

UFRRJ
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL

DISSERTAÇÃO

DIVERSIDADE DE AVES EM UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA
INSERIDA EM UMA MATRIZ URBANA

Camila de Cássia Silva Bueno

2013



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**DIVERSIDADE DE AVES EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE
MATA ATLÂNTICA INSERIDA EM UMA MATRIZ URBANA**

CAMILA DE CÁSSIA SILVA BUENO

Sob a orientação do professor

Ildemar Ferreira

e Co-orientação do professor

André Felipe Nunes de Freitas

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Biologia Animal**, no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal.

Seropédica, RJ
Junho de 2013

598.0981

Bueno, Camila de Cássia Silva, 1986-

B928d

T

Diversidade de aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica inserida em uma matriz urbana / Camila de Cássia Silva Bueno. - 2013.

ix, 105 f.: il.

Orientador: Ildemar Ferreira.

Dissertação(mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal.

Bibliografia: f. 76-101.

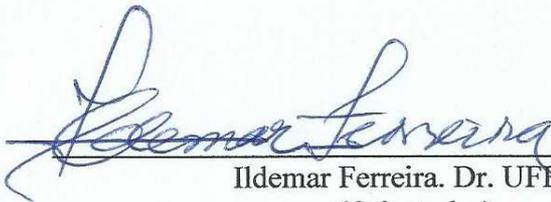
1. Ave - Mata Atlântica - Habitat (Ecologia) - Teses. 2. Ave - Mata Atlântica - Identificação - Teses. 3. Paisagens fragmentadas - Mata Atlântica - Teses. 4. Biodiversidade - Conservação - Mata Atlântica - Teses. I. Ferreira, Ildemar, 1951-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

CAMILA DE CÁSSIA SILVA BUENO

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências,
no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, área de concentração em Ornitologia.

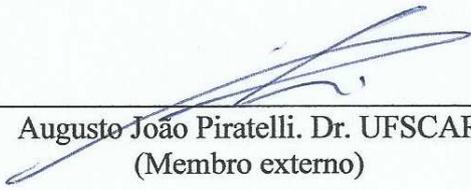
DISSERTAÇÃO APROVADA EM 5 / 06 / 2013



Ildemar Ferreira. Dr. UFRRJ
(Orientador)



Flávia Souza Rocha. Dra. UFRRJ
(Membro interno)



Augusto João Piratelli. Dr. UFSCAR
(Membro externo)

Dedico,
Aos meus pais Ilde e Valdir.
A meus irmãos Cláudia, Cláudio e Carla.
A minha avó Antônia.
A meu namorado Rosthem.
E aos meus amigos, que sem os quais, jamais chegaria aqui.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por toda força e coragem que me deu durante toda minha trajetória e pela oportunidade de crescimento que me concedeu ao colocar pessoas tão especiais em meu caminho.

Aos meus pais, avó e irmãos que sempre estiveram ao meu lado, acreditando e me ajudando a chegar até aqui.

Ao meu namorado Rosthem por estar comigo nessa fase tão difícil que foi o final do mestrado e pela companhia no campo. Sem ele me apoiando teria sido muito mais difícil.

Ao meu orientador, professor Ildemar Ferreira, por sua orientação impecável no campo, pois sem ele não saberia nem o que é um pardal e pela ajuda atenciosa a todas as minhas dúvidas.

Ao professor e meu co-orientador André Freitas por me aguentar todos esses anos, me ajudando atenciosamente em minhas dúvidas. Por me ajudar muito em minha monografia e agora em meu mestrado. Um dos melhores professores que já conheci e que hoje posso considerá-lo como meu amigo. Obrigada por tudo.

Ao Curso de Pós-graduação em Biologia Animal do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rural do Rio de Janeiro, representado pelo seu corpo docente e de funcionários, por terem disponibilizado as condições necessárias para a elaboração desta dissertação.

Aos amigos que conquistei na Rural e em Seropédica durante estes sete anos. Vocês foram indispensáveis na minha vida durante esses anos, me ajudando quando mais eu precisava, me ensinando a conviver, a crescer e o mais importante a me tornar independente.

Um agradecimento em especial a nove amigos: Nívea Alchorne, Cassandra Monteiro, Cássia de Carvalho, Natália Cruz, Gabriel Rodrigues, Danielle Paiva, Samantha Pereira, Roberto Silva e Ivan Manhiça. Durante esses sete anos os conheci e não consigo mais largá-los.

Aos amigos Nívea Alchorne, Cassandra Monteiro e Franklin Buzelli por terem me ajudado muito no campo.

A Capes por me financiar esses dois anos de mestrado, me ajudando nas despesas das coletas.

RESUMO

BUENO, Camila de Cássia Silva. **Diversidade de aves em paisagem fragmentada de Mata Atlântica inserida em uma matriz urbana**. 2013. 105 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

A fragmentação florestal é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat natural é reduzida e dividida em dois ou mais fragmentos. As aves compõem o grupo taxonômico melhor estudado na investigação dos efeitos da fragmentação tropical e possuem papel importante no ecossistema de florestas tropicais. Os fragmentos florestais urbanos são cada vez mais comuns, fazendo-se necessário um melhor entendimento de suas diretrizes para conservação e manutenção como reserva natural. Este estudo objetivou, de forma geral, avaliar a diferença na comunidade de aves entre fragmentos florestais de Mata Atlântica com uma matriz urbana, com diferentes variáveis ambientais. Especificamente objetivou estimar a diversidade da avifauna nos fragmentos, analisar a similaridade entre componentes da comunidade de aves entre as áreas e verificar influência do tamanho e forma dos fragmentos e de seus parâmetros ambientais sobre a riqueza de aves. A área de estudo se deu em quatro fragmentos florestais de Mata Atlântica. Para realizar o levantamento da avifauna foi efetuado censos através de pontos de escuta. Dados referentes à vegetação foram tomados ao longo de transectos de 100 metros. Em relação à densidade do sub-bosque foram contabilizados os indivíduos entre 50 cm e dois metros de altura em parcelas de 5 x 5 metros. Os dados relacionados à abertura e altura do dossel foram tomados em 11 pontos equidistantes 10 metros. No tocante à avaliação da similaridade da riqueza entre os fragmentos foi feito o Índice de Similaridade de Sorensen. Com o intuito de ordenar as áreas estudadas em relação à similaridade na estrutura da comunidade de aves, foi feito um dendrograma. Para avaliar a influência dos dados referentes à vegetação sobre a riqueza local de cada área foi realizado uma PCA. Nesse estudo foram catalogadas 14 ordens, 38 famílias e 129 espécies de aves. O fragmento Fr4 foi o que apresentou a maior riqueza de aves, com 104 espécies, e o fragmento Fr2 com a menor riqueza, com 49 espécies. A guilda trófica mais representativa foi a dos insetívoros com 62 espécies seguida dos onívoros com 37. O diagrama de Venn indicou que 31 espécies foram comuns a todas as áreas e que Fr4 apresentou o maior número de espécies exclusivas. Observou-se que as áreas que apresentaram um maior Índice Similaridade de Sorensen foi Fr2 x Fr3. Na PCA, o eixo I foi explicado pelos parâmetros: abertura do dossel e densidade do sub-bosque. O eixo II foi explicado pelo parâmetro altura do dossel. Analisando os resultados encontrados podemos concluir que todas as áreas estudadas possuem um alto grau de similaridade entre elas, havendo um destaque para Fr4. As aves frugívoras e insetívoros forrageadores de chão são os primeiros a serem perdidos na fragmentação florestal, inferindo que as espécies especialistas são as primeiras a serem extintas localmente. Estudos como este em que se analisa a estrutura da comunidade de aves de acordo com as variáveis ambientais e estruturais do fragmento ainda estão em falta e ajudariam muito a entender a dinâmica das populações nestes fragmentos e as relações colonização-extinção.

Palavras-chave: avifauna, floresta tropical, fragmento urbano, fragmentação, perda de espécies.

ABSTRACT

BUENO, Camila de Cássia Silva. **Diversity of birds in fragmented landscape of the Atlantic Rainforest in a matrix urban.** 2013. 105 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

The forest fragmentation is happens when a large and continuous nature habitat area is reduced and divided into two or more fragments. Birds composed the taxonomic group better studied in the research of effects of tropical fragmentation and plays an important role in the ecosystem of rainforests. The urban forest fragments are increasingly common, making necessary a better understanding of their guidelines for care and maintenance as a natural reserve. This study aimed to evaluate generally the differences between in bird communities between Atlantic Forest fragments with urban matrix, with different environmental variables. Specifically aimed to estimate the diversity of birdlife in fragments, analyze the similarity between components of the bird community between areas and check the influence of the size and shape of fragments and their environmental parameters on the richness of birds. The study area was in four forest fragments of Atlantic Forest. To survey the birdlife censuses was conducted through listening points. Vegetation Data were taken along transects of 100 meters. In relation to the density of understory were accounted individuals with height between 50 cm and two meters in plots of 5 x 5 meters. Data related to canopy openness and height were taken into 11 points 10 meters equidistant. As regards the assessment of the similarity of richness between the fragments was done Sorensen Similarity Index. In order to rank the areas studied in relation to the similarity in the structure of the bird community, a dendrogram was made. To evaluate the influence of the vegetation data on the local richness of each area a PCA was undertaken. In this study were cataloged 14 orders, 38 families and 129 species of birds. The fragment Fr4 presented the greatest richness of birds, with 104 species, and Fr2 fragment was the one with the lowest richness, with 49 species. The trophic guild most represented was the insectivores with 62 species followed by the omnivorous with 37. The Venn diagram indicated that 31 species were common to all areas and that showed the highest number of exclusive species. It was observed that the areas with a higher Sorensen Similarity Index were Fr2 x Fr3. In PCA, the axis I was explained by the parameters: canopy openness and understory density. Axis II was explained by canopy height parameter. Analyzing the results we can conclude that all studied areas have a high degree of similarity between them, with a highlight for Fr4. Frugivorous and foraging ground insectivorous birds are the first to be lost in the forest fragmentation, implying that specialist species are the first to be locally extinct. Studies like this, in which is made an analyzes of the structure of the bird community in accordance with the environmental variables and structural fragment are still missing and would greatly help to understand the dynamics of populations in these fragments and the colonization-extinction relation.

Key words: avifauna, rainforest, urban fragment, fragmentation, species loss.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Denominações dadas para cada fragmento estudado.	19
Tabela 2. Presença e ausência das espécies listadas nas áreas estudadas.	30
Tabela 3. Matriz dos índices de Sorensen encontrados.	49
Tabela 4. Altura do dossel, abertura do dossel, densidade do sub-bosque, perímetro, área e fator de forma de cada fragmento estudado.	51
Tabela 5. Coeficientes de correlação dos parâmetros ambientais dos fragmentos estudados.	51

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fragmento Fr1 (FLONAMAX), localizado no município de Seropédica, com 144,2 hectares.	20
Figura 2. Fragmento Fr2 (EMBRAPA), localizado no município de Seropédica, com 52,4 hectares.	21
Figura 3. Fragmento Fr3 (DG), localizado no município de Seropédica, com 13,22 hectares.	22
Figura 4. Fragmento Fr4 (Cacaria), localizado no distrito de Cacaria, município de Piraí, com 26 hectares.	23
Figura 5. Transectos de 100 metros onde foram medidos os parâmetros ambientais. A- Fr2; B- Fr3; C- Fr1; D- Fr4.	25
Figura 6. A- Densímetro utilizado para medir a abertura do dossel; B- Tomando medidas de abertura do dossel utilizando o densímetro.	26
Figura 7. Número de espécies por habitat.	45
Figura 8. Número de espécies por guilda trófica. CAR- Carnívoro; DET- Detritívoro; FRU- Frugívoro; GRA- Granívoro; INS- Insetívoro; NEC- Nectarívoro; ONI- Onívoro.	45
Figura 9. Diagrama de Venn para avaliar a sobreposição de ocorrência de espécies nas áreas de estudo.	49
Figura 10. Dendrograma de similaridade da avifauna obtido por uma matriz de presença/ausência das espécies presentes nos quatro fragmentos.	50
Figura 11. Valores de correlação dos eixos I e II dos parâmetros ambientais dos fragmentos estudados. DS – Densidade de sub-bosque; HD – Altura do dossel; AD – Abertura do dossel; cruz vermelha – Fr1; quadrado azul – Embrapa; quadrado rosa – DG; x verde – Cacaria.	52

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Fragmentação florestal	1
1.2 Efeitos da fragmentação florestal sobre aves	8
1.3 Fragmentos urbanos: papel e importância para a conservação da diversidade biológica	13
2 MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1 Área de Estudo	17
2.2 Desenho amostral	24
2.2.1 Estrutura da comunidade de aves	24
2.2.2 Estruturas dos habitats	24
2.2.3 Métricas dos fragmentos	26
2.2.4 Análise dos dados	27
3 RESULTADOS	30
3.1 Composição e riqueza da avifauna	30
3.2 Similaridade entre as áreas	48
3.3 Estruturas dos fragmentos	50
4 DISCUSSÃO	53
4.1 Comunidade de aves	53
4.2 Parâmetros ambientais	66
5 CONCLUSÕES	74
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
ANEXOS	102

1 INTRODUÇÃO

1.1 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

A fragmentação florestal é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat natural é reduzida e dividida em dois ou mais fragmentos (Shafer, 1990), sendo um fenômeno amplamente distribuído no mundo e associado especialmente à expansão de fronteiras de desenvolvimento humano (Viana *et al.*, 1997). A fragmentação florestal de origem antrópica tem sido uma das principais causas de alteração da estrutura e dos processos de diferentes paisagens, e se caracteriza pelo aumento do isolamento dos fragmentos, diminuição em seus tamanhos e aumento da suscetibilidade a distúrbios externos (Nossack *et al.*, 2011). A perda de habitat e a fragmentação florestal estão entre as ameaças mais importantes para a conservação da biodiversidade. A agricultura, o desenvolvimento urbano e outros propósitos originaram e ainda estão originando paisagens fragmentadas criando clareiras no interior das florestas, contendo vegetação circundada por uma matriz urbanizada ou de vegetação alterada (Gimenes e Anjos, 2003). Mudanças antropogênicas na cobertura da terra podem levar a reduções na quantidade e da qualidade dos habitats e mudanças em sua configuração, e ambos afetam processos ecológicos (Hill e Curran, 2003). Segundo Antongiovanni e Metzger (2005), o tamanho, o grau de isolamento dos fragmentos e a conectividade oferecida pelos corredores geralmente são enfatizados nos estudos sobre a fragmentação de habitat.

Laurence *et al.* (2002) entenderam que os efeitos da fragmentação podem ser maiores em sistemas tropicais do que nos sistemas de clima temperado. No entanto, ainda são poucos os estudos empíricos que trazem informações relevantes, em regiões tropicais, sobre os efeitos da fragmentação florestal. Segundo Fahrig (2003), apesar da aceleração do processo de fragmentação nos trópicos, vários autores apontam a escassez de dados de campo sobre os movimentos entre fragmentos em áreas neotropicais fragmentadas, especialmente dados

quantitativos sobre as frequências de movimentos (e.g., Diffendorfer *et al.*, 1995.; Krohne, 1997).

Os primeiros estudos realizados para avaliar a perda de espécie devido à fragmentação de habitats foram baseados na Teoria de Biogeografia de Ilhas, desenvolvida por MacArthur & Wilson em 1967, e suas implicações ao nível de comunidade (e.g., Newmark, 1987). Esta comparação entre ilhas e fragmentos perdeu força com alguns estudos realizados em remanescentes de florestas tropicais que demonstraram as limitações desta analogia (e.g., Rosenblatt *et al.*, 1999). Por exemplo, para as espécies terrestres, as áreas abertas que separam os fragmentos, isolando-os, podem ser uma barreira menos eficaz do que o mar, funcionando como uma barreira seletiva com eficácia distinta, mesmo para espécies estreitamente relacionadas (Pires *et al.*, 2002). Segundo Metzger (1999), os mecanismos que provocam a perda de espécies estão longe de ser compreendidos, principalmente em relação aos sistemas mais complexos, como as florestas tropicais, por exemplo, a Mata Atlântica, o quarto *hotspot* de biodiversidade mais ameaçado do mundo.

Em geral, a riqueza de espécies tende a diminuir com a redução da área de habitat disponível, embora esse efeito não ocorra de forma linear (Fahrig, 2003). O limiar de extinção de espécies na paisagem pode estar relacionado a mudanças rápidas na configuração da paisagem que estejam abaixo do limiar de percolação. Este é a quantidade mínima de habitat necessária em uma determinada paisagem para que uma espécie, que não tem capacidade de sair do seu habitat, possa cruzar a paisagem de uma ponta a outra (Swift e Hannon, 2010). Segundo Fahrig (2003), o processo de fragmentação está abaixo deste limiar, já que resulta na perda de habitat e em diversos efeitos na estrutura da paisagem, como a diminuição de sua área total, aumento do número de manchas florestais e do seu isolamento, redução do tamanho das manchas e diminuição dos movimentos individuais entre manchas de habitat. Em curto prazo, há redução no número de espécies devido ao impacto direto da redução do

habitat e, em longo prazo, devido aos efeitos deletérios do isolamento dos fragmentos, há redução das chances de recolonização desses habitats e do fluxo gênico entre as manchas, (Pires *et al.*, 2002), pois há uma diminuição da persistência de uma metapopulação, causada pela elevada mortalidade quando os indivíduos tentam atravessar a matriz, alterando a dinâmica de colonização-extinção (Fahrig, 2001).

A matriz possui grande influência sobre o grau em que a população de um fragmento está ligada genética e demograficamente a outras populações (conectividade dos fragmentos) (Laurence e Vasconcelos, 2009). De acordo com Moilanen e Hanski (2006), a conectividade da paisagem é uma variável chave na estruturação espacial de processos ecológicos, pois esta que determina a facilitação ou impedimento dos movimentos entre os fragmentos. A conectividade ocorre através da interação entre conectividade estrutural e conectividade funcional (Tischendorf e Fahrig, 2000). Segundo Metzger e Decámps (1997), a conectividade estrutural seria o arranjo físico da paisagem, que pode ser avaliada através da distância entre os fragmentos, densidade, complexidade dos corredores e *stepping stones* (pequenas áreas de vegetação circundadas por uma matriz que facilita o fluxo biológico entre os fragmentos; Metzger, 1999). A conectividade funcional seria o reflexo da permeabilidade da matriz, da capacidade da espécie em cruzar a matriz, da taxa de movimento entre os fragmentos, do tempo, custo e aleatoriedade envolvidos na dispersão, ou seja, a resposta do organismo às estruturas físicas. Principalmente em paisagens fragmentadas, a conectividade tornou-se um tema de grande importância para a conservação da biodiversidade (Crooks e Sanjayan, 2006), pois além da redução de habitat disponível, o processo de fragmentação causa a separação do habitat em fragmentos, levando ao cessamento de movimentos de organismos, de populações e de processos existentes em paisagens previamente conectadas, comprometendo a persistência de espécies, alterando toda a dinâmica da comunidade (Frankham, 2006).

O efeito do isolamento não depende apenas da distância geográfica entre os fragmentos, mas também da estrutura e composição da matriz, do contraste entre o fragmento e a matriz adjacente e da capacidade das espécies em atravessar a matriz (Uezu e Metzger, 2011). A matriz circundante é muitas vezes uma área heterogênea, composta de diferentes tipos de solo e cobertura vegetal (Lindenmayer e Franklin, 2002). Esta pode agravar o efeito do isolamento, pois se torna uma barreira para os organismos, impedindo o movimento entre as manchas, causando um isolamento geográfico das populações (Frankham *et al.*, 2002). Segundo Bates (2000), este isolamento reduz o fluxo de genes, devido à endogamia e a deriva gênica, conseqüentemente levando a diminuição da variabilidade genética dentro da população e o aumento da diferenciação genética entre as populações, influenciando a riqueza e diversidade da comunidade. Isto pode levar a populações inviáveis, extinguindo-as localmente. A diversidade local é alterada devido a diferentes respostas das espécies presentes nos fragmentos em relação à fragmentação florestal, ocorrendo extinções de algumas espécies e colonizações por parte de outras. De acordo com Jordano *et al.* (2006), este seria um dos efeitos mais comuns da fragmentação de habitats.

Para entender os mecanismos que influenciam no desaparecimento e no aumento da abundância de algumas espécies, além de considerar os fatores estruturais da matriz, é necessário também considerar as características da espécie (Uezu e Metzger, 2011). No entanto, são poucas as espécies que possuem dados detalhados sobre a sua biologia, particularmente nos trópicos, onde estes não estão disponíveis e são demorados para se reunir (Umetsu *et al.*, 2008). De qualquer forma, sabe-se que algumas espécies são capazes de explorar a matriz ou, pelo menos, tolerar seus efeitos, mantendo populações estáveis ou até mesmo ter suas densidades aumentadas durante todo processo de fragmentação (Antongiovanni e Metzger, 2005), principalmente devido ao aumento da área de seu habitat

(e.g., espécies de borda) (Laurance *et al.*, 1997), como um processo de compensação de densidade (MacArthur *et al.*, 1972).

As espécies mais vulneráveis são aquelas que não conseguem tolerar as mudanças geradas pelo processo de fragmentação e as que não conseguem sair do fragmento, devido a não se deslocarem no habitat da matriz (Bierregaard e Stouffer, 1997). De uma forma geral, quanto maior a similaridade estrutural e microclimática entre a matriz e o fragmento florestal, maior a probabilidade das espécies sensíveis a fragmentação serem capazes de usar a matriz (Stouffer *et al.*, 2006).

Segundo Antongiovanni e Metzger (2005), a matriz é definida como a porção da paisagem que em algum momento tenha sido submetida à intensa perturbação antrópica (e.g., corte e queima da vegetação original; pastoreio; agricultura). Para Metzger (2001), uma outra definição dada a matriz, particularmente utilizada em estudos de fragmentação, é o conjunto de não-habitat para uma determinada comunidade ou espécie estudada. A matriz pode ser reconhecida como sendo a unidade dominante em termos de recobrimento espacial ou por ter uma alta conectividade de sua área, ou seja, um menor grau de fragmentação (Metzger, 2001). Umetsu *et al.* (2008) alegam a existência de diversos estudos, os quais se fundamentam apenas na observação e na experiência, seguindo métodos ou não, que investigam se a aplicação de índices de qualidade da matriz podem melhorar o poder explicatório das variáveis de estrutura da paisagem em relação a distribuição das espécies em paisagens fragmentadas de florestas tropicais.

A Teoria de Metapopulações (Levins, 1969) foi uma das precursoras, juntamente com a Teoria de Biogeografia de Ilhas, em relacionar os padrões espaciais e os processos ecológicos. De acordo com esta teoria, as manchas de habitats são separadas por uma matriz homogênea e inóspita. Metzger (2001), baseando-se em uma visão espacialmente explícita, não considera mais a matriz como homogênea, mas sim como um ambiente heterogêneo de

não-habitat, complexo, habitável e concernente ao mosaico da paisagem e retentora de uma permeabilidade seletiva para cada espécie.

