.06 \pm 2.94$  indicando que o método utilizado foi eficiente para o registro das espécies encontradas a campo (Figura 3.4).

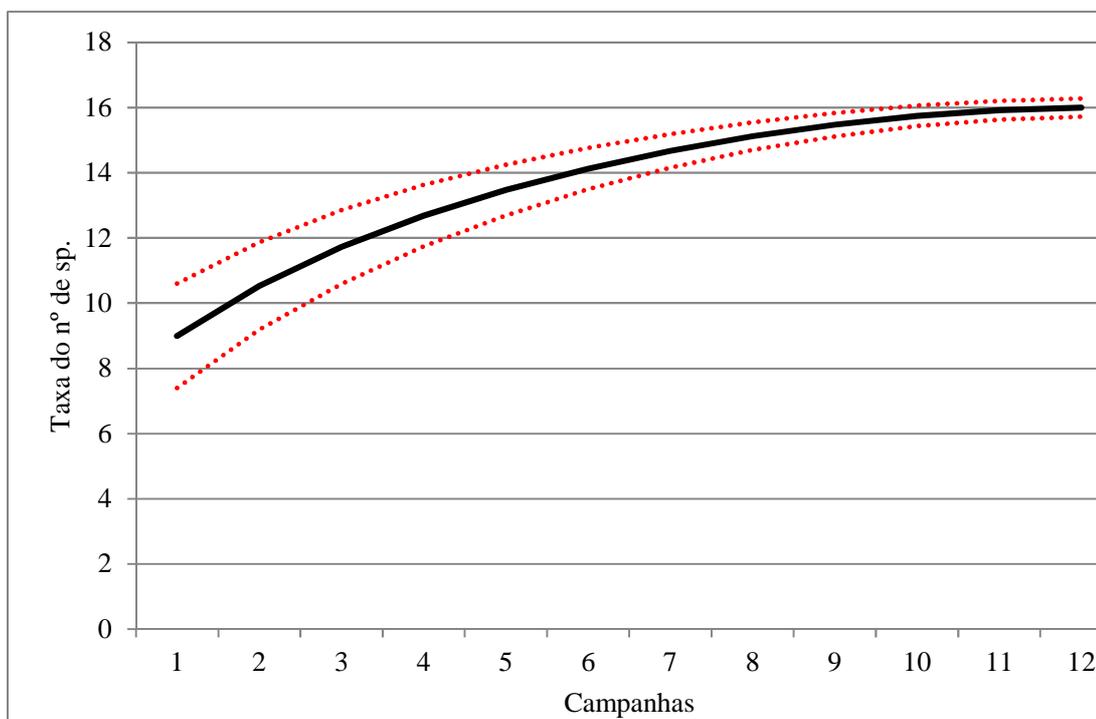


Figura 3.4 – Curva de rarefação (acumulação de espécies) durante as doze campanhas amostrais mostrando a tendência de estabilização das espécies encontradas a partir da 10ª campanha de campo (linha preta sólida) e o desvio padrão da taxa de espécies encontradas (linha vermelha pontilhada).

Em relação ao tipo de habitat, o mais utilizado foi Campo nativo que demonstrou uma riqueza de 11 espécies e a maior abundância com 406 indivíduos registrados, ao contrario dos ambientes florestais que tiveram os menores valores de riqueza (Talhão de *Pinus* sp., 9 espécies) e indivíduos inventariados (Mata nativa, 181 registros) (Figura 3.5).

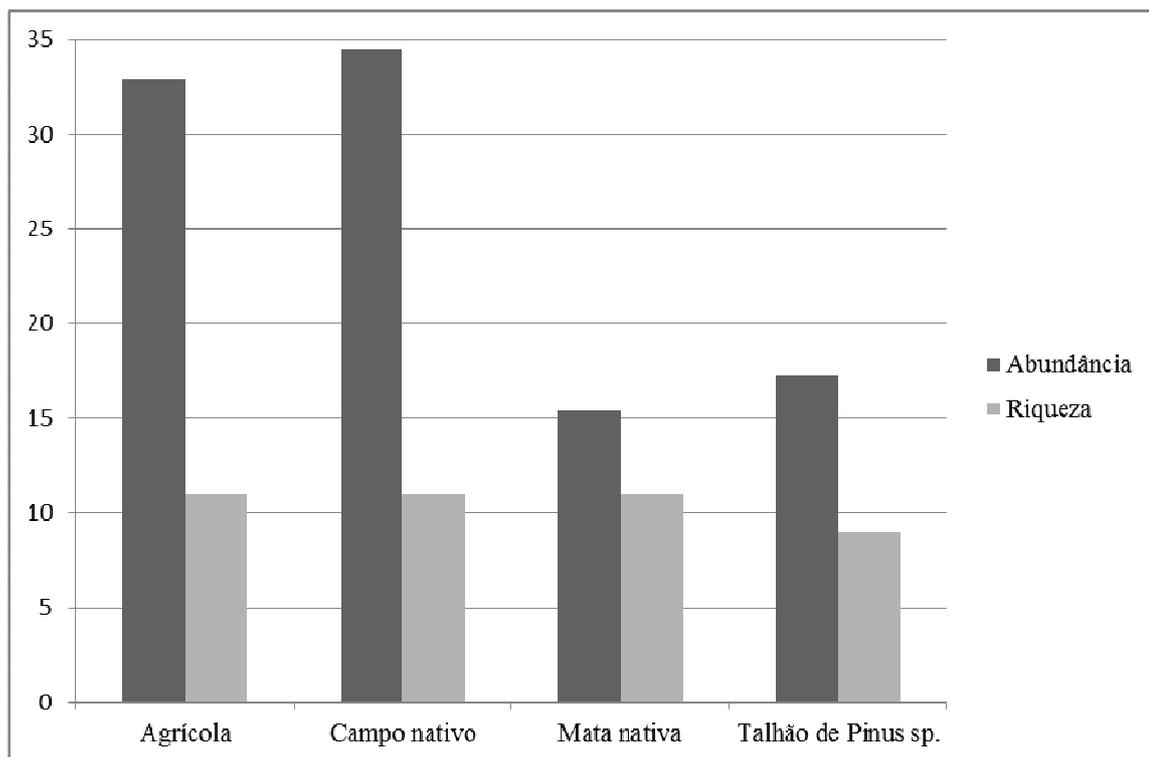


Figura 3.5 – Riqueza total e abundância relativa das espécies de rapinantes inventariadas de agosto de 2012 a julho de 2013 em relação aos habitats avaliados.

O índice de largura de nicho padronizado de Levins foi calculado somente para oito espécies, devido às demais se apresentarem em somente um tipo de habitat ou apresentarem abundância reduzida (Tabela 3-2). As espécies que apresentaram características especialistas foram *Rupornis magnirostris* (gavião-carijó), *Falco sparverius* (quiri-quiri), *Heterospizias meridionalis* (gavião-caboclo), ao contrário de *M. chimachima*, *C. atratus* e *C. aura* que apresentaram os maiores valores do índice indicando que são espécies de hábitos generalistas.

