

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Estrutura de comunidades de aves em remanescentes de Floresta
Estacional Decidual na região do Vale do Rio Paranã – GO e TO**

Flávia de Campos Martins

Orientadora: Regina H. F. Macedo

Brasília-DF

2007

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Ecologia de comunidades de aves do Vale do Rio Paranã – GO e TO

Flávia de Campos Martins

Tese apresentada junto ao Curso de Pós-
Graduação em Ecologia, como um dos
requisitos para a obtenção do título de
Doutor em Ecologia.

Orientadora: Regina H. F. Macedo

Brasília-DF

2007

***Dedico esta tese ao amor da minha
vida: Malu, que sofreu com as
ausências e estresses de uma mãe
doutoranda!***

AGRADECIMENTOS

À Capes e ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado durante o período de fevereiro de 2002 a março de 2006. Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, pelo auxílio técnico e financeiro.

Especiais à minha orientadora, por ter aceitado me orientar, por ter me ajudado a enfrentar os vários obstáculos surgidos e ter sempre me aberto portas de segurança. Pela orientação e pelos ensinamentos.

À minha mãe, sem o seu apoio com certeza mais uma vez, não teria concluído mais essa etapa. Ao meu pai pela força e presença sempre tão confortadoras.

Mais que especiais ao Lemuel, coordenador do grupo Aves, no projeto de inventariamento do Vale do Rio Paranã, que possibilitou que eu incluísse parte dos dados nessa tese, e que me incluiu no grupo, sem o qual essa tese não seria possível.

Ao Caio Machado por ter me apoiado e revisado o trabalho em um momento crítico.

Ao Aldicir, Anderson e à EMBRAPA- Cenargen, por ter permitido a utilização das suas instalações em Monte Alto. Agradecimentos muito especiais à Valdete, que me abrigou na sua casa, que possibilitou que eu conseguisse realizar parte dos campos. Aos “mateiros”, que me acompanharam e ajudaram em campo. Ao Daniel Vieira pela paciência e atenção em atender aos meus pedidos.

Aos companheiros de campo: às queridas e companheiras Romilda, Fernanda, Ana Hermínia e Renata; ao Charles, ao Santinho, ao Joaquim, e a tantos outros que estiverem presentes nos trabalhos de campo. Ao João B. de Pinho por me ajudar com informações e orientações, principalmente na análise da dieta.

Meus eternos agradecimentos ao José Carlos Motta-Jr, por ter me cedido espaço e equipamento no seu laboratório, que possibilitaram concluir parte da tese. À todos do laboratório: à Sônia, à Kika e ao Marcos. E à Gláucia, amiga e entomóloga, do Museu de Zoologia, que identificou grande parte dos insetos.

Ao Fábio Olmos e ao José Fernando Pacheco por me cederem seus dados antes da publicação.

Aos componentes da banca, pela paciência e presteza.

Aos amigos que sempre gentilmente me cederam informações e trabalhos, além de apoio e carinho, especiais ao Daniel Vieira, à Fernanda Werneck, à Fernanda Pinheiro, à Vivian Brás, à Verônica, ao Sebben, à Bel.

A todos que me ajudaram de qualquer maneira meu muito obrigada!

SUMÁRIO

Introdução geral	1
1º Capítulo: Riqueza e abundância das aves do sub-bosque em três fisionomias de cerrado e composição de aves em fragmentos de floresta estacional decidual, no Vale do Rio Paranã – GO e TO	
Introdução	4
Área de Estudo	6
Métodos	8
Resultados	10
Discussão	13
Referências bibliográficas	19
2º Capítulo: Segregação ecológica com base na morfologia e dieta das aves insetívoras do sub-bosque em Floresta Estacional Decidual, GO.	
Introdução	44
Métodos	48
Resultados	52
Discussão	56
Referências bibliográficas	63
3º Capítulo: Segregação ecológica entre arapaçus (Dendrocolaptidae) em Floresta Estacional Decidual, São Domingos, GO.	
Introdução	86
Métodos	89
Resultados	92
Discussão	95
Referências bibliográficas	104