O padrão de quantidade e espaçamento do habitat remanescente pode ser de grande importância para a sobrevivência de uma espécie em uma paisagem fragmentada (Bakker *et al.* 2002). A alteração dessa paisagem pode acarretar diversos problemas para a diversidade local. A perda de habitat e a fragmentação são as principais ameaças à biodiversidade mundial (Fahrig, 2003). Segundo Boscolo e Metzger (2011), existem diversos estudos que afirmam que a riqueza de espécies e a sobrevivência em ambientes fragmentados dependem das interações da qualidade e estrutura do habitat interno com o tamanho e isolamento do fragmento (e.g., Rompré *et al.* 2007). Segundo Uezu e Metzger (2011), diferentes mecanismos podem estar relacionados a efeitos negativos de pequenos fragmentos, tais como a diminuição da heterogeneidade de habitats, uma maior limitação dos recursos, redução do sinergismo em interações entre espécies, redução na probabilidade de sobrevivência de espécies, redução da migração de indivíduos advindos de outras áreas, diminuição do sucesso reprodutivo e alimentação e um aumento do efeito de borda. Os efeitos do contexto da paisagem e as características dos fragmentos sobre os padrões de persistência de espécies, riqueza e movimentos de vários táxons tem sido estudado por diversos pesquisadores, tais como Marshall *et al.* (2010) com mamíferos, Rogers *et al.* (2009) com plantas e Shanahan e Possingham (2009) com aves. Portanto alguns defendem somente os efeitos do tamanho ou isolamento do fragmento, outros indicam que é a interação entre esses fatores que impulsiona riscos de extinção em nível de paisagem.

Segundo Fahrig (2003), há na literatura uma grande diversidade de abordagens sobre fragmentação e isso ocorre principalmente devido às diferenças na forma como os pesquisadores quantificam a fragmentação do habitat. Estas diferenças têm implicações significativas para a tirada de conclusões sobre os efeitos da fragmentação. Na literatura sobre

fragmentação, o isolamento de fragmentos é quase universalmente interpretada como uma medida de configuração de habitat. Entretanto, o isolamento deve ser interpretado como uma medida da falta de habitat na paisagem no entorno do fragmento, ou seja, quanto mais isolado é um fragmento, em geral, maior a matriz. Portanto, quando traduzido para a escala da paisagem, um fragmento deve ser considerado uma medida da quantidade de habitat na paisagem e não da configuração da paisagem (Fahrig, 2003). Rukke (2000) declarou que os efeitos negativos do isolamento na riqueza de espécies ou presença/ausência representam mais uma prova para o forte efeito negativo da perda de habitat em uma escala de paisagem sobre a biodiversidade.

Segundo Fahrig (2003), as métricas de fragmentação são derivadas de medidas de quantidade de habitat ou de medidas fortemente relacionada a esta, como por exemplo, a quantidade de borda. A borda da mata é um micro-habitat de transição entre o fragmento e a matriz, cuja criação provoca alterações microclimáticas, tais como aumento da luminosidade e da temperatura e redução da umidade (Murcia, 1995). Para pesquisadores que conceituam e medem a fragmentação como equivalente à perda de habitat, a conclusão é que a fragmentação tem grandes efeitos negativos. Laurence *et al.* (2002), afirmaram que estes efeitos negativos da perda de habitat não se aplicam apenas a medidas diretas da biodiversidade, tais como riqueza de espécies, abundância e distribuição das populações e diversidade genética, mas também para medidas indiretas e fatores que afetam a biodiversidade, que são medidas altamente correlacionadas com a quantidade de habitat. Assim, a perda de habitat tem como consequências a diminuição de cadeias tróficas, alteração nas interações entre espécies, redução do número de especialistas, modificação das taxas de predação e interferência negativa sobre o sucesso na reprodução e na dispersão.

1.2 EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE AVES

O bioma Mata Atlântica, ao longo da costa leste do Brasil, é um dos cinco mais importantes *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000) e vem sendo drasticamente devastado (Whitmore, 1997). A floresta remanescente corresponde a apenas 13 % da área original de floresta (IBGE, 2004). A maior parte dos remanescentes florestais deste bioma está localizada em paisagens intensamente cultivadas, na forma de pequenos fragmentos, que vão desde dezenas a centenas de hectares de área, altamente perturbados, isolados e pouco protegidos (Viana e Pinheiro, 1998). Neste bioma são registradas cerca de 1020 espécies de aves (Ministério do Meio Ambiente, 2000a), sendo 188 endêmicas (Ministério do Meio Ambiente, acessado em 20 de fevereiro de 2013; CPEF, 2001) e devido ao desmatamento e a fragmentação grave, 102 espécies são classificadas em alguma categoria de ameaça (IUCN, 2010). Marini (2000) afirmou que no Brasil existem poucos estudos que abordam outros efeitos da fragmentação florestal, além da perda de espécies, sobre as aves.

As aves compõem o grupo taxonômico melhor estudado na investigação dos efeitos da fragmentação tropical (Turner, 1996) e possui papel importante no ecossistema de florestas tropicais, já que cooperam com processos ecológicos essenciais (e.g., dispersão, quebra de dormência de sementes, polinização e predação de roedores). Existem alguns estudos que associam a fragmentação de habitats com guildas tróficas de aves.

Motta (1990) constatou a inexistência de exemplares das famílias Cracidae, Ramphastidae, Cotingidae (frugívoros e granívoros), Galbulidae e Bucconidae (insetívoros) e um empobrecimento das famílias Psittacidae (frugívoros), Tinamidae (frugívoros e onívoros), Dendrocolaptidae (insetívoros) e Falconiformes (carnívoros) em pequenos habitats naturais e áreas alteradas devido aos eucaliptais. Harris e Pimm (2004) afirmaram que a fragmentação, degradação da vegetação florestal e redução de área imposta pela atividade humana recente prejudicam claramente as aves endêmicas, principalmente de certos grupos ecológicos (e.g.,

frugívoros e insetívoros de grande porte). Segundo Ford *et al.* (2001), o impacto do processo de fragmentação nos ecossistemas tropicais tem levado à alterações em diversos parâmetros que desencadeiam o desaparecimento de guildas de insetívoros. Uezu *et al.* (2005) verificaram que as aves frugívoras, na Mata Atlântica fragmentada, foram mais afetadas pelo tamanho do fragmento que as insetívoras, as quais eram mais abundantes em manchas ligadas por corredores a outras florestas. Da mesma forma, Martensen *et al.* (2008) observaram que as aves de Mata Atlântica de diferentes guildas, tais como insetívoros terrestres ou sub-bosque, foram diferentemente afetados pela área fragmentada e pela conectividade. Sekercioglu *et al.* (2002) afirmaram que o declínio de guildas de insetívoros, em fragmentos florestais pequenos, está mais relacionado à habilidade de dispersão através da matriz antropizada do que com a baixa disponibilidade de recursos alimentares.

Segundo Bates (2000), as aves neotropicais são mais sedentárias do que as espécies temperadas, o que as torna mais suscetíveis aos efeitos da fragmentação florestal. Vários trabalhos constataram uma direta relação entre a área e o número de espécies de aves em fragmentos florestais (e.g., Wright *et al.*, 1985; Anjos e Boçon, 1999). Entretanto, Warburton (1997) apontou que existem variáveis ambientais, que podem estar implícitas dentro do fator área, afetando a diversidade de aves, e que a capacidade de manutenção da biota regional nos fragmentos isolados é de grande interesse na biologia da conservação. Metzger e Décamps (1997) sugeriram que, em paisagens com uma proporção de menos de 30% de cobertura de habitat, a sobrevivência das espécies de aves pode depender, principalmente, do tamanho e do isolamento dos fragmentos remanescentes. Dário *et al.* (2002) concluiu que a perda de habitat e a fragmentação florestal afetam a dinâmica das populações de aves umbrófilas (i.e., aquelas que não suportam lugares com alta luminosidade, variações de temperatura e umidade) (e.g., clareiras), diminuindo sua riqueza e quase que as eliminando. Stouffer e Bierregaard (1995),

afirmaram que aves terrestres ou de sub-bosque possuem baixa capacidade de dispersão e, como consequência, são particularmente sensíveis à fragmentação florestal.

Philippsen *et al.* (2010) afirmaram que a paisagem urbana, apesar de não apresentar os recursos fornecidos por uma floresta nativa, também podem sofrer colonização por parte das aves. Essas espécies, segundo Sick (1997), são chamadas de sinantrópicas (i.e., aves capazes de se adaptar às condições criadas pelo homem). Aves viventes em habitats contínuos são menos sujeitas a risco de extinção do que as que vivem em habitats fragmentados (Brooker e Brooker, 2001), pois, geralmente, a fragmentação reduz a disponibilidade de habitat, podendo influenciar na capacidade de dispersão e distribuição espacial de diversas espécies de aves (Bakker *et al.*, 2002). A redução da cobertura de habitat, do tamanho do fragmento e da conectividade vem sendo colocados como efeitos negativos sobre as aves de floresta tropical (Develey e Metzger, 2006), e a sensibilidade a cada um destes fatores pode variar de acordo com a espécie (Ferraz *et al.*, 2007). Antongiovanni e Metzger (2005) concluíram que o tipo de matriz é muito importante para determinar a ocorrência de espécies em fragmentos menores que 10 hectares, em particular para espécies moderadamente sensíveis.

Gimenes e Anjos (2003) afirmaram que as matrizes podem representar uma barreira para muitas espécies de aves adaptadas a viverem no interior das florestas, o que impede o fluxo de indivíduos entre os fragmentos. Hayes (1995) constatou que transições abruptas entre diferentes tipos de vegetação representam uma barreira à dispersão de aves. Segundo Goosem (1997), até mesmo estreitas clareiras lineares, abertas no interior de uma floresta para servirem de estradas, funcionam como barreiras para muitas espécies. With (1994) afirmou que para algumas espécies especialistas, as respostas à estrutura da paisagem podem variar consideravelmente, pois algumas preferem um único tipo de habitat. No entanto, outras especialistas são capazes de utilizar diferentes tipos de habitats, pelo menos em determinadas fases da vida (Hansbauer *et al.*, 2010). As espécies especialistas e intolerantes a vegetação da

matriz são propensas a extinção local (Turner, 1996), em consequência, aquelas que possuem uma percepção maior do contraste entre o habitat apropriado e a matriz, podem servir como espécies guarda-chuva (Hansbauer *et al.*, 2010). As espécies associadas a clareiras e bordas de matas geralmente ocupam as áreas mais abertas da matriz (Borges e Stouffer, 1999). Segundo Machtans *et al.* (1996), estas espécies podem migrar durante o período reprodutivo ou apresentam hábitos generalistas que lhes permitam explorar habitats estruturalmente diferentes.

Viana *et al.* (1997) afirmaram que pequenos fragmentos geralmente não são auto-sustentáveis, com o processo de extinção aumentando ao longo do tempo, pois, segundo Warburton (1997), os pequenos fragmentos suportam somente as aves mais comuns localmente, que são as que sobrevivem bem a habitats alterados, excluindo as mais sensíveis à fragmentação. Aleixo e Vielliard (1995) afirmaram que para se manter a avifauna regional intacta é necessária a conservação das grandes florestas, ao invés de vários fragmentos pequenos, pois estas protegeriam as espécies raras e a diversidade do local. Porém, não se deve levar em consideração apenas a área florestada para a conservação, mas também a permanência de uma vegetação com máxima heterogeneidade, delimitando uma área de maneira que compreenda diversos estágios sucessionais. Segundo Turton e Freiburger (1997), estas aplicações minimizariam os danos provocados pelo efeito de borda e proporcionaria uma área de interior de floresta considerável para a manutenção da biota local. Entretanto, os pequenos fragmentos também possuem seu valor por abrigarem alta densidade de algumas espécies, por servirem como locais de descanso para as aves migratórias e por serem fonte de recolonização para outras florestas, podendo reduzir a taxa de extinção sobre essas (Forman *et al.*, 1976).

A percepção da paisagem pela avifauna é uma função de suas interações com os vários tipos de habitats naturais e antropogênicos, e os recursos dentro deles, levando a uma

conectividade funcional diferente (Be'lisle, 2005). Laiolo (2002) alegou que a fase de crescimento da floresta exerce um efeito forte sobre a assembléia de aves. Banks-Leite *et al.* (2010) afirmaram a existência de autores que declaram que, com o declínio das florestas primárias, a maioria das espécies florestais serão capazes de persistir em florestas em crescimento, o que irá protegê-las da extinção. De acordo com Pardini *et al.* (2005), esta afirmativa é suportada pela evidência de que florestas secundárias podem promover a recolonização de fragmentos isolados de floresta primária ou podem funcionar como habitat para algumas espécies florestais especialistas. Nas áreas de floresta secundária são encontradas apenas as espécies com a capacidade de atravessar as bordas, áreas abertas e sobreviver em vegetação perturbada (Banks-Leite *et al.*, 2010). Segundo Harris e Pimm (2004), a capacidade das espécies de aves em utilizar habitats com floresta secundária nos trópicos, não reduz o seu risco de extinção. As aves florestais são importantes para estudos de percepção de paisagens fragmentadas, devido a elas geralmente serem fisicamente capaz de atravessar áreas abertas entre fragmentos florestais, mas ainda relutam em atravessar espaços abertos relativamente pequenos (Develey e Stouffer, 2001).

Estudos apontam que na zona temperada o fenômeno relacionado à borda, o qual tem recebido bastante atenção, é a predação de ninhos de aves, ao contrário dos trópicos, que são relatados poucos estudos (Turner, 1996). Sieving (1992) concluiu que, provavelmente, a predação em fragmentos é maior em comparação com a floresta contínua, pois isto ocorre devido à presença de predadores de ninhos que evitam o interior da floresta ou são especialistas de borda. Robinson *et al.* (1995) constataram que o sucesso reprodutivo de aves florestais nidificantes esteve positivamente relacionado com a porcentagem de cobertura florestal, com o percentual de área nuclear do fragmento e com o tamanho médio dos fragmentos em uma paisagem, podendo a relação negativa desses parâmetros estar também correlacionada à presença de predadores de ninhos. Turner (1996) afirmou que a perda de

ninho e a predação de aves adultas podem ser uma grande influência sobre o recrutamento das populações de aves.

Devido à falta de informações sobre os dados ecológicos das espécies, os modelos para a conservação das aves da Mata Atlântica foram baseados, principalmente, em distribuição histórica destas aves (Anjos, 2006). Ferreira (2009) afirmou a existência de propriedades próprias das espécies que indicam uma maior ou menor propensão destas à extinção, e que estas propriedades associadas à estrutura da paisagem fragmentada, resultam em respostas diferenciadas à fragmentação. Andersen *et al.* (1997) inferiram que devido a esta associação, no ponto de vista conservacionista, surgiu a preocupação em considerar as propriedades ecológicas juntamente com os efeitos abióticos da fragmentação.

É de suma importância entender como o tamanho da área e o isolamento afetam as espécies de aves para possíveis atividades de manejo e conservação da área e dessas espécies. A fragmentação entendida como degradação/desmatamento da cobertura florestal leva a diversas mudanças nas variáveis ambientais refletindo nas populações animais, levando à defaunação e, conseqüentemente, à perda de diversos processos/interações ecológicas, tais como herbivoria, polinização e dispersão. Entender a relação tamanho da área x isolamento x diversidade de espécies de aves pode ajudar a entender como e quando esses processos ecológicos são afetados. Isto devido à presença/ausência de espécies de aves responsáveis por tais interações ecológicas em fragmentos de determinado tamanho e à estrutura da vegetação.

1.3 FRAGMENTOS URBANOS: PAPEL E IMPORTÂNCIA PARA A CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA

Os fragmentos florestais urbanos são remanescentes da vegetação natural circundados por uma matriz urbana, localizados no interior de Bosques e Parques abertos à visitação pública (Mello *et al.*, 2011) e auxiliam na retenção e estabilização do solo, na prevenção

contra a erosão e na minimização dos ruídos urbanos. Segundo Nucci (2001), esses fragmentos se enquadram na categoria de área verde urbana, pois estão inseridos em uma paisagem urbana, predominando vegetação independente do estágio sucessional, com solo permeável, ocupando pelo menos 70% da área total. Os fragmentos florestais urbanos são cada vez mais comuns e é necessário um melhor entendimento de suas diretrizes para conservação e manutenção como reserva natural (Morellato e Leitão Filho, 1995). Portanto, faz-se necessária a realização de levantamentos florísticos e faunísticos bem como estudo dos processos ecológicos que mantêm esses sistemas (Gandolfi e Rodrigues, 2007).

Segundo Feiber (2004), os fragmentos florestais urbanos representam um recurso precioso para a melhoria da qualidade de vida nas cidades, pois o uso da vegetação ameniza os impactos causados pela ação antrópica. Porém, a fisionomia dos fragmentos urbanos geralmente é alterada devido ao plantio de espécies vegetais exóticas, construções de áreas de lazer e de caminhos pavimentados, possibilitando o trânsito de pessoas no interior do fragmento, aumentando o grau de antropização no local. O efeito de borda é bem intenso nos fragmentos urbanos, tendo em vista que, geralmente, são áreas pequenas e que possuem aberturas de caminhos pavimentados e trilhas no interior da mata. Santin (1999) afirmou que ao permitirem o contato direto entre as pessoas e os elementos naturais, esses fragmentos se tornam espaços promotores da educação ambiental e, indiretamente, levam à conservação da biota local.

Soares (1998) afirmou que esse tipo de fragmento, mesmo que seja reduzido e geralmente isolado, possui diversos benefícios para a fauna, pois acarreta uma melhoria no micro-clima, funcionam como abrigo, como ponto de parada e promovem a manutenção das interações ecológicas entre as espécies (e.g., dispersão; polinização). Porém, Costa (2006) alegou que trilhas excessivas, lixo, invasões biológicas e outras ações antrópicas degradam

estes fragmentos e deterioram seu potencial ecológico e a autosustentabilidade das populações.

A matriz circundante do fragmento influencia na dinâmica e composição do mesmo (Laurence *et al.*, 1997). Os fragmentos florestais urbanos estão inseridos em uma matriz praticamente impermeável, impedindo o trânsito da maioria das espécies, tornando esses ecossistemas grandes alvos dos efeitos do isolamento (Mello *et al.*, 2011). Além da problemática, referente ao isolamento, de impedimento do fluxo gênico entre as populações, aumento de endocruzamentos e diminuição da variabilidade genética, também há uma diminuição no potencial de colonização ou recolonização das espécies (Metzger, 2003).

Além dos fragmentos urbanos possuírem a problemática do isolamento, do efeito de borda intenso e da invasão de espécies exóticas, estes também sofrem com a invasão de animais domésticos, principalmente cães, gatos e galinhas (Boitani e Ciucci, 1995). Galleti e Sazima (2006) afirmaram que estes animais acabam se tornando predadores e também podem transmitir doenças, já que não são vacinados. De acordo com Mello *et al.* (2011), os fragmentos florestais urbanos alteraram significativamente sua composição de fauna e com o processo de diminuição significativa de sua diversidade biológica e/ou biomassa da fauna, podem ser considerados como ecossistemas defaunados.

Randle (2008) afirmou que as aves em áreas urbanas geralmente são menos sensíveis aos seres humanos do que em áreas rurais e naturais, pois nessas áreas as aves se habituaram aos seres humanos. No entanto, os seres humanos podem ainda afetar negativamente as aves em áreas urbanas simplesmente andando perto de uma área de alimentação ou nidificação (Moller, 2008). Devido a esses fatores, é de suma importância a presença de áreas florestadas nos centros urbanos para se evitar ao máximo esses efeitos negativos da proximidade das aves com os seres humanos. Troian *et al.* (2011) afirmaram que comunidades vegetais inseridas na malha urbana contribuem para a geração de informações e ferramentas de manejo e

manutenção de ecossistemas naturais ou semi-naturais em centros urbanos. De acordo com Primack e Rodrigues (2001), apesar de os fragmentos urbanos serem ambientes fragilizados, estes retêm grande valor ambiental, econômico, paisagístico e social, pois ainda mantêm características próprias de um meio não-urbano.

Este estudo objetivou, de forma geral, avaliar a diferença na estrutura da comunidade de aves entre fragmentos florestais com matriz urbana, com diferentes parâmetros ambientais, situados em área de Mata Atlântica no município de Seropédica e no distrito de Cacaria, ambos no estado do Rio de Janeiro. De forma específica objetivou estimar a diversidade da avifauna em cada fragmento, analisar a similaridade entre os componentes da comunidade de aves entre as áreas e verificar a influência do tamanho e forma dos fragmentos e de seus parâmetros ambientais sobre a riqueza de aves.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo obteve como área de estudo o município de Seropédica e o distrito de Cacaria. Segundo o Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro (TCE-RJ), com base no levantamento de 1994, Seropédica tinha sua área distribuída da seguinte maneira: 13% de vegetação secundária, 10% de área urbana e 69% de pastagens. O município possuía predominantemente pastagens, com presença de vegetação secundária. Já em 2001, o TCE-RJ verificou a redução de vegetação secundária e de campo/pastagem para 7% e 61% do território municipal, contra expressivo crescimento de área urbana para 15%. A área agrícola cresceu de 2,8 para 8,0%. Observe-se a existência de apenas 5% de formações pioneiras. A vegetação original do município de Seropédica era basicamente formada por áreas alagadas, mas após o aterramento dessas áreas para diferentes utilidades, diferentes fragmentos foram formados.

O clima desta região, segundo classificação de Köppen (1948), é do tipo Aw (tropical de inverno seco e verão chuvoso) com estação de seca pouco pronunciada no outono e no inverno, com temperatura média anual em torno de 23,5 °C e relevo plano. A precipitação média anual atinge 1212,7 mm, variando de 28,4 mm a 182,7 mm (Rodrigues e Magalhães, 2011). Segundo dados do IBGE (1983), são identificados os seguintes tipos de solo na região: argissolo vermelho-amarelo, planossolo e cambissolo, existindo também a ocorrência pontual de solo tipo glei pouco húmico.

Neste cenário estão inseridos três dos quatro fragmentos estudados neste trabalho: Floresta Nacional Mário Xavier, EMBRAPA Agrobiologia e Departamento de Geociências/UFRRJ.

No distrito de Cacaria, localizado no município de Piraí, em área de encosta, na base da Serra das Araras, na bacia hidrográfica do rio Cacaria, o clima é classificado como Ws (tropical com estação seca de inverno). Em decorrência desta localização, a região recebe uma baixa interceptação de chuvas e umidade, e uma alta incidência de radiação solar, no qual refletem em uma grande desidratação do local. De acordo com Dantas (2001), Cacaria apresenta precipitação anual média variando entre 1100 a 1400 mm, com chuvas abundantes no início do ano e escassas no meio deste, por volta de fevereiro a junho, e temperatura média máxima de 29,1°C em fevereiro e temperatura média mínima de 20,1°C em julho. Esta região apresenta várzeas inundáveis encaixadas entre colinas isoladas e de moderada suscetibilidade à erosão, nas vertentes declivosas (Baylão Júnior, 2010). Estas áreas de várzea da bacia hidrográfica do rio Cacaria são formadas por colinas residuais dissecadas, alinhadas, sustentadas por granitóides e ortognaisses migmatíticos e isoladas pela sedimentação fluvial nos baixos cursos dos principais rios (Silva & Cunha, 2001).

No período colonial, a ocupação do solo neste local foi feita de forma irregular e as áreas onde havia cultivo de banana, café e cana-de-açúcar, atualmente são utilizadas como pastagens que se encontram em estágio avançado de degradação. Isto pode ser explicado devido ao excessivo número de queimadas muitas vezes causadas de forma proposital pelo fato de haver falta de manejo agropecuário. Representando uma pequena parte da vegetação local há as áreas de remanescentes florestais primários e as áreas de mata secundária, ocorrendo na forma fragmentos, formando pequenas ilhas de vegetação ao longo da paisagem regional. Neste distrito está localizado o quarto fragmento estudado: Cacaria (Fr4).

Para avaliar a diversidade da avifauna foram estudados quatro fragmentos com tamanhos diferenciados, variando de 13,22 a 144,2 hectares: Floresta Nacional Mário Xavier (FLONAMAX), fragmento localizado na EMBRAPA Agrobiologia, fragmento localizado atrás do Departamento de Geociências/UFRRJ e fragmento localizado dentro de uma

propriedade particular, Sítio Monumento, no distrito de Cacaria, município de Piraí. Para uma melhor visualização do que foi realizado, denominou-se um nome para cada fragmento demonstrado abaixo (Tabela 1).