Tabela 3-2 – Largura de Nicho de Levins padronizada para as espécies de aves de rapina inventariadas na área de estudo, sendo que o índice varia de 0 (espécie com hábitos muito restritos) a 1 (espécie com hábitos totalmente generalistas).

<b>Espécie</b>	<b>Largura de nicho padronizada</b>
<i>Milvago chimachima</i>	0.9140
<i>Cathartes aura</i>	0.8923
<i>Coragyps atratus</i>	0.8241
<i>Milvago chimango</i>	0.7156
<i>Caracara plancus</i>	0.6573
<i>Heterospizias meridionalis</i>	0.4872
<i>Falco sparverius</i>	0.3693
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.2405

Das 16 espécies inventariadas nas amostragens foi possível calcular o intervalo de confiança de Bailey para oito destas. As demais não foram utilizadas por não terem um mínimo de cinco indivíduos amostrados ou por encontrarem-se em um ou dois habitats somente (Tabela 3-3).

Tabela 3-3 – Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de habitat pelas aves de rapina na área de estudo. Os valores observados correspondem ao número total de registros obtidos durante agosto de 2012 a julho de 2013, e os valores esperados foram derivados das proporções de cada habitat amostrado. (Pi) Proporção de uso observado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado (+) habitat usado em proporção acima do esperado.

<b>Espécie</b>	<b>Habitat</b>	<b>Proporção observada</b>	<b>Proporção esperada</b>	<b>Intervalo de confiança de Bailey</b>	<b>Tendência de Uso</b>
<i>C. plancus</i>	Agrícola	0.363184	0.276	$0.20098 \leq Pi \leq 0.52493$	=
	Campo nativo	0.412935	0.461	$0.24238 \leq Pi \leq 0.57441$	=
	Mata nativa	0.044776	0.167	$0.00147 \leq Pi \leq 0.1448$	-
	<i>Pinus</i> sp.	0.179104	0.095	$0.065641 \leq Pi \leq 0.324293$	=
<i>C. aura</i>	Agrícola	0.376471	0.276	$0.133926 \leq Pi \leq 0.616435$	=
	Campo nativo	0.211765	0.461	$0.039698 \leq Pi \leq 0.445754$	-
	Mata nativa	0.188235	0.167	$0.029399 \leq Pi \leq 0.418359$	=
	<i>Pinus</i> sp.	0.223529	0.095	$0.045212 \leq Pi \leq 0.459109$	=
<i>C. atratus</i>	Agrícola	0.352632	0.276	$0.234329 \leq Pi \leq 0.471352$	=
	Campo nativo	0.342105	0.461	$0.225138 \leq Pi \leq 0.460473$	-
	Mata nativa	0.150000	0.167	$0.070929 \leq Pi \leq 0.248555$	=
	<i>Pinus</i> sp.	0.155263	0.095	$0.074699 \leq Pi \leq 0.254809$	=

<b>Espécie</b>	<b>Habitat</b>	<b>Proporção observada</b>	<b>Proporção esperada</b>	<b>Intervalo de confiança de Bailey</b>	<b>Tendência de Uso</b>
<i>F. sparverius</i>	Agrícola	0.346939	0.184	$0.036708 \leq Pi \leq 0.686207$	=
	Campo nativo	0.591837	0.305	$0.158335 \leq Pi \leq 0.862661$	=
	Mata nativa	0.061224	0.51	$0.024076 \leq Pi \leq 0.362231$	-
<i>H. meridionalis</i>	Agrícola	0.375000	0.184	$0.115933 \leq Pi \leq 0.925538$	=
	Campo nativo	0.500000	0.305	$0.071737 \leq Pi \leq 0.957895$	=
	Mata nativa	0.125000	0.51	$0.271398 \leq Pi \leq 0.818196$	=
<i>M. chimachima</i>	Agrícola	0.269841	0.276	$0.141876 \leq Pi \leq 0.41029$	=
	Campo nativo	0.337302	0.461	$0.195858 \leq Pi \leq 0.481791$	=
	Mata nativa	0.154762	0.167	$0.05944 \leq Pi \leq 0.278827$	=
	<i>Pinus</i> sp.	0.238095	0.095	$0.117747 \leq Pi \leq 0.375385$	+
<i>M. chimango</i>	Agrícola	0.383459	0.276	$0.182455 \leq Pi \leq 0.57950$	=
	Campo nativo	0.375940	0.461	$0.176712 \leq Pi \leq 0.572137$	=
	Mata nativa	0.105263	0.167	$0.012747 \leq Pi \leq 0.265577$	=
	<i>Pinus</i> sp.	0.135338	0.095	$0.016503 \leq Pi \leq 0.101718$	=
<i>R. magnirostris</i>	Agrícola	0.058824	0.276	$0.010461 \leq Pi \leq 0.311777$	=
	Campo nativo	0.058824	0.461	$0.010461 \leq Pi \leq 0.311777$	-
	Mata nativa	0.745098	0.167	$0.340654 \leq Pi \leq 0.928201$	+
	<i>Pinus</i> sp.	0.137255	0.095	$0.000656 \leq Pi \leq 0.424278$	=

*H. meridionalis* e *M. chimango* foram as únicas espécies que não mostraram tendência de uso positiva ou negativa em relação aos ambientes em que estes foram encontrados. Dos quatro habitats avaliados o ambiente agrícola apresentou utilização na mesma proporção de disponibilidade para todas as espécies avaliadas.

O SSI foi aplicado somente para as espécies que tiveram a tendência de uso calculada, permitindo avaliar diferentes seleções para cada tipo de habitat (Tabela 3-4). Em função disso, foram também excluídas às espécies com ocorrência em somente um ou dois ambientes, e com mínimo de cinco indivíduos inventariados.

Tabela 3-4 – Valores do Savage Selectivity Index (SSI) dos diferentes habitats onde as espécies de aves de rapina foram registradas, estão descritas as frequências de ocorrência e a disponibilidade de cada habitat, além de valores do desvio padrão (Se) o valor de Chi<sup>2</sup> para um grau de liberdade e a significância foi considerada para  $p < 0,05$ . (\*) valores significativos; e (NS) valores não significativos.