RESUMO

A comunidade biológica pode ser definida como um conjunto de espécies que ocorrem em um mesmo lugar, conectados uns aos outros por suas relações de alimentação e outras interações. Uma das hipóteses mais utilizadas para explicar padrões na estruturação das comunidades é a competição interespecífica. Assim, as comunidades estruturadas por interações competitivas devem apresentar algum limite de similaridade no uso de recursos que possa garantir a coexistência das espécies. Os objetivos gerais do trabalho são estudar e analisar a comunidade de aves no vale do Rio Paranã, GO e TO, com ênfase na floresta estacional decidual e testar a hipótese da similaridade limitante (MacArthur e Levins, 1967), que prediz que entre as espécies em uma comunidade deve haver um limite máximo na similaridade morfológica, ou seja, na utilização dos recursos. Foram amostradas com redes de neblina três áreas de cerrado (sentido restrito) e uma de floresta estacional decidual. Capturaram-se 734 indivíduos de 102 espécies, como resultado de um esforço amostral de 4879.5 horas-rede. As espécies mais abundantes na floresta estacional decidual de São Domingos, GO, foram *Basileuterus flaveolus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Thamnophilus punctatus* e *Sittasomus griseicapillus*; no cerrado de Alvorada do Norte, GO, *Columbina picui* e *C. squammata*; no cerrado de São Domingos *Amazilia fimbriata* e *T. punctatus* e no cerrado de Paranã, TO, *A. fimbriata* e *Elaenia chiriquensis*. A comunidade com maior índice de densidade foi a do cerrado de Paranã, nessa comunidade observou-se também o maior número de nectarívoros e frugívoros. Nos remanescentes de floresta estacional decidual de São Domingos registraram-se 134 espécies de aves, com base nos dados obtidos e no trabalho de Lopes (2004), das quais 72% têm alguma dependência de habitats florestais. No espaço morfométrico as aves insetívoras do sub-bosque, diurnas e residentes em floresta estacional decidual, mostraram segregação morfológica e ecológica. Separaram-se no espaço morfológico espécies maiores com bicos grossos e compridos. As categorias alimentares mais significantes na ordenação das espécies foram Formicidae, Coleoptera, outros Hymenoptera e Hemiptera. Na taxocenose de arapaçus verificou-se uma maior sobreposição ecológica entre *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus* e entre *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*. Possivelmente entre esses pares de espécie ocorrem divergências em outras dimensões ecológicas, na seleção de hábitat e micro-hábitat, no forrageamento. Em ambas as comunidades, as características morfológicas não foram diferentes significativamente dos valores esperados em comunidades aleatórias, não corroborando com a hipótese da similaridade limitante. As comunidades analisadas não demonstram uma estruturação com base na segregação por competição de recursos. Fatores históricos e evolutivos podem ter contribuído mais essencialmente para a estruturação das comunidades.

Palavras-chave: estrutura de comunidades, sobreposição ecológica, competição interespecífica, similaridade limitante, morfologia, dieta, aves do sub-bosque, insetívoras, arapaçus, cerrado, floresta estacional decidual, vale do Rio Paranã.

ABSTRACT

A community can be defined as a group of species that live in the same place, connected by feeding relationships and other interactions. One hypothesis used to explain community structure patterns is that of interspecific competition. Communities structured by competition must have a limit in terms of the similarity in resource utilization, which should guarantee the coexistence of the different species. The objectives of this study were: (1) to study and analyze the bird communities in the Cerrado biome of the Paranã river valley, GO and TO, especially in dry forests; and (2) to test the similarity limiting hypothesis (MacArthur and Levins, 1967), that suggests that there is a maximum threshold in the morphological similarity among species, that is, in the associated use of resources. Mist nets were used in three areas of cerrado and in one of dry forest. A total of 734 individuals from 102 species were caught, as a result of 4879.5 net-hours. The highest species density in the dry forests of São Domingos, GO, were for the species: *Basileuterus flaveolus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Thamnophilus punctatus* and *Sittasomus griseicapillus*. In the cerrado area, Alvorada do Norte, GO, the most abundant species were *Columbina picui* and *C. squammata*. In the cerrado of São Domingos, the highest species densities were for *Amazilia fimbriata* and *T. punctatus* and in the cerrado of Paranã, TO, *A. fimbriata* and *Elaenia chiriquensis*. The highest density index occurred for the Paranã cerrado community, and a higher occurrence of nectarivorous and frugivorous species was also recorded. In the dry forest fragments 134 birds were captured (this study and based upon Lopes (2004)). Of these, 72% are dependent upon forest habitats. Analyses show that the insectivorous, understory birds in the dry fores are ecologically and morphologically segregated in their morphometric space, and larger-bodied species with larger and longer beaks were separated from other species. The feeding categories of greater significance were Formicidae, Coleoptera, other Hymenoptera and Hemiptera. For the woodcreeper community we verified a higher ecological overlap between *Dendrocolaptes platyrostris* and *Xiphorhynchus guttatus* and between *Lepidocolaptes angustirostris* and *Campylorhamphus trochilirostris*. It is possible that between these paired species there occur other differences in ecological parameters, habitat and micro-habitat selection, and in foraging. The communities evaluated to not exhibit a structural organization based upon segregation due to competition for resources. Historical and evolutionary factors may have contributed in a significant manner toward the structural organization of these communities.