Tabela 1: Denominações dadas para cada fragmento estudado.

Fragmentos	Denominações
Floresta Nacional Mário Xávier	Fr1
Fragmento na EMBRAPA	Fr2
Fragmento do Departamento de Geociências	Fr3
Sítio Monumento em Cacaria	Fr4

A Floresta Nacional Mário Xavier (FLONAMAX) foi legalmente criada em 1986, abrangendo uma área total de aproximadamente 493 hectares e sendo administrada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (Prefeitura de Seropédica, acessado 13/07/2011). Abriga em seus limites o fragmento florestal nativo mais significativo do município, ameaçado constantemente pelos incêndios e pelo pastoreio sem controle. Dentro dos 493 hectares foram amostrados 144,2 hectares, onde as plantações de eucalipto não foram inseridas (Figura 1).

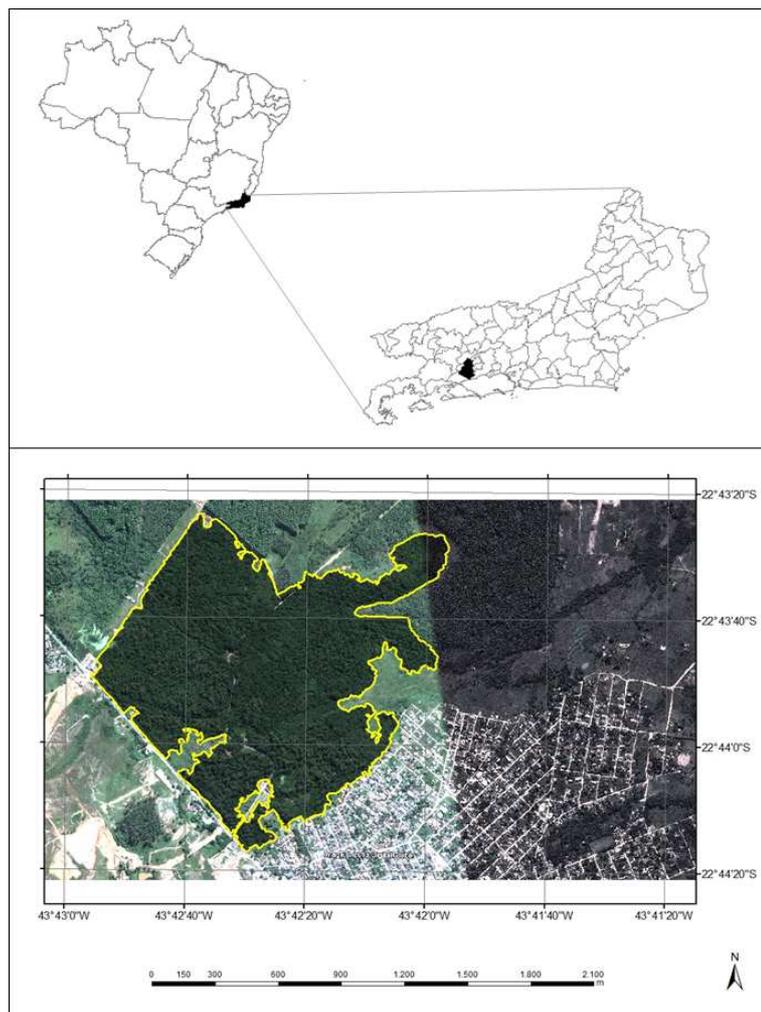


Figura 1: Fragmento Fr1 (FLONAMAX), localizado no município de Seropédica, com 144,2 hectares.

Localizado na EMBRAPA Agrobiologia no km 47 do município de Seropédica, o Corredor Agroflorestal (CA) foi implantado em fevereiro de 2005 e possui uma área de cerca 6000 m² (0,6 hectares), interligando dois fragmentos florestais, sendo um resultado de um horto florestal abandonado e o outro fruto de regeneração. Antes da implantação do corredor a área era ocupada por capim colômbio (*Panicum maximum* Jacq.) (De Paula *et al.*, 2009). Foram estudados os dois fragmentos interligados pelo Corredor Agroflorestal totalizando uma área de 52,4 hectares (Figura 2).

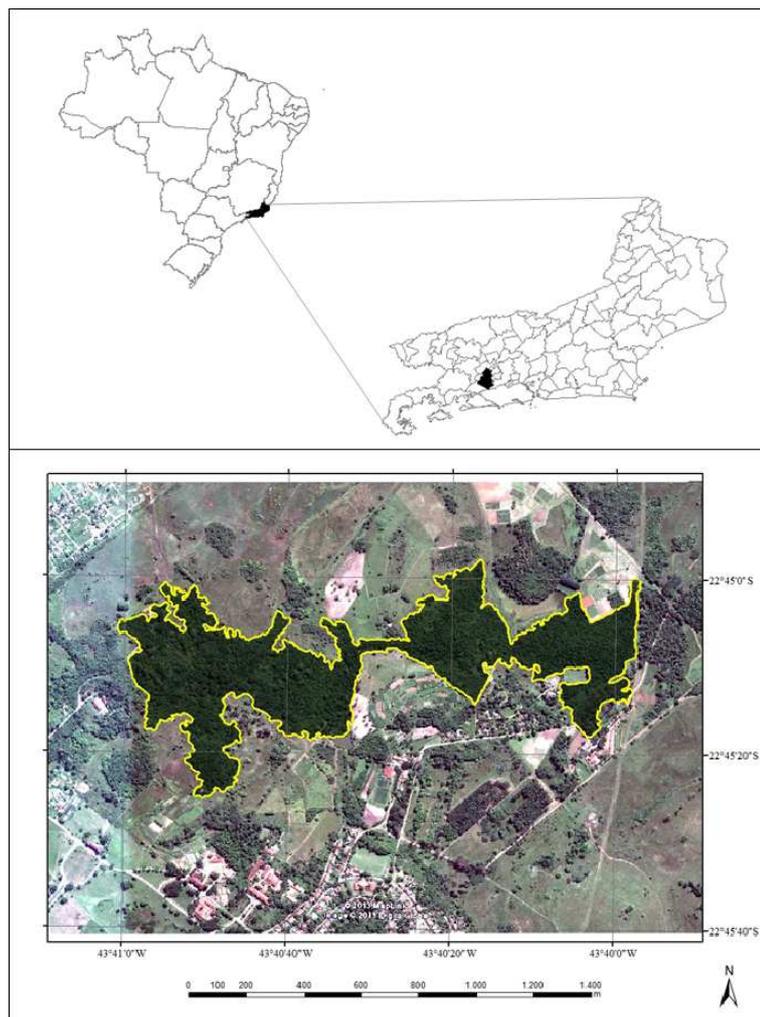


Figura 2: Fragmento Fr2 (EMBRAPA), localizado no município de Seropédica, com 52,4 hectares.

Próximo ao Departamento de Geociências/UFRRJ está um dos fragmentos estudados com 13,22 hectares (Figura 3) com vegetação de capoeira. Este é caracterizado por haver uma intensa atividade pecuária, ocorrendo livre pastoreio de cavalos e gado no interior do fragmento, por estar próximo de um gasoduto da Petrobras, havendo obras e construções, e por haver residências de funcionários da UFRRJ nas redondezas. Essas características geram uma intensa circulação de pessoas e ocorrência de muito ruído ao redor do fragmento, levando a uma intensa antropização.

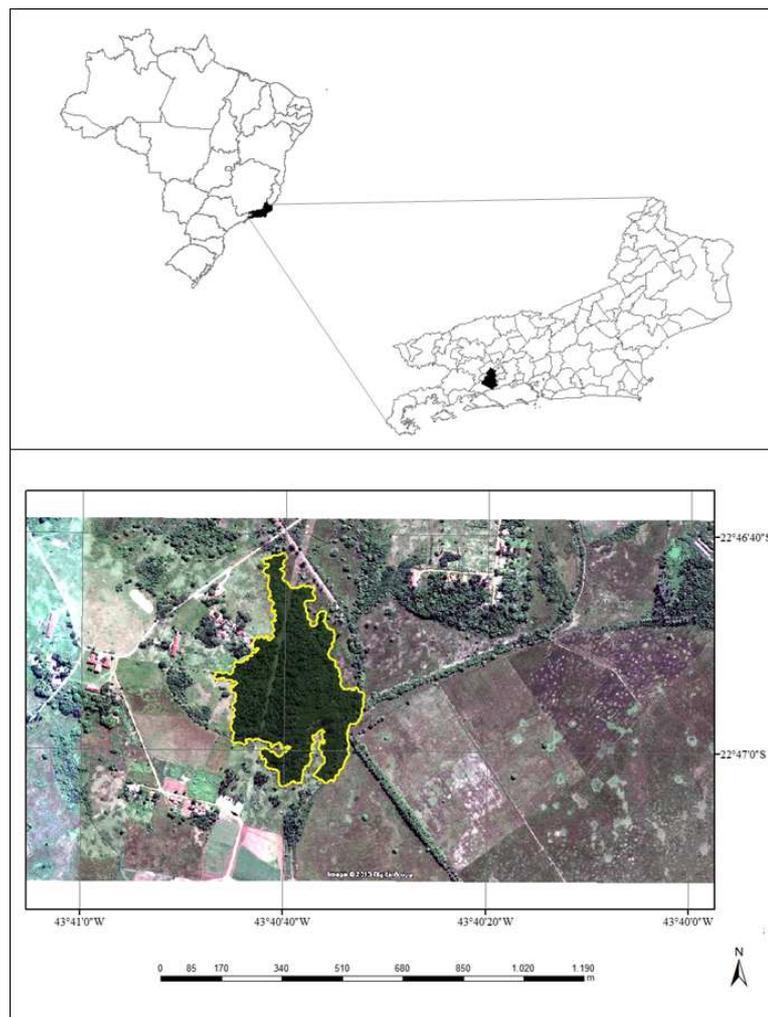


Figura 3: Fragmento Fr3 (DG), localizado no município de Seropédica, com 13,22 hectares.

No Sítio Monumento (UTM: E - 618.472,012 N - 7.485.683,817), localizado no distrito de Cacaria, está inserido o fragmento Fr4, onde a vegetação se encontra livre de agentes de perturbação há 30 anos, o gado foi retirado e foram realizados aceiros. As pastagens foram intensamente utilizadas pela pecuária, havendo fragmentos florestais em estado inicial de sucessão secundária (capoeiras) nas partes altas da encosta e fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1992) em estado de sucessão mais avançado (mata) na vertente sul da bacia. As formações vegetais dominantes na região são áreas abertas de pastagens e diversos fragmentos florestais remanescentes da Mata Atlântica. O sítio apresenta como formações vegetais os taquarais, Floresta Estacional Semidecidual Sub-montana

(Veloso *et al.*, 1991), campos abertos e capoeiras. Esta região está situada entre 60 - 200 m do nível do mar, com declividade de 8 - 45%, e orientação predominante das vertentes para o Norte, Nordeste e Noroeste da Serra do Mar (Baylão Junior, 2011). A área onde foi realizado o estudo possui 26 hectares (Figura 4). Esta área foi a única em que havia uma lista preliminar (anexo 1), a qual está sendo complementada por este trabalho.

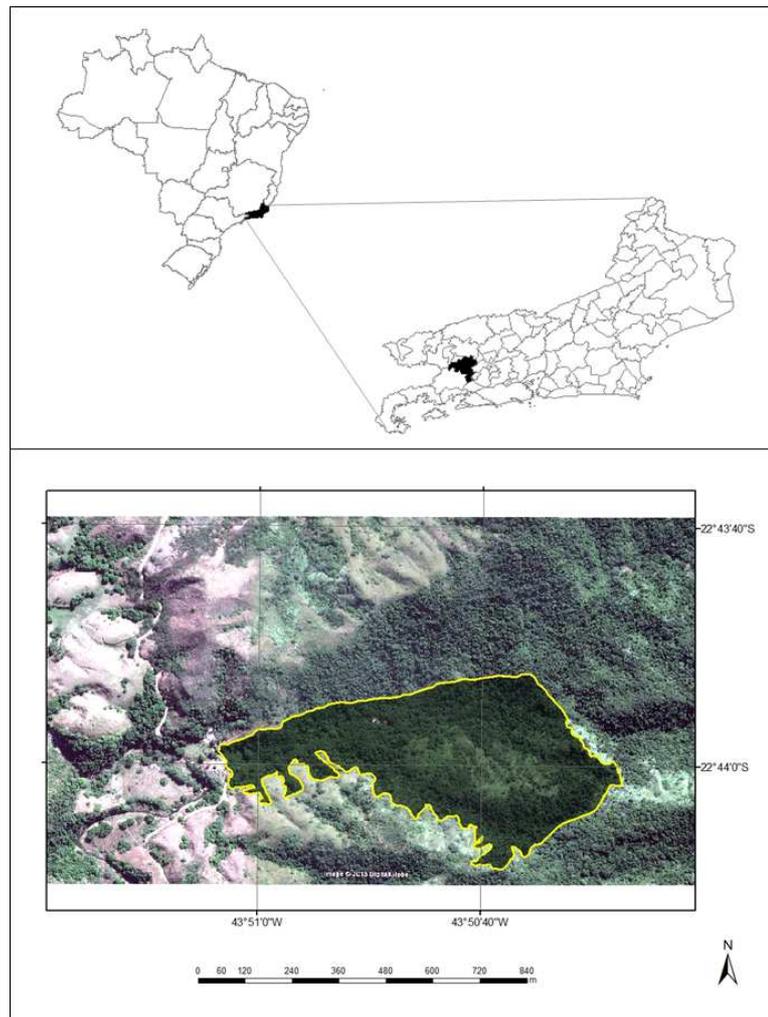


Figura 4: Fragmento Fr4 (Cacaria), localizado no distrito de Cacaria, município de Pirai, com 26 hectares.

2.2 DESENHO AMOSTRAL

2.2.1 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE AVES

Para realizar o levantamento da avifauna foi efetuado censos através de pontos de escuta. Para sua aplicação, foram estabelecidos diversos pontos em cada área estudada, onde o observador permanece durante 20 minutos em cada ponto no período da manhã, registrando todas as espécies vistas e ouvidas. Robins (1978), afirmou haver uma problemática com este método de levantamento, pois este não levaria a um censo absoluto, principalmente em habitats de matas, devido à inconspicuidade da maioria das espécies, sendo mais eficiente na época reprodutiva. Porém, segundo Aleixo e Vielliard (1995), o ponto de escuta é um método de amostragem flexível, prático (desde que o observador tenha um bom conhecimento das vocalizações das aves da comunidade estudada) e com maior segurança na interpretação matemática, sendo altamente eficaz e de fácil implantação na região neotropical. As aves listadas foram agrupadas em ordem de guildas segundo (Motta-Junior, 1990; Telino-Júnior *et al.*, 2005).

Cada área foi amostrada dois dias por mês, sendo quatro horas por dia, durante oito meses, totalizando 64 horas de observação para cada área e 256 horas no geral. As amostragens nas áreas foram realizadas de 7:00 h as 11:00 h, devido ao horário de abertura da área Fr2 e ao fato do fragmento Fr1 ser um local perigoso, devido a assaltos.

2.2.2 ESTRUTURA DOS HABITATS

Dados referentes à vegetação foram tomados no mês de abril, ao longo de transectos de 100 metros. Os dados tomados foram altura do dossel, abertura do dossel e densidade do sub-bosque. Em relação à densidade do sub-bosque foram contabilizados os indivíduos entre 50 cm e dois metros de altura em parcelas de 5 x 5 metros. Os dados relacionados à abertura e altura do dossel foram tomados em 11 pontos equidistantes 10 metros (Figura 5 A, B, C, D).

A medição da altura do dossel foi realizada por uma única pessoa em todas as áreas para não haver erros, já que seria uma estimativa de acordo com a altura do medidor. A abertura do dossel foi medida com a utilização de um densiômetro, sendo feita uma medida para cada lado e, posteriormente, tomada a média (Figura 6 A, B). Após a medição de cada parcela, foi feita a média de todas as parcelas encontrando um único valor para cada variável por fragmento.

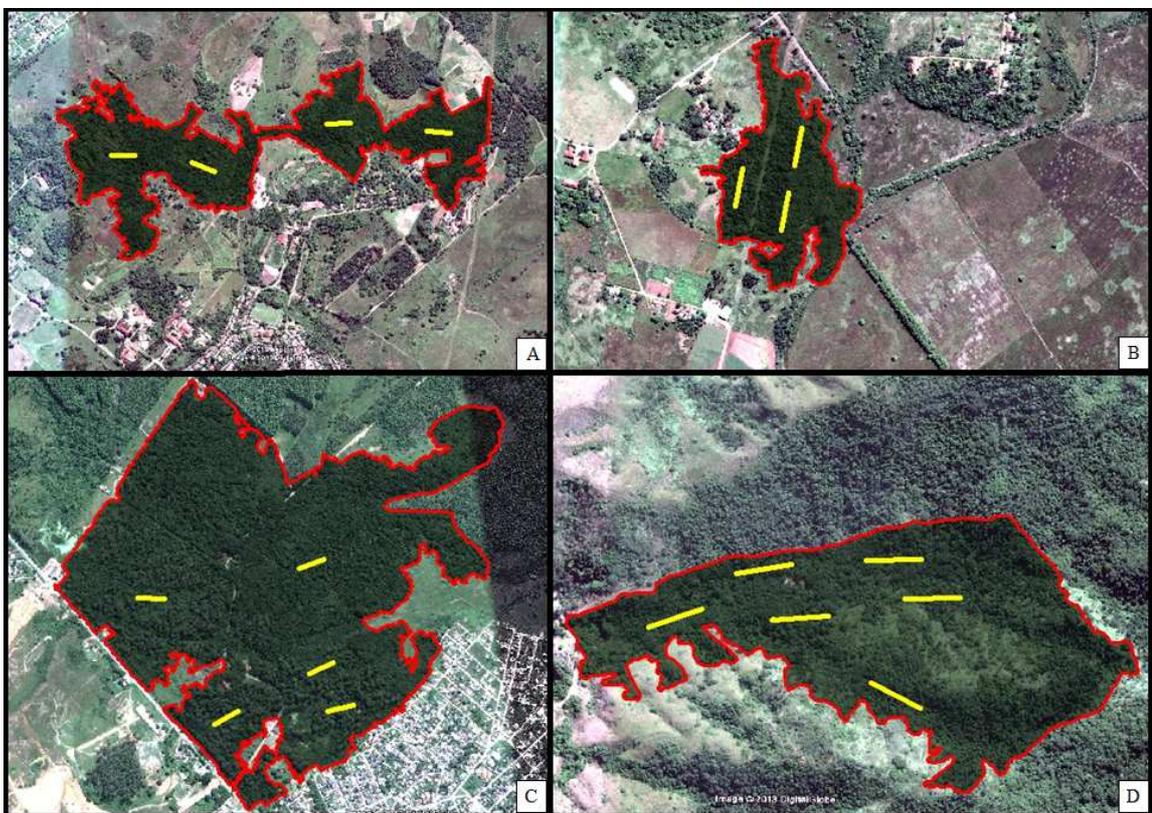


Figura 5: Transectos de 100 metros onde foram medidos os parâmetros ambientais. A- Fr2; B- Fr3; C- Fr1; D- Fr4.

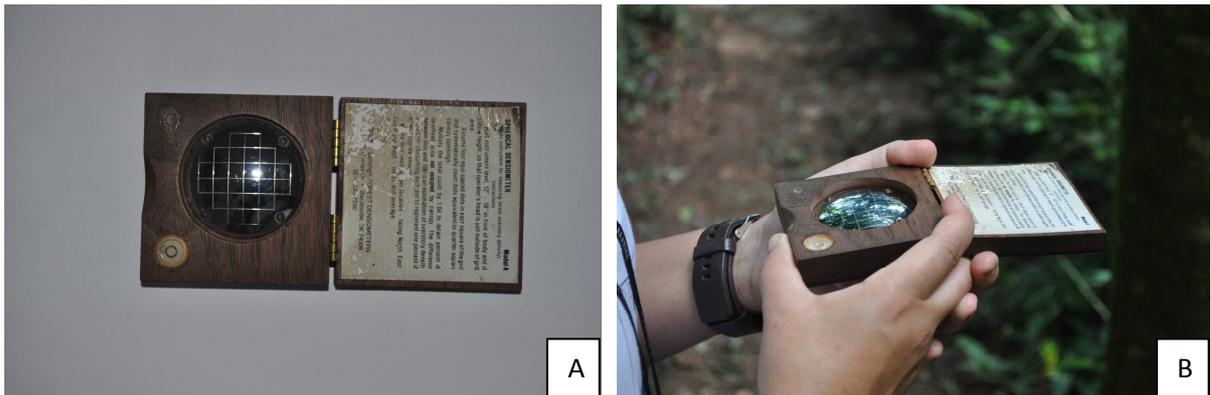


Figura 6: A- Densiômetro utilizado para medir a abertura do dossel; B- Tomando medidas de abertura do dossel utilizando o densiômetro.

2.2.3 MÉTRICAS DOS FRAGMENTOS

Para avaliar o tamanho e forma de cada fragmento foram analisados mapas gerados no programa ArcMap 10. Com os dados sobre a estrutura do habitat de cada fragmento, avaliamos a influência do tamanho e forma sobre a diversidade de aves.

O fator de forma também foi calculado. Este evidencia o efeito de borda, devido a isto é um parâmetro utilizado para analisar a vulnerabilidade dos fragmentos às perturbações. Este tipo de análise consiste na possibilidade de indicar o nível de proteção do interior em relação à borda, sendo de extrema importância para os estudos de dinâmica e estrutura dos fragmentos florestais. Este índice tende a um quando a forma do fragmento aproxima-se da forma de um quadrado (forma regular) e aumenta de acordo com o aumento da irregularidade na forma. Segue abaixo a fórmula segundo McGarigal e Marks (1995) *apud* Henriques (2003).

$$FF = \frac{P}{2 \sqrt{\pi A_f}}$$

FF = fator de forma;

A_f = área do fragmento florestal;

P = perímetro.

2.2.4. ANÁLISE DE DADOS

Para representar as áreas demonstrando suas uniões e suas interseções, foram plotados conjuntos gerando um Diagrama de Venn (ZAR, 1999). Este é uma ferramenta para melhor demonstrar como a composição de espécies está distribuída nas áreas, já que representa nos conjuntos o número de espécies exclusivas e o número de espécies comuns entre as áreas. O diagrama de Venn evidencia a sobreposição de espécies entre as áreas, permitindo ainda inferir sobre a tendência das espécies em formar agregados preferenciais por ambiente.

Para testar a similaridade par a par entre as áreas foi feito contas a próprio punho, resultando no Índice de Similaridade de Sorensen ($S_{\alpha\beta}$). Segundo Kent e Coker (1992), os quocientes de Sorensen e Jaccard são claramente muito semelhantes, porém, Sorensen é preferido por fornecer pesos para as espécies mais comuns. Esse índice aplica peso duplo para presenças duplas, pois se considera que a presença de uma espécie é mais informativa do que a sua ausência. A ausência pode ser devido a vários fatores, não refletindo necessariamente as dissimilaridades no ambiente. Ao contrário, a presença dupla é um forte indício de semelhança. É definido por:

$$S_{\alpha\beta} = \frac{2a}{2a+b+c}$$

a = é o número de populações componentes comuns nas áreas α e β ;

b = é o número de populações que ocorrem somente na área β ;

c = é o número de populações que ocorrem somente na área α .

