
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS INTEGRAL

MARINA MARTINS PEREIRA HORTA

**EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA
SOBRE AS COMUNIDADES DE AVES NO
BRASIL**



Rio Claro
2011

MARINA MARTINS PEREIRA HORTA

EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA SOBRE AS
COMUNIDADES DE AVES NO BRASIL.

Orientador: Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira

Co-orientador: MsC. Carlos Otávio Araujo Gussoni

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biociências da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho” - *Campus* de Rio Claro,
para obtenção do grau de bacharel em
Ciências Biológicas.

Rio Claro

2011

598.2 Horta, Marina Martins Pereira
H821e Efeitos da perturbação antrópica sobre as comunidades de
aves no Brasil. / Marina Martins Pereira Horta. - Rio Claro :
[s.n.], 2011
50 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Ciências
Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de
Biociências de Rio Claro

Orientador: Marco Aurélio Pizo Ferreira

Co-Orientador: Carlos Otávio Araujo Gussoni

1. Aves. 2. Ecologia. 3. Fragmentação. 4. Guildas
tróficas. 5. Matriz. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

AGRADECIMENTOS

Este projeto foi financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), com bolsa de Iniciação Científica (PIBIC 2010-2011). Agradeço primeiramente ao meu orientador Marco Aurélio Pizo pela oportunidade, assim como na confiança que me foi dada diante dessa empreitada desafiadora em tentar reunir uma variedade grande de estudos com o objetivo de tirar conclusões gerais sobre a temática da avifauna. Foi alguém que me ensinou a importância em se ter alguém que faça compilação de dados, pois é uma forma de aproveitar os trabalhos já realizados, dando um destino ainda melhor para estes, podendo atingir metas ainda maiores para a conservação das espécies da fauna.

Em segundo lugar, agradeço meu co-orientador, Carlos Gussoni, mais conhecido com Pássaro, pessoa esta que esteve presente na minha vida desde meu primeiro ano da faculdade e sempre disposta a ajudar no que fosse preciso.

Muito obrigada Milton Ribeiro (o famoso e tão querido Miltinho da Eco) pela força e estímulo que me deu. Foi um imenso prazer tê-lo conhecido, pena que um pouco tarde na graduação. Mas, antes tarde do que nunca. E obrigada pela ajuda de seu discípulo Diego (Sandália) com o ArcGis.

Obrigada ao professor Silvio Govone, pela disposição e paciência em me ajudar quando foi preciso.

Algumas figuras não tiveram influência tão direta no meu TCC, porém foram de suma importância para essa aventura.

Agradeço meus pais pela compreensão e apoio durante esses cinco anos de faculdade. Ao meu irmão, esse sim, com influência direta no meu TCC, seja digitando minhas listas, seja entregando os livros alugados na UNICAMP. Apesar de nossas desavenças, nos amamos muito.

Aos amigos mais chegados da faculdade, a começar com as minhas *coaches*, Mariana Góes e Annie Steudner, vocês são muito especiais e mais que me completam, me transbordam (Lispector, C.). Ao Bruno Grisolia (o Siri), que sempre com as mãos estendidas me ajudou e me fez acreditar mais em mim mesma. E a outros tantos, que sempre estiveram presentes: Ursão, Nery, Mão, Hanson, Socó, Bis, Pedó, Larva. E à minha classe CBI007 como um todo. Foram muito bons momentos que passei na companhia de vocês.

*“Tornar o simples complicado é fácil;
difícil mesmo é tornar simples
o complicado...”*

Charles Mingus (1922-1979)



Foto: Carlos Gussoni

RESUMO

Grande parte das florestas sofreu o processo de fragmentação em áreas de diversos tamanhos, próximas ou isoladas de outros fragmentos florestais. A diminuição do habitat original, o grau de isolamento, e as influências das bordas e da matriz trouxeram uma série de consequências negativas para os animais. Entretanto, já foi observado que enquanto algumas espécies são extremamente prejudicadas, sendo muitas vezes levadas à extinção, outras conseguem se beneficiar com a alteração ambiental.

O objetivo do presente trabalho foi compilar os dados extraídos de levantamentos e disponíveis na literatura sobre riqueza e abundância de aves em ambientes afetados pela perturbação antrópica em contraste com aqueles realizados em florestas intactas, com a finalidade de responder à seguinte questão: quais são as famílias e guildas tróficas de aves que são prejudicadas ou beneficiadas pela perturbação e alteração do seu habitat?

Para tanto foi realizado uma análise por meio de um *ranking* em ordem decrescente das famílias e guildas mais abundantes para as menos abundantes em cada área de estudo com a posterior aplicação do teste de Mann-Whitney.

Foi perceptível que trabalhos com censos quantitativos são relativamente novos e ainda pouco explorados. A escassez de levantamentos quantitativos em praticamente todos os biomas com exceção da Mata Atlântica foi uma realidade com a qual a equipe se deparou. Logo, apenas foi possível realizar análises para os biomas Mata Atlântica e Cerrado. Verificou-se que um grande número de famílias se comporta de maneira diferente em áreas preservadas e perturbadas na Mata Atlântica e Cerrado ($p < 0,05$). Porém, isto não significa que estas famílias estão sendo beneficiadas ou prejudicadas pela fragmentação, uma vez que não representam dados diretos de abundância, apenas pode-se comparar o nível de contribuição que cada família tem em um ou outro lugar. Quanto às guildas, o *ranking* das três primeiras posições foi o mesmo em áreas preservadas e perturbadas na Mata Atlântica (insetívoros, frugívoros e onívoros), ou seja, apresentaram a mesma contribuição para a abundância na comunidade. No Cerrado, as guildas mais representativas dos locais preservados foram os insetívoros e frugívoros ($rank=1,5$), seguido de granívoro e onívoro ($rank=3$), enquanto nos locais perturbados foram os insetívoros ($rank=1$) e onívoros ($rank=2$).

Palavras-Chave: aves, comunidades, fragmentação, abundância, matriz.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

	Página
Figura 1: Método dos trajetos sem distância fixa (a), com uma faixa de detecção “d” (b) e com várias faixas de detecção “d ₁ ”, “d ₂ ” e “d ₃ ” (c). Os “x” referem-se à localização de aves ao longo dos trajetos.....	12
Figura 2: Exemplo de rede de neblina suspensa (a) e com suporte fixo ao solo (b).....	13
Figura 3: Gráfico extraído de Alves et al. (2000) mostrando o aumento na frequência de trabalhos quantitativos a partir de 1993.	18
Figura 4: <i>Box-plot</i> do <i>ranking</i> de abundância das guildas tróficas encontradas na Mata Atlântica.	33
Figura 5: Mapa das áreas de Cerrado utilizadas no trabalho com distinção entre áreas preservadas e perturbadas.....	33
Figura 6: <i>Box-plot</i> do <i>ranking</i> de abundância das guildas tróficas encontradas no Cerrado.....	38

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1: Relação de trabalhos em áreas perturbadas e preservadas que foram utilizados para a análise baseada em <i>ranking</i> , com demais informações a respeito da matriz (quando informada), fisionomias, unidade amostral e tamanho da área (ha). n.i. = não informada.....	27
Tabela 2: Resultados obtidos através da técnica baseada no <i>ranking</i> de abundância das famílias encontradas nos estudos da Mata Atlântica evidenciando as medianas obtidas em 19 áreas preservadas e 36 perturbadas.	29
Tabela 3: Resultados obtidos através da técnica baseada no <i>ranking</i> de abundância das guildas tróficas encontradas nos estudos da Mata Atlântica, evidenciando as medianas obtidas em 19 áreas preservadas e 36 áreas perturbadas.....	30
Tabela 4: Relação de trabalhos em áreas perturbadas e preservadas que foram utilizados para a análise baseada em <i>ranking</i> com demais informações a respeito da matriz, fisionomias, unidade amostral e tamanho da área (ha).	35
Tabela 5: Resultados obtidos através da técnica baseada no <i>ranking</i> de abundância das famílias encontradas nos estudos do Cerrado evidenciando as medianas obtidas em oito áreas preservadas e nove áreas perturbadas.	35
Tabela 6: Resultados obtidos através da técnica baseada no <i>ranking</i> de abundância das guildas tróficas encontradas nos estudos em áreas de Cerrado evidenciando as medianas obtidas em oito áreas preservadas e nove áreas perturbadas.	36

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	8
1.1. Efeitos da matriz, borda e conectividade dos fragmentos.....	9
1.2. Aves como indicadores ecológicos.....	11
1.3. Métodos de contagem de aves	11
1.4. Fatores que influenciam nos levantamentos de avifauna	14
1.5. Biomas brasileiros considerados e suas avifaunas.....	14
2. OBJETIVO.....	20
3. MATERIAIS E MÉTODOS	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
4.1. Mata Atlântica.....	24
4.2. Cerrado	33
5. CONCLUSÃO.....	39
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é reconhecido mundialmente pela sua enorme biodiversidade. A avifauna brasileira é uma das mais ricas do mundo, com 1832 espécies de aves (CBRO, 2011), o equivalente a aproximadamente 57% das espécies de aves registradas na América do Sul. A Amazônia e a Mata Atlântica são os dois biomas com a maior diversidade de espécies, possuindo, inclusive, as maiores taxas de endemismo (MARINI; GARCIA, 2005).

A distribuição e abundância da grande maioria das aves terrestres são determinadas primariamente pela vegetação (MORRISON, 1983). No entanto, as florestas brasileiras estão sendo cada vez mais degradadas e devastadas pela ação do homem. A Mata Atlântica, um dos biomas mais ricos do planeta, por exemplo, teve aproximadamente 88% da formação original devastada (RIBEIRO et al., 2009). As principais causas de tal devastação são as criações de áreas de pastagens, plantações, cortes seletivos de madeira, construções de represas para indústria hidrelétrica e habitações (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Assim, grande parte das florestas sofreu o processo de fragmentação em áreas de diversos tamanhos, próximas ou isoladas de outros fragmentos florestais (DIAMOND, 1995; PAGLIA; FERNANDEZ, MARCO JÚNIOR, 2006; LAURANCE, 2010; RIBEIRO et al., 2009).

A fragmentação florestal afeta diferentes espécies de maneiras distintas (LAURANCE, 2010). Muitas espécies são extremamente prejudicadas pela perturbação ambiental e fragmentação das florestas, como é o caso do limpa-folha-do-nordeste (*Philydor novaesi*), que teve sua população drasticamente reduzida pela derrubada das florestas que habita para exploração madeireira, carvoaria e estabelecimento de monoculturas de cana-de-açúcar e pastagens (BIRD INTERNATIONAL, 2011). Outras, em contrapartida, conseguem se beneficiar com a alteração ambiental aumentando em abundância e distribuição geográfica, como o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) (MARINI; GARCIA, 2005). Estudos sobre a ocorrência de aves em fragmentos florestais foram inspirados pela clássica teoria da biogeografia de ilhas de MacArthur-Wilson onde se postula uma relação espécie-área; isto é, quanto maior o tamanho da área, maior o número de espécies ali presentes. Neste caso, o equilíbrio seria obtido quando a taxa de imigração (=colonização) se iguala a taxa de extinções. No entanto, a riqueza da ilha diminui com o aumento do isolamento desta, uma vez que a probabilidade de uma espécie chegar a uma determinada ilha é inversamente proporcional à distância entre a ilha e o continente (SCHOENER, 2010).

Segundo Temple (1983), em termos de dinâmica de população, as causas proximais e intrínsecas para o declínio de uma população se encontram na redução da taxa de recrutamento e de sobrevivência, ou ainda por ambos motivos ocorrendo simultaneamente. As populações que se tornaram menores sofrem alterações genéticas com o tempo e problemas reprodutivos devido à perda de heterozigose, ou seja, da diversidade genética, especialmente quando há um maior grau de isolamento do fragmento. Logo, tais populações tornam-se extremamente vulneráveis a eventos estocásticos e ao aumento da pressão antrópica, sendo possivelmente extintas localmente (JARVIS, 1993; MORRISON, 1983).