Key-words: community structure, ecological overlap, interspecific competition, limiting similarity, morphology, diet, understory bird, insectivorous, woodcreepers, cerrado, dry forests, Paranã river valley.

INTRODUÇÃO GERAL

O objetivo da ecologia de comunidades é explicar a variedade e abundância dos organismos em um determinado local e tempo (Roughgarden e Diamond, 1986). Entretanto, a comunidade não tem fronteiras rigidamente estabelecidas; assim representa mais um nível de organização do que uma unidade discreta de estrutura ecológica (Ricklefs, 2003). A comunidade biológica pode ser definida como um conjunto de espécies que ocorrem em um mesmo lugar, conectados uns aos outros por suas relações de alimentação e outras interações. A estrutura da comunidade compreende todas as maneiras pelas quais os membros da comunidade se relacionam e interagem uns com os outros, bem como as propriedades que emergem dessas interações, como estrutura trófica, fluxo de energia, diversidade de espécies, abundância relativa e estabilidade da comunidade (Pianka, 1973).

Uma das hipóteses mais utilizadas para explicar padrões na estruturação das comunidades é a competição interespecífica (Ricklefs e Travis, 1980), que ao longo do tempo evolutivo pode resultar em fenômenos como deslocamento de caractere ou exclusão competitiva. Assim, as comunidades estruturadas por interações competitivas devem apresentar algum limite de similaridade no uso de recursos que possa garantir a coexistência das espécies (MacArthur e Levins, 1967).

Estudos em ecologia de comunidades normalmente são restritos a quatro escalas: espacial, trófica, taxonômica e forma de vida. Uma definição espacial poderia incluir todas as espécies em único habitat ou em um substrato particular; uma definição trófica inclui todas as espécies de um nível alimentar ou uma guilda de todas as espécies usando uma mesma categoria de recursos. Uma definição taxonômica consiste de todas as espécies de algum táxon, e uma definição de comunidade baseada na forma de vida compreende as espécies com o mesmo hábito (Roughgarden e Diamond, 1986). Definições mistas, utilizando mais de uma escala, também são comuns.

Todas as espécies usam nutrientes e espaço, também utilizados por outras espécies, portanto toda espécie é potencialmente envolvida em competição interespecífica (Roughgarden e Diamond,

1986). Porém, apesar da certeza da ocorrência das interações ecológicas entre as espécies, a maneira através da qual estas afetam e, por conseguinte, alteram a estrutura das comunidades, não está claro. Estudos de sobreposição no uso dos recursos e como estes são divididos entre os membros da comunidade esclarecem como as interações dentro de uma comunidade podem influenciar sua estrutura. Ou seja, mostram como os membros da comunidade podem estar organizados, ou reunidos, dentro de um espaço de recursos. A posição dos organismos dentro das comunidades e a sobreposição entre estes com relação à utilização dos recursos definem o nicho ecológico (Hutchinson, 1959).

Caso a competição interespecífica atue significativamente na estruturação das comunidades, as seguintes premissas (Begon *et al.*, 1990) devem ser aceitas:

1. Competidores potenciais que coexistem na comunidade deveriam exibir diferenciação de nicho ou segregação ecológica, pelo menos em algum patamar mínimo;
2. Esta diferenciação de nicho frequentemente se manifestará em uma diferenciação nas características morfológicas dos organismos em questão;
3. Dentro de qualquer comunidade, competidores potenciais com pouca ou nenhuma diferenciação não poderão coexistir. Suas distribuições no espaço devem ser negativamente associadas: cada espécie tenderia a ocorrer somente onde a outra estivesse ausente.