Segundo Gotelli e Ellison (2011), a classificação é o processo através do qual agrupamos os objetos e que objetiva em agrupar objetos similares em classes que possam ser identificáveis, interpretáveis e distinguidas das outras classes. O tipo mais familiar de análise de classificação é a análise de agrupamentos. Com o intuito de ordenar as áreas estudadas em relação à similaridade na diversidade de aves, partindo de uma tabela de presença e ausência

das espécies, foi construído foi feito um dendrograma (diagrama de árvores) através do programa SYSTAT 8.0, já que estes ilustram claramente os aglomerados formados em cada nível de partição.

Os dendrogramas são feitos de ramos ("bordas") que se encontram em "nós". Estes são atraídos pelo valor de similaridade, onde a fusão dos ramos ocorre. Por razões de conveniência gráfica, as linhas verticais são utilizadas para conectar os ramos nos níveis de similaridade dos nós, não havendo influência do comprimento dessas linhas. A abscissa é graduada em semelhanças ou distâncias e o padrão de ramificação indica a similaridade ou distância dos ramos bifurcados. O eixo das ordenadas (em dendrogramas horizontais) não tem nenhuma ordenação especificada, exceto no TWINSPAN (Análise de espécies indicadoras com dois fatores), o qual utiliza algoritmos de agrupamento divisivo.

Para avaliar a influência dos dados referentes à vegetação sobre a riqueza local de cada área foi realizado a Análise de Componentes Principais (PCA) através do programa PAST 2.17c. Este é um método no qual reduz a dimensionalidade dos dados multivariados por realizar uma análise de covariância entre os fatores, criando algumas poucas variáveis-chave (Gotelli e Ellison, 2011). O PCA explora as correlações entre as amostras, pois ordena as áreas de estudo de acordo com as variáveis ambientais. O PCA demonstrará quais variáveis ambientais e/ou métricas dos fragmentos explicará a similaridade entre as áreas.

3 RESULTADOS

3.1 COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DA AVIFAUNA

Nesse estudo foram registradas 129 espécies, pertencentes a 38 famílias de 14 ordens de aves (Tabela 2). O fragmento Fr4 foi o que apresentou a maior riqueza de aves, com 104 espécies, e o fragmento Fr2 com a menor riqueza, com 49 espécies. O fragmento Fr1 e o Fr3 possuíram 69 e 62 de riqueza, respectivamente.

De acordo com os hábitos, 57 (44,2%) representam espécies florestais; 23 (17,8%); bordas de mata; 12 (9,3%) florestais e campestres, 17 (13,2%) florestais e área urbanizada, 14 (10,9%) área aberta e seis (4,6%) associadas a corpos d'água (Figura 7). Analisando as espécies florestais, vimos que 44 espécies necessitam de uma área mínima florestada para sobreviverem (Anexo 2). Todas estas espécies ocorreram no fragmento Fr4, sendo 32 exclusivas deste fragmento.

A guilda trófica mais representativa foi a dos insetívoros com 62 espécies seguida dos onívoros com 37 espécies (Figura 8). A tabela com as aves relacionadas às guildas tróficas segue no anexo 2.

Tabela 2: Presença e ausência das espécies listadas nas áreas estudadas

Ordem/Família	Espécie	Guildas tróficas	Hábitos	Descrição dos hábitos	Fr1	Fr2	Fr3	Fr4
Tinamiformes Huxley, 1872 Tinamidae Gray, 1840	<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)*	FRU	F	Florestais e se adaptam bem a florestas urbanas.	1	1	0	1
Podicipediformes Fürbringer, 1888 Podicipedidae Bonaparte, 1831	<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	AC	Vive em qualquer massa d'água, em até poços artificiais bem pequenos e aterros alagados na beira de estradas.	1	0	0	0
Cathartiformes Seebohm, 1890 Cathartidae Lafresnaye, 1839	<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	DET	FAU	Habita campos, matas e bosques.	0	0	1	0
Accipitriformes Bonaparte, 1831 Accipitridae Vigors, 1824	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	DET	FAU	Florestais e centros urbanos.	1	1	1	1
	<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	INS	F	Ocorre em qualquer tipo de habitat, como florestas úmidas e estacionais, cerrado denso e cerrado, caatingas, fragmentos de mata em regeneração, às vezes em talhões de eucalipto mesclados com vegetação nativa ou áreas úmidas como brejos, buritizais e mangues.	0	0	1	0
	<i>Amadonastur lacernulatus</i> (Temminck, 1827)*	CAR	F	Regiões montanhosas da Serra do Mar e na planície litorânea. Ocorre desde o nível do mar até cerca de 900 metros de altitude.	0	0	0	1

	<i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	INS	B	Habita pântanos, alagados e bordas de matas, freqüentemente próximo à água.	0	0	0	1
	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	CAR	FAU	Raro em área densamente florestada.	1	1	1	1
Falconiformes Bonaparte, 1831								
Falconidae Leach, 1820	<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	ONI	AB	Típico de área aberta.	1	1	1	0
	<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	CAR	AB	Próximo a pastagens.	1	1	1	1
	<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	CAR	B	Comum em bordas de florestas, capoeiras, florestas de galeria, campos com árvores e cerrados.	0	0	0	1
Gruiformes Bonaparte, 1854								
Rallidae Rafinesque, 1815	<i>Aramides cajanea</i> (Statius Muller, 1776)	ONI	AC	Podem ser observadas nas margens de corixos, nas praias e nas beiras de estradas.	1	0	1	0
	<i>Porphyrio Martinica</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	AC	Nada pouco e normalmente evita a água mais aberta.	1	0	0	0
Columbiformes Latham, 1790								
Columbidae Leach, 1820	<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	GRA	AB	Vive em áreas abertas.	1	1	1	1
	<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	FRU	AB	Vive em áreas abertas.	1	1	1	1
	<i>Leptotila rufaxila</i> (Richard & Bernard, 1792)*	GRA	F	Comum no chão de florestas úmidas, capoeiras e clareiras arbustivas no interior de florestas.	1	1	1	1
	<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)*	GRA	F	Florestas úmidas e capoeiras altas.	0	0	0	1
Psittaciformes Wagler, 1830								
Psittacidae Rafinesque, 1815	<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)	FRU	B	Habita beira de matas e buritizais.	0	0	1	0
	<i>Aratinga leucophthalma</i> (Statius Muller, 1776)	FRU	F	Florestas úmidas, semi-úmidas, pântanos, florestas de	1	1	1	1

				galeria e palmares de buriti nas planícies.				
	<i>Aratinga aurea</i> (Gmelin, 1788)	FRU	F	Vive em mata secundária.	1	1	1	1
	<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	FRU	B	Habita as bordas das mata ribeirinha, mata seca e cerradões	0	0	0	1
	<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	FRU	F	Comum em florestas de galeria, várzeas, alagados com árvores e manguezais.	1	1	1	0
	<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	FRU	F	Habita florestas úmidas, savanas, floresta de galeria, áreas cultivadas com árvores e matas com palmeiras.	1	1	1	0
Cuculiformes Wagler, 1830								
Cuculidae Leach, 1820	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	INS	FAU	Normalmente é encontrada em montanhas, onde florestas úmidas e densas estão presentes. Fica no sub-dossel ou pelo estrato médio da floresta.	1	1	1	1
	<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	INS	AB	Vive em áreas abertas.	1	1	1	0
	<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	INS	AB	Vive em áreas abertas.	1	1	1	0
	<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	INS	FC	Não usa áreas com vegetação baixa, ficando escondido entre o capinzal ou os arbustos.	1	1	0	1
Apodiformes Peters, 1940								
Trochilidae Vigors, 1825	<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	NEC	B	Encontrado à beira da mata, capoeira, jardins, bananais, frequentemente em copas de árvores altas.	1	0	0	1
	<i>Glaucis hirsutus</i> (Gmelin, 1788)*	NEC	F	Vive em florestas úmidas de grande parte do país sendo comum no sub-bosque de florestas altas, várzeas,	0	0	0	1

				bordas de florestas e capoeiras altas.					
		<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)	NEC	FAU	Vive no estrato inferior das florestas úmidas e em áreas semi-abertas adjacentes, capoeiras, jardins e quintais.	1	0	0	1
		<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	NEC	B	Vive em bordas de florestas, centros urbanos.	0	0	1	1
		<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	NEC	FC	Vive em florestas e áreas abertas.	0	1	0	1
		<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	NEC	FAU	Habita florestas altas, capoeiras e jardins.	1	1	1	1
		<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	NEC	FAU	Interior de mata, observado a pouca altura do solo.	1	0	0	1
Trogoniformes A. O. U., 1886									
Trogonidae Lesson, 1828		<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766*	ONI	F	Comum nas bordas e no interior de florestas altas (úmidas ou secas) e em capoeiras.	0	0	0	1
		<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817*	ONI	F	Habita matas e cerrados.	0	0	0	1
Galbuliformes Fürbringer, 1888									
Galbulidae Vigors, 1825		<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	INS	B	Habita áreas florestadas e secas, nos ambientes mais adensados, especialmente em suas bordas e clareiras.	0	0	0	1
	Bucconidae Horsfield, 1821	<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)*	INS	F	Habita o interior da mata escura onde haja abundância de folhas caídas, borda de matas primárias e secundárias margeada com capinzais altos, bambuzais e clareiras.	0	0	0	1
Piciformes Meyer & Wolf, 1810									
Ramphastidae Vigors, 1825		<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	ONI	FC	Habitam as matas de galeria, cerrado, capões, sobrevoa freqüentemente os campos	0	1	1	0

					abertos e rios largos.				
Picidae Leach, 1820	<i>Picumnus cirratus</i> Temminck, 1825	INS	B	Comum no interior e bordas de florestas altas e capoeiras, à altura do sub-bosque.	1	1	1	1	
	<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)*	INS	F	Vive em matas de galeria, cerrados, cerradões, caatingas, campos com árvores e na borda de florestas.	1	0	0	0	
	<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	INS	AB	Habita campos e cerrados.	0	1	1	0	
	<i>Veniliornis maculifrons</i> (Spix, 1824)	INS	B	Vive em matas secundárias tanto nas baixadas como na Serra do Mar (Rio de Janeiro), clareiras, bordas de matas, plantações e capoeiras.	1	0	1	1	
Passeriformes Linnaeus, 1758									
Thamnophilidae Swainson, 1824	<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)*	INS	F	Habita o sub-bosque de florestas de montanhas, bordas de florestas, capoeiras e florestas de galeria.	0	0	0	1	
	<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)*	INS	F	Vive na Mata Atlântica até 1250 m. Nos estratos baixos.	0	0	0	1	
	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)*	INS	F	Florestas úmidas e restingas, Mata Atlântica, matas mesófilas e matas de terra firme.	0	0	0	1	
	<i>Thamnophilus palliatus</i> (Lichtenstein, 1823)	INS	B	Habita bordas de florestas úmidas e de montanhas, clareiras em regeneração, áreas com emaranhados de cipós, capoeiras arbustivas e quintais.	1	0	0	1	
	<i>Thamnophilus ambiguus</i> Swainson, 1825	INS	B	Vive nas bordas de formações primárias e secundárias nas matas de tabuleiro e na hiléia	1	1	0	1	

	<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	INS	F	baiana. Prefere as bordas e clareiras no interior da mata. Estratos médios e inferiores de florestas secundárias, nas matas de galeria e bordas de matas densas pulando por entre as ramagens, trepadeiras e cipós. Vem ganhando espaço em área urbana.	0	1	0	1
	<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)*	INS	F	Ocorre em matas úmidas até 1400 metros de altitude, principalmente em matas secundárias, bambuzais e até em sub-bosques sujos de eucaliptais.	0	0	0	1
	<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)*	INS	F	Vive na Mata Atlântica em matas mesófilas e matas semidecíduas até 1000 metros de altitude.	0	0	0	1
	<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	INS	F	Vive à pouca altura na mata, em vegetação secundária e também perto de habitações.	0	0	0	1
	<i>Dryophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)*	INS	F	Habita florestas primárias e secundárias e sub-bosques subtropicais ou tropicais úmidas de baixa e alta altitude (800m a 1200m), muitas vezes associado a taquarais, emaranhados de cipó e clareiras.	0	0	0	1
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873	<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)*	INS	F	Habita o estrato baixo de florestas úmidas das baixadas litorâneas da Serra do Mar e as capoeiras maduras adjacentes.	0	0	0	1
Dendrocolaptidae Gray, 1840	<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)*	INS	F	Habitam o interior de	0	0	0	1

Tityridae Gray, 1840	<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	INS	B	Habita a orla da mata.	0	0	0	1
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907	<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)*	INS	F	Normalmente é encontrada em montanhas, onde florestas úmidas e densas estão presentes. Fica no sub-dossel ou pelo estrato médio da floresta.	0	0	0	1
	<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	INS	B	Gosta de pousar nos cipós e galhos finos, em áreas expostas da parte interna da mata.	0	0	0	1
	<i>Corythopis delalandi</i> (Lesson, 1830)*	INS	F	Pousa nos galhos mais baixos das árvores.	0	0	0	1
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)*	INS	F	Insetívoro da parte média da mata seca e cerrado, ocasionalmente em manchas mais largas de mata ciliar em área sem inundação.	1	1	1	1
	<i>Tolmomyias flaviventris</i> (Wied, 1831)*	INS	F	Forageia no estrato médio e alto nas matas, no cerrado e nas restingas. são também encontrados em caatingas arbóreas, buritizais e matas de galeria.	1	1	1	1
	<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	INS	FAU	Característico de ambientes mais abertos, não ocorre em áreas extensamente florestadas, sendo muito comum em cidades.	1	1	0	1
Tyrannidae Vigors, 1825	<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	INS	F	Está sempre movimentando-se bastante, desde a copa das árvores mais destacadas até próximo ao chão.	1	1	1	1
	<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	ONI	F	Raramente descem ao solo. Passam a maior parte do tempo subindo às copas das	1	1	1	1

			árvores.				
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	INS	B	É comum no estrato inferior de bordas de florestas, clareiras com arbustos, bambuzais, cafezais e restingas.	0	0	0	1
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	INS	B	Frequenta bordas de florestas úmidas, matas secas, matas mesófilas, matas de galeria, áreas abertas com arborização esparsa, parques, jardins urbanos e também na zona rural.	1	0	1	1
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)*	INS	F	É comum no estrato médio e nas proximidades da copa de florestas úmidas e florestas em montanhas, tanto em seu interior como nas bordas.	0	0	1	1
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	INS	F	Pousados abaixo da copa, seja em matas, seja em áreas abertas. Usam desde as árvores altas até o sub bosque das florestas.	0	0	1	1
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)*	INS	F	Ocorre em todos os ambientes florestados, sendo mais comum na mata seca e no cerradão.	0	0	0	1
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	FAU	Vivem nos centros urbanos e rurais, podendo ser encontrados em lugares florestados.	1	1	1	1
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)*	ONI	F	Habita a parte interna das matas ciliares, cerradões, cambarazais e matas secas.	1	0	1	1
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	FAU	Passa a maior parte do seu tempo na copa das árvores.	1	1	1	1

<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)*	ONI	F	Prefere matas ou capoeiras mais conservadas, quase sempre próximo a algum curso d'água.	1	1	1	1
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	INS	FAU	Costuma ficar pousado em poleiros expostos, seja na parte alta da mata, seja em arbustos.	1	1	1	0
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	INS	FAU	Procuram as áreas abertas, como os cerrados, pastagens e áreas de cultura, onde ficam pousadas em mourões de cerca, postes, fios e árvores isoladas. Também podem procurar as matas, ou até mesmo cidades.	1	0	0	0
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	INS	B	De hábitos migratórios, vive em bordas de matas, capoeiras, clareiras em florestas primárias, cerradões e outras formações com árvores de tamanho médio.	0	0	0	1
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	INS	B	Não penetra no interior dos ambientes florestados, usando as bordas das matas, áreas de cerrado, caatingas, carrascais ou campos com arbustos adensados. Comum em áreas alteradas.	0	0	1	1
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	INS	AC	O seu habitat é, preferencialmente, junto a rios ou lagoas. Podendo ser encontrada em parques e jardins em centros urbanos.	1	0	0	0
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)*	INS	F	Interior de mata, observado a pouca altura do solo.	0	0	0	1

	<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	INS	F	Sempre na mata seca, mata ciliar ou cerradão. É comum em pequenas clareiras em regiões florestadas, bordas de florestas e capoeiras, geralmente no alto de árvores mortas.	1	0	1	1
	<i>Gubernetes yetapa</i> (Vieillot, 1818)	INS	AC	Quase sempre próxima a locais alagados. Passa a maior parte do tempo empoleirada em taboas, pequenas árvores, mourões de cerca ou postes de iluminação.	0	0	0	1
	<i>Knipolegus lophotes</i> Boie, 1828	INS	AB	Habita campos de altitude e áreas abertas.	0	0	0	1
	<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	INS	B	Habita a beira de mata secundária, restinga e beira de lagoa.	0	0	1	0
Vireonidae Swainson, 1837	<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	INS	B	Vive na borda de matas, capoeiras, capões nas caatingas, parques e jardins.	0	0	0	1
	<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)*	ONI	F	Vive no estrato médio das árvores.	1	0	1	1
	<i>Hylophilus thoracicus</i> Temminck, 1822	INS	FAU	Preferem matas ralas, capoeirões, bordas de matas secundárias e parques em cidades.	1	1	1	1
Corvidae Leach, 1820	<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	ONI	F	Mata atlântica e cerrado.	0	0	0	1
Hirundinidae Rafinesque, 1815	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	INS	AB	Passam a maior parte do dia voando, só pousando em árvores, antenas e fios de eletricidade para descansar ou quando o tempo está ruim.	1	0	1	0
	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	INS	B	É comum em áreas abertas e	1	0	1	1

Troglodytidae Swainson, 1831	<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	INS	FC	clareiras, sendo mais numerosa próximo à água. Florestal e se adapta bem aos centros urbanos.	1	1	1	1
	<i>Pheugopedius genibarbis</i> (Swainson, 1838)*	INS	Florestais	É localmente comum no sub-bosque de florestas, tanto no interior quanto nas bordas, especialmente em emaranhados de vegetação em margens de rios e lagos.	1	1	0	1
	<i>Canthorchilus longistrostris</i> (Vieillot, 1819)*	INS	F	Vive na orla da mata, densa mata secundária, caatinga e também costuma freqüentar manguezais.	1	1	1	1
Donacobiidae Aleixo & Pacheco, 2006	<i>Donacobius atricapilla</i> (Linnaeus, 1766)	INS	AC	Vive em taboais, brejos, lagos, córregos e juncos.	1	0	0	0
Turdidae Rafinesque, 1815	<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	ONI	FC	É comum em bordas de florestas, parques, quintais e áreas urbanas arborizadas.	1	1	1	1
	<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	ONI	FC	Comum em todas as matas ciliares, matas de galeria, matas secas, cambarazais e cerradões.	1	1	1	1
	<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	ONI	FC	Florestal e se adapta bem aos centros urbanos.	0	0	1	0
Coerebidae d'Orbigny & Lafresnaye, 1838	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	ONI	FC	É comum em uma grande variedade de habitats abertos e semi-abertos onde existam flores, inclusive em quintais.	1	1	1	1
Thraupidae Cabanis, 1847	<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	ONI	F	Vive em regiões com vegetação arbórea rala como caatinga, cerrado etc.	1	0	1	0
	<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)*	ONI	F	Espécie de hábitos florestais.	0	0	0	1
	<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	B	Capoeiras baixas, bordas de florestas, restingas e	0	0	0	1

<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)*	ONI	F	plantações, às vezes também em parques e praças de cidades. É comum nos estratos médio e superior de florestas úmidas de terra firme e de várzea, com menor frequência nas bordas de florestas, capoeiras arbóreas e pequenas clareiras adjacentes.	0	0	0	1
<i>Lanio pileatus</i> (Wied, 1821)*	ONI	F	Vive na caatinga, mata seca e restinga.	0	0	0	1
<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)*	ONI	F	Habita o interior das florestas densas e secundárias, a procura de insetos	0	0	0	1
<i>Tangara cyanoventris</i> (Vieillot, 1819)*	FRU	F	Habita em regiões montanhosas, matas estacionais semidecíduais e cerradões.	0	0	0	1
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	FAU	Florestal e se adapta bem aos centros urbanos.	1	1	1	1
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	ONI	FAU	Embora prefira os ambientes florestados, também visita capões de cerrado e áreas com adensamento dessa vegetação. Acostuma-se a pomares e ambientes urbanos bem arborizados.	1	1	1	1
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	FAU	Habita matas abertas e ciliares, áreas cultivadas, parques e jardins.	0	0	1	1
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	B	É comum em bordas de florestas, capoeiras arbóreas, campos com árvores esparsas, florestas secas e de galeria.	1	1	1	1
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	ONI	FAU	Habita florestas, capoeiras,	1	1	1	1

Emberizidae Vigors, 1825	<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851*	ONI	F	parques e jardins. Sub-bosque e estrato médio da mata rica em taquarais.	0	0	0	1
	<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	GRA	FC	Vive em campos secos, campos de cultura e caatinga, bordas de matas, áreas de cerrado, campos naturais, pastagens abandonadas, plantações e jardins gramados, sendo mais numeroso em regiões áridas.	1	1	1	0
	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	GRA	AB	Em áreas alteradas, descampados, savanas, campos e capoeiras baixas.	1	0	0	1
	<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)	GRA	FC	Seu habitat são campos abertos e capinzais.	1	0	1	1
Cardinalidae Ridgway, 1901	<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)*	ONI	F	Estrato inferior de florestas úmidas e bordas de florestas.	0	0	0	1
1947 Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer	<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	ONI	B	Habitando a copa das árvores mais altas da mata seca e cerradões, ocasionalmente desce a estratos mais baixos nas regiões de borda e clareiras. Evita planícies úmidas, sendo que em regiões de maior umidade é encontrada principalmente em áreas montanhosas.	1	1	1	1
	<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)*	INS	F	Vive no interior de florestas úmidas e secas, capoeiras e cerradões, a média altura.	0	0	0	1
Icteridae Vigors, 1825	<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	F	Vive na copa e bordas de florestas úmidas, florestas secas e de galeria e capoeiras altas.	0	0	0	1

	<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	ONI	AB	Habitam paisagens abertas como campos, pastos, parques e jardins.	1	0	0	0
Fringillidae Leach, 1820	<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	ONI	F	Habita a mata baixa e rala, o cerrado, a caatinga, cocais e matas serranas.	1	1	1	1
Estrildidae Bonaparte, 1850	<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	GRA	AB	É comum em campos e terrenos baldios nas cidades.	1	0	0	0
Passeridae Rafinesque, 1815	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	ONI	AB	É bastante abundante ao longo do território, sendo geralmente ubíquo em zonas humanizadas, tanto em grandes cidades como em lugares habitados.	1	0	0	0
Total					69	49	62	10

* Espécies que necessitam de uma área mínima florestada.

CAR- Carnívoro; DET- Detritívoro; FRU- Frugívoro; GRA- Granívoro; INS- Insetívoro; NEC- Nectarívoro; ONI- Onívoro.

AB- Área aberta; AC- Associados a corpos d'água; B- Bordas de mata; F- Florestais; FC- Florestais e campestres; FAU- Florestais e área urbanizada.