1.1. Efeitos da matriz, borda e conectividade dos fragmentos

Após ter ocorrido a fragmentação florestal, um fator que irá exercer forte influência na fauna e flora será o ambiente circundante, conhecido como matriz ambiental. A matriz pode causar um isolamento maior ou menor no fragmento florestal dependendo do grau de permeabilidade desta, isto é, da capacidade em permitir a transição de animais entre fragmentos. O canavial é um exemplo de matriz extremamente desfavorável à manutenção da maioria das espécies de aves (SANTOS, 2004), por se tratar de uma monocultura estruturalmente simplificada, que não oferece oportunidades de exploração de variados nichos ecológicos para as aves e que ainda causa poluição dos cursos d'água e do solo com insumos agrícolas, e da atmosfera através das queimadas. Santos (2004), estudando um remanescente florestal com matriz canavial, notou que grupos associados ao interior da floresta como predadores de artrópodos de solo, tendem à extinção local com a redução da área, visto que a matriz canavial agrava ainda mais a sua situação, pois não são capazes de se dispersarem em busca de condições adequadas à sua sobrevivência.

No entanto há espécies que conseguem cruzar as matrizes para alcançar outros fragmentos, formando metapopulações, populações diferenciadas e espacialmente distantes, mas conectadas por indivíduos que transitam entre elas. O comportamento, portanto, parece exercer uma barreira para a sobrevivência de algumas espécies. Alguns estudos como o de Hansbauer et al. (2008) mostraram que algumas espécies sofrem uma mudança de comportamento após a fragmentação florestal. Os autores, utilizando dados de rastreamento por rádio de alguns indivíduos das espécies *Chiroxiphia caudata* e *Sclerurus scansor* na Mata Atlântica, observaram que *C. caudata* estendeu a sua área de forrageamento, sendo capaz de atravessar diferentes tipos de matrizes, enquanto que *S. scansor* foi extremamente dependente da área do fragmento e, portanto, mais susceptível à fragmentação.

Portanto, a matriz acaba se tornando um filtro tanto para a movimentação de animais como de propágulos, tendo efeito difuso na composição de espécies dos fragmentos.

A borda pode ser entendida como a porção da mata mais superficial, localizada em toda a margem da floresta e que entra em contato com a matriz, sendo, portanto um ambiente que sofre mais com a influência do meio externo e por isso apresenta diferenças físicas e estruturais em relação ao interior. O conceito de Efeito de Borda foi estabelecido para definir as mudanças nas comunidades de fauna e flora devido à criação abrupta de bordas em locais de ambientes antes preservados (LOVEJOY et al., 1986). Além das mudanças estruturais, o efeito de borda pode mudar a dinâmica das populações e o microclima local (LAURENCE, 2010). Para ambientes temperados alguns autores consideram a borda algo benéfico para a fauna, aumentando o número de indivíduos encontrados nestas (JONHSTON, 1970; MAGRO, 1988 *apud* CÂNDIDO JÚNIOR, 2000). No entanto, Cândido Júnior (2000) em um estudo conduzido na Fazenda São José (Rio Claro – SP) para testar o efeito de borda concluiu que o mesmo efeito não se produz nos trópicos. A borda mostrou ter um impacto negativo, diminuindo a riqueza e diversidade (menor índice de Shannon) na borda em relação ao interior da mata.

Mesmo os beija-flores, que são conhecidos por se beneficiarem da abundância de flores nas bordas, foram pouco presentes. O fato de não haver outros fragmentos próximos à mata São José seria mais um fator que explicaria a baixa abundância dos beija-flores, uma vez que já foi mostrado que eles conseguem atravessar matrizes em busca de recursos em outros fragmentos na Floresta Amazônica, sendo, portanto, bastante encontrados em áreas fragmentadas (STOUFFER; BIERREGAARD, 1995).

Poucos estudos foram feitos mostrando a importância da conectividade entre os fragmentos. Geralmente o tamanho do fragmento, como a própria teoria da biogeografia de ilhas diz, tende a ser o primeiro fator ligado à riqueza dos *taxa* e a conectividade sendo um segundo fator. No entanto, a conectividade pode ser mais importante que o tamanho. Martensen, Pimentel e Mertzger (2008) observaram que áreas com maior conectividade, onde os fragmentos são mais próximos uns dos outros, permitem que as aves utilizem múltiplos fragmentos, reduzindo o efeito da fragmentação e aumentando suas possibilidades de obtenção de recursos alimentícios para sobreviver. Logo, pode-se aumentar as áreas conectando-as funcionalmente, sendo uma iniciativa benéfica para todos os grupos funcionais, e que deve ser, portanto, uma prioridade na conservação (DIAMOND, 1975).

1.2. Aves como indicadores ecológicos

Stotz et al. (1996) indagando sobre as dificuldades em se estabelecer prioridades na conservação da vida selvagem, tiveram como um dos objetivos em seu livro, mostrar que precisamos rapidamente criar novas estratégias para localizar as áreas mais importantes, sensíveis e mais ameaçadas para serem preservadas. As aves são importantes indicadores ecológicos do *status* de conservação em que determinada área se apresenta. As aves consideradas bio-indicadoras, compartilham alguns aspectos biológicos como: endemismo, hábitos especializados, raridade ou sensibilidade à ambientes perturbados. Uma, ou mais destas características colocam estas aves sob um maior risco de extinção. Logo, uma área contendo espécies com tais características devem estar no topo daquelas que necessitam de proteção. Apesar disso, segundo Morrison (1983), o uso de aves como indicadores ecológicos para mudanças específicas na natureza é algo tênue, já que são muitos os fatores que podem causar alterações nas suas populações e estas não apresentam respostas distintas. Logo, seria mais apropriado usá-las no monitoramento ambiental de uma perturbação já conhecida.

Existem algumas vantagens em se trabalhar com a avifauna como bio-indicadora. Primeiro porque estão amplamente distribuídas – cerca de 10.000 espécies de aves no mundo; aproximadamente 1.800 no Brasil (CBRO, 2011; SAVE BRASIL, [20-]) -, a maioria das aves é diurna, com comportamento bastante ativo, produzem vocalizações geralmente conspícuas, tornando-as relativamente fáceis de serem observadas. Além disso, sua sistemática e distribuição são relativamente bem conhecidas quando comparadas com outros grupos animais. Para completar, estas podem ocupar diferentes habitats, e pela existência de grupos especialistas, reagem facilmente às mudanças ambientais, podendo ser monitoradas ao longo do tempo (SAVE BRASIL, [20-]; STOZ et al., 1996). Cada espécie possui uma vulnerabilidade diferente que está relacionada às características de história de vida, ao tipo de dieta, capacidade de atravessar diferentes matrizes, sensibilidade ao tamanho do fragmento e dependência florestal (PAGLIA; FERNANDEZ; MARCO JÚNIOR, 2006).

1.3. Métodos de contagem de aves

Existe uma variedade de métodos que são descritos na literatura e utilizados pelos pesquisadores. Durante esta pesquisa foram encontrados, sobretudo, três deles: o método de transectos, pontos-fixos e o de captura, marcação e recaptura com redes de neblina.

O **método de transectos** pode ser do tipo linear ou irregular, isto é, no primeiro caso há a delimitação de uma linha reta, ou trilha dentro da área estudada. No segundo tipo trata-se de uma caminhada sem uma linha previamente traçada, não necessariamente reta, desde que

não haja cruzamentos no percurso. Basicamente o método consiste em caminhar sob certa velocidade padronizada, geralmente 1 km/h, e fazer a contagem das aves observadas durante o trajeto. Pode ser também delimitado uma (Figura 1a) ou várias faixas (Figura 1b e 1c) com distâncias pré-determinadas de detecção das espécies a fim de fornecer dados de densidade (BIBBLY; BURGUESS; HILL, 1992).

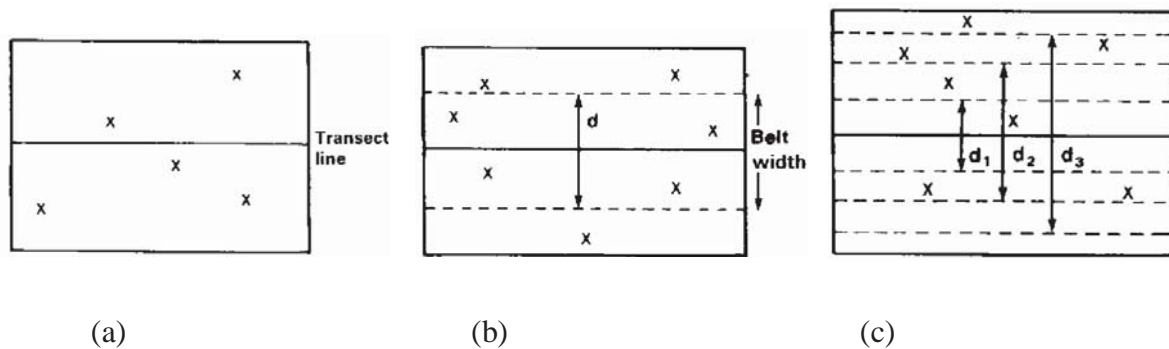


Figura 1: Método dos trajetos sem distância fixa (a), com uma faixa de detecção “d” (b) e com várias faixas de detecção “d₁”, “d₂” e “d₃” (c). Os “x” referem-se à localização de aves ao longo dos trajetos.

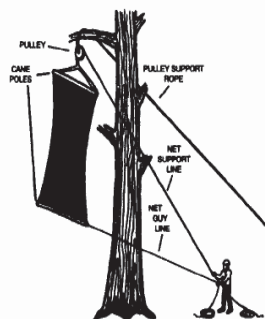
Uma das grandes vantagens deste método é o fato de poder cobrir uma grande área, permitindo a detecção de mais espécies. Logo, é um dos métodos que mais otimiza o esforço de campo. Outra vantagem é o fato de não ser padronizado, o que permite uma flexibilidade conforme o ambiente, as espécies e objetivos pretendidos (BIBBLY; BURGUESS; HILL, 1992). Por outro lado, essa falta de padronização implica numa maior dificuldade na comparação de dados.

O **método dos pontos-fixos ou pontos de escuta** idealizado por Blondel et al. (1970) na região temperada foi primeiramente aplicado no Brasil por Vielliard e Silva (1990) em um estudo conduzido no interior do estado de São Paulo. Segundo os autores, tal método aplicado nos trópicos trouxe resultados satisfatórios, fornecendo uma imagem total da comunidade. Tal método consiste na determinação de pontos ao longo de um trajeto, com distância mínima de 100 m entre eles, em que o observador ficará parado por um tempo determinado (geralmente de 10 a 20 minutos, porém há variações na literatura), fazendo o registro das aves vistas ou ouvidas. Cada um desses levantamentos num ponto corresponde a uma amostra. Não se considera o número de indivíduos, mas, sim, se aquela espécie está ou não presente. A partir disso, calcula-se um índice específico para cada espécie, denominado IPA (Índice Pontual de Abundância), que é resultado do número de contatos da espécie em questão dividido pelo número total de amostras (pontos x visitas) (VIELLIARD; SILVA, 1990).

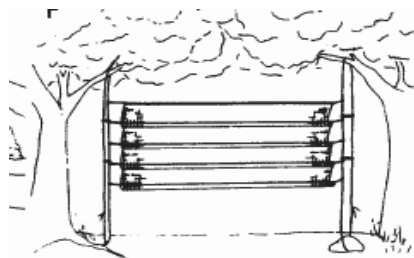
É claro, que a detecção de aves dependerá dos seus deslocamentos e da sua atividade vocal, que varia segundo estação, o horário e o alcance de sua voz. Logo, não necessariamente um IPA alto significa uma maior abundância da espécie, visto que esta pode apresentar um maior deslocamento e/ou maior período de canto do que outra de mesma abundância, porém com deslocamento menor e/ou canto mais fraco ou esporádico. Para corrigir esse viés, existe para cada espécie o coeficiente de detecção que faz as devidas correções, permitindo conhecer a abundância real das espécies (VIELLIARD; SILVA, 2000).

Este é um método também considerado eficiente em termos de dados coletados por unidades de esforço amostral e apropriado para locais de difícil acesso ou muito heterogêneos (BIBBLY; BURGUESS, 1992).

O método de captura, marcação e recaptura não é utilizado com frequência, mas é de grande interesse para se obter informações morfológicas como medidas corpóreas, peso, depósito de gordura, ossificação do crânio, placa de choco e mudas de penas, além das estimativas populacionais e de taxas de sobrevivência das espécies (ROOS, 2010). Apresenta como principal vantagem o fato de não necessitar grande habilidade visual do pesquisador e permite a repetição por outros pesquisadores. Neste método, são estendidas redes de neblina em locais previamente planejados onde aparentemente há uma maior probabilidade de captura; estas podem estar presas ao chão ou suspensas a fim de se amostrar o sub-bosque e dossel, respectivamente (Figura 2). Em seguida, as aves são identificadas e marcadas com anilhas para então serem soltas e posteriormente recapturas. Trata-se de um método demorado e menos eficiente quanto à coleta de dados pelo esforço exigido, além de não amostrar toda a comunidade (BIBBLY; BURGUESS; HILL, 1992). Devido a essas limitações, este método não foi considerado neste trabalho.