A caracterização do nicho como o sucesso de um organismo ou de uma população em um espaço ambiental multidimensional (Levins, 1968), sugeriu que diferentes considerações de utilização dos recursos deveriam ocorrer em cada dimensão separada. Tal conceito deu início a uma série de análises teóricas de utilização dos recursos dentro de comunidades e a estudos empíricos subseqüentes tentando quantificar os vários parâmetros de nicho (Putman, 1996). Na busca pela identificação da estrutura das comunidades, a qual se refere muitas vezes à interação entre as espécies em relação à utilização dos recursos, o modelo nulo serve como uma hipótese nula, pois fornece o padrão de sobreposição esperado se houver completa independência das espécies no uso dos recursos.

As relações em um nicho multidimensional podem ser extremamente complexas e difíceis de se estimar, assim vários trabalhos tentam estabelecer as dimensões do nicho que irão explicar melhor a estrutura da comunidade. Para as aves em habitats terrestres, o alimento é normalmente considerado o recurso principal (Holmes e Recher, 1986). Schoener (1974) sugeriu que as dimensões do habitat (macro e micro) são mais importantes na separação dos nichos do que dimensões da dieta, e estas por sua vez, tendem a ter maior influência na segregação ecológica do que as dimensões temporais (horário de atividade e sazonalidade).

A maneira pela qual espécies dividem recursos dentro da comunidade é o principal fator determinante da diversidade de espécies que ali co-existem, portanto uma comunidade com mais recursos sendo divididos ou maior sobreposição de nicho, irá suportar maior número de espécies do que uma comunidade com menor sobreposição de nicho (Pianka, 1974). Além disso, é essencial conhecer como as comunidades respondem às perturbações e como elas irão responder no futuro. A estabilidade da comunidade mede sua sensibilidade à perturbação. Comunidades estáveis são, por definição, aquelas que persistem. A estabilidade da comunidade depende do ambiente no qual ela existe, além das densidades e das características das espécies que a compõem (Begon *et al.*, 1990).

Assim sendo, os objetivos gerais do presente trabalho são estudar e analisar a comunidade de aves no vale do Rio Paranã, GO e TO, com ênfase na floresta estacional decidual. Mais especificamente, o estudo visou: (1) analisar a riqueza e abundância das espécies de sub-bosque em três áreas de cerrado e uma de floresta estacional decidual do vale do Rio Paranã e composição de espécies em floresta estacional decidual (1º capítulo); (2) analisar a morfologia e dieta da guilda de aves insetívoras e diurnas, residentes de sub-bosque em floresta estacional decidual (2º capítulo); e (3) verificar a segregação ecológica entre arapaçus (Dendrocolaptidae), através da morfologia e dieta, presentes em floresta estacional decidual (3º capítulo).

1º Capítulo: Riqueza e abundância das aves do sub-bosque em três fisionomias de cerrado e composição de aves em fragmentos de floresta estacional decidual, no Vale do Rio Paranã – GO e TO

INTRODUÇÃO

Uma comunidade biológica pode ser definida como um conjunto de espécies que ocorrem em um mesmo lugar, conectadas por suas relações de alimentação e outras interações (Ricklefs, 2003) e a sua estrutura pode ser descrita pelas posições dos seus membros ao longo de eixos de um espaço ecológico (Miles e Ricklefs, 1984). Uma das medidas mais simples e reveladoras da estrutura de uma comunidade é o número de espécies que ela inclui, ou seja, sua riqueza (Ricklefs, 2003).

As aves compreendem o grupo de vertebrados mais facilmente reconhecível, pelas suas características diagnósticas e seu período de atividade, predominantemente diurno. As aves são muito utilizadas como indicadores biológicos podendo subsidiar programas de conservação e manejo de ecossistemas. Os levantamentos avifaunísticos são ferramentas bastante úteis, tanto na avaliação da qualidade de ecossistemas terrestres como em monitoramentos de alterações provocadas, em função da grande diversidade de aves e de nichos ecológicos que exploram (Andrade, 1993; Sick, 1997).

A avifauna brasileira é composta por aproximadamente 1796 espécies (CBRO, 2006), distribuídas em cinco grandes regiões naturais: Amazônia, Floresta Atlântica, Caatinga, Cerrado e Pantanal. A Amazônia e a Floresta Atlântica são regiões recobertas principalmente por florestas tropicais, separadas entre si por um corredor de formações abertas constituído pela Caatinga, Cerrado e Pantanal (Silva *et al.*, 2003). Para a região do Cerrado são reconhecidas 837 espécies de aves (Silva, 1995), sendo aproximadamente 3.8% (30) destas endêmicas (Silva e Santos, 2005). O

Cerrado, depois da Mata Atlântica, possui o segundo maior índice de espécies de aves ameaçadas e endêmicas ameaçadas (Marini e Garcia, 2005).