<b>Espécie</b>	<b>Habitat</b>	<b>Frequência</b>	<b>Disponibilidade do habitat</b>	<b>SSI (Wi)</b>	<b>Se (Wi)</b>	<b>Chi</b>	<b>P</b>
<i>C. plancus</i>	Agrícola	73	0.2760	1.3159	0.1142	7.6445	*
	Campo	83	0.4618	0.8942	0.0761	1.9304	NS
	Mata	9	0.1670	0.2681	0.1575	21.5858	*
	Pinus	36	0.0952	1.8814	0.2175	16.4294	*
<i>C. aura</i>	Agrícola	32	0.2760	1.364	0.1757	4.2933	NS
	Campo	18	0.4618	0.4586	0.1171	21.3796	*
	Mata	16	0.1670	1.1271	0.2422	0.2754	NS
	Pinus	19	0.0952	2.3481	0.3344	16.2523	*
<i>C. atratus</i>	Agrícola	134	0.2760	1.2776	0.0831	11.1653	*
	Campo	130	0.4618	0.7408	0.0554	21.9019	*
	Mata	57	0.1670	0.8982	0.1146	0.7898	NS
	Pinus	59	0.0952	1.631	0.1582	15.9172	*
<i>M. chimachima</i>	Agrícola	68	0.2760	0.9777	0.102	0.0479	NS
	Campo	85	0.4618	0.7304	0.068	15.7137	*
	Mata	39	0.1670	0.9267	0.1407	0.2715	NS
	Pinus	60	0.0952	2.5011	0.1942	59.7417	*
<i>M. chimango</i>	Agrícola	51	0.2760	1.3893	0.1404	7.6847	*
	Campo	50	0.4618	0.8141	0.0936	3.9442	NS
	Mata	14	0.1670	0.6303	0.1937	3.6444	NS
	Pinus	18	0.0952	1.4217	0.2673	2.4881	NS
<i>R. magnirostris</i>	Agrícola	3	0.2760	0.2131	0.2268	12.0384	*
	Campo	3	0.4618	0.1274	0.1512	33.3209	*
	Mata	38	0.1670	4.4616	0.3127	122.5171	*
	Pinus	7	0.0952	1.4418	0.4317	1.0473	NS
<i>F. sparverius</i>	Agrícola	17	0.3050	1.1373	0.2156	0.4057	NS
	Campo	29	0.5104	1.1596	0.1399	1.3011	NS
	Mata	3	0.1846	0.3317	0.3003	4.9536	NS
<i>H. meridionalis</i>	Agrícola	3	0.3050	1.2293	0.5336	0.1847	NS
	Campo	4	0.5104	0.9797	0.3463	0.0034	NS
	Mata	1	0.1846	0.6772	0.7431	0.1887	NS

*F. sparverius* e *H. meridionalis*, não apresentaram valores significativos para seleção de ambiente em nenhum dos habitats em que foram inventariados. As demais espécies tiveram valores significativos para seleção de habitat, tanto positiva quanto negativa para pelo menos um tipo de habitat em que foram encontrados.

## **Discussão**

A análise dos dados obtidos no presente estudo permitiu inferir que, em relação aos habitats avaliados e suas proporções disponíveis, foram beneficiadas principalmente as espécies generalistas e adaptáveis que podem ocupar mais de um hábitat específico (Sazima, 2007a; Granzinoli, 2009; Petersen et al. 2011). Isto porque, a matriz de uso do solo não apresenta grandes manchas de mata ou mesmo de campo, mas sim um mosaico de fragmentos intercalados entre áreas abertas e fechadas (Bond-Buckup, 2008; Boldrini, 2009).

Um fator que pode ter influenciado na abundância dos dados obtidos a campo é a diferença entre a detecção de espécies com hábitos mais restritos que muitas vezes não são tão visíveis (Berry et al. 1998; Andersen, 2007). Características das espécies de rapinantes, seus comportamentos naturais, bem como o uso de determinados ambientes tem forte influência na detectabilidade destas, por exemplo, a escolha de ambientes fechados para reprodução pode reduzir a sua detecção (Andersen, 2007). Por outro lado algumas espécies além de serem facilmente reconhecidas por sua vocalização tem sua área de vida mais amplamente distribuída, não ficando restritas a ambientes de vegetação estratificada ou em habitats específicos (Ferguson-Lees & Christie, 2001; Petersen et al. 2011), o que, conseqüentemente, facilita sua visualização e identificação.

Ao avaliarmos individualmente cada espécie, é possível observar que mesmo que alguns dos rapinantes registrados sejam classificados como da mesma Família taxonômica e/ou com hábitos alimentares muito semelhantes, como no caso dos Caracarinis inventariados (Travaini, et al. 2001; Sazima, 2007a), podem apresentar uma ocupação diferenciada de cada hábitat disponível na área de estudo (Ferguson-Lees & Christie, 2001).

Esta distribuição espacial de habitats na area de estudo favorece principalmente as espécies com hábitos generalistas (Lens et al. 2002), que se utilizam dos diferentes ambientes para a obtenção dos recursos necessários à sobrevivência, não se restringindo a um tipo muito específico de recurso (Redpath & Thirgood, 1999; Rutz & Bijlsma, 2006). *M. chimachima*, *C. aura*, e *C. atratus* apresentaram os maiores valores no índice de Levins, corroborando os

hábitos generalistas destas espécies, já descritos por Sazima (2007a), Sazima (2007b) e Pavés et al. (2008). Por exemplo, os cathartídeos utilizaram ambientes de mata nativa somente para deslocamento, enquanto em ambientes de pinus, estes foram observados pousados durante diversas ocasiões. Os valores calculados para tendência e seleção indicaram que estas espécies não apresentam tendência ou seleção de ambientes de mata nativa enquanto para ambientes de pinus o uso acima do esperado demonstrou uma preferência por estes locais, sendo que este fato pode ser explicado pela facilidade em encontrar locais de repouso nesses talhões (Speziale & Lambertucci, 2013).

Em ambientes abertos predominou o comportamento de forrageamento para *C. aura* e *C. atratus*, sendo que estas espécies apresentaram seleção negativa para campo nativo, ao contrário de locais usados para o cultivo, onde a oferta de alimento se torna maior pela presença de criações domésticas. *M. chimachima* por sua vez utilizou ambos os ambientes arbóreos como área de descanso ou para forrageamento pelo comportamento de “senta e espera” (Panasci & Whitacre, 2000; Granzinoli, 2009), sendo que, assim como as espécies de urubu, a tendência e a seleção de hábitat foi positiva para os talhões com vegetação exótica.

Travaini et al. (2001), Sazima (2007a) e Bellocq et al. (2008), descrevem *M. chimango* e *C. plancus* como espécies generalistas, sendo que para este estudo estas espécies apresentaram largura de nicho ampla, conforme os valores do índice de Levins. Entretanto, ao compararmos com as espécies descritas anteriormente, a característica generalista foi menos acentuada. Os hábitos alimentares de *M. chimango* e *C. plancus* são em sua maioria insetívoros, e por isso, apesar de utilizarem todos os ambientes, selecionaram ambientes antrópicos onde a disponibilidade de alimento é maior e a captura das presas se torna facilitada (Sazima, 2007a).