(a)



(b)

Figura 2: Exemplo de rede de neblina suspensa (a) e com suporte fixo ao solo (b).

1.4. Fatores que influenciam nos levantamentos de avifauna

Existem sete fatores que podem influenciar na contagem das aves (LOPEZ, 1989):

1. O observador: cada um tem uma acurácia e experiência de campo, assim como capacidade visual e auditiva;
2. Experiência: quanto à familiarização com o ambiente;
3. Cansaço: esse fator pode levar o pesquisador a cometer erros, podendo deixar de registrar alguns contatos;
4. Habitat: aqueles de difícil acesso, topografia irregular, com presença de cascatas, tornam a contagem da avifauna mais complexa;
5. Aves: conspicuidade, isto é, a facilidade que aquela espécie apresenta de ser vista ou ouvida, podendo variar entre indivíduos, hora do dia, época do ano, etc.
6. Clima: precipitação, vento, temperatura e neblina podem levar a erros na amostragem;
7. Objetivo do trabalho: o método escolhido pode não ser o mais indicado para o tipo de informações que se deseja coletar.

1.5. Biomas brasileiros considerados e suas avifaunas

A **Mata Atlântica**, no passado abrangia uma área em torno de 150 milhões de hectares, alcançando regiões tropicais e subtropicais do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul. Esta vasta extensão latitudinal confere diferentes quantidades de chuvas que aliado às variações de altitude deram origem a condições ambientais extremamente heterogêneas, o que favoreceu uma maior diversidade e endemismo de aves.

No entanto, segundo Ribeiro et al. (2009), hoje restam apenas 11.7% da floresta original (variando de 11.4% a 16% quando se inclui florestas secundárias e pequenos fragmentos). Provavelmente, é o ecossistema mais devastado e seriamente ameaçado de todo o planeta, sendo considerado um dos 25 *hotspots* de biodiversidade reconhecidos no mundo. *Hotspots* são áreas que perderam pelo menos 70% de sua cobertura vegetal original, mas que, juntas, abrigam mais de 60% de todas as espécies terrestres do planeta (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

A devastação da Mata Atlântica é longa e complexa, iniciando-se na época da colonização pelos portugueses e espanhóis com o uso intensivo da terra para exportação de *commodities*, incluindo os ciclos de exploração do pau-brasil, da cana-de-açúcar, do café, do cacau e da pecuária. A expansão do desmatamento foi impulsionada por um sistema desigual de posse da terra e políticas públicas que incentivaram o desmatamento através de

empréstimos e subsídios de forma insustentável (YOUNG, 2005). O crescimento populacional tem levado à destruição das matas, por conta da expansão urbana descontrolada, a industrialização e as migrações. No entanto, a relação crescimento populacional-desmatamento é pouco clara (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

Hoje, restam apenas fragmentos remanescentes da Mata Atlântica original, mas que também encontram-se ameaçados devido à expansão agrícola e agropecuária, à retirada de lenha, captura de animais e plantas, introdução de espécies exóticas e construção de represas para indústria hidrelétrica. Embora haja 650 áreas protegidas, a maior parte destas é pequena e carece de uma administração eficiente (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

São pelo menos 510 espécies de plantas, aves, mamíferos, répteis e anfíbios da Mata Atlântica que estão oficialmente ameaçadas de extinção. Destes, 104 são aves, compreendendo 12,25% do total de aves encontradas (849 espécies), sendo a taxa de endemismo em aves extremamente alta: 22,14% (TABARELLI et al., 2005).

A vulnerabilidade das aves da Mata Atlântica à fragmentação é diferente entre guildas, estrato arbóreo e *status* do endemismo (MARCELINO, 2007). Aves que ocupam apenas um estrato florestal como os insetívoros de tronco e galhos, por exemplo, são mais susceptíveis a fragmentação, tendo sua população prejudicada. Willis (1979) observou que após a diminuição dos fragmentos estudados, grandes frugívoros de copas (como psitacídeos e cotingídeos) assim como aves comedoras de grandes artrópodes do solo ou próximo a ele (formicarídeos e dendrocolaptídeos) sofreram uma diminuição de suas populações. Apesar de que, Anjos (2006), em estudo conduzido em fragmentos florestais do Paraná e de Viçosa (MG), revelou que, ao contrário das expectativas, os tamanhos corporais grandes e hábito terrestre de estrato inferior não foram características relacionadas à alta sensibilidade à fragmentação florestal, mas espécies mais tolerantes à borda mostraram ter forte correlação com a baixa sensibilidade. Além disso, Anjos (2006) encontrou o contrário de Willis (1979) em relação às especializações de hábitat/alimento, pois estes parâmetros não foram bons indicadores de sensibilidade. Guildas especializadas como insetívoros de troncos e galhos tiveram um grande número de espécies com baixa sensibilidade (ANJOS, 2006).

De modo geral, os padrões de riqueza e diversidade das comunidades de aves diferiram pouco em estudo conduzido por Aleixo (1997) em área de corte seletivo de espécies arbóreas e em área inexplorada. Frugívoros de copa com grande biomassa como Cracidae, Psittacidae, Ramphastidae e alguns Cotingidae não foram prejudicadas pelo corte seletivo (ALEIXO, 1997). Possivelmente, o motivo seja o fato das espécies desta guilda possuir uma grande capacidade de deslocamento. A fragmentação parece ter efeitos mais prejudiciais do

que o corte seletivo de madeira (BIERREGAARD JÚNIOR; LOVEJOY, 1989; ALEIXO; VIELLIARD, 1995). Granívoros de solo também são pouco afetados pelo corte seletivo. As espécies *Crypturellus tautapa* e *Leptotila rufaxilla* são exemplos de granívoros resistentes às alterações ambientais que tiveram, inclusive, suas abundâncias aumentadas em matas secundárias devido a sua maior associação com ambientes de borda de mata (ALEIXO, 1997).

Espécies insetívoras de sub-bosque e de solo compõem o perfil ecológico mais ameaçado (ALEIXO, 1997; JOHNS, 1991; MASON, 1996; THIOLLAY, 1992). Áreas de corte seletivo de madeira acabam tendo sua cobertura vegetal em nível de solo e sub-bosque reduzida, de maneira a interferir nas comunidades de insetos desses substratos que servem de alimento para essas espécies. Além disso, são espécies com baixa capacidade de dispersão (ALEIXO; VIELLIARD, 1995).

Insetívoros dos estratos superiores já demonstraram ser menos prejudicados, possivelmente, pela maior capacidade de deslocamento das espécies que compõe essas guildas e possivelmente pelo fato do microclima local não ser tão atingido, sendo, portanto, menos prejudicial à oferta de insetos (ALEIXO, 1997).

Os insetívoros aéreos assim como os de brenhas e bambus não são prejudicados. Na realidade estes últimos foram, inclusive, beneficiados, uma vez que em matas secundárias, perturbadas, há presença de maior quantidade de nichos (brenhas e bambus). Os aéreos, em geral, não são dependentes florestais, portanto, não tem suas populações alteradas (ALEIXO, 1997).

Os nectarívoros na maioria dos casos não sofrem com o corte seletivo, uma vez que seu recurso alimentar, a oferta de flores, não é muito alterada, e podem se deslocar em busca de mais recursos (ALEIXO, 1997).

Carnívoros diurnos costumam ser beneficiados com alterações ambientais que possibilitem ambientes abertos, facilitando a predação (ALEIXO, 1997; JOHNS, 1991).

Alguns exemplos de espécies afetadas pela fragmentação no Pontal do Paranapanema: *Trogon surrucura* (Trogonidae), *Lepdocolaptes fuscus* *Xiphorhynchus fuscus* (Dendrocolaptidae), *Momotus momota* (Momotidae), *Pipra fasciicauda* (Pipridae), e de espécies não afetadas: *Myiornis auricularis* (Rhynchocyclidae), *Dryocopus lineatus* (Picidae), *Conopophaga lineata* (Conopophagidae), *Ramphastos toco* (Ramphastidae) (UEZU, 2006).

O **Cerrado** é um tipo de savana tropical que ocorre na parte oriental do Brasil, estendendo-se do sul do estado do Maranhão até o pantanal do Mato Grosso, com uma extensão de mais de 1,8 milhões de km². Esta região fica em contato direto com as Florestas Amazônica e Atlântica, Pantanal, Chaco e a Caatinga. Considerada uma região geográfica, o

cerrado é um mosaico de habitats, incluindo tanto paisagens abertas (campo limpo, sujo e de murundum, cerrado *stricto sensu*, veredas e corpos de água lóticos e lênticos) quanto formações florestais, como mata de galeria, cerradão, mata de interflúvio e mata seca (EITEN, 1993).

Quanto à avifauna do cerrado, apesar de ter uma diversidade menor que a Mata Atlântica e grau de especialização de habitat menor, segundo Stotz et al. (1996), 41 espécies de aves são endêmicas no bioma. Destas, 26 (63%) são restritas a um único habitat, sendo que 75% são consideradas sob risco de extinção e 45% são consideradas ameaçadas ou em perigo. O Cerrado é um dos biomas mais ameaçados de todo o Neotrópico, considerado, juntamente com a Mata Atlântica, um *hotspot* de diversidade (STOTZ et al. 1996).

As principais ameaças a esse ecossistema são a agricultura mecanizada em larga escala e a pecuária. Entretanto são poucas as áreas protegidas como parques, santuários ou reservas, abrangendo uma área inferior a 32.000km² (CAVALCANTI, 2000).

Algumas espécies são representativas de ambientes ainda preservados do Cerrado: o udu-de-coroa-azul (*Momotus momota*), mariquita (*Basileuterus flaveolus*), bico-de-brasa (*Monasa nigrifrons*) e chocão (*Taraba major*), todas, no caso, insetívoras (VALLE, 2006). Outras como *Synallaxis albescens* ocorre em cerrados, mas prefere cerrados degradados com capim introduzido e queimadas freqüentes (WILLIS; ONIKI, 1990). Segundo Marini (2001), espécies endêmicas do Cerrado encontradas em fragmentos do Triângulo Mineiro parecem não ser área-sensíveis, isto é, sua sensibilidade parece não estar associada ao tamanho dos fragmentos florestais, contrariando resultados encontrados em outros trabalhos citados pelo autor que foram realizados nos Andes, na América do Norte e em florestas temperadas do Chile.

Diante de tal cenário, inúmeros ornitólogos vêm buscando analisar os impactos das ações antrópicas sobre as comunidades de avifauna em diferentes tipos de ambientes, como plantações abandonadas, florestas secundárias em regeneração, áreas de corte seletivo de madeira e fragmentos florestais, frequentemente comparando os resultados com florestas primárias com pouca ou nenhuma influência antrópica. Para tanto, em geral são realizados levantamentos ou censos da comunidade de aves por meio da utilização de um ou mais métodos de contagem de aves descritos acima (ver item 1.3). Willis e Oniki (1990), por exemplo, realizaram um levantamento preliminar das aves de inverno em dez áreas do sudeste do Mato Grosso e compararam com os registros de Allen (1981, 1892, 1983a, 1983b) no sentido de conhecer quais espécies ocorrem e aquelas que deixaram de ocorrer. Inclusive,

atualmente, se faz uso desse tipo de estudo para o próprio licenciamento ambiental (WILLIS, ONIKI, 1990).

Alves e Silva (2000), em um estudo sobre as tendências atuais da ornitologia brasileira, mostraram que trabalhos quantitativos vêm aumentando em relação aos descritivos (figura 3). Segundo os autores, o emprego da estatística e a quantificação dos dados serviram para dinamizar e oxigenar as pesquisas de avifauna, sendo o tema fragmentação florestal e seus efeitos sobre as aves algo de fundamental importância para a conservação.

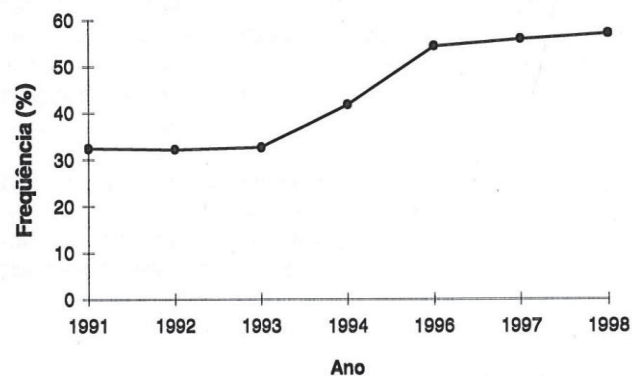


Figura 2: Frequência (%) de trabalhos quantitativos apresentados nos Congressos Brasileiros de Ornitologia (CBO) realizados até hoje: 1991 (N=71) (I CBO), 1992 (N=106) (II CBO), 1993 (N=129) (III CBO), 1994 (N=127) (IV CBO), 1996 (N=129) (V CBO), 1997 (N=168) (VI CBO) e 1998 (N=121) (VII CBO).