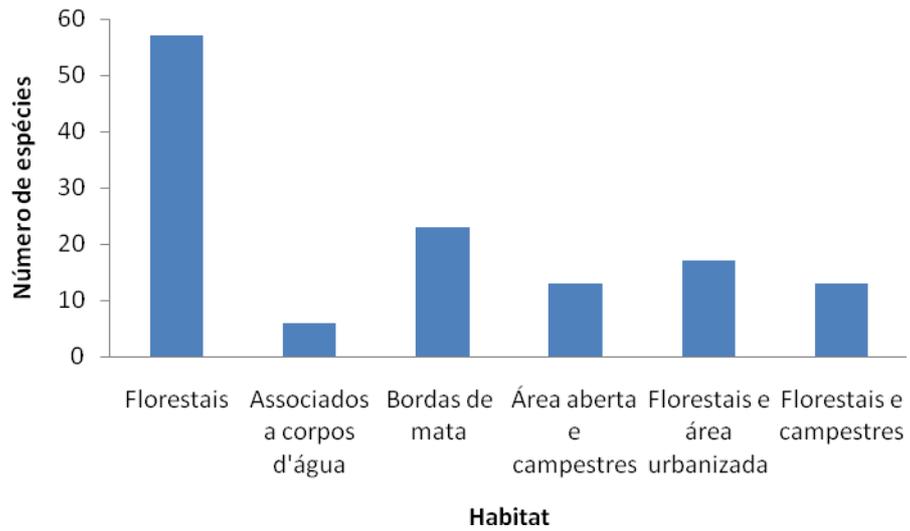


Figura 7: Número de espécies por habitat.

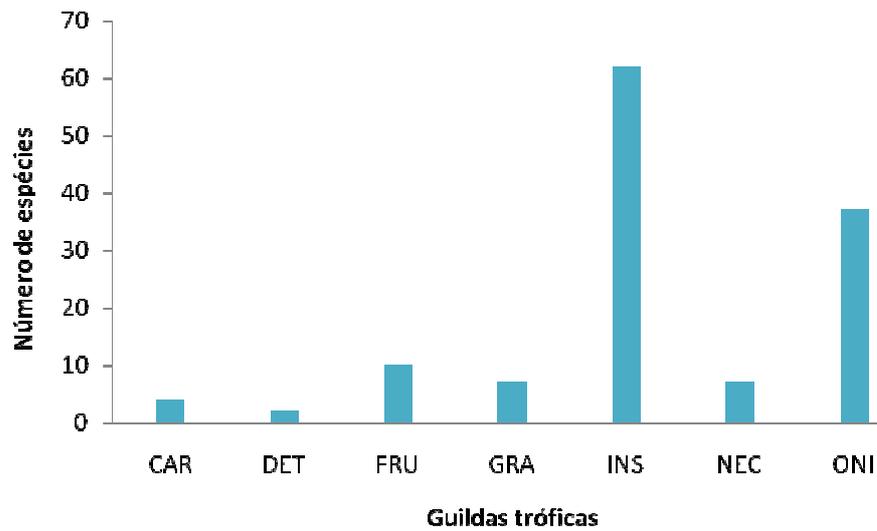


Figura 8: Número de espécies por guilda trófica. CAR- Carnívoro; DET- Detritívoro; FRU- Frugívoro; GRA- Granívoro; INS- Insetívoro; NEC- Nectarívoro; ONI- Onívoro.

Diversas espécies listadas foram observadas em mais de um fragmento, mas algumas foram exclusivas de um determinado fragmento. As espécies tais como *Drymophila ferruginea* (Temminck, 1822), *Dysithamnus mentalis* (Temminck, 1823), *Dysithamnus stictothorax* (Temminck, 1823), *Geotrygon montana* (Linnaeus, 1758), *Glaucis hirsutus*

(Gmelin, 1788), *Mackenziaena severa* (Lichtenstein, 1823), *Herpsilochmus rufimarginatus* (Temminck, 1822), *Lanio melanops* (Vieillot, 1818), *Amadonastur lacernulatus* (Temminck, 1827), entre outras são exemplos de espécies exclusivas do fragmento Fr4. Estas espécies também não são ocorrentes de ambientes com pouca ou intensa antropização, variando de espécie para espécie de acordo com seu grau de adaptabilidade, pois são espécies que ocorrem em florestas de altitude de até 1400 metros, florestas úmidas, florestas de várzea, matas primárias, taquarais, restingas, entre outras diversas formações vegetais. Em relação às três espécies da família *Thamnophilidae*, geralmente exigente quanto ao habitat, presentes em outros fragmentos além de Fr4, eram espécies com pouca exigência no tocante ao habitat. *Thamnophilus ambiguus* Swainson, 1825 foi somente ouvida e gravada nos fragmentos Fr1 nos meses de novembro, dezembro e janeiro e em Fr2 nos meses de agosto e novembro. *Thamnophilus caerulescens* Vieillot, 1816 também foi somente ouvida e gravada no fragmento Fr1 no mês de novembro e dezembro. *Thamnophilus palliatus* (Lichtenstein, 1823) foi gravada no fragmento Fr1 e Fr2 em todos os meses de coleta e avistada somente no Fr1 no mês de março.

As aves ocorrentes no fragmento Fr4 são espécies exigentes em relação ao habitat, havendo maior plasticidade por parte de algumas. Podemos citar como espécies com menor plasticidade *Lathrotriccus euleri* (Cabanis, 1868), *Lanio melanops*, *Dendrocincla turdina* (Lichtenstein, 1820), *Xiphorhynchus fuscus* (Vieillot, 1818), *Hypoedaleus guttatus* (Vieillot, 1816), *Mackenziaena severa*, *Phylloscartes ventralis* (Temminck, 1824), *Xenops minutus* (Sparman, 1788), *Xenops rutilans* Temminck, 1821, *Amadonastur lacernulatus*, *Conopophaga melanops* (Vieillot, 1818).

Muitas das espécies listadas são comuns de Mata Atlântica e de ambientes urbanizados. Podemos citar algumas das 22 espécies endêmicas de Mata Atlântica as quais foram listadas neste trabalho, de acordo com Bencke *et al.* (2006), Brooks *et al.* (1999) e Sick

(1997): *Amadonastur lacernulatus*, *Tachyphonus coronatus* (Vieillot, 1822), *Ramphocelus bresilius* (Linnaeus, 1766), *Conopophaga melanops*, *Veniliornis maculifrons* (Spix, 1824), *Thamnophilus ambiguus*, *Mackenziaena severa*, *Dendrocincla turdina*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Pyriglena leucoptera* (Vieillot, 1818), *Drymophila ferruginea*, *Hypoedaleus guttatus*, *Thalurania glaucopis* (Gmelin, 1788), *Phylloscartes ventralis*, *Trogon surrucura* Vieillot, 1817, *Attila rufus* (Vieillot, 1819), *Dysithamnus stictothorax*, *Malacoptila striata* (Spix, 1824), *Florisuga fusca* (Vieillot, 1817), *Tangara cyanoventris* (Vieillot, 1819), *Automolus leucophthalmus* (Wied, 1821) e *Haplospiza unicolor* (Cabanis, 1851). Todas as espécies endêmicas ocorreram no fragmento Fr4, porém 17 ocorreram somente neste. *Veniliornis maculifrons* e *T. ambiguus* ocorreram em todas as áreas com exceção apenas de Fr2 e Fr3, respectivamente, *Florisuga fusca* ocorreu somente nos fragmentos Fr1 e Fr4 e *Attila rufus* nos fragmentos Fr3 e Fr4, e a única espécie ocorrente em todos os fragmentos foi *T. glaucopis*. Em relação à sensibilidade destas espécies, seguiu-se Parker *et al.* (1996) *apud* Franz *et al.* (2010) e percebeu-se que todas as espécies foram consideradas de baixa ou média sensibilidade em relação ao habitat, com exceção somente de *Amadonastur lacernulatus*, o qual possui uma alta sensibilidade (Zorzin, 2011). Algumas espécies típicas de outros biomas, como Cerrado e Caatinga, estão expandindo suas distribuições e ocorrendo na Mata Atlântica, cada vez mais em direção ao sul do país. Neste estudo, podemos citar como exemplo dessas espécies *Patagioenas picazuro* (Temminck, 1813), *Fluvicola nengeta* (Linnaeus, 1766) e *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823).

Em relação as espécie que realizam pequenos movimentos migratórios e aparições periódicas, de acordo com observação e comunicação pessoal de Ferreira, foram listadas sete dessas espécies: *Colonia colonus* (Vieillot, 1818), *Molothrus bonariensis* (Gmelin, 1789), *Satrapa icterophrys* (Vieillot, 1818), *Gubernetes yetapa* (Vieillot, 1818), *Stelgidopteryx ruficollis* (Vieillot, 1817), *Turdus amaurochalinus* Cabanis, 1850 e *Tyrannus savana* Vieillot,

1808. Quatro destas espécies ocorreram no fragmento Fr3, com exceção apenas de *T. savana*, *M. bonariensis* e *G. yetapa*. As espécies *S. satrapa* e *T. amaurochalinus* somente ocorreram no fragmento Fr3, *M. bonariensis* e *T. savana* somente no fragmento Fr1 e *G. yetapa* somente no fragmento Fr4. O fragmento Fr2 foi o único que não ocorreu nenhuma dessas espécies.

Seguindo a Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) na versão 3.1 (2001), as espécies listadas possuíram os seguintes estados de conservação: a maioria como pouco preocupante, duas espécies como quase ameaçada (*Primolius maracana* (Vieillot, 1816), *Dysithamnus stictothorax*) e uma espécie como vulnerável (*Amadonastur lacernulatus*). *Troglodytes musculus* Naumann, 1823 não possui estado de conservação segundo a IUCN, pois esta não reconheceu a mudança de *Troglodytes aedon* Vieillot (1809) para *T. musculus*.

3.2 SIMILARIDADE ENTRE AS ÁREAS

O diagrama de Venn (Figura 9) indicou que 31 espécies foram comuns a todas as áreas e que, entre as quatro áreas, Fr4, com 46 espécies, foi a que apresentou o maior número de aves exclusivas. Ao contrário desta, a área Fr2 não apresentou espécies exclusivas, compartilhando todas suas espécies com as outras áreas. As espécies exclusivas do fragmento Fr4 são aves que necessitam de áreas florestadas mais conservadas e, para algumas, também florestas mais úmida. Como exemplos dessas espécies podemos citar *Amadonastur lacernulatus*, *Basileuterus culicivorus* (Deppe, 1830), *Conopophaga melanops*, *Corythopis delalandi* (Lesson, 1830), *Drymophila ferruginea*, *Geotrygon montana*, *Herpsilochmus rufimarginatus*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Lanio cristatus* (Linnaeus, 1766), entre outras.

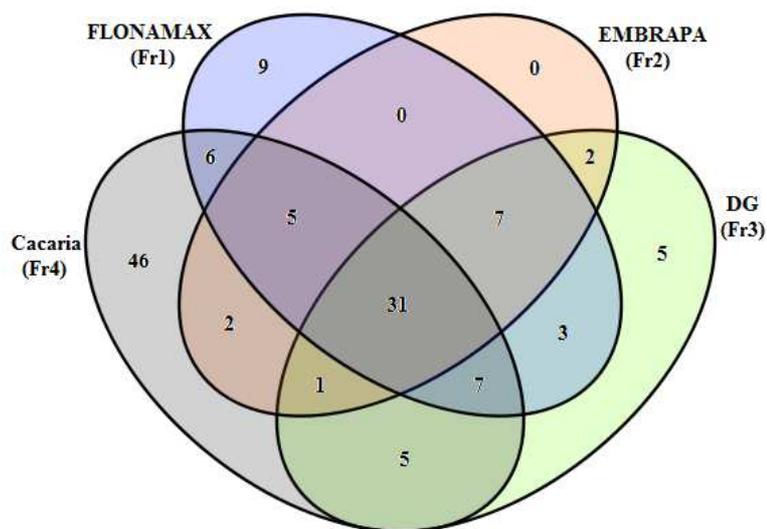


Figura 9: Diagrama de Venn para avaliar a sobreposição de ocorrência de espécies nas áreas de estudo.

Observou-se que as áreas que apresentaram um maior Índice Similaridade de Sorensen foi EMBRAPA (Fr2) x DG (Fr3) com 94%, seguido de FLONAMAX (Fr1) x EMBRAPA (Fr2) com 91%. O índice entre EMBRAPA (Fr2) x Cacaria (Fr4), com 63%, foi o menor encontrado, mesmo que não tenham sido um valor tão baixo. Os valores obtidos estão representados na tabela 3.

Tabela 3: Matriz dos índices de Sorensen encontrados.

	Fr1	Fr2	Fr3
Fr4	0,65	0,63	0,64
Fr3	0,87	0,94	
Fr2	0,91		

Analisando o dendrograma obtido (Figura 10), pode-se observar que Cacaria (Fr4) apresentou uma maior dissimilaridade, formando um grupo separado das demais. Em relação a outras áreas houve um alto grau de similaridade entre elas, se destacando EMBRAPA (Fr2) e DG (Fr3).

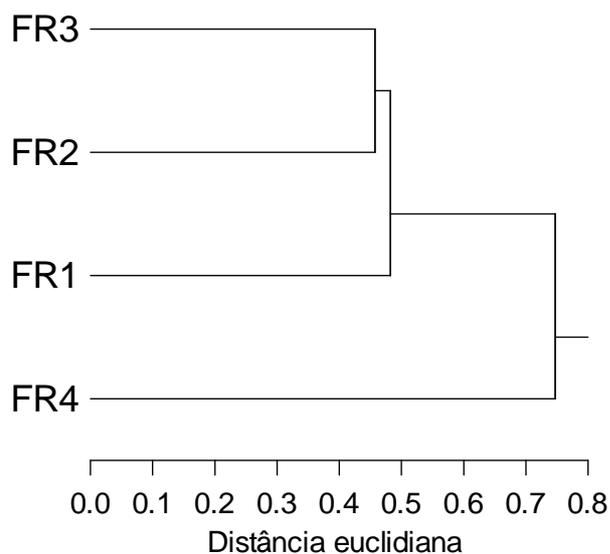


Figura 10: Dendrograma de similaridade da avifauna obtido por uma matriz de presença/ausência das espécies presentes nos quatro fragmentos.

3.3 ESTRUTURAS DOS FRAGMENTOS

O fragmento Fr3 foi o que apresentou os menores valores para perímetro e área, com 3079,73 metros e 13,22 m², e o que apresentou os maiores valores para os mesmos parâmetros foi o fragmento Fr1 com 11715,40 metros e 144,2 m² (Tabela 4). De acordo com os resultados encontrados para fator de forma, o fragmento Fr4 foi o que apresentou a forma mais regular (FF = 199,17), ao contrário do fragmento Fr2, o qual apresentou a forma mais irregular (FF = 410,51). Quando todos os parâmetros ambientais (abertura e altura do dossel e densidade de sub-bosque) foram agrupados através da análise de componentes principais (PCA), verificou-se que os eixos I e II explicaram 70% da variação dos dados, sendo que o primeiro contribuiu com 37% desse valor e o segundo 33%. No que se concerne aos valores de correlação dos dados ambientais gerados pela PCA estão representados na tabela 5. Nesta vemos que o eixo I foi explicado pelos parâmetros abertura do dossel e densidade do sub-bosque. O eixo II foi explicado pelo parâmetro altura do dossel.

Tabela 4: Perímetro, área e fator de forma de cada fragmento estudado.

	Perímetro (m)	Área (ha)	Fator de forma
Fr1	11715,40	144,2	275,27
Fr2	10529,59	52,4	410,51
Fr3	3079,73	13,22	239,11
Fr4	3598,94	26	199,17

Tabela 5: Coeficientes de correlação dos parâmetros ambientais dos fragmentos estudados.

	Altura do dossel	Abertura do dossel	Densidade do sub-bosque
Eixo I	0,3958	-0,6906	0,6053
Eixo II	0,8605	0,04881	-0,507
Eixo III	0,3206	0,7216	0,6136

Avaliando a representação gráfica dos valores de correlação gerados pela na análise de componentes principais (PCA) (Figura 11), observamos que o fragmento Fr4 apresentou os maiores valores de abertura do dossel, enquanto o fragmento Fr3 demonstrou maiores valores para a densidade do sub-bosque, ambos em relação ao eixo I. Ainda neste eixo, podemos ver que os fragmentos Fr1 e Fr4 apresentaram os menores valores de densidade do sub-bosque. Analisando o eixo II, foi visto que o fragmento Fr2 demonstrou os maiores para a altura do dossel.

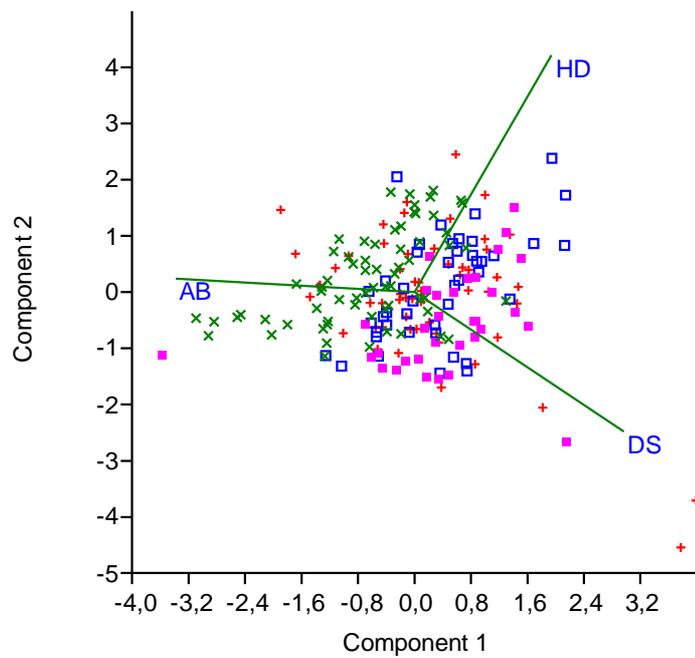


Figura 11: Valores de correlação dos eixos I e II dos parâmetros ambientais dos fragmentos estudados. DS – Densidade de sub-bosque; HD – Altura do dossel; AD – Abertura do dossel; cruz vermelha – Fr1; quadrado azul – Fr2; quadrado rosa – Fr3; x verde – Fr4.

4 DISCUSSÃO

4.1 COMUNIDADE DE AVES

A maior riqueza de espécies foi encontrada no fragmento Fr4, o que já era esperado devido a este fragmento ser o mais preservado e por possuir uma mata mais úmida, permitindo a presença de espécies mais exigentes quanto ao habitat. A riqueza do fragmento Fr2 foi a mais pobre, podendo ser explicado devido a sua composição florística e por ser próxima a cultivos levando a circulação de pessoas próximo ao fragmento. A riqueza do fragmento Fr3 ser maior do que Fr2 foi um resultado não esperado, devido a Fr3 possuir apenas 13,22 hectares. As explicações plausíveis para este ocorrido seriam a ocorrência no fragmento Fr3 de uma maior densidade de sub-bosque, uma forma mais regular levando a um menor efeito de borda agindo sobre a vegetação ($FF = 239,11$) e menor presença de pessoas circulando no local, apesar de existir próximo ao fragmento algumas casas, pasto, e uma obra, ainda assim quase não há circulação de pessoas no interior do fragmento.

A riqueza entre as áreas Fr1, Fr2 e Fr3 foram bastante próximas entre si, portanto com algumas diferenças em suas composições. Todavia, já era esperado que dos três fragmentos, Fr1 fosse apresentar a maior riqueza devido a apresentar a maior área, corroborando com a maioria dos estudos sobre riqueza de aves em fragmentos florestais, os quais encontraram o maior número de espécies no fragmento de maior tamanho (e.g., Anjos, 2006). Provavelmente uma explicação para a semelhança entre as áreas foi a proximidade entre estas, havendo a possibilidade de deslocamentos das espécies entre os fragmentos, além da composição florística bastante semelhante e condições climáticas semelhantes, já que estão localizados na mesma região.

Analisando o dendrograma gerado neste trabalho, os fragmentos Fr1, Fr2 e Fr3 formaram um único grupo separado de Fr4 devido a suas características bastante parecidas da

comunidade de aves. De acordo com o Índice de Similaridade de Sorensen, no grupo formado pelos três fragmentos no dendrograma, Fr2 e Fr3 foram as áreas mais similares apresentando 94% de similaridade entre suas diversidades de aves, seguida de Fr1 e Fr2 com 92% de similaridade. O diagrama de Venn apenas demonstrou as similaridades entre as áreas de acordo com a composição avifaunística. Silva e Constantino (1988) também encontraram uma alta similaridade entre suas três áreas de estudo na Amazônia. Krügel e Anjos (2000), também encontraram altos índices de similaridade de Sorensen entre suas áreas de estudo, onde eram compostas por vegetação em estágio de sucessão secundária, com as fitofisionomias semelhantes aos fragmentos estudados neste trabalho. O menor índice encontrado por esses autores foi de 72%.

A composição de espécies, assim como a riqueza, foi semelhante entre as áreas Fr1, Fr2 e Fr3, com algumas ocorrências exclusivas em Fr1 e Fr3. Devido a este fato, o dendrograma formou um grupo com esses três fragmentos e a similaridade de acordo com o índice de Sorensen para essas três áreas foi extremamente alta. Os três fragmentos estão inseridos em uma matriz urbana influenciando em suas composições. O fragmento Fr1 apresentou espécies compatíveis com o tipo de vegetação, ocorrendo espécies típicas de centros urbanos, como *Passer domesticus* (Linnaeus, 1758) e de áreas abertas, como *Caracara plancus* (Miller, 1777) e *Guira guira* (Gmelin, 1788). Mesmo com a existência de eucaliptais e por ser um fragmento urbano, Fr1 apresenta uma área capaz de dar suporte a espécies florestais, tais como *Manacus manacus* (Linnaeus, 1766) e *Crypturellus tataupa* (Temminck, 1815). Todavia, das oito espécies exclusivas deste fragmento, três são de áreas abertas e campestres, mas que podem ser encontradas em centros urbanos (*Estrilda astrild* (Linnaeus, 1758), *Molothrus bonariensis* e *P. domesticus*), quatro associadas a corpos d'água (*Porphyrio martinica* (Linnaeus, 1766), *Tachybaptus dominicus* (Linnaeus, 1766), *Donacobius atricapilla* (Linnaeus, 1766) e *Fluvicola nengeta*) e uma espécie florestal e de

área urbanizada (*Tyrannus savanna*). A espécie *F. nengeta* também pode ser encontrada em parques e jardins em centros urbanos.

A ocorrência de aves aquáticas e associadas a corpos d'água, como *T. dominicus*, *P. martinica*, *Aramides cajanea* (Statius Muller, 1776), *D. atricapilla*, *Gubernetes yetapa* e *F. nengeta* foram registradas apenas nos fragmentos Fr1 e Fr4. Nesses são registrados corpos d'água, como brejos e áreas alagadas nos fragmentos, que criam condições para a ocorrência dessas espécies. Algumas destas podem ser avistadas às margens de corixos, brejos, alagados e poças formadas pela chuva (e.g., *A. cajanea* e *D. atricapilla*), pântanos e lagos pantanosos (e.g., *P. martinica*) e até em poços artificiais (e.g., *T. dominicus*).

No tocante a guilda trófica mais representativa, já era esperado que os insetívoros fossem os com o maior número de espécies, pois de acordo com Motta-Júnior (1990), o alto grau de degradação ambiental leva à ocorrência de um elevado número de espécies onívoras, seguidas das insetívoras menos especializadas, ao contrário das frugívoras e insetívoras mais ou menos especializadas, que apresentam um decréscimo no número de registro destas espécies. Ribon *et al.* (2003) afirmaram que as frugívoras e as granívoras são particularmente sensíveis à degradação do habitat. Neste estudo, houve maior ocorrência de espécies pertencentes à categoria dos insetívoros, seguida dos onívoros, provavelmente devido ao fato de estes serem espécies generalistas, concordando com o resultado encontrado por Telino-Junior *et al.* (2005), por Krügel e Anjos (2000), por Silveira *et al.* (2003) e por Dário e Almeida (2000). Segundo Aleixo e Vielliard (1995), as espécies frugívoras mais especializadas tendem a desaparecer com a fragmentação das florestas. Cavarzere *et al.* (2009) encontraram uma maior diversidade de frugívoros de solo e de dossel, sendo o último principalmente devido à riqueza de psitacídeos, como *Primolius maracana*, e traupídeos. Donatelli *et al.* (2007) afirmaram que a presença dessas categorias em um fragmento sugere boa preservação da mata, pois estas guildas são vulneráveis a ações antrópicas e sensíveis à

degradação do habitat. Provavelmente a pouca presença de frugívoros de sub-bosque nos fragmentos pode estar relacionada ao tamanho dos fragmentos estudados (< 200 ha). Segundo Vianna (2001), a presença de espécies referentes a esta categoria de guilda trófica são bastante sensíveis à complexidade ou diversidade vegetal, conseqüentemente ao tamanho e composição florística do fragmento.