Em relação à largura de nicho, *H. meridionalis*, *F. sparverius* e *R. magnirostris* apresentaram os menores valores do índice de Levins, indicando espécies de hábitos mais restritos (Cabral et al. 2006; Motta-Junior, 2006). Em se tratando do *H. meridionalis* e do *F. sparverius*, estas duas espécies não tiveram indivíduos registrados em ambientes de pinus, e não demonstraram seleção para nenhum habitat em que foram amostrados. Este fator pode estar ligado principalmente à alimentação destas espécies que dependem de forrageio em áreas abertas (Cabral et al. 2006; Sick, 2007; Petry et al. 2011).

*R. magnirostris* apresentou os hábitos mais específicos em relação aos táxons avaliados, sendo que apesar de ter sido inventariado em todos os habitats avaliados, foi a espécie com a maior diferença nos registros entre os ambientes campestres e florestais, tanto

nativos quanto exóticos. O gavião-carijó utilizou em maior quantidade os habitats florestais (Santos & Rosado, 2009), apresentando forte seleção positiva para as áreas de mata nativa, enquanto para os ambientes campestres, tanto as áreas nativas como antropizadas foram evitadas pela espécie. Esta informação é corroborada por Panasci & Whitacre (2000) e Santos & Rosado (2009) que descrevem o comportamento de “senta e espera” como principal método de caça do *R. magnirostris* assim como outras espécies de rapinantes inventariados. Para esta espécie, este comportamento é particularmente importante, pois permite uma maior taxa de sucesso na obtenção de alimento, em comparação à caça ativa, visto que as características físicas do animal não beneficiam este comportamento (Panasci & Whitcare, 2000).

Em função das diferentes proporções de ambientes disponíveis o uso observado destes habitats não foi proporcional a sua disponibilidade, devido a isso algumas espécies demonstraram uma clara tendência de seleção por alguns habitats (Granzinolli, 2009; Levy, 2009). Em relação aos ambientes antropizados nenhuma espécie com ocorrência nestes locais demonstrou tendência de uso abaixo do esperado e somente uma, *R. magnirostris*, apresentou seleção negativa à agricultura. Por outro lado, os rapinantes apresentaram tanto tendência como seleção positiva para ambos os ambientes alterados, isso porque muitas espécies registradas são consideradas de hábitos generalistas, inclusive sendo associadas com danos a propriedades rurais pela morte de criações domésticas (Travaini et al. 2001; Fontana, 2003; Sazima, 2007a; Sazima, 2007b; ICMBio, 2008). Os ambientes nativos apresentaram um maior número de espécies com tendência negativa de uso ou mesmo rejeição destes ambientes. Este fator pode ser explicado já que ambientes antropizados, principalmente de cultivo, oferecem uma maior abundância de presas para os rapinantes (Speziale & Lambertucci, 2013), e suas características ambientais facilitam o forrageio pela maioria das espécies encontradas (Tapia et al., 2007) inclusive por espécies características de mata nativa (Albuquerque, 2000; Azevedo et al. 2003; Braga, 2006; Petersen et al. 2011).

Em áreas com florestas exóticas, além do descanso, os rapinantes foram observados em comportamento de forrageio, isso podendo ser devido a maior distância entre árvores em talhões de *Pinus* sp do que em mata nativa e a ausência de sub-bosques, facilitando assim o deslocamento e a visualização de presas, além de fornecer um local ideal para caça a partir de um poleiro (Pedrana et al. 2008; Virani et al. 2011). Além disso, a presença dos fragmentos florestais exóticos permite um aumento da disponibilidade de áreas para repouso, fator já citado anteriormente, mas também a possibilidade de um aumento nas áreas de dormitório e

eventuais ninhos (Speziale & Lambertucci, 2013), visto que *M. chimachima* e *C. plancus* foram encontrados diariamente em fragmentos de *Pinus* sp. logo ao amanhecer, retornando à estes locais ao fim do dia (Sazima, 2007a; Granzinoli, 2009; Kanagae, 2009; Volpato, 2009). Deve-se considerar que este ambiente, mesmo se tratando de um hábitat florestal, apresenta uma maior facilidade de detecção das aves de rapina ao compararmos com a mata nativa, visto que a ausência de sub-bosque e a maior distância entre as árvores, como citado anteriormente, aumentam a detectabilidade deste grupo (Andersen, 2007).

As espécies inventariadas, que apresentaram baixa abundância durante as amostragens, podem ser classificadas em sua maioria espécies com hábitos de vida restritos (Benfica, 2013), necessitando por isso de ambientes específicos para sua permanência. Algumas espécies tiveram sua ocorrência relacionada aos ambientes antrópicos, como é o caso de *Elanus leucurus* (gavião-peneira), que foi registrado somente em ambientes agrícolas. Entretanto, alguns tipos de cultivo foram excludentes para esta espécie, como é o caso do milho. Acredita-se que o porte do cultivo dificulta a visualização de roedores, presas do *E. leucurus*, reduzindo a disponibilidade de recurso neste ambiente (Olsom & Brewer, 2003; Ontiveros et al. 2005). Neste caso, mesmo a espécie estando adaptada ao ambiente alterado, ela necessita de características mínimas para sua permanência no habitat (Franco & Sutherland, 2004; Tapia et al. 2007).

Por outro lado, *U. urubitinga* é um accipitrídeo que é descrito como dependente de florestas nativas preservadas de grande extensão (Fergusson-Lees & Christie, 2001; Thiollay, 2007; Sigrist, 2009), informação esta corroborada pelas observações deste estudo, visto que os únicos indivíduos desta espécie foram visualizados no maior fragmento de mata nativa da área de estudo. Dessa forma, é possível inferir que em relação à comunidade de rapinantes da área de estudo, apesar de existirem espécies bem adaptadas aos ambientes antrópicos, alguns táxons especialistas tornam-se bons indicadores de qualidade de ambiente já que irão ocorrer somente em habitats sem influência de grandes alterações antrópicas (Benfica, 2013).

Mesmo sendo de conhecimento geral que a alteração do uso do solo, principalmente através do florestamento por espécies exóticas, afeta negativamente a biodiversidade (MMA, 2000; Boldrini, 2009; Levy, 2009; Navegantes, 2009; Rooney et al. 2004) este estudo demonstrou que uma parte da comunidade de aves de rapina diurnas presente na área de estudo se beneficiou da alteração de habitats, visto que quase nenhum ambiente antropizado foi totalmente excludente para a comunidade de rapinantes (Speziale & Lambertucci, 2013). Esta informação corrobora outros estudos realizados onde a presença de paisagens agrícolas

extensivas apresentaram-se importantes para a manutenção e conservação de espécies de aves de rapina diurnas (Donázar et al.1993; Tella et al. 1998; García et al. 2006; Martín & Ferrer, 2013; Rodríguez et al., 2013).