Figura 3: Gráfico extraído de Alves et al. (2000) mostrando o aumento na frequência de trabalhos quantitativos a partir de 1993.

Essas pesquisas, além de documentar extinções, tentam identificar padrões de vulnerabilidade das espécies ou de grupos de espécies que são mais susceptíveis à extinção. Por fim, são de grande importância no auxílio da elaboração de planos de manejo e conservação da avifauna brasileira, a fim de propor iniciativas eficazes de conservação. Além disso, dados sobre distribuição, requisitos ecológicos, história natural e outros aspectos da biologia das espécies são essenciais para a elaboração de estratégias de conservação (BENCKE; DEVELEY; GOERCK, 2006).

O programa IBAs (do inglês: Important Bird Areas) da BirdLife International é um exemplo da tentativa de detectar e proteger áreas importantes para a conservação de aves no mundo todo e teve início no Brasil no ano de 2001. Para tanto, foram reunidos e compilados inúmeros levantamentos nos biomas brasileiros. Foram identificadas 234 IBAs no Brasil, totalizando 93.713.597 hectares. Destes apenas 22.687.893 hectares são protegidos (DEVELEY; GOERCK, 2009). Em março de 2006 foi lançado o livro “Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica” (BENCKE; DEVELEY; GOERCK, 2006). A segunda parte da identificação das IBAs no

Brasil inclui todos os estados situados na região Norte e Centro Oeste, englobando três biomas: Amazônia, Cerrado e Pantanal (LUCA et al., 2009).

2. OBJETIVO

Para verificar o quanto a avifauna do Brasil tem sido prejudicada com as alterações ambientais causadas pelo homem, foram compilados dados quantitativos da literatura de riqueza e abundância de aves em ambientes perturbados e preservados nos biomas brasileiros, a fim de posteriormente serem comparados. O objetivo do presente trabalho foi analisar quais são as famílias e guildas tróficas mais prejudicadas ou beneficiadas pela alteração de seu habitat na Mata Atlântica e no Cerrado. Em outras palavras, o objetivo é detectar se, devido à pressão antrópica, existe um padrão entre as aves no que se refere à resposta às perturbações, isto é, se determinados grupos taxonômicos ou guildas tróficas respondem de maneira consistente frente à perturbação humana do ambiente.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização do presente trabalho foi executado um levantamento de dados a partir de pesquisas em bases de dados como a do portal de periódicos da Capes, ISI Web of Knowledge SM (Web of Science ®), Scopus, Science Direct e Scielo com as palavras: *avifauna, levantamento avifauna, censo avifauna, aves, abundância de aves, riqueza de aves, birds, bird census, brazilian birds, abundance of birds, richness of birds, bird survey*. Além disso, foram feitas buscas nas principais revistas de ornitologia neotropicais: Ararajuba (atual Revista Brasileira de Ornitologia), Ornitologia Neotropical, Boletim CEO (Centro de Estudos Ornitológicos), Atualidades Ornitológicas, Papéis Avulsos de Zoologia, Cotinga, Revista Brasileira de Zoologia, Boletim do Museu Emílio Goeldi – Série Zoologia nas bibliotecas da UNESP (Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”) e da UNICAMP (Universidade de Campinas). Foi dada prioridade aos trabalhos publicados em revistas e jornais do que dissertações e teses.

Os trabalhos que apresentaram dados quantitativos a respeito de riqueza e abundância de espécies, tanto em áreas com influência antrópica quanto em áreas intactas com presença da floresta nativa, foram cuidadosamente selecionados. De cada trabalho foram anotados numa planilha de Excel: os autores, o local (uso de coordenadas geográficas e descrição de que tipo de ambiente se trata: fragmento, área de corte seletivo de madeira, mata intacta, monocultura, entre outros), a metodologia usada para o levantamento de aves, o esforço amostral, o tamanho da área, o bioma considerado, a fisionomia vegetal, além da compilação dos dados de riqueza e abundância de cada espécie de ave.

A nomenclatura das espécies seguiu Sick (1997), com as devidas atualizações propostas pelo CBRO (2011).

Para melhor entendermos os mecanismos que levaram ao desaparecimento e favorecimento de espécies frente às perturbações antrópicas, a categorização das espécies em grupos funcionais nos ajuda a entender, por exemplo, como certas características das espécies estão associadas à sensibilidade à perturbação do ambiente. Para tanto, pode ser utilizado a análise a partir da categorização em guildas tróficas, tamanho corporal, distribuição geográfica, estado de raridade, tamanho das populações, capacidade de dispersão e estrato em que vivem (UEZU, 2006). No presente trabalho, foi usada a categoria das guildas tróficas além das análises feitas individualmente por família.

Com base na literatura (ALMEIDA, 2002; ANJOS; BOÇON, 1999; HEMPEL, 1949; MOOJEN; CARVALHO, 1941; MOTTA JÚNIOT, 1990; PARRINI; PACHECO; SOARES, 2009; POULIN; LEFEBVRE, 1996; SANTOS, M. P. D., 2004; SCHUBART et al., 1965; SICK, 1997; TERBORGH et al., 1990; WILLIS, 1979) e experiência do orientador Marco Aurélio Pizo Ferreira e co-orientador Carlos Otávio Araujo Gussoni, as aves foram agrupadas de acordo com o tipo de dieta alimentar em seis guildas tróficas: 1. Frugívoros; 2. Onívoros; 3. Insetívoros; 4. Nectarívoros; 5. Granívoros; 6. Carnívoros. Estabeleceu-se a categoria onívora quando descrito o consumo regular de três ou mais tipos de itens alimentares.

Foram consideradas apenas espécies dependentes do ambiente florestal de acordo com Anjos (2002), Silva (1995) e Hoyo (1992), e excluídas as independentes e semi-dependentes, por mais que fossem endêmicas ou estivessem ameaçadas.

Além disso, foram excluídos trabalhos com frequência de ocorrência (FO%) por não ser possível realizar a soma desses dados, uma vez que não se trata de dados quantitativos, mas semi-quantitativos, sendo, inclusive, considerada por alguns autores como uma informação meramente qualitativa por ser o resultado do número de visitas em que a espécie foi observada pelo total de visitas.

A fim de contornar os fatores citados por Lopez (1989) que interferem na contagem das aves e o problema das diferentes unidades de medida adotadas pelos diversos autores (e.g. frequência de ocorrência; índice pontual de abundância; abundância relativa; número de contato, densidade etc) assumiu-se que em cada trabalho o autor conseguiu amostrar de maneira completa a composição geral da avifauna e a abundância relativa das espécies, apesar dos esforços amostrais também serem diferentes.

Para confrontar estes levantamentos de avifauna, o ideal seria a comparação direta de dados de abundância, porém, devido às diferentes metodologias utilizadas em cada trabalho, métodos alternativos de análises foram necessários. As análises de dados foram de caráter exploratório. O objetivo básico da análise de dados exploratória é olhar para os padrões e analisar o que os dados indicam; é ideal quando são muitas as variáveis estatísticas com distribuições desconhecidas (JAMES; McCULLOCH, 1985).

A estratégia adotada foi baseada no uso do *ranking*. O *ranking* é a ordenação dos dados de acordo com a sua magnitude de forma crescente ou decrescente. Neste caso, as abundâncias das famílias e guildas tróficas foram ranqueadas de maneira decrescente. Para isso, dentro de cada família ou guilda foram somados todos os valores de abundância das espécies presentes. Considerou-se apenas trabalhos que fizeram uso de IPA, número total de contatos, aves observadas a cada 100h e densidade. Foi atribuído o valor de 1 para a

família/guilda trófica mais abundante e assim sucessivamente. Em seguida, foram separados os trabalhos em áreas perturbadas de áreas preservadas e as diferenças nos *ranks* de cada família e guilda trófica entre os dois tipos de área foi avaliada com testes de Mann-Whitney. Deste modo, foi possível avaliar se houve diferença ou não nos *ranks* de determinadas famílias ou guildas tróficas entre ambientes perturbados e preservados.

O *ranking* foi usado aqui como uma estratégia para contornar todos os problemas já mencionados relacionados à heterogeneidade nas amostragens feitas nos diferentes trabalhos.

Segundo Tukey (1977), é recomendado o uso de *Box-Plots* para a análise exploratória de dados para a melhor avaliação destes, pois se trata de um gráfico que apresenta mediana, a extensão e distribuição dos dados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi encontrado um total de 229 artigos com levantamento da avifauna no Brasil, dos quais 204 artigos não puderam ser utilizados. Alguns destes não continham algumas das informações necessárias apesar de conter dados quantitativos, enquanto que a grande maioria apenas apresentava listas com escalas nominais (presença/ausência, ou *checklists*) ou ordinais (rara, comum, incomum). Foi perceptível que trabalhos com censos quantitativos são relativamente novos e ainda pouco explorados.

A maior parte dos trabalhos encontrados foi realizada no bioma Mata Atlântica (20 artigos e dissertações), seguido pelo Cerrado (9), Floresta Amazônica (3), Caatinga (2) e Pantanal (1). Desta maneira, por conta dos trabalhos na Floresta Amazônica, Caatinga e Pantanal serem insuficientes, foram realizadas análises apenas para os outros dois biomas.

Duas espécies da família Tinamidae (*Crypturellus brevirostris* e *Crypturellus erythropus*) foram excluídas das análises por falta de informação na literatura quanto aos seus hábitos alimentares.

4.1. Mata Atlântica

Foram utilizados para as análises 14 trabalhos que investigam 36 áreas perturbadas, e sete trabalhos realizados em 19 áreas preservadas (Tabela 1 e Figura 5).

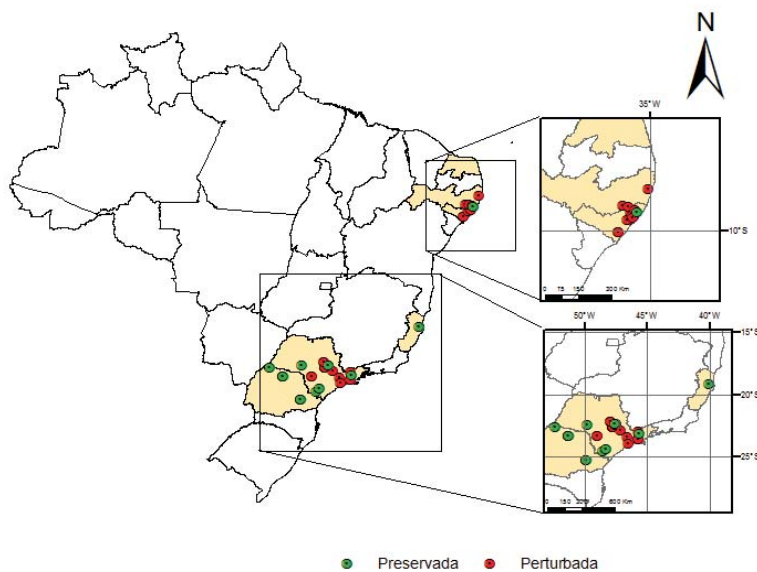


Figura 5: Mapa das áreas da Mata Atlântica utilizadas no trabalho com a distinção entre áreas preservadas e perturbadas.

No Bioma Mata Atlântica, num total de 44 famílias, 30 tiveram diferença significativa entre os diferentes ambientes analisados quando aplicado o teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$) (Tabela 2). Na análise envolvendo famílias, todos os *ranks* (=medianas) foram maiores nas áreas preservadas que nas perturbadas (Tabela 2), com exceção de *Thamnophilidae*, família que mais contribuiu em termos de abundância na comunidade de avifauna de locais preservados ($rank=1$). Esta família, antes agrupada com os *Formicariidae*, é conhecida por conter espécies dependentes de florestas e com forrageamento específico. Conhecidos por papa-formigas, apesar de raramente se alimentar de formigas-de-correição, os *thamnophilídeos* são insetívoros que ocupam diferentes estratos dentro de uma floresta desde o sub-bosque até as copas (SIGRIST, 2009; SICK, 1997). Em estudo realizado por Antunes (2005), em uma floresta estacional semidecidual, em que se teve como objetivo comparar a avifauna presente com aquela de 25 anos atrás (levantamento de Willis, 1979), o autor pode observar que houve uma sobreposição das espécies de aves florestais por aquelas de borda de mata e de todas as famílias presentes, a dos *thamnophilídeos* se destacou como sendo estatisticamente mais suscetível à extinção. Tal resultado corrobora com o fato de ser uma família constituída por espécies indicadoras de ambientes extremamente preservados. Portanto, é esperado que suas abundâncias relativas sejam maiores em áreas preservadas.