Em estudo feito na mata de Santa Genebra, Aleixo e Vielliard (1995) encontraram uma redução na presença dos insetívoros dos estratos inferiores da mata. Isto pode ser explicado devido a essas espécies serem mais especializadas. Igualmente, neste estudo, os insetívoros especialistas dos estratos inferiores da mata, ou insetívoros de sub-bosque, tais como acompanhantes de formigas de correição, (e.g., *Pyriglena leucoptera*; *Dendrocincla turdina*; *Corythopsis delalandi*; *Dysithamnus mentalis*; *Dysithamnus stictothorax*), predadores da fauna do solo, insetívoros de solo, apareceram somente na área com uma cobertura florestal mais preservada (e.g., *Lochmias nematura* (Lichtenstein, 1823)). Cavarzere *et al.* (2009) obtiveram maior diversidade na guilda dos insetívoros de sub-bosque, seguidos por frugívoros de dossel, e menor diversidade na dos insetívoros de solo. De acordo com Stouffer e Bierregaard (1995), esta baixa ocorrência de insetívoros de solo pode ser explicada pelo fato de que as populações dessas aves declinam rapidamente com a fragmentação, e dentre os insetívoros de sub-bosque, as aves seguidoras de formigas de correição são as primeiras a desaparecer após a fragmentação. Motta-Junior (1990) afirmou que a estrutura trófica não é alterada quando se considera apenas a riqueza de espécies em cada categoria de dieta, mas que ela é alterada quando se considera o número de indivíduos para estruturação das relações tróficas evidenciando o uso dos recursos alimentares de acordo com o habitat.

Cavarzere *et al.* (2009) encontraram aves categorizadas como onívoros de sub-bosque apenas dentro da mata e altamente sensíveis à fragmentação. As aves onívoras são normalmente conhecidas por sua forte resistência à fragmentação florestal (Renjifo, 1999).

Nesse estudo as aves onívoras foram encontradas em todos os fragmentos, não demonstrando, em um geral, sensibilidade em relação à fragmentação. As espécies onívoras mais sensíveis à fragmentação foram encontradas somente no fragmento Fr4, como *Cacicus haemorrhous* (Linnaeus, 1766), *Habia rubica* (Vieillot, 1817), *Haplospiza unicolor*, *Lanio cristatus*, *Lanio melanops*, *Tachyphonus coronatus*, *Trogon viridis* Linnaeus, 1766, *Trogon surrucura* Vieillot, 1817. No que se referem aos nectarívoros, mais especificamente os de sub-bosque, estes conseguem se movimentar em áreas bastante amplas, mesmo que fragmentadas, tendendo a não desaparecer devido às conseqüências do isolamento, levando a crer que os nectarívoros são fracamente afetados pela fragmentação florestal (Ribon *et al.*, 2003). Segundo Vielliard & Silva (1990), os resultados em relação às guildas tróficas encontrados em diversos estudos demonstraram que a abundância de algumas espécies aumentou e outras tiveram sua abundância reduzida dentro das mesmas categorias analisadas. Uma explicação para tal afirmativa seria que em uma mesma guilda trófica podem existir algumas espécies sensíveis e outras não sensíveis à fragmentação florestal, sendo estas espécies de dieta especializada e de dieta generalizada, respectivamente, não podendo afirmar que tal guilda trófica é menos sensível à fragmentação que outra. Quando se cria categorias dentro de uma mesma guilda trófica, pode-se ver qual categoria é mais sensível que outra, por exemplo, insetívoro de sub-bosque e de dossel, levando a espécies indicadoras de floresta bem preservada. Esta conclusão é sustentada por Cavarzere *et al.* (2009), pois o remanescente estudado por estes autores, os levaram a sugerir que após anos desde o início do processo de fragmentação em sua área de estudo, o local ainda abriga espécies observadas por Willis (1979), citado por eles, as quais eram indicadoras de um ambiente bem preservado, entretanto com espécies generalistas com abundância elevada e especialistas com abundância reduzida.

A ocorrência de todas as espécies endêmicas no fragmento Fr4 é um indício da maior preservação deste, pois a maioria das aves ocorrentes neste fragmento necessita de ambientes

florestados para viverem (e.g. *Tachyphonus coronatus*, *Automolus leucophthalmus*, *Amadonastur lacernulatus*, *Conopophaga melanops*, *Mackenziaena severa*, *Dendrocincla turdina*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Drymophila ferruginea*, *Hypoedaleus guttatus*, *Phylloscartes ventralis*, *Tangara cyanoventris* e *Malacoptila striata*). Marini e Garcia (2005) afirmaram que a situação em que se encontra a avifauna evidencia a ameaça sofrida na Mata Atlântica, pois nesta é encontrado um dos maiores números de espécies endêmicas ameaçadas no Brasil, 54 espécies. Santos (2004) afirmou a existência de estudos feitos neste bioma demonstraram que as espécies endêmicas são mais afetadas negativamente pela degradação da vegetação ao longo do tempo e isolamento de outros fragmentos do que as espécies de distribuição geográfica mais ampla, corroborando com este estudo, pois a maioria das espécies ocorreu no fragmento mais conservado.

Quase que o total das espécies listadas possuiu hábitos florestais. Entretanto, algumas destas suportam áreas não densamente florestadas, centros urbanos e/ou bordas de mata. Dentro desse grupo de espécies, 17 são endêmicas de Mata Atlântica. Uezu (2006) agrupou as espécies encontradas se baseando em algumas características de cada uma e encontrou que algumas categorias de aves são mais suscetíveis à redução do habitat do que outras, entre elas estão as endêmicas de Mata Atlântica, as que possuem baixa flexibilidade no uso de florestas e aquelas que possuem o centro de abundância tropical alto-montana e tropical sub-montana. Antunes (2007) comparou as espécies endêmicas com as que não são e observou que as endêmicas foram mais suscetíveis a declínios populacionais, mesmo não encontrando uma diferença estatisticamente significativa na abundância relativa média. Estes resultados concordaram com o encontrado neste estudo, pois das 17 espécies endêmicas, 13 somente foram encontradas no fragmento Fr4. Em relação às espécies estritamente florestais, 25 espécies não apresentam flexibilidade no uso de florestas, sendo que 24 destas ocorreram somente no fragmento Fr4. Isto pode ser explicado devido ao fato de este fragmento ser

localizado em área de encosta na base da serra das Araras e apresentar uma vegetação tropical sub-montana, corroborando com Antunes (2007) e Uezu (2006), pois praticamente todas as espécies endêmicas, com exceção de apenas uma (*Attila rufus*), ocorreram no fragmento Fr4.

Com exceção do gavião-pombo-pequeno e da choquinha-de-peito-pintado, todas as espécies encontradas no fragmento Fr4 não apresentam risco de extinção, sendo classificadas como pouco preocupantes segundo a IUCN 3.1 (2001). Baseando-se em Parker *et al.* (1996) *apud* Franz *et al.* (2010), algumas espécies encontradas neste trabalho apresentam sensibilidade média, outras baixa e somente uma alta (*Habia rubica*) em relação à estrutura do habitat. Anjos (2006) encontrou espécies altamente sensíveis à fragmentação florestal apenas nas áreas controles e em remanescentes florestais grandes e não isolados, espécies com média sensibilidade em todos os remanescentes, exceto nos menores e mais isolados e espécies com baixa sensibilidade em todas as categorias dos remanescentes florestais. Neste trabalho, as espécies com alta sensibilidade à fragmentação florestal, ou seja, espécies dependentes de uma maior área florestada ocorreram somente no fragmento Fr4, cuja vegetação é mais preservada. Entretanto, ao contrário do encontrado por Anjos (2006), o fragmento Fr4 não foi o com maior tamanho. O fragmento Fr4 apresenta floresta densa em alguns pontos e é formado por diferentes tipos de formações vegetais, tais como floresta estacional semidecidual sub-montana, taquarais e capinzais. Segundo Faria *et al.* (2006), essa característica fornece uma heterogeneidade ambiental e sucessional suficiente para garantir que um grande número de espécies florestais possa sobreviver e se reproduzir. Estes mesmos autores também encontraram em seu estudo, espécies consideradas de alta e média sensibilidade à fragmentação florestal e um elevado número de espécies dependentes de ambientes florestais em um fragmento de Mata Atlântica, principalmente papa-formigas (*Thamnophilidae*), assim como neste estudo.

Os fragmentos Fr1, Fr2 e Fr3 eram formados por vegetação que pode ser classificada como mata secundária ou capoeira, apresentando bambuzais e capinzais em diversos trechos. Três espécies da família *Thamnophilidae* foram observadas e ouvidas nos fragmentos Fr1 e Fr2, porém estas são espécie apresentam uma maior plasticidade, não havendo muita exigência quanto ao habitat, em comparação a outras chocas, pois não são dependentes de florestas úmidas e cada vez mais vem ganhando espaço em florestas urbanas (e.g., *Thamnophilus caerulescens*; *Thamnophilus palliatus*; *Thamnophilus ambiguus* (Santiago, 2007; Sick, 1997). De acordo com Sick (1997), *T. ambiguus* é uma espécie típica de bordas e de clareiras no interior da mata. *Thamnophilus palliatus* é uma espécie que habita bordas de florestas úmidas e de montanhas, clareiras em regeneração, áreas com emaranhados de cipós, capoeiras arbustivas e até quintais de residência. *Thamnophilus caerulescens* habita os estratos médios e inferiores de florestas secundárias, matas de galeria, capoeiras e bordas de matas densas pulando por entre as ramagens, trepadeiras e cipós e vem ganhando espaço na área urbana. De acordo com Sigrist (2012), esta espécie é bastante comum em floresta estacional semidecidual. As ocorrências das espécies *T. caerulescens* no fragmento Fr1 e *T. ambiguus* nos fragmentos Fr1 e Fr2 podem indicar uma ocorrência irregular na região ou somente indivíduos visitantes. *Thamnophilus palliatus* é uma espécie já listada para a região e devido a sua exigência quanto ao habitat, a qual é a menor das três espécies, sua ocorrência não foi surpresa.

Attila rufus é uma espécie com sensibilidade média à fragmentação florestal, pois necessita de uma área mínima florestada e, segundo Sick (1997), é comum no estrato médio e nas proximidades da copa de florestas úmidas e de montanhas, tanto em seu interior como nas bordas, da copa até o chão. De acordo com Sigrist (2012), *A. rufus* vive oculta no sub-bosque e no estrato baixo em soqueiras de samambaias ou em taquarais. Entretanto, foram avistados dois indivíduos, ambos no mês de agosto, no fragmento Fr3, o qual é formado por mata

secundária, emaranhados de lianas lenhosas, capoeiras e um pequeno bambuzal. Um indivíduo foi avistado na área de floresta e o outro no bambuzal. Uma explicação para a ocorrência desta espécie neste fragmento, o qual está fora do padrão de distribuição desta espécie, é feita por Ferreira *et al.* (2010) que afirmou que *A. rufus* é registrado de forma irregular nos fragmentos mais afastados da região, aparentemente sendo somente visitantes na área. Ribeiro *et al.* (2011) encontrou esta espécie em um trecho de floresta perturbada do Parque Estadual do Rio Doce.

O registro de *Primolius maracana* não indica uma vegetação em melhor estado de conservação, como sugerido por Donatelli *et al.* (2007), pois a mesma vem sendo sistematicamente reintroduzida na região. O aparecimento de *Ramphastos toco* Statius Muller, 1776 nos fragmentos Fr2 e Fr3 é explicado pela soltura de um casal há alguns anos na região.

A ocorrência de espécies típicas de outros biomas, como Cerrado e Caatinga, nos fragmentos estudados foi mais uma constatação da expansão de suas distribuições. A expansão geográfica de espécies no Brasil, geralmente decorrente da alteração da paisagem natural, tem sido motivo de vários estudos ou notificações (e.g., Alvarenga, 1990; Straube *et al.*, 2007). Por exemplo, a distribuição geográfica de *Fluvicola nengeta* (lavadeira mascarada), originalmente, era restrita a região Nordeste do Brasil, incluindo a porção litorânea e a zona semi-árida da caatinga e, a sul, até a cidade do Rio de Janeiro (Traylor, 1979; Sigrist, 2006; Ferreira, *com. pes.*), sendo que nesse último estado a espécie foi registrada a partir da década de 1950 (Sick, 1985). Gabriel e Pizo (2005) relataram que a lavadeira mascarada habita variados habitats, tanto naturais como áreas antropizadas, essas características favorecem a expansão geográfica desta espécie. Já *Patagioenas picazuro* vem sendo avistada fora de sua distribuição original desde a década de 60, constatando a expansão de sua distribuição geográfica invadindo locais de Mata Atlântica (Alvarenga, 1990). De acordo com Sick (1997), esta espécie ocorre do Nordeste ao Rio Grande do Sul, Goiás e Mato

Grosso estendendo seus domínios acompanhando os desmatamentos, aumentando sua abundância nesses locais. Segundo comunicação pessoal de Ferreira esta ave é originária de áreas abertas do Centro-Oeste. Em relação à *Cyanocorax cristatellus*, Leite (2006) afirmou que esta espécie é endêmica do Cerrado. Entretanto, a ocorrência desta ave na Mata Atlântica é bastante frequente, indicando a expansão dos domínios da gralha-do-campo. O mesmo autor encontrou em seu estudo uma baixa probabilidade de ocorrência desta espécie na Caatinga, um potencial variado de ocorrência em várias partes da Amazônia e uma alta probabilidade de ocorrência em todo Cerrado, na Mata Atlântica nordestina e do Sudeste. Alvarenga (1990) também constatou esta espécie como invasora no estado de São Paulo.

Em todos os fragmentos, com exceção apenas de Fr2, houve ocorrências de espécies realizadoras de pequenos movimentos migratórios dentro do território brasileiro ou que apenas aparecem periodicamente. De acordo com observação e comunicação pessoal de Ferreira, vimos que em determinadas épocas *Turdus amaurochalinus*, *Satrapa icterophrys* e *Stelgidopteryx ruficollis* desapareceram, sendo mais visíveis em determinadas época e não necessariamente em todos os anos. De acordo com Ferreira *et al.* (2010), *S. ruficollis* é registrada na região em apenas alguns meses do ano no período do inverno, principalmente de julho a setembro. Entretanto, em todos os meses de campo, essas espécies foram avistadas, levando a crer que não há explicações evidentes para a época que desaparecem e que são avistadas novamente e o motivo desse desaparecimento. Para a espécie *S. icterophrys*, Ferreira *et al.* (2010) afirmou que esta ave possui ocorrência irregular na região, registrada nos meses de abril, junho, julho e setembro. Neste estudo, foi avistado somente um indivíduo desta espécie, uma única vez, pousado em uma árvore na borda do fragmento Fr3 no mês de fevereiro. Ferreira *et al.* (2010) afirmaram que *T. amaurochalinus* é migratório na região, sendo registrado principalmente entre agosto e outubro. Neste estudo, foram avistados apenas dois indivíduos desta espécie no mês de agosto, corroborando com Ferreira *et al.* (2010). A

espécie *Gubernetes yetapa* foi avistada somente uma vez no fragmento Fr4 no mês de agosto, sendo vistos apenas um único indivíduo. De acordo com observação pessoal, esta espécie nunca é muito abundante e não é muito exigente quanto ao seu habitat. Ferreira *et al.* (2010) afirmou que *G. yetapa* realiza migrações sazonais, mas ainda não se sabe o motivo nem as trajetórias desses deslocamentos. No que se concerne às espécies *C. colonus*, *M. bonariensis* e *T. savana*, estas migram para os locais estudados apenas na época reprodutiva que vai de setembro a março.

Quanto às aves exigentes em relação ao habitat ocorrentes no fragmento Fr4, *Amadonastur lacernulatus* é a espécie com menor plasticidade quanto ao habitat. O gavião-pombo-pequeno (*A. lacernulatus*) é um dos melhores exemplos para se demonstrar a conservação do fragmento Fr4, devido à espécie estar inserida dentro do estado de conservação vulnerável e ser considerada rara em alguns locais, por exemplo, no Paraná. O fato de esta espécie estar desaparecendo pode ser explicado pela sua exigência e perda de seu habitat, a Mata Atlântica. No fragmento Fr4 foi avistado apenas um único indivíduo e uma única vez, demonstrando a raridade desta espécie. A ausência e raridade desta espécie ratificam a sensibilidade desta diante à fragmentação (Sick, 1997). O gavião-pombo-pequeno se encontra na lista nacional (Machado *et al.*, 2008) e mundial de espécies ameaçadas (IUCN, 2010). De acordo com Bildstein *et al.* (1998), considerando-se as taxas de desmatamento das florestas tropicais nas décadas anteriores, as espécies tipicamente florestais são particularmente mais vulneráveis. Ribeiro *et al.* (2009) afirmou que a redução do bioma Mata Atlântica é a causa do declínio das populações de Accipitriformes em diversas localidades. Machado *et al.* (2008) sugeriu que esse declínio pode levar a extinção local desses indivíduos ou a um baixo número em fragmentos isolados.

Apesar de o fragmento Fr4 ser bem florestado, com poucas áreas de capinzais, ainda sim houve ocorrência de espécies que não adentram no interior da mata, como *Myiophobus*

fasciatus (Statius Muller, 1776). Esta espécie não penetra no interior dos ambientes florestados, usando as bordas das matas, áreas de cerrado, caatingas ou campos com arbustos adensados e é bastante comum em áreas alteradas (Sick, 1997). Entretanto o local onde esta espécie foi avistada se dava a uns 300 metros da borda do fragmento, ainda em ambiente florestado. O filipe (*M. fasciatus*) também foi avistado e sua vocalização gravada no fragmento Fr3, área mais propícia para sua ocorrência.

As espécies exóticas *Passer domesticus* e *Estrilda astrild*, devido a todo seu histórico, são listadas como espécies do Brasil. O pardal, *P. domesticus*, é originário do Oriente Médio, porém começou a se dispersar pela Europa e Ásia, chegando à América por volta de 1850. De acordo com registros históricos, o primeiro registro no Brasil foi por volta de 1903. Hoje, estas aves podem ser consideradas como cosmopolitas, pois podem ser encontradas em quase todos os países do mundo (Animal Diversity Web; Wikiaves). O bico-de-lacre, *E. astrild*, é proveniente da região sul da África e foi introduzido no Brasil através de navios negreiros no reinado de D. Pedro I. Hoje, esta espécie habita diversos estados brasileiros, porém sua chegada nestes, provavelmente, ocorreu pela mão do homem, pois esta espécie possui capacidade de vôo reduzida, sendo sua distribuição menos espontânea que o pardal (Ferreira, *com. pes.*; Portal Brasil 500 Pássaros). Estas são aves de área aberta e campestre, indicadoras de locais antropizados, principalmente, *P. domesticus*. A presença destas duas espécies no fragmento Fr1 indica certo nível de antropização no local, podendo ser explicado pela matriz urbana e pela presença de moradias no interior do fragmento.

A família com o maior número de espécies foi Tyrannidae com 21 (16%). Anjos *et al.* (1997), Valadão *et al.* (2006) e Morante Filho *et al.* (2012) também encontraram esta família como a mais representativa em suas respectivas áreas de estudo. Esta família é a mais rica nos trópicos devido às características ecológicas deste grupo, pois seus representantes possuem

grande variação morfológica e comportamental o que possibilitou a ocupação de diferentes ambientes (Traylor e Fitzpatrick, 1982; Cintra, 1997).

Parte das espécies registradas nesse estudo são espécies xerimbabo, ou seja, que são historicamente utilizadas como aves de estimação, seja pelo canto (espécies canoras), pela coloração ou pela combinação de ambos. Dentre estas, podem ser citadas *Sporophila caerulescens* (Vieillot, 1823), *Sicalis flaveola* (Linnaeus, 1766), *Amazona aestiva* (Linnaeus, 1758), *Amazona amazonica* (Linnaeus, 1766), *Volatinia jacarina* (Linnaeus, 1766), *Ramphocelus bresilius* (Linnaeus, 1766), *Tangara sayaca* (Linnaeus, 1766), *Tangara palmarum* (Wied, 1823), *Tangara cayana* (Linnaeus, 1766), *Euphonia chlorotica* (Linnaeus, 1766), *Forpus xanthopterygius* (Spix, 1824), *Turdus leucomelas* Vieillot, 1818 e *Turdus rufiventris* Vieillot, 1818.

Segundo Sick (1997), a maioria das espécies das famílias Emberizidae, Psittacidae e Frigillidae é caracterizada como xerimbabos, sendo assim espécies susceptíveis a este tipo de pressão antrópica. A Birdlife Internacional (2010) afirmou que a manutenção desses animais em cativeiro, seja por afeto ou *hobby*, representa um grande estímulo para a comercialização ilegal, redução e/ou extinção de espécies de aves nativas. As ordens Psittaciformes e Passeriformes são as mais capturadas e encontradas com maior frequência em apreensões feitas por autoridades ambientais (Ferreira, 2001). Os psitacídeos despertam mais interesse devido à habilidade em imitar a voz humana, inteligência, beleza e docilidade. Já os passeriformes devido a algumas espécies apresentarem o canto bastante elaborado. Devido a várias espécies xerimbabos (e.g., *S. caerulescens*; *S. flaveola*; *T. rufiventris*; *T. leucomelas*; *V. jacarina*; *T. sayaca*; *T. palmarum*; *R. bresilius*) ocorrerem em áreas urbanas e bordas de mata (Sick, 1997), há uma maior facilidade na captura destas.

Analisando as alterações na composição da comunidade de aves, Antunes (2005), percebeu que, em alguns casos, a abundância de algumas espécies tende a aumentar com o

tempo em fragmentos florestais, o que está diretamente relacionado com a capacidade dessas espécies de tolerar as alterações e a degradação da cobertura vegetal e com a maior capacidade de dispersão entre fragmentos florestais. A distribuição da avifauna está diretamente relacionada com o tipo de cobertura vegetal (Sick, 1997), com a degradação dessa cobertura e com a fragmentação florestal, algumas espécies de plantas acabam desaparecendo quebrando interações ecológicas (Cordeiro e Howe, 2001). A perda de recursos (espécies vegetais) nos fragmentos pode levar a extinção local de espécies de aves menos tolerantes ou com requisições mais restritas de recursos e a não colonização dos fragmentos por parte dessas aves. Por exemplo, aves dependentes de formigas de correição, e.g., *Thamnophilidae*, e de vegetação típica de florestas mais úmidas foram registradas em maior número no Fr4, único dos fragmentos com características mais preservadas. As espécies dessa família são melhores adaptadas a áreas de floresta, dificilmente se locomovendo por grandes distâncias ou atravessando áreas abertas, sendo mais suscetível à extinção provavelmente porque a maioria das espécies é dependente de ambientes florestais e com condições umbrófilas (Sick 1997, Zimmer & Isler, 2003). Segundo Terborgh (1974), esta família é considerada como especialmente propensa a desaparecer em áreas onde as florestas contínuas estão sendo fragmentadas.