### 3.4 Referências bibliográficas

Albuquerque, J.L.B. 2000. A Avifauna da Floresta Atlântica do Sul do Brasil: conservação atual e perspectivas para o futuro, p. 273-285. *In*: Alves, M.A.; Da Silva, J.M.C.; Van Sluys, M.; De Bergallo, H.G. & Da Rocha, C.F.D. (orgs.). *Ornitologia no Brasil: pesquisa atual, conservação e perspectivas*. Rio de Janeiro: Editora UERJ.

Andersen, D.E. 2007. Survey techniques. Pp.89 – 100. *In*: Bird, D.M. & Bildstein, K.L., eds. *Raptor research and management techniques manual*. Surry, BC, Canada: Raptor Research Foundation and Hancock House Publishers.

Azevedo, M.A.G.; Machado, D.A. & Albuquerque, J.L.B. 2003. Aves de rapina na Ilha de Santa Catarina, SC: composição, frequência de ocorrência, uso de habitat e conservação. *Ararajuba*, 11:75-81.

Beale C & Monaghan P, 2004. Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of Applied Ecology*, 41:335-343

Bednarz J.C. 2007. Study design, data management, analysis and presentation. Pp.73-88. *In*: Bird, D.M. & Bildstein, K.L., eds. *Raptor research and management techniques manual*. Surry, BC, Canada: Raptor Research Foundation and Hancock House Publishers.

Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.

Bellocoq, M.I., J. Filloy, & P.I. Garaffa. 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor Chimango Caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina. *Annales Zoologici Fennici* 45:128–134.

Benfica, C.E.R. T. 2013 Diversidade e uso do habitat por rapinantes diurnos em uma área protegida do Cerrado, sudeste do Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil.

Berry, M. E., C. E. Bock, & S. G. Haire. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. *Condor* 100:601–608.

Bibby, C.J. 2000. *Bird census techniques*. Elsevier, 303 p.

Biiirregard, R.O. & Lovejoy, T. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory birds communities. *Acta Amazônica*. 19:215-241.

Bird, D.M. & Bildstein, K.L. 2007. (eds). *Raptor research and management techniques manual*. Surry, BC, Canada: Raptor Research Foundation and Hancock House Publishers.

Boldrini, I. I. 2009. *Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias*. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/>>. Acessado em 10 de julho de 2013.

Bond-Buckup, G. (org.). 2008. *Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra*, vol. 1. Porto Alegre: Editora Libretos.

Braga, A.C.R. 2006. Uso do hábitat da corujinha-do-mato *Megascops choliba* e da coruja-buraqueira *Athene cunicularia* (Strigiformes: Strigidae) em remanescentes de cerrado da região central do Estado de São Paulo. *Dissertação* de mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

Cabral, J.C.; Granzinoli, M.A.M. & Motta-Junior, M.A. 2006. Dieta do quiriquirei, *Falco sparverius* (Aves: Falconiformes), na Estação Ecológica de Itirapina, SP. *Rev. Bras. Ornitol* 14:393–399.

CRBO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. *Listas das aves do Brasil*. 10<sup>a</sup> Edição, 25/1/2011, Disponível em <<http://www.cbpo.org.br/>>. Acesso em 15 de dezembro de 2013.

Cullen-Jr. L. & Rudran, R. 2004. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen-Jr. L. et al., (orgs), *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da UFPR – Curitiba. p. 169-179.

Da Silva, J. N., De Assis Volpi, T., Martins, R. F., Leitão, M., & Ruschi, A. J. 2011. Diurnal birds of prey in Estação Biológica de Santa Lúcia: a seasonal analysis in Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. *Spizaetus*, p. 18.

Dick, D.P.; da Silva, I.B.; Inda, A.V. & Knicker, H. 2008. Estudo comparativo da matéria orgânica de diferentes classes de solos de altitude do Sul do Brasil por técnicas convencionais e espectroscópicas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(6): 2289-2296.

Donázar, J.A.; Ceballos, O.; Travaini, A. & Hiraldo, F. 1993. Roadside raptor surveys in the argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research*. 27:106-110.

EMBRAPA s.d. Clima. Disponível em: <[www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm](http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm)>. Acessado em 20 de dezembro de 2013.

EMBRAPA. 1999. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, Ministério da Agricultura e do Abastecimento.

Fergusson-Lees, J. & Christie, D.A., 2001. *Raptors: Birds of Prey of the World*. A & C Black Pub.Ltd, London.

Fontana, C.S.; Bencke, G.A & Reis, R.R. 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, EDIPUCRS. p. 165-188.

Franco, A., & Sutherland, W. J. (2004). Modelling the foraging habitat selection of lesser kestrels: conservation implications of European Agricultural Policies. *Biological Conservation*, 120(1): 63-74.

García, J.T.; Morales, M.B.; Martínez, J.; Iglesias, L.; Morena, E.G.; Suárez, F. & Viñuela, J. 2006. Foraging activity and use of space by Lesser Kestrel *Falco naumanni* in relation to agrarian management in central Spain. *Bird Conserv. Internatn.* 16: 83 – 95.

Garshelis, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. p. 111-164 *In: Boitani, L. & Fuller, T. K. (eds.) Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, USA.

Gascon, C.; Williamson, G.B. & da Fonseca, G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.

Granzinoli, M.A.M. 2009. Levantamento área de vida, uso e seleção de hábitat de Falconiformes na região central do Estado de São Paulo. *Tese de Doutorado*. Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo.

Groom, M.J.; Meffe, G.K. & Hardcover, R.C. 2006. *Principles of Conservation Biology*. 3rd Edition Sinauer Associates. 779 p.

Harper, K.A.; Macdonald, S.E.; Burton, P.J., Chen, J.; Brososke, K.D.; Saunders, S.C.; Euskirchen, E.S.; Roberts, D.; Jaiteh, M.S. & Essen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Cons. Biol.* 3: 769-782.

Hill, J.L & Curran, P.J. 2005. Fragment shape and tree species composition in tropical forests: a landscape level investigation. *Afr. J. Ecol.* 43: 35-43.

ICMBio, 2008. *Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina* / Instituto Chico Mendes de conservação da Biodiversidade, Coordenação-Geral de Espécies Ameaçadas – Brasília.

INPE - Instituto Nacional de pesquisas Espaciais. Disponível em <<http://www.dgi.inpe.br>>. Acessado em 16 de março de 2013.

IUCN – International Union For Conservation Of Nature. 2010. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acessado em 10 de julho de 2013.

Jacob, A. A.; Rudran, R. 2004. Radiometria em estudos populacionais. p. 285-342 *In: Cullen-Jr. L. et al., (orgs), Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da UFPR – Curitiba: 169-179.

Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk* 118(2):557-562.

Kanegae, M.F. 2009. Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo. *Tese de doutorado*. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 111p.