O fato dos valores dos *ranks* terem sido menores nas áreas perturbadas não significa que estas famílias estão sendo beneficiadas pela fragmentação, sendo mais abundantes nestas áreas, uma vez que não representam dados diretos de abundância. Na realidade, quando se compara os valores do *ranking* nos diferentes ambientes, o que se está comparando é a contribuição de cada família para a abundância geral da comunidade. Em geral, ambientes mais preservados possuem uma área maior, possibilitando a existência de uma maior diversidade e riqueza em comparação com fragmentos perturbados e menores (UEZU, 2006). Logo, há presença de uma maior quantidade de famílias, gerando *ranks* maiores. Em contrapartida, ambientes que sofreram ação antrópica são pobres em riqueza (FAHRING, 2003) e possuem apenas algumas famílias, produzindo *ranks* menores.

Dentre as famílias já conhecidas na literatura por apresentarem maior vulnerabilidade em situações de mudança ambiental e em sua maioria dependentes de ambientes florestais (STOTZ et al., 1996), *Cracidae*, *Dendrocolaptidae*, *Grallariidae*, *Odontophoridae*, *Ramphastidae*, *Rhinocryptidae*, *Pipridae* e *Thamnophilidae* mostraram ter diferença nos

valores obtidos nos *ranks* dos ambientes analisados (Tabela 2). Pela mesma razão explicada acima, não podemos concluir que isso é uma comprovação da sensibilidade destas famílias à fragmentação, mas espera-se que sua representatividade seja maior nas áreas preservadas, porém, o *rank* nos mostra que ocupam posições maiores nestas áreas quando comparadas às áreas perturbadas o que de fato é influenciado pelas diferenças de riquezas dos habitats. Muitas destas famílias, além de sofrerem com a alteração do seu habitat natural, são visadas pelo tráfico de animais e consumo de sua carne (SICK, 1986).

Aleixo e Vielliard (1995) comparando seus resultados com estudos previamente realizados na mata de Santa Genebra (SP) notaram que desde 1969 a área perdeu espécies que necessitam de grandes áreas como os grandes frugívoros (Trogonidae, Ramphastidae e muitos Cotingidae) e grandes predadores (Accipitridae). D'Angelo Neto (1998) não encontrou nos fragmentos de pequeno porte em Lavras (MG) várias famílias florestais mais especializadas, como Tinamidae, Cotingidae, Trogonidae, Rhinocryptidae e muito poucos representantes das famílias Dendrocolaptidae, Formicariidae, Pipridae e Picidae e Psittacidae, que são aves caracterizadas por uma dieta mais especializada em frutos e/ou insetos.

Tabela 1: Relação de trabalhos em áreas perturbadas e preservadas que foram utilizados para a análise baseada em *ranking*, com demais informações a respeito da matriz (quando informada), fisionomias, unidade amostral e tamanho da área (ha). n.i. = não informada.

Mata Atlântica				
Autores	Matriz	Fisionomias	Unidade Amostral	Área amostrada (ha)
Áreas Perturbadas				
Aleixo & Vielliard (1995)	Plantações de soja e áreas urbanizadas.	Floresta Tropical Mesófila Semidecídua de planalto	I.P.A.	251
Almeida (1997)	Eucaliptal.	Mata Mesófila Semi-Decidual Mata Mesófila Semi- Decidual de Encosta Íngreme	I.P.A.	15 103
Lyra-Neves (2004)	n.i.	n.i.	I.P.A.	1.077,10
Dário (1999)	Eucaliptal.	Flor. Ombrófila Densa Atlântica Montana (Corredor de Veg. Nativa)	I.P.A.	46,92 4,28 26,38
Athiê (2009)	Plantações de cana-de-açúcar. Plantações de cana-de-açúcar.	Floresta Estacional Semidecidual (reflorestamento com espécies nativas) Floresta Estacional Semidecidual	I.P.A.	44 27
Silveira et al. (2003)	n.i.	Floresta Ombrófila Floresta Ombrófila Floresta Seca Floresta Seca e vegetação ombrófila Floresta Seca Floresta Ombrófila Floresta Ombrófila Montana de crescimento secundário Floresta Ombrófila Floresta Seca Floresta Ombrófila Montana de crescimento secundário Floresta Ombrófila Montana Floresta Ombrófila Floresta Ombrófila	Nº indivíduos / 100h	80 25 337 458 454 400 300 500 100 500 300 800 100

Santos (2004)	Plantações de cana-de-açúcar.	Floresta Estacional Semidecidual	Nº indivíduos / 100h	5,2 6,7 9,9 10,06 11,89 15,37
Marsden; Whiffin; Galetti (2001)	n.i.	n.i.	Nº de contatos	31 (0-150ha) = 1720
Willis (2003) ^[1]	Eucaliptal.	n.i.	Nº de contatos	230
Willis & Oniki (2002)	Plantações de cana-de-açúcar.	Floresta Estacional Semidecidual	Nº indivíduos / 100h	230
Toledo (1993)	Pastagens, eucaliptais, com bordas antrópicas.	Floresta Pluvial Tropical Atlântica Perenifolia	I.P.A	573
Develey (2004)	Área urbana.	Floresta Pluvial Montana	Nº de contatos	175
Willis (2003) ^[2]	n.i.	Floresta Semidecídua.	Nº indivíduos / 100h	144 144
Agnello (2007)	n.i.	Floresta Ombrófila Densa (veg. 2ª)	Abundância [(nº de indivíduos / nº total de horas de observação) x 100]	115.000
Áreas Preservadas				
Silveira et al. (2003)	n.i.	Floresta Ombrófila	Nº indivíduos / 100h	80 100
Marsden; Whiffin; Galetti (2001)	Áreas desmatadas, pastagens, eucaliptal, plantações de café, fazendas.	n.i	Nº de contatos	46,050
Antunes (2005)	Pastagens, canaviais, estrada e enclave de cerrado stricto sensu.	Floresta Estacional Semidecidual	Nº indivíduos / 100h	1451

Anjos (2001)	Pecuária. Agricultura e meio urbano. Pecuária. Pecuária. Pecuária.	Floresta Estacional Semidecidual	I.P.A.	70 60 56 25 11
Anjos e Boçon (1999)	Natural: Campos Gerais.	Mistura de Floresta Tropical e Temperada	I.P.A.	840 40 20 9
Gussoni (2007)	n.i.	Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista Floresta Pluvial e plantações de <i>Pinus sp.</i>	I.P.A.	35.884,28 13.769,69
Vielliard & Silva (2001)	n.i.	Floresta Ombrófila Densa.	I.P.A.	41,705
Willis e Oniki (1981)	n.i.	Matas do Planalto.	Nº indivíduos / 100h	37.000 2.180 400

Fonte: do próprio autor.
Continuação da tabela 1.

Tabela 2: Resultados obtidos através da técnica baseada no *ranking* de abundância das famílias encontradas nos estudos da Mata Atlântica evidenciando as medianas obtidas em 19 áreas preservadas e 36 perturbadas.

Família	Ranking (Mediana)		Teste Mann - Whitney	
	Áreas preservadas	Áreas perturbadas	<i>U</i>	<i>p</i>
Tinamidae	14	11	278.5	0.2637
Cracidae	19	13.5	166.5	0.0019
Odontophoridae	23	13.5	147	0.0006
Threskiornithidae	24	15	161	0.0014
Accipitridae	24	13.5	92	$p < 0.0001$
Falconidae	23	14	132.5	0.0002
Columbidae	15	10	287	0.3325
Psittacidae	11	11.5	339	0.9646
Cuculidae	24	15	116.5	$p < 0.0001$
Scleruridae	24	15	113.5	$p < 0.0001$
Nyctibiidae	24	15	116.5	$p < 0.0001$
Caprimulgidae	21	13.5	129.5	0.0002
Apodidae	24	15	119	$p < 0.0001$
Trochilidae	16	7	108	$p < 0.0001$
Trogonidae	13	13	307.5	0.5459
Momotidae	20	13	233	0.0544
Bucconidae	23	14	134	0.0002
Ramphastidae	20	12.5	218	0.0285

Picidae	10	11	275	0.2371
Thamnophilidae	1	4	223	0.0335
Conopophagidae	17	10	110	$p<0.0001$
Grallariidae	23	15	132.5	0.0002
Rhinocryptidae	22	14.5	189	0.0068
Formicariidae	18	14.5	241	0.0746
Scleruridae	24	15	113.5	$p<0.0001$
Dendrocolaptidae	5	8.5	188	0.0064
Furnariidae	5	5.5	336.5	0.9291
Pipridae	11	4.5	154.5	0.0009
Tityridae	14	13	308	0.5519
Cotingidae	20	12	235	0.0588
Tyrannoidea <i>Incertae sedis</i>	18	10.5	168	0.0021
Rhynchocyclidae	7	4.5	260	0.1467
Tyrannidae	6	6	330.5	0.8442
Vireonidae	9	6.5	204.5	0.015
Corvidae	24	15	174	0.003
Troglodytidae	24	13	107.5	$p<0.0001$
Poliophtilidae	24	13	123.5	0.0001
Turdidae	13	11	278.5	0.2638
Thraupidae	4	2.5	200.5	0.0111
Emberezidae	21	11	122	0.0001
Cardinalidae	18	11.5	134.5	0.0002
Parulidae	6	3	266.5	0.1804
Icteridae	24	14.5	140	0.0003
Fringillidae	22	12.5	103	$p<0.0001$

Fonte: do próprio autor.
Continuação da tabela 2.

Tabela 3: Resultados obtidos através da técnica baseada no *ranking* de abundância das guildas tróficas encontradas nos estudos da Mata Atlântica, evidenciando as medianas obtidas em 19 áreas preservadas e 36 áreas perturbadas.

Guildas	Ranking (Mediana)		Teste Mann - Whitney	
	Áreas preservadas	Áreas perturbadas	<i>U</i>	<i>p</i>
Carnívoro	6	5	251.5	0.0545
Frugívoro	2	2	306.5	0.4689
Granívoro	4	5	185	0.0021
Insetívoro	1	1	313.5	0.6139
Nectarívoro	5	4	162.5	0.0005
Onívoro	3	3	320.5	0.6466

Fonte: do próprio autor.

Nas guildas tróficas da Mata Atlântica (Tabela 3), apenas granívoros e nectarívoros tiveram diferença significativa nos *ranks* de locais preservados e não preservados, ou seja, seriam os únicos a representar diferença significativa na contribuição da avifauna nos dois ambientes em termos de abundância. As três primeiras posições no ranque foram ocupadas pelas mesmas guildas nos dois ambientes: insetívoros (*rank*=1), frugívoros (*rank*=2) e onívoros (*rank*=3), portanto, estas guildas fornecem a mesma contribuição para a abundância da comunidade em áreas perturbadas e preservadas. Esperava-se que em ambientes perturbados a guilda dos onívoros estivesse contribuindo mais para a abundância da comunidade do que a guilda dos frugívoros, pois a onivoria é considerada a melhor estratégia para amortecer o impacto de flutuações das ofertas de alimento, situação mais presente em locais muito degradados (D'ANGELO NETO et al., 1998; SANTOS, 2004; WILLIS, 1979), o que não foi encontrado aqui. No entanto, deve-se considerar o fato de que existem diferentes tipos de frugívoros, desde os grandes frugívoros especialistas até os frugívoros mais generalistas. No presente estudo não fizemos tal distinção, porém este fato possui certas implicações nos resultados, uma vez que a forte contribuição dos frugívoros em locais perturbados pode ser um indício de ambientes que sofreram fortes alterações ambientais por possuírem uma contribuição maior daqueles que são generalistas (Gussoni, comunicação pessoal).

Existe uma enorme divergência de resultados na literatura quanto à contribuição dos grupos alimentares nas comunidades de avifauna em locais preservados e perturbados. No entanto, certa atenção deve ser dada ao fato de que a maioria dos trabalhos não faz a exclusão de espécies independentes e semi-dependentes como ocorreu neste estudo. Logo, a contribuição de cada guilda trófica possivelmente seria diferente ao utilizar apenas espécies dependentes para a análise destes estudos.