4.2 PARÂMETROS AMBIENTAIS

A história de ocupação humana em Seropédica é caracterizada pela alternância de vários ciclos agrícolas e pela prática da pecuária extensiva. Quase que não restaram remanescentes da cobertura florestal original, sobrando apenas fragmentos de florestas secundárias (Rodrigues e Magalhães, 2011). De acordo com Fernandes *et al.* (2006), dentro do município, com exceção das áreas de encosta serrana, praticamente não existem áreas contínuas com floresta nativa. Aliando esses fatores ao fato de que a área apresenta um alto

grau de antropização, mesmo o maior fragmento estudado no município com 144,2 hectares (FLONA Mário Xavier, Fr1), não apresentou espécies de ambientes conservados, esperado para uma área com esse tamanho.

Assim, como o encontrado por Franz *et al.* (2010) em seu estudo, a riqueza de espécies encontradas nos fragmentos, 69, 49, 63 e 104, respectivamente, pode ser considerada baixa. No entanto, temos de levar em conta o tamanho dos fragmentos (13, 52, 144 e 26 ha), o nível avançado de impacto humano, seu isolamento e o alto efeito de borda, principalmente nos fragmentos Fr2 e Fr3. De acordo com Marsden *et al.* (2001), todas essas áreas são consideradas avifauna empobrecida. Anjos e Boçon (1999) amostraram pequenos fragmentos, 7,6 a 59 ha e os compararam entre si e registraram 110 espécies para o fragmento com 47,3 ha. Estes autores encontraram uma correlação negativa entre tamanho do fragmento e riqueza de aves, quando compararam o tamanho e a riqueza de suas áreas de estudo ao tamanho e riqueza da área estudada por Anjos *et al.* (1997). Neste trabalho, o tamanho da área influenciou na riqueza, porém o fator que mais colaborou para a baixa riqueza nas áreas foi a proximidade com a área urbana e o alto grau de antropização, pois Fr1, com 144 ha, obteve menor riqueza do que Fr4, com 26 ha. Anjos e Boçon (1999), também viram que o tamanho dos remanescentes florestais não foi o único fator explicador da redução do número de espécies, mas o fato de que os fragmentos possuem uma matriz urbana também contribuiu para isso. A ausência de algumas famílias sensíveis à fragmentação nos fragmentos Fr1, Fr2 e Fr3, tais como Trogonidae, Cracidae, Rhinocryptidae, Formicariidae e Cotingidae, e a baixa ocorrência de famílias, tais como Pipridae, Tinamidae, Psittacidae, Picidae, Dendrocolaptidae e Furnariidae, demonstraram o grau de influência da área urbana sobre o fragmento, elevando o grau de antropização sobre o mesmo, não permitindo a ocorrência de espécies de ambientes mais preservados.

Em 1976, Forman *et al.* estimaram que 40 hectares seria a área mínima para o aumento em 5% na riqueza de espécies quando a área é duplicada. Banks-leite e Metzger (2010) concluíram que a composição da comunidade amostrada por eles no interior de manchas mudou significativamente com o aumento da área e que a força dos efeitos de borda sobre a composição da comunidade foi dependente do tamanho da mancha e que as diferenças na composição das comunidades da borda para o interior foi quatro vezes maior em grandes manchas do que em manchas de médio porte. Estes mesmos autores também observaram que o interior das machas maiores apresentou a composição da comunidade de aves mais similar a área controle do que sua própria borda e esta, por sua vez, era tão degradante quanto o interior das manchas pequenas. O fragmento Fr4 apresentou 26 ha de área e, apesar de haver apresentar mais áreas de floresta, já que 26 ha foi a área amostrada e não a total do fragmento, foram observadas e escutadas 104 espécies de aves ao alcance da propriedade. Isto leva a concluir que mesmo que o fragmento total não apresente 26 ha de área, todas as aves descritas para esta área foram observadas e escutadas dentro da propriedade, gerando uma maior riqueza em uma área que não apresentou um tamanho grande, comparado ao fragmento Fr1 que possuiu 144,2 ha. Este resultado contrariou os encontrados por Forman (1976) e por Banks-leite e Metzger (2010), pois não houve um aumento do número de espécies de acordo com o aumento do tamanho da área do fragmento. Valadão *et al.* (2006) encontrou 130 espécies em um fragmento de 28 ha no Cerrado, resultado parecido com este estudo demonstrando que o tamanho da área não é o fator mais importante em alguns casos.

Uezu e Metzger (2005) observaram que os fatores que mais influenciaram a abundância das espécies foram, em ordem de importância, a área e a qualidade dos remanescentes. Entretanto, neste estudo, o fator mais importante para a avifauna foi a preservação do habitat e posteriormente o tamanho da área, senão a área que haveria maior riqueza seria Fr1 com 144,2 hectares. Este fragmento possui uma grande área, todavia, é

muito antropizada, com a presença de casas e de animais domésticos dentro da floresta. Isto explica o fato de a ocorrência de espécies endêmicas nos fragmentos mais urbanos (Fr1, Fr2 e Fr3) tenha sido tão baixa. Martensen *et al.* (2012) também encontrou como o fator mais importante o tamanho da área, pois os resultados demonstraram uma forte relação entre a riqueza de espécies de aves e quantidade da cobertura florestal na paisagem, quando a cobertura florestal foi reduzida de 50% para 30%, o número de espécies diminuiu abruptamente para 75%. Wyrgun e Antunes (2009) em um fragmento de 174 hectares encontraram 72 espécies de aves. Aleixo e Vielliard (1995), em um fragmento florestal de 251 hectares no município de Campinas, encontraram 134 espécies de aves, um resultado parecido com o encontrado neste trabalho. Porém, a área do estudo feito por Aleixo e Vielliard (1995) era indefinidamente maior que a do Fr4, confirmando que o fator que mais influenciou na presença de algumas espécies neste fragmento foi a preservação do local e não o tamanho do fragmento. Corroborando com o resultado encontrado neste estudo podemos citar o trabalho feito por Franz *et al.* (2010), o qual foi encontrado em 100 horas de observação (21 dias) um total de 114 espécies em um fragmento com uma matriz urbana.

A partir de uma análise de componentes principais (PCA) realizada com as variáveis ambientais medidas foi possível observar a variação na estrutura do ambiente entre os fragmentos. Os eixos I e II da ordenação foram utilizados para analisar os padrões. De acordo com os valores demonstrados na PCA no eixo I, as variáveis que melhor explicaram a ordenação das áreas foram a abertura do dossel e densidade de sub-bosque. O fragmento Fr4 apresentou os maiores valores para abertura do dossel e valores pequenos para densidade de sub-bosque. O primeiro resultado não foi demonstrado com clareza comparado com a vegetação vista em campo. Os baixos valores para densidade de sub-bosque corroboram com o observado em campo, pois havia poucas partes dentro do fragmento com o sub-bosque mais denso. Neste fragmento há algumas áreas de capinzais, logo mais abertas, provavelmente

sendo o fator de a abertura do dossel ter apresentado os maiores valores. Esta área apresenta um relevo bastante acidentado não permitindo adentrar muito no interior da mata, logo os transectos foram realizados em locais mais acessíveis e com a presença de trilhas, porém havia áreas de capinzal ao redor, podendo ter influenciado. No geral, a área apresentava vegetação extremamente densa, com pouco sub-boque na maioria de sua área, possuía uma temperatura amena, devido à proximidade com a serra, gerando uma floresta mais úmida, explicando a ocorrência de algumas espécies. Áreas com maior abertura do dossel são aludidas a áreas com maior antropização. As espécies encontradas no fragmento Fr4 eram espécies florestais e algumas somente são encontradas em florestas com baixa ou nenhuma antropização (e.g., *Hypoedaleus guttatus*; *Glaucis hirsutus*; *Dryophila ferruginea*) e/ou florestas úmidas podendo chegar até 1400 metros de altitude (e.g., *Mackenziaena severa*; *Dysithamnus stictothorax*; *Geotrygon montana*; *Phylloscartes ventralis*), mais uma vez corroborando com o fato de a área apresentar uma conservação considerável e possuir uma vegetação mais densa. Outra explicação da ocorrência de algumas espécies de áreas mais densas seria que algumas aves foram identificadas somente pelo canto, não significando que estas aves florestais estavam localizadas nas áreas mais abertas. Entretanto, houve registros de espécies de área aberta ou de borda (e.g., *Pitangus sulphuratus*; *Megarynchus pitangua*; *Coereba flaveola*), podendo este fato ser explicado pelas áreas de capinzais no interior do fragmento. Embora este fragmento apresente baixos valores de densidade de sub-bosque, diversas espécies forrageadoras dos estratos inferiores, do sub-bosque ao chão, foram observadas (e.g., *Lochmias Nematura*, *Corythopsis delalandi*, *Attila rufus*, família *Thamnophilidae*, *Dendrocincla turdina*), demonstrando a capacidade deste fragmento em suportar essas espécies, as quais são insetívoros de sub-bosque e de chão, que estão entre as primeiras a serem perdidas com o processo de fragmentação, segundo Ribon *et al.* (2003).

Assim como Fr4, o fragmento Fr1 também apresentou baixos valores em relação à densidade de sub-bosque. Somente um trecho deste fragmento, onde foram feitas algumas observações e parte da tomada de variáveis ambientais, apresentou sub-bosque bastante denso. Este fragmento é composto por floresta secundária, com trechos bastante densos, alguns um pouco mais abertos, apresentando um pequeno riacho e pequenos brejos. Este fragmento possui características favoráveis à presença de espécies que não eram esperadas, pois possui uma variedade de micro-habitats, tais como brejos, beira de riachos, floresta mais densa, floresta menos densa, capinzais, bambuzais, capazes de dar suporte para que algumas espécies florestais, e.g., *Manacus manacus*, e com características mais peculiares, e.g., *Donacobius atricapilla*, o qual só é avistado próximo a locais alagados, como brejos. A presença de espécies com uma maior sensibilidade à fragmentação florestal e com mais exigências em relação ao habitat demonstra a importância dos fragmentos urbanos na manutenção da comunidade de aves.

O fragmento Fr3 apresentou os menores valores para abertura do dossel, corroborando com a vegetação analisada em campo, pois este é composto por capoeira bastante densa, com muitos emaranhados de lianas lenhosas e por uma mata secundária, dificultando a chegada de luz nos estratos mais inferiores. O fato do fragmento Fr3 apresentar uma baixa abertura do dossel e uma alta densidade do sub-bosque, não era esperado, já que um ambiente com baixa abertura do dossel espera-se encontrar baixa densidade no sub-bosque. Entretanto, por se tratar de uma área em regeneração e as árvores não serem muito altas, a abertura do dossel não influencia na densidade do sub-bosque, já que este é composto por capoeira. Assim, a presença de espécies de sub-bosque e típicas de capoeiras (e.g., *Conirostrum speciosum*; *Nemosia pileata*; *Thalurania glaucopis*) e daquelas que frequentam do estrato médio a superior (e.g., *Vireo olivaceus*; *Geranospiza caerulescens*) seria esperada nesses fragmentos.

No que se concerne ao fragmento Fr2, apesar de não ter apresentado o maior valor para densidade de sub-bosque, em campo pode ser visto a presença de um sub-bosque extremamente denso, com uma alta abundância da planta sabiá e de outras espécies de Arecaceae com muitos espinhos, demonstrando o intenso efeito de borda na área. Este fato pôde explicar o maior valor encontrado para fator de forma e a baixa diversidade de aves nesta área, pois a área apresenta forma mais irregular comparada às outras áreas e apresentou somente duas espécies com necessidade mínima de uma área florestada, *Thalurania glaucopis* e *Thamnophilus ambiguus*, apesar de a primeira ser encontrada em jardins e quintais de residências.

Analisando os valores encontrados nos resultados da PCA no eixo II, a variável explicativa foi a altura do dossel. O fragmento Fr2 apresentou os maiores valores esta variável, indicando a existência neste local de árvores mais velhas, apontando para um fragmento com floresta antiga. Isto pode ser explicado pelo fato de uma parte do fragmento ter sido um horto florestal plantado há muitos anos atrás e a outra parte, mais nova, ser fruto da regeneração espontânea. Este fato assinalaria a presença de diversas espécies de pica-paus e arapaçus, porém isto não foi observado. Isto pode ser explicado devido à área sofrer bastante ação antrópica e várias espécies de pica-paus e arapaçus não ocorrem em áreas perturbadas. Os pica-paus e arapaçus têm a diversidade aumentada em áreas com vegetação mais antiga (Ventura, *com. pes.*), pois sua ocorrência e fixação no local são limitadas pelo número de árvores mortas disponíveis em remanescentes florestais (Forman *et al.*, 1976). As espécies de pica-paus listadas para este fragmento são de áreas abertas e de borda de floresta e não houve nenhum registro de arapaçu. Entretanto, não retira a importância de preservação e conservação desta área, ainda mais que esta abriga duas espécies endêmicas, *T. glaucopis* e *T. ambiguus*, mesmo que a última possa ser somente visitante na área. A maioria dos parâmetros da avifauna encontrados por Wyrgun e Antunes (2009) não esteve estatisticamente

correlacionada com a estrutura da vegetação. Conforme Marra e Remsen Jr. (1997), as áreas podem diferir em vários dos parâmetros relacionados à vegetação, entretanto, não diferem significativamente na complexidade estrutural total.

A tendência da maioria das aves um pouco mais sensíveis é desaparecer ao longo do tempo, devido ao processo de fragmentação. Leck (1979) relatou uma perda de 25 espécies de aves a partir de um fragmento de floresta de 87 ha, muito isolado no Rio Palenque, no Equador, em apenas cinco anos. Isto demonstra a importância em manter e conservar esses fragmentos florestais, pois estes são muito importantes na estrutura de comunidade de aves, mantendo espécies e evitando extinções locais.

5 CONCLUSÕES

Analisando os resultados encontrados podemos concluir que todas as áreas estudadas possuem um alto grau de similaridade entre elas. Porém, o fragmento Fr4 se destacou apresentando 46 espécies exclusivas e um tipo de formação vegetal diferenciada, floresta mesófila, demonstrando uma maior conservação do local.

A presença de *Attila rufus* no fragmento Fr3 e de *Manacus manacus* no fragmento Fr1 levam a concluir que, por mais que estes fragmentos possuam uma área pequena, um alto fator de forma (i.e., maior efeito de borda), seja altamente antropizado e alterado fisicamente, ainda conseguem manter uma espécie endêmica de Mata Atlântica e com exigências de habitat. Isto demonstra a importância da presença de fragmentos urbanos.

As aves frugívoras e insetívoros forrageadores de chão são os primeiros a serem perdidos devido ao processo de fragmentação, inferindo que as espécies especialistas são as primeiras a serem extintas localmente e que as espécies com maior plasticidade ambiental, não necessariamente as generalistas, apresentam um maior sucesso na ocupação e sobrevivência em um habitat fragmentado.

O relato de estudos que em fragmentos de menor tamanho (>100ha) houve uma significativa riqueza (>100 espécies) leva a concluir que a área é um fator muito importante, porém nem sempre é o mais importante. Para entender a estrutura da comunidade de aves diante da fragmentação e degradação florestal, há de analisar todos os fatores que afetam a diversidade local e qual influencia mais negativamente a comunidade, pois dependendo da área, da matriz e da preservação, o fator mais importante pode mudar.

De acordo com os resultados encontrados para o fator de forma e a comunidade de aves encontrada em cada local, leva a inferir que esta variável auxilia a evidenciar o efeito de borda nos fragmentos refletindo na diversidade de aves local. Se um fragmento possui um alto

fator de forma, é mais provável que a área apresente uma diversidade e um efeito de borda maior, levando a concluir que o ajustamento desse parâmetro é um começo para a conservação e permissão de novas colonizações, por parte das aves, no futuro.

As variáveis ambientais explicaram um pouco da diversidade local de cada fragmento. Entretanto, deve-se comparar mais parâmetros para que se tenha uma acurácia maior dos resultados.

Do ponto de vista conservacionista deve-se esperar algum grau de respostas específicas do local diante da fragmentação e pesquisas futuras devem ser direcionadas à identificação de tais respostas. Isto implica que o tamanho mínimo crítico para preservar uma comunidade de aves preservada nos trópicos pode ser muito maior do que reconhecido anteriormente.

Estudos como este em que se analisa a estrutura da comunidade de aves de acordo com as variáveis ambientais e estruturais do fragmento ainda estão em falta e ajudariam muito a entender a dinâmica das populações nestes fragmentos e as relações colonização-extinção. Sabendo quais espécies estão em fragmentos com determinado tipo(s) de formação vegetal, com determinado clima e matriz podemos prever quais espécies poderiam ser perdidas. Isto auxiliaria bastante em decisões relacionadas à escolha de locais para a tomada de ações preservacionistas, tais como criações e/ou expansões de unidades de conservação. Além disso, contribuir para um banco de dados para possíveis estudos comparativos no futuro.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEIXO, A. e VIELLIARD, J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, 12 (3): 493-511.

ALVARENGA, H. M. F. 1990. Novos registros e expansões geográficas de aves no leste do estado de São Paulo. **Ararajuba**, 1: 115-117.

ANDERSEN, M.; THORNHILL, A. e KOOPOWITZ, H. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. *In*: Laurance, W.F. Jr. e Bierregaard, R.O. Jr. (Eds.), **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Chicago, 281-291.

ANIMAL DIVERSITY WEB. University of Michigan, Museum of Zoology. <http://animaldiversity.ummz.umich.edu> (Acessado em 21 de fevereiro de 2013 às 19:35 h).

ANJOS, L.; KARL-L, SCHUCHMANN, K. e BERNDT, R 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Parana State, Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 8: 145-173.

ANJOS, L. e BOÇON, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bull.**, Lawrence, 111 (3): 397-414.

ANJOS, L. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biotropica**, 38 (2): 229–234.

ANTONGIOVANNI, M. e METZGER, J. P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, 122: 441–451.

ANTUNES, A. Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, 13 (1): 47-61.

ANTUNES, A. Z. 2007. Riqueza e dinâmica de aves endêmicas da Mata Atlântica em um fragmento de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 15 (1): 61-68.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M. e METZGER, J. P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, 119: 918–926.

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

BAYBATES, J. M. 2000. Allozymic genetic structure e natural habitat fragmentation: data for five species of Amazonian forest birds. **Condor**, 102 (4), 770-783.

BAYLÃO JUNIOR, H. F 2010. Espécies com vocação para facilitar processos de restauração

- espontânea de ecossistemas perturbados na vertente atlântica da Serra do Mar, Pirai – RJ. **Dissertação de mestrado**, Pós-graduação em Ciências ambientais e florestais, UFFRJ, 73 p.
- BAYLÃO JUNIOR, H. F.; VALCARCEL, R.; ROPPA, C.; NETTESHEIM, F. C. 2011. Levantamento de espécies rústicas em área de pastagem e em remanescente florestal na Mata Atlântica, Pirai-RJ. **Floresta e Ambiente**, 18 (1): 50-59.
- BE'LISLE, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, 86: 1988–1995.
- BENCKE, G. A.; MAURÍCIO, G. N.; DEVELEY, P. F. e GOERCK, J. M. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. **SAVE Brasil**, São Paulo. 494 p.
- BIERREGAARD JR., R. O. e STOUFFER, P. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. *In*: Laurance, W.F. Jr. e Bierregaard, R.O. Jr. (Eds.), **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Chicago, IL, 138–155.
- BILDSTEIN, K. L.; SCHELSKY, W. e ZALLES, J. 1998. Conservation status of tropical raptors. **Journal Raptor Reserch**, 32 (1): 3-18.
- BIRDLIFE INTERNACIONAL. 2010. Birds on the IUCN Red List. www.birdlife.org. (acesso em 1 de maio de 2013 às 19:20 h).

- BOITANI, L. e CIUCCI, P. 1995. Comparative social ecology of feral dogs and wolves. **Ethology Ecology & Evolution**, Firenze, 7 (1), 49-72.
- BORGES, S. e STOUFFER, P. C. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. **Condor**, 101: 529–536.
- BOSCOLO, D. e METZGER, J. P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, 34: 1018-1029.
- BROOKER, M. e BROOKER, L. 2001. Breeding biology, reproductive success and survival of blue-breasted fairy-wrens in fragmented habitat in the western Australian wheatbelt. **Wildlife Resources**, 28: 205–214.
- BROOKS, T.; TOBIAS, J. e BALMFORD, A. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, 2: 211-222.
- CAVARZERE, V.; MORAES, G. P. e DONATELLI, R. J. 2009. Diversidade de aves em uma mata estacional da região centro-oeste de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, 7 (4): 368-371.
- CINTRA, R. 1997. Spatial distribution and foraging tactics of tyrant flycatchers in two habitats in the Brazilian Amazon. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 32: 17-27.

CORDEIRO, N. J. e HOWE, H. F. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, 15: 1733-1741.

COSTA, R. 2006. Impactos sobre remanescentes de florestas de Mata Atlântica na zona oeste da grande São Paulo: um estudo de caso da mata da Fazenda Tizo. **Dissertação de mestrado**, Pós-graduação em Geografia Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, 211 p.

CPEF (Critical Ecosystem Partnership Fund). 2001. Perfil do ecossistema: Mata Atlântica *hotspot* de biodiversidade. 29 p.

CROOKS, K. R. e SANJAYAN, M. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. 1-19 p. *In*: K.R. Crooks e M. Sanjayan (eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge Universal Press, Cambridge, NY, 448 p.

DANTAS, M. E. 2001. Mapa geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro. Brasília: **CPRM**, 63 p.

DÁRIO, F. R e ALMEIDA, A. F. 2000. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, 58: 99-109.

DÁRIO, F. R.; VINCENZO, M. C. V. e ALMEIDA, A. F. 2002. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, 32 (6): 989-996.

DE PAULA, M. G.; VIEIRA, A. L. M.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E. F. C. 2009. Florística do Sistema Agroflorestal implantado com a função de corredor ecológico em Seropédica, RJ. **VII Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais**. Luziânia, GO.

DEVELEY, P. F. e METZGER, J. P. 2006. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic forests: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem. *In*: Laurance, W. F.; Peres, C. A. (Eds) Emerging threats to tropical forests. University of Chicago Press, Chicago, 269–290.

DEVELEY, P. F. e STOUFFER, P.C. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, 15: 1416–1422.

DONATELLI, R. J.; FERREIRA, C. D.; DALBETO, A. C. e POSSO, S. R. 2007. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 362-375.

FAHRIG, L. 2001. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, 100: 65–74.

FAHRIG, L. 2003. The Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 34: 487–515.

FARIA, C. M. A.; RODRIGUES, M.; AMARAL, F. Q.; MÓDENA, E. e FERNANDES, A. . 2006. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (4): 1217-1230.

FEIBER, S. D. 2004. Áreas verdes urbanas imagem e uso: o caso do passeio público de Curitiba, PR. **Revista RA'E GA**, Curitiba, 8: 93-105.

FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; MAGALHÃES, L. M. S.; CRUZ, A. R. e GIÁCOMO, R. G. 2006. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na Flona Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, 16 (2): 163-175.

FERRAZ, G.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; STOUFFER, P. C.; BIERREGARD Jr, R. O. e LOVEJOY, T. E. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **Science**, 315: 238–241.

FERREIRA, C. M. 2001. Diagnóstico da avifauna capturada ilegalmente no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Dissertação de mestrado**, Pós-graduação em Biociências, Faculdade de Biociências PUCRS, Porto Alegre, 70 p.

FERREIRA, J. D. 2009. Aves e efeitos da fragmentação em um remanescente de Mata Atlântica do Quadrilátero Ferrífero, MG. **Dissertação de mestrado**, Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, 137 p.

FERREIRA, I.; VENTURA, P. E. C. e LUZ, H. R. 2010. **Aves no campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, EDUR, 259 p.