Kenkel, N.C.; Juhász-Nagy, P. & Podani, J. 1989. On sampling procedures in population and community ecology. *Vegetation*, 83: 195-207.

Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2ª Ed. Menlo Park, California: Addison Wesley Longman.

Lens, L.; Van Dongen, S.; Norris, K.; Githiru, M. & Matthysen, E. 2002. Avian persistence in fragmented rain forest. *Science* 298:1236-1238.

Levy, G. 2009. Uso e seleção de habitat por *Saltator atricollis* (Aves Cardinalidae) e *Gypsnagra hirundinacea* (Aves Thraupidae) no Cerrado da Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo. *Dissertação de Mestrado*. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. São Paulo, SP. 57p.

Maluf, J.R.T. 1999. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. Embrapa Trigo.

Manly, B.; McDonald, L. & Thomas, D. 1993. *Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies*. London: Chapman and Hall .

Martín, B. & Ferrer, M. 2013. Assessing biodiversity distribution using diurnal raptors in Andalusia, southern Spain. *Ardeola*, 60(1): 15-28.

Mckinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450-45.

MMA - Ministério Do Meio Ambiente. 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, MMA.

MMA - Ministério Do Meio Ambiente. 2003. *Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção*. Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acessado em 10 de julho de 2013.

Moreira, I. 2006. Geografia–Rio Grande do Sul. São Paulo: Ática.

Morrison, M.L.; Marcot, B.G. & Mannan, R.W. 1998. *Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications*. Madison: University of Wisconsin Press.

Motta-Junior, J.C. 2006. Relações tróficas entre cinco Strigiformes simpátricas na região central do Estado de São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Ornitol.* 14: 359–377.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403: 853-858.

Navegantes, A.Q. 2009. Distribuição espacial e uso de habitat do formigueiro-do-litoral, *Formicivora littoralis* (Aves: Thamnophilidae) no núcleo experimental de Iguaba Grande – UFF, RJ. *Monografia* - Universidade Federal Fluminense.

Olson, R.A. & Brewer, M.J. 2003. Small mammal populations occurring in a diversified winter wheat cropping system. *Agriculture, ecosystems & environment*, 95(1): 311-319.

Ontiveros, D.; Pleguezuelos, J.M. & Caro, J. 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biol. Conserv.* 123: 19 – 25.

Panasci, T. & Whitacre, D. 2000. Diet and foraging behavior of nesting Roadside Hawks in Petén, Guatemala. *The Wilson Bulletin*, 112(4), 555-558.

Pavés, H.J.; Schlatter, R.P. & Espinoza, C.I. 2008. Scavenging and predation by Black Vultures *Coragyps atratus* at a South American sea lion breeding colony. *Vulture News*, 58(1): 4-15.

Pedrana, J.; Isacch, J. P. & Bó, M. S. 2008. Habitat relationship of diurnal raptors at local and landscapes scales in Southern temperate grasslands of Argentina. *Emu*, 108: 301-310.

Petersen, E De S.; Petry, M. V.; Krüger-Garcia, L. Utilização de diferentes habitats por aves de rapina no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(3), 376-384 Dezembro de 2011.

Petry, M. V.; Piuco, R. C. & Brummelhaus, J. 2011. Aves Associadas ao Manejo com Fogo em Áreas de Campo na Porção Sul do Bioma Mata Atlântica. *Biodiversidade Brasileira*, v. 1, p. 110-119.

Redpath, S.M. & Thirgood, S.J. 1999. Numerical and functional responses in generalist predators: hen harriers and peregrines on Scottish grouse moors. *Journal of Animal Ecology*, 68, 879–892.

Rodríguez, C.; Tapia, L.; Ribeiro, E & Bustamante, J. 2013. Crop vegetation structure is more important than crop type in determining where Lesser Kestrels forage. *Bird Conservation International*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270913000129>

Rong, K.; Zong, C. & Ma, J. 2009. A Method for analysis of Habitat Selection Data: Bailey's Interval. *Zoological Research*. 30(2): 215-220.

Rooney, T.P.; Wiegmann, S.M.; Roger, D.A. & Waller, D.M. 2004. Biotic impoverishment

and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology*, 18: 787–798.

Rutz, C. & Bijlsma, R.G. 2006. Food-limitation in a generalist predator. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 273: 2069–2073.

Santos, W.M. & Rosado, F.R. 2009. Dados preliminares da biologia do Gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*, Gmelin, 1788) na região noroeste do Paraná. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 2(3).

Sazima, I. 2007a. The jack-of-all-trades raptor: versatile foraging and wide trophic role of Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Brazil, with comments on feeding habits of the Caracarini. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(4): 592-597.

Sazima, I. 2007b. From carrion-eaters to bathers' bags plunderers: How Black Vultures (*Coragyps atratus*) could have found that plastic bags may contain food. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(4): 617-620.

Sergio, F.; Blas, J.; Forero, M.; Fernandez, N.; Donázar, J.A. & Hiraldo, F. 2005. Preservation of wide-ranging top predators by site protection: black and red kites in Donana National Park. *Biological Conservation* 125:11-21.

Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 862p.

Sigrist, T. 2009. Avifauna Brasileira: descrição das espécies. Avisbrasilis, São Paulo, 492p.

Speziale, K.L., & Lambertucci, S.A. 2013. The Effect of Introduced Species on Raptors. *Journal of Raptor Research*, 47(2): 133-144.

Tabarelli, M.; Pinto, L.P.; Silva, J.M.; Hirota, M.M. & Bedê, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*. 1:132-138.

Tapia, L.; Kennedy, P.L. & Mannan, R.W. 2007. Habitat sampling. In: Bird, D. & Bildstein, K. (eds.). *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers. Canadá. p. 153-170.

Tella, J. L. & Forero, M.G. 2000. Farmland habitat selection of wintering Lesser Kestrels in a Spanish pseudo-steppe: implications for conservation strategies. *Biodiv. Conserv.* 9: 433 – 441.

Tella, J.L.; Forero, M.G.; Hiraldo, F. & Donázar, J.A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conserv. Biol* 12: 593 – 604.

Thiollay, J.M. 2007. Raptor communities in French Guiana; distribution, habitat selection

and conservation status. *Biological Conservation* 107:111-122.

Travaini, A.; Donozar, J. A.; Ceballos, O. & Hiraldo, F. 2001. Foods habits of the crested caracara (*Caracara plancus*) in the Andean Patagonia: the role of breeding constraints. *J. Arid. Env.* 48:211-219.

Virani, M. Z.; Kendall, C.; Njoroge, P. & Thomsett, S. 2011. Major declines in the abundance of vultures and other scavenging raptors in and around the Masai Mara ecosystem, Kenya. *Biol. Conserv.*, 144: 746-752.