Essas divergências de respostas nos trabalhos referentes à composição da avifauna podem estar atreladas às diferentes fisionomias florestais estudadas, ao tamanho das áreas, grau de isolamento e matriz circundante (UEZU, 2006).

O estudo que mais corroborou com os resultados apresentados foi o de Donatelli et al. (2007) realizado em dois fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no interior de São Paulo. Nele, o autor, apenas considerou categorias tróficas exclusivas de interior de mata e a comparação destas foi em termos de abundância e não de riqueza como a maioria dos estudos, o que fornece uma representação mais real do uso de recursos alimentares (MOTTA-JÚNIOR, 1990). As categorias alimentares mais representativas não diferiram entre os dois

fragmentos estudados por Donatelli et al. (2007), predominância dos insetívoros ($\pm 50\%$), seguido dos frugívoros ($\pm 24\%$) e onívoros ($\pm 17\%$).

Em áreas preservadas, o ranque prossegue com granívoros ($rank=4$), nectarívoros ($rank=5$) e carnívoros ($rank=6$), enquanto nas áreas perturbadas, nectarívoros ($rank=4$), granívoros e carnívoros ($rank=5$) formam a seqüência do ranque. Neste caso, apenas ocorreu uma mudança na quinta posição do *ranking*, algo que de certa forma é esperado, pois muitos nectarívoros como os beija-flores (Tochilidae) se beneficiam das bordas de florestas pela maior abundância de flores nestes locais, apesar enfrentarem problemas em áreas pequenas por não encontrarem alimento suficiente durante o ano todo, o que pode resultar em morte ou migração (WILLIS, 1979; CÂNDIDO JÚNIOR, 2000).

Quando analisado o gráfico *Box-plot* das guildas da Mata Atlântica (Figura 6) é possível notar a extensão e distribuição dos dados trabalhados e como estes se comportaram. Na guilda trófica dos carnívoros, nota-se que a extensão das amostras em áreas perturbadas e preservadas é praticamente igual (valores máximos e mínimos), apenas diferindo nos valores mínimos encontrados nas duas áreas (sendo 3 em áreas perturbadas e 4 em áreas preservadas), sendo mais homogêneos os dados em locais preservados, uma vez que o 1º e 3º quartis e o valor máximo coincidiram com a mediana de valor seis. A guilda trófica dos frugívoros obteve a mesma distribuição entre os seus dados nos dois ambientes, diferindo apenas no menor valor (perturbada= 1; preservada= 2). Neste caso, é evidente o fato de que a contribuição para a abundância das comunidades em áreas perturbadas e preservadas é a mesma para a guilda dos frugívoros. A série de valores obtidos na guilda granívoro diferiu entre locais perturbados e preservados (Tabela 3), o que é evidenciado também no *Box-Plot* da figura 6, onde, além de se notar uma maior heterogeneidade dos dados em áreas preservadas e homogeneidade nas perturbadas, observa-se que os valores diferem um do outro, apenas coincidindo o valor do 1º quartil (= 4) para as duas áreas. A guilda dos insetívoros foi a que mais contribuiu em termos de abundância nas comunidades das duas áreas, obtendo o $rank = 1$. Em áreas preservadas, os valores de todos os estudos em questão foram os mesmos (= 1), enquanto em perturbadas alguns obtiveram $rank = 2$. Segundo Sick (1997), a alta porcentagem de aves insetívoras é padrão para matas da região tropical.

Para os nectarívoros, também houve diferença entre as duas áreas (Tabela 3), havendo maior homogeneidade nas áreas preservadas que perturbadas (Figura 6). Por fim, os onívoros obtiveram a mesma mediana (= 3), ou seja, ocuparam a terceira posição entre aqueles que mais contribuem para a abundância da comunidade de aves nos dois ambientes (Tabela 3).

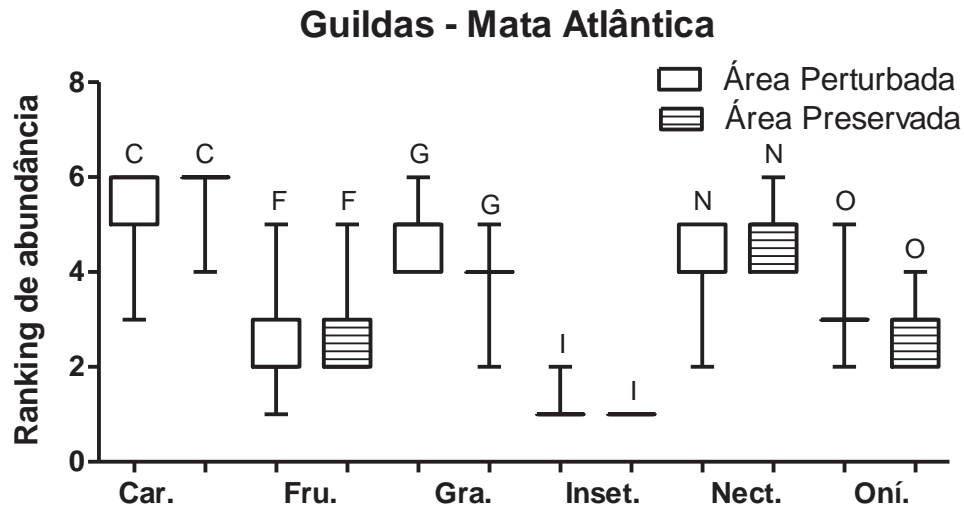


Figura 4: *Box-plot* do *ranking* de abundância das guildas tróficas encontradas na Mata Atlântica. Car.(C) = Carnívoro, Fru. (F): Frugívoro, Gra. (G) = Granívoro, Inset. (I): Insetívoro, Nect. (N): Nectarívoro, Oní. (O): Onívoro.

4.2. Cerrado

Para o Cerrado foi considerado um total de cinco trabalhos, dos quais três são em áreas perturbadas e dois em preservadas que investigaram oito áreas preservadas e nove perturbadas (Tabela 4; Figura 7).

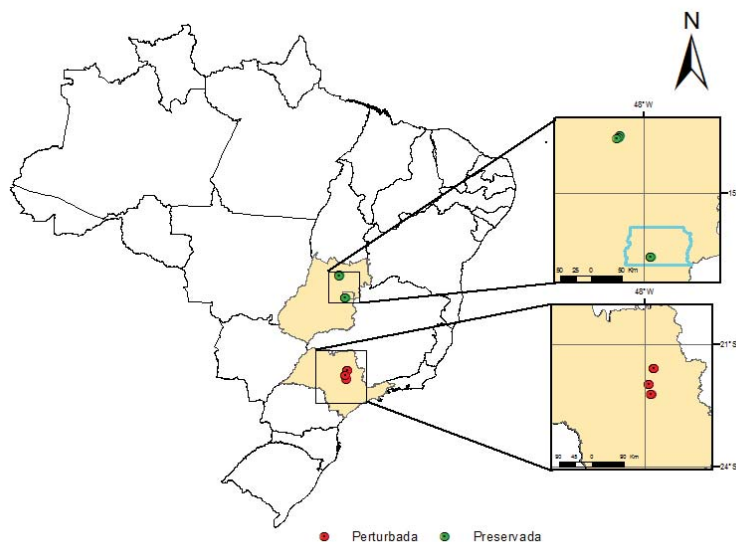


Figura 5: Mapa das áreas de Cerrado utilizadas no trabalho com distinção entre áreas preservadas e perturbadas.

Pelo motivo de haver mais levantamentos realizados na Mata Atlântica do que no Cerrado, a comparação com os resultados aqui obtidos foi dificultada.

Dentre as 33 famílias consideradas, 19 tiveram diferenças significativas entre os seus *ranks*, evidenciando uma diferença na contribuição para a abundância da comunidade em ambientes perturbados e preservados (Tabela 4). Em geral os *ranks* de áreas preservadas foram menores que em áreas perturbadas, ao contrário do que aconteceu na Mata Atlântica. Possivelmente este resultado esteja sendo influenciado pelas áreas preservadas do campo cerrado que apresentam menos espécies florestais (TUBELIS; CAVALCANTI, 2001). Seriam necessárias análises para cada tipo de fisionomia de cerrado, o que não foi feito neste trabalho devido ao pequeno número de trabalhos encontrados.

Entre as famílias consideradas mais sensíveis à perturbação ambiental (STOTZ et al., 1996), Cracidae, Dendrocolaptidae, Momotidae, Ramphastidae e Troglodytidae apresentaram diferenças significativas entre os ambientes com *ranks* menores nas preservadas. Portanto, a contribuição para a abundância da comunidade dessas famílias em locais preservados foi maior. Em áreas preservadas, a família que apresentou a maior contribuição para a comunidade como um todo foi Psittacidae ($rank=2$), com significativa diferença para áreas perturbadas, que tiveram os Thraupidae ($rank=2$; $p= 0.8448$) e Parulidae ($rank=2$; $p= 0.0355$) como as famílias que mais contribuíram para a abundância total das comunidades.

Tabela 4: Relação de trabalhos em áreas perturbadas e preservadas que foram utilizados para a análise baseada em *ranking* com demais informações a respeito da matriz, fisionomias, unidade amostral e tamanho da área (ha).

Cerrado				
Autores	Matriz	Fisionomias	Unidade Amostral	Área amostrada (ha)
Áreas Perturbadas				
Silva (2008)	Rod. Ayrton Senna; silvicultura de <i>Pinus</i> sp. n.i.	Cerradão Predominantemente cerrado <i>sensu stricto</i> e cerradão	I.P.A.	150 350
Almeida (2002)	ni ni Cana de açúcar Citricultura e cana de açúcar	Cerradão e mata ciliar Cerradão Cerradão Cerradão	I.P.A.	11.095,63 1.627,20 28,17 43,52
Motta Jr (1990)	ni	Mata de galeria Cerrado <i>sensu stricto</i> Eucaliptal	Nº de contatos	10 30 100
Áreas Preservadas				
Curcino et al. (2007)	ni	Mata ciliar Cerrado <i>sensu stricto</i> Veredas	I.P.A.	Total: 496
Tubelis e Cavalcanti (2001)	ni	Campo Cerrado Campo Cerrado Campo Sujo Campo Sujo Campo Limpo	Abundância relativa (indivíduos relatados a cada 20 min.)	95 40 35 40 55

Fonte: do próprio autor.

Tabela 5: Resultados obtidos através da técnica baseada no *ranking* de abundância das famílias encontradas nos estudos do Cerrado evidenciando as medianas obtidas em oito áreas preservadas e nove áreas perturbadas.

Picidae	6.5	11	8	0.008
Thamnophilidae	5	3	23	0.2207
Conopophagidae	7.5	11	13	0.0298
Dendrocolaptidae	3.5	8	12.5	0.0254
Furnariidae	5.5	6	32.5	0.7644
Pipridae	7.5	7	26.5	0.3827
Tityridae	7.5	10	16	0.0562
Tyrannoidea <i>Incertae sedis</i>	7.5	11	9	0.0105
Rhynchocyclidae	6.5	11	11.5	0.0205
Tyrannidae	4	3	23.5	0.23
Vireonidae	5.5	8	22.5	0.2056
Corvidae	7.5	11	9	0.0105

Troglodytidae	5	11	2.5	0.0014
Poliophtilidae	7.5	11	9	0.0105
Turdidae	7.5	9	23	0.2207
Thraupidae	4	2	33.5	0.8448
Emberezidae	6.5	11	13.5	0.0333
Cardinalidae	7.5	10	16.5	0.0658
Parulidae	4.5	2	14	0.0355
Icteridae	7	11	8	0.008
Fringillidae	7.5	11	9	0.0105

Fonte: do próprio autor.
Continuação da tabela 5.

Tabela 6: Resultados obtidos através da técnica baseada no ranking de abundância das guildas tróficas encontradas nos estudos em áreas de Cerrado evidenciando as medianas obtidas em oito áreas preservadas e nove áreas perturbadas.

Guildas	Ranking (Mediana)		Teste Mann - Whitney	
	Áreas preservadas	Áreas perturbadas	U	<i>p</i>
Carnívoro	4	6	8	0.0065
Frugívoro	1.5	3	24.5	0.2805
Granívoro	3	4	28.5	0.4869
Insetívoro	1.5	1	18	0.0833
Nectarívoro	4	5	28.5	0.4677
Onívoro	3	2	25.5	0.2904

Fonte: do próprio autor.