FORD, H. A.; BARRET, G.; SAUNDERS, D. e RECHER, H. 2001. Why have birds in the woodlands of Southern Australia declined? **Biological Conservation**, 97 (1): 71 - 88.

FORMAN, R. T. T.; GALLI, A. E. e LECK, C. F. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some landuse implications. **Oecologia**, Berlin, 26: 1-8.

FRANKHAM, R. 2006. Genetic and landscape connectivity. 72-96 p. *In*: Crooks, K.R. e Sanjayan, M. (Eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge Universal Press, Cambridge, NY, 448 p.

FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D. e BRISCOE, D. A. 2002. Introduction to Conservation Genetics. United Kingdom, Cambridge, 617 p.

FRANZ, I.; CAPPELATTI, L. e BARROS, M. P. 2010. Bird community in a forest patch isolated by the urban matrix at the Sinos River basin, Rio Grande do Sul State, Brazil, with comments on the possible local defaunation. **Brazilian Journal of Biology**, 70 (4): 1137-1148.

GABRIEL, V. A. e PIZO, M. A. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22 (4): 1072-1077.

GANDOLFI, S. e RODRIGUES, R. R. 2007. Metodologias de restauração florestal. *In*: CARGILL. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. Fundação Cargill, 109-143.

GALETTI, M. e SAZIMA, I. 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, Curitiba, 4 (1), 58-63.

GIMENES, M. R. e ANJOS, L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, 25 (2), 391-402.

GOOSEM, M. 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. *In*: Laurance, W. F. and Bierregaard Jr, R.O. (Eds), **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, cap. 16, p. 241-255.

GOTELLI, N. J. e ELLISON, A. M. 2011. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed, 528 p.

HANSBAUER, M. M.; STORCH, I.; KNAUER, F. PILZ, S.; KÜCHENHOFF, H.; VÉGVÁRI, Z.; PIMENTEL, R. G. e METZGER, J. P. 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. **Landscape Ecology**, 25: 407-417.

HARRIS, G. M. e PIMM, S. L. 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. **Conservation Biology**, 18: 1607-1616.

HAYES, F. E. 1995. **Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay**. Loma Linda: Loma Linda University.

HENRIQUES, O. K. 2003. Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: Bases para conservação. **Tese de doutorado**, Pós-graduação em Ciências, Área de Biologia Comparada, 255 p.

HILL, J. e CURRAN, P. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. **Journal of Biogeography**, 30, 1391–1403.

IBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 1992. Manual Técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE.

IBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 1983. Levantamento Exploratório e Solos das Folhas Sf. 23/24. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, Projeto Radambrasil.

IBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação. Rio de Janeiro: IBGE.

IUCN (The International Union for Conservation of Nature), 2001. Red List Categories and Criteria version 3.1. <http://www.iucnredlist.org> (Acessado em 2 de abril de 2013 às 19:30 h).

IUCN (The International Union for Conservation of Nature), 2010. Red List of Threatened Species. Versão 2010.4. <http://www.iucnredlist.org> (Acessado 20 de fevereiro de 2013 às 18:00 h).

- KENT, M. e COKER, P. 1992. Vegetation description and analysis: a practical approach. **Chichester: John Wiley**, 363p.
- KÖPPEN, W. 1948. Climatologia: con uno estudio de los climas de la Tierra. México: **Fondo de Cultura Económica**. 488 p.
- KRÜGEL, M. M. e ANJOS, L. 2000. Birds communities in Forest remnants in the city of Maringá, Paraná State, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Montreal, 11: 315-330.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A. e SILVA, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. *In*: ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., ALVES, M.A.S. e SLUYS, M.V. **Biologia da conservação: essências**. São Paulo: Rima Ed., 411-436.
- LACERDA, D. R. 2004. Filogeografia comparada e filogenia de espécies de *Thamnophilidae* (Aves: Passeriformes) de Mata Atlântica de Minas Gerais. **Tese de doutorado**, Pós-graduação em Ciência Animal, Área de Genética e Melhoramento Genético, UFMG, 109 p.
- LAIOLO, P. 2002. Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north-western Italy. **Folia Zoologica**, 51 (2): 121–128.
- LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; DIDHAM, R. K.; SMITH, A. P.; LYNAM, A. J.; VIANA, V. M.; LOVEJOY, T. E.; SIEVING, K. E.; SITES Jr, J. W.; ANDERSEN, M.; TOCHER, M. D.; KRAMER, E. A.; RESTREPO, C. e MORITZ, C. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. *In*: Laurance, W.

F. and Bierregaard Jr, R.O. (Eds), **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 502-514.

LAURENCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M. e DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G. e SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, 16: 605–618.

LAURENCE, W. F. e VASCONCELOS, H. L. 2009. Consequência ecológica da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, 13: 434-451.

LEITE, L. O. 2006. Análise de endemismo, variação geográfica e distribuição potencial das espécies de aves endêmicas do Cerrado. **Dissertação de Mestrado**, Pós-graduação em Biologia Animal, UNB, 181 p.

LECK, C. F. 1979. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. **Auk**, 96: 343–352.

LEVINS, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of Entomological Society America**, 15: 237-240.

LINDENMAYER, D. B. e FRANKLIN, J. F. 2002. Conserving Forest Biodiversity. **A Comprehensive Multiscale Approach**. Island Press, Washington.

MACARTHUR, R. H. e WILSON, E. O. 1967. The theory of island biogeography. **Princeton University Press**, New Jersey.

MACARTHUR, R. H.; KAAR, J. R. e DIAMOND, J. M. 1972. Density compensation in island faunas. **Ecology**, 53: 330-342.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M. e PAGLIA, A. P. (Eds). 2008. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Biodiversidade 19, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 1420 p.

MACHTANS, C. S.; VILLARD, M. A. e HANNON, S. J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. **Conservation Biology**, 10: 1366–1379.

MARINI, M. A. 2000. Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves em Minas Gerais. *In*: Alves, M. A. S.; Silva, J. M. C., Sluys, M. V., Bergallo, H. G. e Rocha, C. F. D. (Eds.), **A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas**. Editora UERJ, Rio de Janeiro, 41-54.

MARINI, M.A. e GARCIA, F.I. 2005. Bird Conservation in Brazil. **Conservation Biology**, 19 (3): 665-671.

MARRA, P. P. e REMSEN Jr., J. V. 1997. Insights into the maintenance of high species diversity in the Neotropics: habitat selection and foraging behavior in the understory birds of tropical and temperate forests. **Ornithological Monographs**, 48: 445–483.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M. e GALETTI, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 10: 737-751.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R.G. e METZGER, J. P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic rain forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, 141: 2184–2192.

MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I. e METZGER, J. P. 2012. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, 26 (6): 1100–1111.

MARSHALL, A. R.; JØRGENSBY, H. I. O.; ROVERO, F.; PLATTS, P. J.; WHITE, P. C. L. e LOVETT, J. C. 2010. The species area relationship and confounding variables in a threatened monkey community. **American Journal of Primatology**, 72: 325-336.

MCGARIGAL, K. e MARKS, B. J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report, Portland, OR, US Departamento of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Station, 122 p.

MELLO, A. G. C.; CARVALHO, D. A.; CASTRO, G. C. e MACHADO, E. L. M. 2011. Fragmentos florestais urbanos. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, 17 (1): 58-79.

- METZGER, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, 1: 1-9.
- METZGER, J. P. 2003. Quantificação da estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R. e VALLADARES-PADUA, C. (Org.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, cap. 16, 423 – 454.
- METZGER, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 71: 445-463.
- METZGER, J. P. e DECÁMPS, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Ecologica**, 18: 1-12.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2000a. Programa piloto para a proteção das florestas tropicais brasileiras: subprograma Mata Atlântica (PPG7). Versão 1.1 setembro/2000. Brasília: MMA.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Proteção das Florestas tropicais do Brasil (PPG7). (<http://www.mma.gov.br/port/sca/ppg7/mataatla/biodiver.html>, acessado em 20 de fevereiro de 2013 às 16:20 h).
- MOILANEN, A. e HANSKI, I. 2006. Connectivity and metapopulation dynamics in highly fragmented landscapes. *In: K.R. Crooks e M. Sanjayan (eds.). Connectivity Conservation*. Cambridge Universal Press, Cambridge, NY, 448 p.

- MOLLER, A. P. 2008. Flight distance of urban birds, predation, and selection for urban life. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 63: 63-75.
- MORELLATO, L. P. C. e LEITÃO FILHO, H. F. 1995. **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**. Campinas: Editora UNICAMP, 136 p.
- MORANTE FILHO, J. C. e SILVEIRA, R. V. 2012. Composição e estrutura trófica da comunidade de aves de uma área antropizada no oeste do estado de São Paulo. **Atualidades Ornitológicas On-line**, 169: 33-40.
- MOTTA-JUNIOR, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba**, 1: 65-71.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, Amstersdam, 10 (2): 58-63.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, 853–858.
- NEWMARK, W. D. 1987. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American national parks. **Nature**, 325: 430–432.
- NOSSACK, F. A.; SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; MORAES, D. C. A. e ZIMBACK, C. R. L. 2011. Definição de áreas prioritárias para a recuperação florestal visando

conectividade entre fragmentos: Análise Multicriterial. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, INPE, Curitiba, 4062-4069.

NUCCI, J. C. 2001. **Qualidade ambiental e adensamento urbano**. FAPESP, 67 p.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R. e METZGER, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, 124: 253–266.

PARKER, T. A.; STOTZ, D. e FITZPATRICK, J. W. 1996. Ecological and distributional databases. *In*: STOTZ, D.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER, T. A. & MOSKOVITS, D. K. (Eds.) **Neotropical birds: ecology and conservation**, Chicago, University of Chicago Press, 118-436.

PHILIPSEN, J. S.; BENEDITO, E. e ZAWADZKI, C. H. 2010. Species composition and richness of avifauna in an urban area of southern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, 32 (1), 55-62.

PIRES, A. S.; LIRA, P. K.; FERNADEZ, F. A. S.; SCHITTINI, G. M.; Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, 108, 229-237.

PORTAL BRASIL 500 PÁSSAROS. 2000. Publicação feita pela Eletrobrás (Eletronorte). <http://www.eln.gov.br/opencms/opencms/publicacoes/Pass500/BIRDS/1eye.htm>. (Acessado em 21 de fevereiro de 2013 às 19:20 h).

PREFEITURA DE SEROPÉDICA. <http://seropedica.rj.gov.br> (Acessado em 13 de julho de 2011 às 21:10 h).

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da conservação**. Ed. Rodrigues, 328 p.

RANDLER, C. 2008. Risk assessment by crow phenotype in a hybrid zone. **Journal of Ethology**, 26: 309-316.

RENJIFO, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. **Conservation Biology**, 13: 1124-1139.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J. e HIROTA, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 141: 1141-1153.

RIBEIRO, A. L.; MANHÃES, M. A. DIAS, M. M.; COSTA-NETO, S. J.; SILVA, M. A. A.; RIBEIRO, H. M. e LIMA, N. F. 2011. Aves de sub-bosque de uma área de Mata Atlântica de baixada do sudeste do Brasil. **Ornithologia**, 4 (2): 76-85.

RIBON, R.; SIMON, J. E. e MATTOS, G. T. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology**, 17: 1827-1839.

RICKLEFS, R. E. 2009. **A economia da natureza**. Guanabara Koogan, 503 p.

RODRIGUES, R. M. M. e MAGALHÃES, L. M. S. 2011. Estrutura e Florística de Fragmento de Floresta Secundária na Planície Aluvionar do Rio Guandu, em Seropédica-RJ. **Floresta e Ambiente**, 18 (3): 324-333.

ROBINSON, S. K.; THOMPSON, F. R.; DONOVAN, T. M.; WHITEHEAD, D. R. e FAABORG, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. **Science**, 267, 1987–1990.

ROBBINS, C. S. Census techniques for forest birds. *In: Workshop Management of Southern forest for nongame birds, 1978, Atlanta. Asheville: USDA Forest Service, 1978.* p. 142-163. (General Technical Report, 14).

ROGERS, D. A.; ROONEY, T. P.; HAWBAKER, T. J.; RADELOFF, V. C. e WALLER, D. M. 2009. Paying the extinction debt in southern Wisconsin forest understories. **Conservation Biology**, 23: 1497-1506.

ROMPRÉ, G. W.; ROBINSON, D.; DESROCHERS, A. e ANGEHR, G. 2007. Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rain forest. **Journal of Biogeography**. 34: 802 -815.

ROSENBLATT, D. L.; HESKE, E. S.; NELSON, S. L.; BARBER, D. M.; MILLER, M. A. e MACALLISTER, B. 1999. Forest fragments in east-central Illinois: islands or habitat patches for mammals? **American Midland Naturalist**, 141: 115–123.

SANTIAGO, R. G. 2007. **Guia Interativo de Aves Urbanas**, 20 fev. <http://www.ib.unicamp.br/lte/giau/visualizarMaterial.php?idMaterial=422>. (Acessado em 11 de abril de 2013 às 16:00 h).

SANTIN, D. A. 1999. A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação. **Tese – Pós-graduação em Ciências Biológicas**, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 502 p.

SANTOS, A. M. R. 2004. Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, 12: 43-51.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P.; DAILY, G. C.; AYGEN, D.; GOERHING, D. e SANDI, R. F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **PNAS**, [S.l.], 99 (1): 263-267.

SHAFER, C. L. 1990. Nature reserves: Island Theory and conservation practice. **Smithsonian Institution Press**, Washington, D.C.

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

SICK, H. 1985. Ornitologia brasileira: Uma introdução. Editora UNB, Brasília.

SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 912 p.

SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F. e LONG, A. 2003. Birds in Atlantic Forest fragments in northeastern, Brazil. **Cotinga**, Bedfordshire, 20: 32-46.

SIEVING, K. E. 1992. Nest predation and differential insular extinction among selected forest birds of Central Panama. **Ecology**, 73: 2310-2328.

SIGRIST, T. 2006. **Aves do Brasil: uma visão artística**. Ed. Fosfertil, 672 p.

SIGRIST, 2012. **Iconografia das Aves do Brasil: Mata Atlântica**, volume 2. Avis Brasilis Editora, 400 p.

SILVA, J. C. M. e CONSTANTINO, R. 1988. Aves de um trecho de mata no baixo Rio Gamá – uma reanálise: riqueza, raridade, diversidade, similaridade e preferências ecológicas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, série Zoologia, 4 (2): 201-210.

SILVA, L.C. & CUNHA, H.C.S. 2001. CPRM – Serviço Geológico **do Brasil / Uso e Cobertura do Solo**. CPRM, Brasília.

SOARES, M. P. 1998. Verdes urbanos e rurais: orientação para arborização de cidades e sítios campestres. Porto Alegre: Cinco Continentes, 242 p.

STOUFFER, P. C. e BIERREGAARD, R. O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, 76: 2429–2445.

STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A.; DECONTO, L. R. e PATRIAL, E. W. 2007. Fluvicola nengeta (Linnaeus, 1766) nos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul e sua expansão de distribuição geográfica pelo sul do Brasil. **Atualidades Ornitológicas On-line**, 137: 33-38.

SWIFT, T. L. e HANNON, S. J. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. **Biological Reviews**, 85 (1): 35-53.

TCE-RJ, 1994. <http://www.tce.rj.gov.br/> (Acessado em 13 de julho de 2011 às 21:00 h).

TCE-RJ, 2001. <http://www.tce.rj.gov.br/> (Acessado em 13 de julho de 2011 às 21:00 h).

TELINO-JÚNIOR, W. R.; DIAS, M. M.; AZEVEDO-JÚNIOR, S. M.; LYRA-NEVES, R. M. e LARRAZÁBAL, M. 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.

TERBORGH, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. **Bioscience**, 24: 715–722.

TISCHENDORF, L. e FAHRIG, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, 90: 7-19.

TRAYLOR, M. A. 1979. Subfamily Fluvicolinae. *In*: Traylor, M.A. (Ed.) **Check-list of birds of the world: a continuation of the work of James L. Peters**, Cambridge, Museum of Comparative Zoology, 112-186.

TRAYLOR, M. A. e FITZPATRICK, J. 1982. A survey of tyrant flycatchers. **Living Bird**, 19: 7-50.

TROIAN, L. C.; KÄFFER, M. I.; MÜLLER, S. C.; TROIAN, V. R. GUERRA, J. BORGES, M. G.; GUERRA, T.; RODRIGUES, G. G. e FORNECK, E. D. 2011. Florística e padrões estruturais de um fragmento florestal urbano, região metropolitana de Porto Alegre, RS, Brasil. **Iheringia - Série Botânica**, Porto Alegre, 66 (1): 5-16.

TURNER, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, 33: 200–209.

TURTON, S. M. e FREIBURGER, H. J. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. *In*: Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (Eds.) **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago, 4: 45-54.

UEZU, A. 2006. Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. **Tese de doutorado**, Pós-graduação em Ciências, Área de Ecologia, USP, 202 p.

UEZU, A. e METZGER, J. P. 2005. Efeito do tamanho, qualidade e isolamento de fragmentos florestais sobre a comunidade de avifauna, Pontal do Paranapanema, SP. **Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu, MG.

UEZU, A. e METZGER, J. P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, 20: 3627-3643.

UMETSU, F.; METZGER, J. P. e PARDINI, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, 31: 359-370.

VALADÃO, R. M.; MARÇAL JUNIOR, O. e FRANCHIN, A. G. 2006. A avifauna no Parque Municipal Santa Luzia, zona urbana de Uberlândia, Minas Gerais. **Bioscience Journal**, Uberlândia, 22 (2): 97-108.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R. e LIMA, J. C. A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 124 p.

VIANA, V. M. e PINHEIRO, L. A. F. V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, 12 (32): 25-42.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. e BATISTA, J. L. F. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. *In*: Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O.

(Eds.) **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago, 351- 365.

VIANNA, A. L. P. 2001. Análise da composição da avifauna associada às categorias alimentares na Estação Ecológica dos Caetetus, municípios de Gália e Alvinlândia, São Paulo. **Dissertação de mestrado**, Pós-graduação em Zoologia, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 86 p.

VIELLIARD, J. M. E. e SILVA, W. R. 1990. Nova metodologia Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. *In*: Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, Recife. **Anais do IV Enave**, Universidade Federal de Pernambuco, 117-151.

WARBURTON, N. H. 1997. Structure and conservation of forest avifauna in isolated rainforest remnants in tropical Australia. *In*: Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (Eds.) **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago, 13: 190-206.

WHITMORE, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. *In*: Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (Eds.), **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago, 3-12.

WILLIS, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 33: 1-25.

WITH, K. A. 1994. Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure. **Landscape Ecology**, 9: 25–36.

WRIGHT, S.J.; FAABORG, J. e CAMPBELL, C. J. 1985. Birds form tightly structured communities in the Pearl Archipelago, Panamá. *In*: BUCKLEY, P.A. *et al.* **Neotropical Ornithology**. (Ed.) Washington: The American Ornithologists Union, cap. 14, 798-812.

WYRGUN, B e ANTUNES, A. Z. 2009. Variação na composição da comunidade de aves florestais em relação à riqueza e estrutura da vegetação no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. **IF Série Registros**, São Paulo, 40, 167-173.

ZAR, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall, New Jersey, 663 p.

ZORZIN, G. 2011. Os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre a riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes na Zona da Mata em Minas Gerais. **Dissertação de mestrado**, Pós-graduação em Biologia Animal, UFV, Viçosa, 108 p.

ANEXO 1

Lista preliminar do Sítio Monumento, Cacaria	
Ordem/Família	Nome Popular
Tinamiformes Huxley, 1872	
Tinamidae Gray, 1840	
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã
Galliformes Linnaeus, 1758	
Cracidae Rafinesque, 1815	
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacuaçu
Cathartiformes Seebohm, 1890	
Cathartidae Lafresnaye, 1839	
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta
Accipitriformes Bonaparte, 1831	
Accipitridae Vigors, 1824	
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)	gavião-de-cabeça-cinza
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó
Falconiformes Bonaparte, 1831	
Falconidae Leach, 1820	
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro
Columbiformes Latham, 1790	
Columbidae Leach, 1820	
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-gemeadeira
Psittaciformes Wagler, 1830	
Psittacidae Rafinesque, 1815	
<i>Aratinga leucophthalma</i> (Statius Muller, 1776)	periquitão-maracanã
Cuculiformes Wagler, 1830	
Cuculidae Leach, 1820	
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto
Strigidae Leach, 1820	
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	corujinha-do-mato
<i>Pulsatrix perspicillata</i> (Latham, 1790)	murucututu
Caprimulgiformes Ridgway, 1881	
Caprimulgidae Vigors, 1825	
<i>Hydropsalis albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau
Apodiformes Peters, 1940	
Trochilidae Vigors, 1825	
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto
<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)	rabo-branco-rubro
<i>Phaethornis idaliae</i> (Bourcier & Mulsant, 1856)	rabo-branco-mirim

<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-fronte-violeta
Trogoniformes	
Trogonidae	
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766	surucuá-grande-de-barriga-amarela
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucuá-variado
Coraciiformes Forbes, 1844	
Alcedinidae Rafinesque, 1815	
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande
Galbuliformes Fürbringer, 1888	
Galbulidae	
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	ariramba-de-cauda-ruiva
Bucconidae Horsfield, 1821	
<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)	barbudo-rajado
Piciformes Meyer & Wolf, 1810	
Ramphastidae	
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	tucanuçu
Picidae Leach, 1820	
<i>Picumnus cirratus</i> Temminck, 1825	pica-pau-anão-barrado
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó
Passeriformes Linnaeus, 1758	
Thamnophilidae Swainson, 1824	
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	choquinha-de-peito-pintado
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	chorozinho-de-asa-vermelha
<i>Thamnophilus palliatus</i> (Lichtenstein, 1823)	choca-listrada
<i>Thamnophilus ambiguus</i> Swainson, 1825	choca-de-sooretama
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	borralhara
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	papa-taoca-do-sul
<i>Drymophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)	trovoadá
Dendrocolaptidae Gray, 1840	
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-cerrado
Furnariidae Gray, 1840	
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	bico-virado-miúdo
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-porca
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco
Pipridae Rafinesque, 1815	
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907	

<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	borboletinha-do-mato
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	abre-asa-de-cabeça-cinza
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo
<i>Corythopis delalandi</i> (Lesson, 1830)	estalador
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	ferreirinho-relógio
Tyrannidae Vigors, 1825	
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-saíra
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	maria-cavaleira
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	lavadeira-mascarada
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	viuvinha
<i>Gubernetes yetapa</i> (Vieillot, 1818)	tesoura-do-brejo
<i>Knipolegus lophotes</i> Boie, 1828	maria-preta-de-penacho
Vireonidae Swainson, 1837	
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruvicara
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	verdinho-coroado
<i>Hylophilus thoracicus</i> Temminck, 1822	vite-vite
Corvidae Leach, 1820	
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	gralha-do-campo
Troglodytidae Swainson, 1831	
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra
<i>Pheugopedius genibarbis</i> (Swainson, 1838)	garrinchão-pai-avô
<i>Cantorchilus longirostris</i> (Vieillot, 1819)	garrinchão-de-bico-grande
Turdidae Rafinesque, 1815	
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira
Coerebidae d'Orbigny & Lafresnaye, 1838	
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica
Thraupidae Cabanis, 1847	
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro-verdadeiro
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto
<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	tiê-sangue
<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)	tiê-galo
<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-do-coqueiro
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul
Emberizidae Vigors, 1825	

<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico
<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851	cigarra-bambu
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho
Cardinalidae Ridgway, 1901	
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-do-mato-grosso
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947	
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula
Icteridae Vigors, 1825	
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)	japu
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	guaxe
Fringillidae Leach, 1820	
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim
<hr/>	
Riqueza	98 espécies
<hr/>	