Volpato, G.; H. 2009. Comunidades de aves em mosaico de habitat formado por floresta ombrófila mista e plantações com *Araucaria angustifolia* e com *Pinus elliottii* no sul do estado do Paraná, Brasil. *Tese de doutorado*. Universidade Federal do Paraná – Curitiba. PR 58p.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a aplicação das metodologias citadas nos capítulos 1 e 2 foi possível inventariar um total de 16 espécies de aves de rapina diurnas na área de estudo, destas, cinco são Falconiformes, nove Accipitriformes e duas Cathartiformes. Esta composição representa cerca de 48 % dos rapinantes já listados para a eco região do planalto das araucárias.

Em relação a sazonalidade, as estações que mostraram diferença significativa foram o outono e a primavera e a primavera e o verão, sendo que somente o inverno não apresentou diferenças nas comparações par à par. Esta diferença sazonal pode ser resultado das alterações climáticas que influenciam toda a cadeia alimentar, aumentando o recurso disponível aos indivíduos, permitindo então que um maior número de rapinantes se estabeleça nas áreas em questão.

A comparação dos pontos amostrais indicou que de maneira geral os ambientes com mesmas características não se agruparam em relação à composição dos rapinantes diurnos. Esta ausência de similaridade entre os ambientes pode refletir a maneira como estas aves se distribuem na área de estudo, utilizando mais de um ambiente para obtenção de recursos, áreas de nidificação e/ou descanso.

Os ambientes abertos (predomínio de vegetação nativa ou exótica campestre) tiveram maior número de registros, em relação aos ambientes florestais. As áreas de campo nativo se sobressaíram quando comparadas com as áreas agrícolas, referente aos ambientes fechados (predomínio de vegetação nativa ou exótica arbórea), os talhões de *Pinus sp* apresentaram maior abundância, porém riqueza reduzida em relação aos ambientes florestais. De qualquer forma, a detecção destes táxons deve ser levada em consideração na análise destes dados, uma vez que em ambientes abertos existe uma maior detectabilidade de rapinantes, ao compararmos com os ambientes fechados.

As análises de uso e tendência de seleção de ambiente demonstraram que algumas das espécies generalistas utilizam os ambientes na proporção em que estes se encontram disponíveis na área de estudo, sem apresentar preferência ou aversão a um habitat específico. Ainda referente aos generalistas inventariados, alguns destes táxons apresentaram tendência positiva em relação a ambientes antropizados, mostrando a adaptabilidade dessas aves de rapina às alterações ambientais provocadas pela ação humana. Em relação às espécies especialistas, pode-se notar um uso preferencial de áreas nativas, tanto abertas como fechadas, conforme a biologia de cada espécie, entretanto entre estas espécies, destaca-se *Elanus*

*leucurus*, que teve ocorrência restrita aos ambientes agrícolas, provavelmente em função dos seus hábitos de forrageio, que são facilitados neste hábitat.

Por fim, a comunidade de aves de rapina diurnas inventariada na área de estudo apresenta em sua maioria espécies generalistas e adaptadas a presença de ambientes alterados. Além disso, nenhum ambiente alterado demonstrou-se excludente para a comunidade de rapinantes, o que permite concluir que a presença destas paisagens alteradas, principalmente com características agrícolas extensivas, podem ser considerada significativas para a manutenção e conservação deste grupo de fauna.

## 5. BIBLIOGRAFIA

Antas, P. T. Z. 2005. *Aves do Pantanal*. RPPN: Sesc.

Azevedo, M.A.G.; Machado, D.A. & Albuquerque, J.L.B. 2003. Aves de rapina na Ilha de Santa Catarina, SC: composição, frequência de ocorrência, uso de habitat e conservação. *Ararajuba*, 11:75-81.

Barros, F.M. 2011. Área de vida, uso e seleção de habitat pela corujinha-do-mato *Megascops choliba* (Strigiformes: Strigidae) em uma área de cerrado na região central do Estado de São Paulo. *Dissertação* de mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

Baumgarten, L. 1998. Ecologia de Falconiformes de áreas abertas do Parque Nacional das Emas (Mineiros-GO). *Dissertação* de mestrado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Campinas, São Paulo.

Baumgarten, L. 2007. Dinâmica populacional de aves de rapina e suas presas em áreas abertas do Cerrado. *Tese* de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Campinas, São Paulo.

Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.

Bellocq, M.I., J. Filloy, & P.I. Garaffa. 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor Chimango Caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina. *Annales Zoologici Fennici* 45:128–134.

Belton, W. 2003. Aves do Rio Grande do Sul. Distribuição e biologia. São Leopoldo: Unisinos, 583 p.

Benfica, C.E.R. T. 2013 Diversidade e uso do habitat por rapinantes diurnos em uma área protegida do Cerrado, sudeste do Brasil. *Dissertação* de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil.

Boldrini, I. L. 2009. *Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias*. Disponível em

<<http://www.mma.gov.br/>>. Acessado em 10 de julho de 2013.

Borges, S.F. & Stouffer, P.C. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. *Condor*, 101: 529-536.

Braga, A.C.R. 2006. Uso do hábitat da corujinha-do-mato *Megascops choliba* e da coruja-buraqueira *Athene cunicularia* (Strigiformes: Strigidae) em remanescentes de cerrado da região central do Estado de São Paulo. *Dissertação* de mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

Burton, N. H. K. 2007. Intraspecific latitudinal variation in nest orientation among groundnesting passerines: a study using published data. *Condor*, 109: 441-446.

Canuto, M. 2009. Ecologia de comunidades de aves de rapina (Cathartidae, Accipitridae e Falconidae) em fragment de Mata Atlântica na região do médio rio Doce, minas gerais. *Dissertação* de Mestrado. Universidade federal de Ouro Preto, Minas Gerais.

Carrete, M.; Tella, J. L.; Blanco, G., & Bertellotti, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142(10): 2002-2011.

Carvalho, C.E.A.; Mariani, M.A. 2001. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in South-eastern Brazil, and the effects of urbanization. *Bird conservation international*, 17(04):367-380.

Cody, M. L. 1985. Habitat selection in birds. Academic Press. San Diego, California.

CRBO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. *Listas das aves do Brasil*. 10<sup>a</sup> Edição, 25/1/2011, Disponível em <<http://www.cbro.org.br/>>. Acesso em 15 de dezembro de 2013.

Del Hoyo, J.; Elliot, A. & Sargatal, J. 1994. *Handbook of the birds of the world*. Vol.2 New World vultures to Guineafowl. Lynx Editions. Barcelona.