Quando se avalia o *ranking* obtido com as guildas tróficas, nota-se que a diferença entre as medianas não foi significativa, com exceção da guilda carnívoro (Tabela 6). Em áreas preservadas, os menores *ranks* foram ocupados pelos frugívoros e insetívoros ($\text{rank} = 1,5$). No entanto, quando se analisa o gráfico *Box Plot* (Figura 8), é evidente que os valores da série dos frugívoros são mais heterogêneos enquanto que os dados da série dos insetívoros possuem menor variação. Em áreas perturbadas, ocorre justamente o descrito, não havendo variação alguma entre os dados, sendo todos os valores obtidos iguais a 1. Logo, é indiscutível o papel que os insetívoros adquirem em tais ambientes, sendo os mais abundantes dentre todas as outras guildas.

De fato, Marini (2001), em estudo carregado na região central do Brasil, observou que mais de 50% das aves nos fragmentos perturbados eram insetívoros corroborando para o resultado acima. Manica, Telles e Dias (2008), em um levantamento conduzido no interior de São Paulo em uma área relativamente preservada, em termos de riqueza, também encontraram a predominância de insetívoros (46,9%), seguido de onívoros (19,4%), corroborando com os resultados dos dois primeiros *ranks* de áreas perturbadas. No entanto, os *ranks* dos autores continuam com: granívoros (8,8%), frugívoros (7,5%) e nectarívoros e carnívoros (5%), o que acaba não corroborando com os dados obtidos tanto em ambientes perturbados quanto preservados, apesar de ser interessante notar que os últimos ocuparam a mesma posição, como ocorreu em áreas preservadas. Talvez, o fato de se tratar de uma área relativamente preservada acaba ora corroborando com locais perturbados como com preservados.

Após os frugívoros e insetívoros, são os granívoros e onívoros que assumem a próxima posição em ambientes preservados ($\text{rank} = 3$), sendo a distribuições das séries muito semelhantes. Por fim, nectarívoros e carnívoros ocupam a última posição dentre as guildas de locais preservados ($\text{rank} = 4$) com a mesma distribuição e extensão dos dados.

Em áreas perturbadas, as posições das guildas seguiram uma seqüência bem definida: insetívoro (1), onívoro (2), frugívoro (3), granívoro (4), nectarívoro (5) e carnívoro (6).

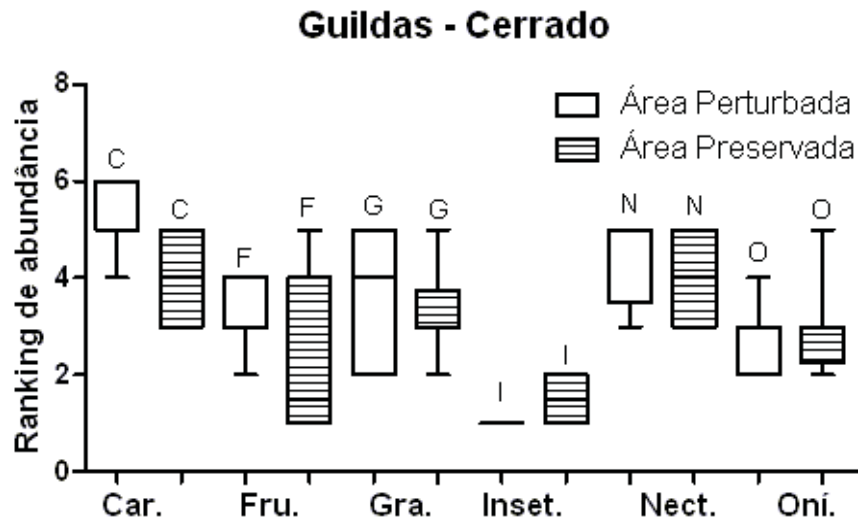


Figura 6: *Box-plot* do ranking de abundância das guildas tróficas encontradas no Cerrado.

Car.(C) = Carnívoro, Fru. (F): Frugívoro, Gra. (G) = Granívoro, Inset. (I): Insetívoro, Nect. (N): Nectarívoro, Oní. (O): Onívoro.

5. CONCLUSÃO

O presente trabalho teve o intuito de reunir resultados de trabalhos independentes de levantamento da avifauna a fim de conseguir sintetizá-los e chegar a uma conclusão geral sobre os “Efeitos da perturbação antrópica sobre as comunidades de aves no Brasil”. No entanto, sabíamos que seria um desafio por ser o primeiro a tentar incluir levantamentos de avifauna com diferentes metodologias. Vielliard (2000) já havia realizado uma revisão de levantamentos quantitativos não publicados, porém fez uso de apenas uma metodologia, de Pontos de Escuta, que têm como resultados diferentes IPAs (Índices Pontuais de Abundância).

Essa proposta se adéqua a uma técnica que é usada há pouco tempo pelos ecólogos chamada meta-análise. A meta-análise está centrada no “conceito de que o progresso da ciência depende da habilidade de chegar a conclusões gerais sobre um corpo de pesquisas” (GUREVITCH; HEDGES, 1993). No entanto, fomos impedidos de fazer uso desta técnica pelo fato dos nossos dados não serem dos números totais e absolutos de indivíduos, mas sim, de diversas unidades (e.g. IPA, número de aves a cada 100 horas, densidade e abundância relativa).

Apesar deste fato, não foi realizada uma revisão convencional, comparando verbalmente os resultados de diferentes estudos; realizamos as análises com os dados quantitativos compilados. Porém, com a análise baseada em *ranking* seria muito arriscado inferir que certas famílias e guildas tróficas estariam sendo afetadas pela fragmentação. A estratégia de se utilizar o *ranking* de abundância contorna o problema das diferentes metodologias, contudo, por conta da diferença evidente na riqueza em áreas preservadas e perturbadas, essa análise apenas nos permite concluir a contribuição das famílias e guildas na abundância da comunidade.

O extenso levantamento bibliográfico realizado permitiu uma clara visualização da pobreza de trabalhos com censos quantitativos publicados em certos biomas como Cerrado, Floresta Amazônica, Caatinga e na região do Pantanal. Essa grande defasagem de estudos nestas regiões brasileiras requer nossa atenção para maiores investimentos em pesquisas. Tais estudos são de grande importância no auxílio da elaboração de planos de manejo e conservação da avifauna brasileira, uma das mais ricas do mundo e a mais ameaçada entre os países neotropicais (COLLAR et al., 1992). A compilação de informações científicas de alta qualidade é um passo fundamental para a conservação da biodiversidade, todavia, pouco tem sido feito no Brasil para transformar dados técnico-científicos já disponíveis – como o

programa IBAs - em ações de conservação para aves e outros grupos da biodiversidade brasileira (BENCKE et al., 2006).

A diminuição do habitat original, o grau de isolamento, e as influências das bordas e da matriz trouxeram uma série de conseqüências negativas para os animais, incluindo, por exemplo, a diminuição dos recursos alimentares e locais para abrigo e para construção de ninhos, tendo, portanto, um impacto substancial nas populações e comunidades de aves. O crescimento explosivo da população humana, somado ao estilo de vida cada vez mais consumista e degradante, faz crescer a demanda sobre o ambiente.

No entanto, poucos países possuem uma responsabilidade tão grande com a preservação das biodiversidades regionais quanto o Brasil. Herdamos extensas áreas físicas e ecológicas com imensa riqueza de diversidade biológica. Portanto, como Ab'Saber (2004) relata em seu livro "Amazônia: Do Discurso à Práxis": "temos o privilégio e o peso de uma herança que ultrapassa o nível de percepção de nossas elites políticas e tecnocratas".

Desse modo, um dos maiores desafios é conciliar o desenvolvimento e crescimento econômico-social com a conservação ambiental.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. **Amazônia: Do Discurso à Práxis**. 2ª Ed. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. p. 131-190.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. **Composição e dinâmica de avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil**. Revista Bras. Zool. 12 (3): 493-511, 1995.

AGNELLO, S. **Composição, estrutura e composição da comunidade de aves da Mata Atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cubatão, São Paulo**. Dissertação de mestrado em Recursos Florestais – ESALQ. Piracicaba, 2007.

ALEIXO, A. L. P. **Estrutura e organização de comunidades de aves em áreas de Mata Atlântica primitiva e explorada por corte seletivo**. Dissertação de mestrado em Ciências Biológicas (Ecologia) – UNICAMP. Campinas, 1997.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. **Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP**. Rev. Bras. Zoo. n.12, p.493-511, 1995.

ALLEN, J. A. **On a collection of birds of Chapada, Mato Grosso, Brasil made by Mr. Herbert H. Smith**. Part I. Oscines. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. v.3, p.337- 380, 1981.

ALLEN, J. A. **On a collection of birds of Chapada, Mato Grosso, Brasil made by Mr. Herbert H. Smith**. Part II. Tyrannidae. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. v.4, p.331-350, 1982.

ALLEN, J. A. **On a collection of birds of Chapada, Mato Grosso, Brasil made by Mr. Herbert H. Smith**. Part III. Pipridae to Rheidae. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.v.5, p.107-158, 1983a.

ALLEN, J. A. **On a collection of birds of Chapada, Mato Grosso, Brasil made by Mr. Herbert H. Smith**. Part IV. Oological notes. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.v.5, p.152-158, 1983b.

ALMEIDA, A. **Análise sinecológica da avifauna nas Reservas Nativas da Eucatex/S.A. em Itatinga – SP**. Monografia para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas – UNESP – Campus Rio Claro. Outubro 1997.

ALMEIDA, M. E. C. **Estrutura de comunidade de aves em áreas de Cerrado da região nordeste do estado de São Paulo**. Dissertação de doutorado em Ciências, área de concentração Ecologia e Recursos Naturais – UFSCAR. São Carlos, 2002.

ALVES, M. A. S.; SILVA, J. M. C. A ornitologia do Brasil: desenvolvimento, tendências atuais e perspectivas. In: Alves, M. A. S et al. **A Ornitologia no Brasil: Pesquisa Atual e Perspectivas**. Ed. UERJ, Rio de Janeiro, 2000, p. 327-344.

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

ANJOS, L. **Bird Communities in Five Atlantic Forest Fragments in Southern Brazil**. Ornitologia Neotropical 12: 11-27, 2001.

ANJOS, L. dos. **Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of Atlantic Forest in Southern Brazil**. Biotropica, n. 38, v.2, p.229-234, 2006.

ANJOS, L.; BOÇON, R. **Bird communities in natural Forest patches in Southeastern Brazil**. Wilson Bull. v.111, p.397-414, 1999.

ATHIÊ, S. **Composição da avifauna e frugivoria por aves em um mosaico de vegetação secundária em Rio Claro, região centro-leste do estado de São Paulo**. Dissertação de mestrado em Ecologia e Recursos Naturais – USCAR. São Carlos 2009.

BENCKE, G. A.; MAURÍCIO, G. N.; DEVELEY, P. F.; GOERCK, J. M. **Áreas Importantes para a Conservação das aves no Brasil**. Parte 1 - Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo, Brazil: SAVE Brasil, 2006.

BIBBY, C. J.; BURGUESS, N. D; HILL, D. A. **Bird census techniques**. Academic Press, Londres, 1992. 257p.

BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; LOVEJOY, T. E. **Effects of forest fragmentation on Amazon understory bird communities**. Acta Amazonica, n.19, p. 215-241, 1989.

BIRD LIFE INTERNATIONAL (2011). **Species factsheet: *Philydor novaesi***. Disponível em: < <http://www.birdlife.org/>>. Acesso em: 23.set.2011

BLONDEL, L. C.; FERRY; FROUCHOT. **La method des indices pontuels d'abundance (I.P.A) ou des relevés d'avifaune par "station d'écoute"**. Alauda v.38 p.55-71, 1970.

CÂNDIDO JÚNIOR, J.F. **The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil.** Ararajuba v.8, n.1, p. 9-16. Jun, 2000.

CAVALCANTI, R. B. Modelagem e monitoramento de estrutura da avifauna em ambientes fragmentados: exemplos do Cerrado. In: Alves, M. A. S et al. **A Ornitologia no Brasil: Pesquisa Atual e Perspectivas.** Ed. UERJ, Rio de Janeiro, 2000, p.17-24.

CBRO (Comitê brasileiro de registros ornitológicos) (2011) **Listas das aves do Brasil.** Versão 25/01/2011 – 10ª ed. Disponível em: < <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm>. >. Acesso em: 04.fev.2011

COLLAR, N. J. et al. **Threatened Birds of the Americas.** Washington, Smithsonian Institution Press, 1150p.1992.