- Diniz-Filho, J.A.F.; Bini<sup>1</sup>, L.M.; Vieira, C.M.; Blamires, D.; Terribile, L.C.; Bastos, R.P.; de Oliveira, G. & Barreto, B.S. 2008. Spatial patterns of terrestrial vertebrates species richness in the Brazilian cerrado. *Zoological*. N. 47, v.2, p. 146-157.
- Fahrig, L.; Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, v. 66, n. 6, p. 1762-1768.
- Fontana, C.S.; Bencke, G.A & Reis, R.R. 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, EDIPUCRS. p. 165-188.
- Fontana, C.S.; Repenning, M.; Rovedder, C.E. & Gonçalves, M.L. Aves, p. 118-135. 2008. In: G. Bond-Buckup. (org.). *Biodiversidade dos campos de Cima da Serra*. Porto Alegre: Editora Libretos.
- Fuller, R. J. & S. J. Gough. 1999. Changes in sheep numbers in Britain: implications for bird populations. *Biological Conservation* 91: 73 - 89.
- Garshelis, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. p. 111-164 In: Boitani, L. & Fuller, T. K. (eds.) *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, USA.
- Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr., R.O.; Malcolm, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconcelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M. & Borges. S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. *Biological Conservation*, 91(2): 223-229.
- Granzinoli, M.A.M. & Motta-Junior, J.C. 2006. Small mammal selection by the White-tailed Hawk in southeastern Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, 118(1):91-98.
- Granzinoli, M.A.M. 2009. Levantamento área de vida, uso e seleção de hábitat de Falconiformes na região central do Estado de São Paulo. *Tese de Doutorado*. Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo.
- IUCN – International Union For Conservation Of Nature. 2010. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acessado em 10 de julho de 2013.

- Johnson, K. H.; Vogt K. A.; Clark, H. J.; Schmitz, O. J., Vogt, D. J.; 1996. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11:372-377.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk*, 118(2):557-562.
- Korpimäki, E., & Norrdahl, K. 1991. Do breeding nomadic avian predators dampen population fluctuations of small mammals? *Oikos*, 195-208.
- Kullberg, C. & Ekman, J. 2000. Does predation maintain tit community diversity? *Oikos* 89: 41–45.
- Lacerda, D. R.; Marini, M. Â & Santos, F. R. 2005. Filogeografia comparada entre populações de Mata Atlântica de *Thamnophilus ambiguus* e *Pyriglena leucoptera* (Passeriformes: Thamnophilidae). In: II Simpósio de Genética de Aves, São Carlos.
- Laurance, W.F.; Lovejoy, T. E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K.; Stouffer, P. C.; Gascon, C.; Bierregaard, R. O.; Laurance, S. G.; & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3): 605-618.
- Lencinas, M. V.; Martínez, P.; Medina, M. & Busso, C. 2005. Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiversity and Conservation*, 14:2299–2320.
- Lourdes-Ribeiro, A. & Anjos, L. 2006. Falconiforme assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49(1):149-162.
- Loureiro, C.F.M. 2008 Time and space use of key resources by the Eurasioan badger (*Meles meles*) in a Mediterranean cork oak woodland: conservation implications. *Tese de Doutorado*, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Manosa, S.; Matteo, E. & Pedrocchi, V. 2003. Abundance of Soaring Raptors in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Raptor Research* 37(1):19-30.

- Marini, M.A. & Garcia, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*. 1: 95-102.
- Mckinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450-45.
- Metzger, J. P. & Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*, v. 18, n. 1, p. 1-12.
- MMA - Ministério Do Meio Ambiente. 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, MMA.
- Mohr, L.R.D.S. 2012. Distribuição da avifauna em ambientes fragmentados de Floresta Ombrófila Mista na Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta, RS, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Centro Universitário Univates. Lajeado, RS, Brasil.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853-858.
- Navegantes, A.Q. 2009. Distribuição espacial e uso de habitat do formigueiro-do-litoral, *Formicivora littoralis* (Aves: Thamnophilidae) no núcleo experimental de Iguaba Grande – UFF, RJ. *Monografia* - Universidade Federal Fluminense.
- Norrdahl, K., & Korpimäki, E. 1995. Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. *Oecologia*, 103(2), 241-248.
- Okes, N.C.; Hockey, P.A.R. & Cumming, G.S. 2008. Habitat use and life history as predictors of bird responses to habitat change. *Conservation biology* 22: 151-162.
- Opdam, P.; Foppen, R.; Reijnen, R. & Schotman, A. 1995. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis*, v. 137, n. 1, p. 139-146.
- Osborne P.L. 2000. *Tropical ecosystems and ecological concepts*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Pattanavibool, A.; Dearden, P. & Kutintara, U. 2004. Habitat fragmentation in north Thailand: a case study. *Bird Conservation International*, 14:13-22.
- Pelanda, A., & Carrano, E. 2013. Composição ea importância da preservação de rapinantes diurnos (aves: Accipitridae e Falconidae) em um trecho do alto rio Iguaçu, Estado do Paraná. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 3(2): 176-196.
- Primack, R. B. & Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina, E. Rodrigues.
- Rahbek, C.; Gotelli, N.J.; Colwell, R.K.; Entsminger, G.L.; Rangel, T.F.L.V.B. & Graves, G.R. 2007. Predicting continental-scale patterns of bird species richness with spatially explicit models. *Proceedings of the Royal Society, Series B*, 274, 165-174.
- Robinson, S. K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. *Biotropica*, 443-458.
- Rooney, T.P.; Wiegmann, S.M.; Roger, D.A. & Waller, D.M. 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology*, 18: 787–798.
- Rutz, C. 2006. Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behavior of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ardea*, 94:185-2002.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Sergio, F.; Newton, I.; Marchesi, L. & Pedrini, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43:1049-1055.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 862p.
- Sodhi, N.S. 2002. A comparison of bird communities of two fragmented and two continuous southeast Asian rainforests. *Biodiversity and Conservation* 11:1105-1119.
- Suhonen, J., Norrdahl, K., & Korpimäki, E. 1994. Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. *Ecology*, p. 1626-1634.

- Sutherland, W.J. & Green, R.E. 2010. Habitat assessment. Bird ecology and conservation. Oxford University Press, Oxford, 251-268. *In*: Sutherland, W.J.; Newton, I. & Green, R. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, USA.
- Tabarelli, M.; Pinto, L.P.; Silva, J.M.; Hirota, M.M. & Bedê, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*. 1:132-138.
- Tapia, L.; Kennedy, P.L. & Mannan, R.W. 2007. Habitat sampling. *In*: Bird, D. & Bildstein, K. (eds.). *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers. Canadá. p. 153-170.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24:283-292.
- Vargas, R.J.; Bó, M.S.; Favero, M. & Morrison, J. L. 2007. Diet of the southern Caracara (*Caracara plancus*) in Mar Chiquita Reserve, southern Argentina. *Journal of Raptor Research*. 41(2): 113-121.
- Wiens, J. 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7:81- 120.
- Zilio, F. 2012. Composição e diversidade de taxocenoses de aves de rapina diurnas de paisagens abertas da Savana Uruguaia e Floresta Úmida com Araucária. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal do rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul.
- Zorzin, G. 2011. Os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre a riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes na zona da mata de Minas Gerais. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.