CURCINO, A.; SANT'ANA, C. E. R.; HEMING, N. M. **Comparação de três comunidades de aves da região de Niquelândia, GO.** Rev. Brasil. Ornit. v.15, n.4, p.574-584. Dez, 2007.

D'ANGELO NETO, S. et al. **Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFPA.** Rev. Brasil. Biol., v.58, n.3, p.463-472, 1998.

DÁRIO, F. R. **Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico.** Dissertação de mestrado em Ciências, área de concentração Ciências Florestais – ESALQ. Piracicaba, 1999.

DEVELEY, P. F. **Efeitos da Fragmentação e do Estado de Conservação da Floresta na Diversidade de Aves de Mata Atlântica.** Dissertação de Doutorado em Ciências, na área de Ecologia- USP. São Paulo, 2004.

DEVELEY, P. F.; GOERCK, J. M. In: Devenish, C.; Díaz Fernández, D. F.; Clay, R. P.; Davidson, I.; Yépez Zabala, I. Eds. **Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation.** Quito, Ecuador: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16). P. 99–112, Brazil, 2009.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. **Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil.** Conserv.Biol. v. 15, p. 1416- 1422, 2001.

DIAMOND, J. M. **The island dilemma: lesson of modern biogeography studies for the design of natural reserves.** Biol. Conserv. n.7, p. 129-146, Inglaterra, 1975.

DONATELLI, R. J. et al. **Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil.** Rev. Bras. Zool. n.24, v.2, p.362-375, jun, 2007.

EITEN, G. **Vegetação do Cerrado.** In: Pinto, M. N. Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. 2ª Ed. Brasília. Ed. Universidade de Brasília, p. 17-63, 1993.

FAHRING, L. **Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity.** Annu. Rev. Ecol. Syst. n. 34, p. 487-515, 2003.

FERRI, M. G. **A vegetação brasileira.** EDUSP, São Paulo, 157p., 1980.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE; INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período de 1990-1995.** São Paulo: SOS Mata Atlântica, INPE e ISA, 1998.

GALINDO- LEAL, C.; CÂMARA, G. **Status do Hotspot Mata Atlântica: uma síntese. Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas.** Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo & Conservação Internacional, Belo Horizonte, 2005.

GUREVITCH, J.; HEDGES, L. V. Meta- analysis: combining the results of independent experiments. In: Scheiner, S. M. e Gurevitch, J. **Design and analysis of Ecological Experiments.** Chapman & Hall, New York, p. 378-425, 1993.

GUSSONI, C. O. A. **Abundância de aves nas Serras do Mar e de Paranapiacaba.** Monografia para obtenção do título de Bacharel e Licenciatura em Ciências Biológicas na UNESP – campus Rio Claro, 2007.

HANSBAUER, M. M. et al. **Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation.** Journal of Tropical Ecology 24: 291-299. 2008.

HEMPEL, A. **Estudo da alimentação natural de aves silvestres do Brasil.** Arquivos do Instituto Biológico. São Paulo, v.19, n.16, p.237-268, 1949.

HOYO, J. Del; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. et al. **Handbook of the birds of the world.** Barcelona: Lynx Edition, v. 1-13, 1992.

ISLER, M.; ISLER, P. **The Tanagers: Natural History, Distribution, and Identification.** Washington D.C.: Smithsonian Institution Press: 1987. 404 p.

JAMES, F. C.; McCULLOCH, C. E. Data analysis and the design of experiments in ornithology. In: Johnston, R. F. **Current Ornithology.** v.2, p.1-52. Plenum Press, Nova Iorque e Londres, 1985.

JARVIS, P. J. Environmental Changes. In: Furness, R. W. & Greenwood, J. J. D. **Birds as monitors of environmental change.** Chapman & Hall, Londres, p. 68-70, 1993.

JOHNS, A. D. **Responses of Amazon rain forest birds to habitat modification.** Journal of Tropical Ecology, n.7, p. 31-36, 1988.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists.** Cambridge University Press, New York, 2002.

LAURANCE, W. F. Beyond Island Biogeography Theory: understanding habitat fragmentation in the real world. In: Losos, J. B.; Ricklefs, R. E. **The Theory of Biogeography Revisited.** Princeton University Press, New Jersey, p. 214-236, 2010.

LOPEZ, M. V. **Metodologias de conteo en aves. Flora Fauna de y Areas Silvestris. Oficina Regional de la FAO para a America Latina y Carybe, Chile,** v. 3, n. 9, p. 27-31, 1989.

LOVEJOY, T. E. R. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. (ed.) **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity.** Sunderland: Sinauer, p. 257-285, 1986.

LUCA, A. C.; DEVELEY, P. F.; BENCKE, G. A.; GOERCK, J. M. **Áreas Importantes para a Conservação das aves no Brasil.** Parte II - Amazônia, Cerrado e Pantanal. São Paulo, Brazil: SAVE Brasil, 2009.

LYRA- NEVES, R. M. et al. **Comunidade de aves da Reserva Estadual de Gurjaú, Pernambuco, Brasil.** Rev. Bras. Zoo. 21(3): 581- 592. Setembro 2004.

MARINI, M. Â. **Effects of Forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil.** Bird Conservation International, v.11, p.13-25, 2001,

MARINI, M. Â.; GARCIA, F. I. **Conservação de aves no Brasil**. Megadiversidade, v.1, n.1, jul, 2005.

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

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J.P. **Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation**. Biological Conservation, jun, 2008.

MASON, D. **Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting**. Biotropica, n.38, p.296-309, 1996.

METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagem?** Biota Neotropica, v. 1, n.1, 2001.
Disponível em: < <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00701122001+pt> >
Acesso em: 8.jul.2011

MOOJEN, J.; CARVALHO, J. C. **Observações sobre o conteúdo gástrico das aves brasileiras**. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, v.36, n.3, p.405-444, 1941.

MORRISON, M. L. Bird population and environmental change. In: Johnston, R. F. **Current Ornithology**. Plenum Press, Nova Iorque e Londres, v.3, p. 429- 446, 1983.

MOTTA- JÚNIOR, J. C. **Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo**. Ararajuba, v.1, p.65-71, 1990.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; MARCO JÚNIOR. P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos e, serão eles suficientes? In: Rocha, C. F. D. et al. (eds). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 281-316.

PARKER III, T. A.; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J.W. Ecology and distributional database. In: STOTZ, D.F.; et al. **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. The University of Chicago Press, 1996.

PARRINI, R.; PACHECO, J. F.; SOARES, B. R. **Observações sobre a dieta e comportamento de *Saltator maxillosus* (Passeriformes: Cardinalidae) na Floresta Atlântica serrana das regiões sudeste e sul do Brasil**. Atualidades Ornitológicas On-line nº150, jul/ago, 2009.

POULIN, B.; LEFEBVRE, G. **Dietary relationships of migrant and resident birds from a humid forest in Central Panama.** *The Auk: A Quarterly Journal of Ornithology*, v.113, n.2, abr, 1996.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** *Biological Conservation* v.142, p. 1141- 1153, mar., 2009.

ROOS, A. L. Capturando Aves. In: Matter, S. V., et al. (org.) **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento.** 1ed. Technical Books, Rio de Janeiro, p.79-104, 2010.

SANTOS, M. D. P. **As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação da Caatinga no Estado do Piauí, Brasil.** *Ararajuba*, v.12, n.2, p.113-123, dez. 2004.

SANTOS, A. M. R. **Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil.** *Ararajuba*, v.12, n.1, p.43-51, jun, 2004.

SAVE BRASIL. [20-] **Por que Aves.** Disponível em:
<<http://www.savebrasil.org.br/?q=content/por-que-aves>>. Acesso em: 03.maio.2011.

SCHOENER, T. W. The MacArthur Equilibrium Model: a chronicle of what it said and how it was tested. In: Losos, J. B.; Rickelms, R. E. **The theory of island biogeography revisited.** Princeton University Press, New Jersey, p. 52-87, 2010.

SCHUBART, O.; AGUIRRE, A. C.; SICK, H. **Contribuição para o conhecimento da alimentação das aves brasileiras.** *Arquivos de Zoologia*, São Paulo, v.12, p.95-247, 1965.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira, uma introdução.** Ed. Universidade de Brasília, 2ª Ed. v.1, Brasília, 1986.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira.** Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 1997.

SIGRIST, T. **A Avifauna Brasileira: The avis brasiliis Field guide to the birds of Brazil.** 1ªed. Editora Avis Brasilis, São Paulo, 2009.

SILVA, J. M. C. **Birds of the Cerrado Region, South America**. Steenstrupia, Copenhagen, v.21, n.2, p.69-92, 1995.

SILVA, M. T. M. **Riqueza e abundância relativa de aves de dois fragmentos de Cerrado na região central do Estado de São Paulo**. Dissertação de mestrado em Ecologia e Recursos Naturais – UFSCAR. São Carlos, 2008.

SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F.; LONG, A. J. **Birds in Atlantic Forest fragments in north-east Brazil**. Cotinga 20: 32- 46, 2003.

STOTZ, D.F. et al. **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. The University of Chicago Press, 1996.

STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD Jr. **Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazon Brazil**. Conserv. Biol. v.9, n.5, p.1085-1094, 1995.

TABARELLI, M. et al. Espécies ameaçadas e planejamento da conservação. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, G. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo & Conservação Internacional, Belo Horizonte, 2005.

TEMPLE, S. A. The problem of avian extinctions. In: Johnston, R. F. **Current Ornithology**. v.3, p. 453-481. Plenum Press, New York & London, 1983.

TERBORGH, J.; ROBINSON, S.K.; PARKER, T.A.; MUNN, C.A.; PIERPONT, N. **Structure and organization of an Amazonian forest bird community**. Ecological Monographs, v. 60, p. 213–238,1990.

THIOLLAY, J. M. **Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest**. Conservation Biology, n.1, p. 47-63, 1992.

TOLEDO, M. C. B. **Avifauna em duas reservas fragmentadas de Mata Atlântica na Serra da Mantiqueira – SP**. Dissertação para obtenção de título de Mestre em Ciências – Área de concentração: Ciências Florestais - ESALQ. Piracicaba 1993.

TUBELIS, D. P.; CAVALCANTI, R. B. **Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a Central Brazilian Cerrado**. Ornitologia Neotropical. 12: 57-73, 2001.

TUKEY, J. W. **Exploratory Data Analysis**. Addison-Wesley Publishing Company, Inc., Reading Massachusetts, 1977.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. Dissertação de mestrado – USP, São Paulo, 2006.

VALLE, N. C. **Estrutura da comunidade de aves em áreas de Cerrado na sub-bacia do Ribeirão João Leite, Goiás, Brasil**. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável – Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2006.

VIELLIARD, J. M. E. **Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, São Paulo, v. 72, n.3, p.10-19, 2000.

VIELLIARD, J. M. E.; SILVA, W. R. **Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo**. Anais do IV ENAV, Universidade Federal de Pernambuco, p. 117-151, 1990.

VIELLIARD, J. M. E.; SILVA, W. R. **Avifauna**. In: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Fundação Florestal. (Org.). Intervalos. São Paulo: Fundação Florestal, v. 1, p. 124-145, 2001.

WILLIS, E.O. **The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil**. Papéis avulsos Zool. São Paulo, v. 33, p.1-25, 1979.

[1] WILLIS, E. O. **Birds of a Eucalyptus Woodlot in Interior São Paulo**. Braz. J. Biol. n.63, v.1, p.141-158, fev, 2003.

[2] WILLIS, E. O. **Birds of a Neotropical Woodlot after fire**. Ornitologia Neotropical 14: 233- 246, 2003.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. **Winter nesting of *Iodopleura pipra* (Lesson, 1831) (Aves, Cotingidae) in southeastern Brazil**. Rev. Brasil. Biol. v.48, p.161-167, 1988.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. **Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo**. Rev. Brasil. Biol., 41(1): 121-135. Rio de Janeiro. Fev, 1981.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. **Levantamento preliminar das aves de inverno em dez áreas do sudoeste do Mato Grosso, Brasil.** Ararajuba v.1, p.19-38, ago, 1990.

WILLIS, E.O.; ONIKI, Y. **Birds of a central São Paulo woodlot: 1. Censuses 1982- 2000.** Braz. J. Biol. 62 (2): 197- 210. Maio de 2002.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. In: Galindo- Leal, C.; Câmara, G. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas.** Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo & Conservação Internacional, Belo Horizonte, 2005.

Marco Aurélio Pizo Ferreira

Orientador

Carlos Otávio Araujo Gussoni

Co-orientador

Marina Martins Pereira Horta

Aluna