A vegetação dominante do bioma Cerrado é de savanas, que cobrem cerca de 72% do bioma, 24% de transição savana-floresta e 4% de florestas estacionais deciduais e semideciduais (Silva e Bates, 2002), denominadas também de matas secas. A vegetação é muito variável em fisionomias e composição, mas as principais fitofisionomias são o cerradão, cerrado (sentido restrito), campo cerrado, campo sujo e campo limpo (Eiten, 1972). Estimativas recentes indicam que cerca de 55% do bioma tenha sido desmatado ou alterado para usos humanos (Machado *et al.*, 2004). A principal causa de destruição da biodiversidade do Cerrado é a remoção da vegetação nativa para a implantação de empreendimentos agrícolas e pecuários (MMA, 2002).

A bacia do Rio Paranã, nos estados de Goiás e Tocantins, possui alta diversidade de fitofisionomias dentro do bioma Cerrado, incluindo um dos mais significativos enclaves de floresta estacional decidual do Brasil, extremamente fragmentados (Scariot e Sevilha, 2000; 2003; 2005; Silva e Scariot, 2003). Este tipo de vegetação está associado a solos calcários férteis e extensamente utilizados para atividades agropecuárias (Sampaio e Scariot, 2003), constituindo um dos ecossistemas tropicais mais ameaçados (Janzen, 1988) e o mais ameaçado no Brasil central (BirdLife International, 2003).

As florestas estacionais deciduais possuem extrema importância ecológica, pois abrigam, dentro do bioma Cerrado, espécies da fauna dependentes de habitats florestais, além de espécies endêmicas e ameaçadas. As florestas estacionais deciduais da América Central, por exemplo, são consideradas áreas de aves endêmicas e importantes para conservação (Stattersfield *et al.*, 1998). Nos remanescentes de floresta estacional decidual de São Domingos são registradas duas aves endêmicas. As florestas estacionais deciduais de Goiás e Minas Gerais, ao longo das bacias do Rio Paranã e do Rio São Francisco são consideradas áreas de endemismos de aves pela BirdLife International (2003).

Levantamentos da riqueza e diversidade da avifauna são raros em florestas estacionais decíduais dentro do Cerrado. Lopes (2004) amostrou a riqueza de espécies de aves e mamíferos para analisar as síndromes de dispersão nos fragmentos de floresta estacional decidual de São Domingos e Pacheco e Olmos (2006) amostraram florestas estacionais decíduais do sudeste do Tocantins para conhecimento da avifauna local. Nas florestas estacionais decíduais da América Central, Gillespie e Walter (2001) analisaram a distribuição da riqueza das espécies de aves.

Neste contexto torna-se imprescindível conhecer a diversidade e riqueza das espécies do Cerrado e mais especificamente das florestas estacionais decíduais. Portanto, os objetivos deste capítulo são descrever a riqueza e abundância de aves de sub-bosque, em três áreas do vale do Rio Paranã, abrangendo diferentes tipos fisionômicos de Cerrado e caracterizar a composição das espécies de aves de floresta estacional decidual de São Domingos, GO.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se na bacia do Rio Paranã nos estados de Goiás e Tocantins, Brasil Central (Fig. 1). A bacia do Rio Paranã está em uma zona de transição, entre os domínios dos climas úmidos da região amazônica e os semi-áridos da região da Caatinga, sendo seu clima classificado, segundo Köppen, em Aw (Clima Tropical com duas estações bem definidas), com variações para o Cwa (Clima Tropical de altitude) (IBGE, 1995). As médias anuais de temperatura variam em torno de 23°C, com as temperaturas mais altas ocorrendo em setembro e outubro. A precipitação média é de 1.400 mm/ano (IBGE, 1995) e umidade relativa do ar de 60% (Scariot e Sevilha, 2000). A vegetação da região é composta principalmente de cerrado sentido restrito, florestas decíduais e semidecíduais. As florestas decíduais predominam nas áreas de afloramento calcáreo e vales de solos distróficos (Scariot e Sevilha, 2000).

A ocupação humana resultou em intensa extração madeireira para subsidiar a implantação de pastagens (Scariot e Sevilha, 2005). Entre 1988 e 1993, mais de 21% da vegetação original da

bacia do Rio Paranã foi removida (Luíz, 1998), porém ainda hoje ocorre a extração comercial de madeira, tanto das formações florestais, utilizadas para serrarias e produção de carvão, quanto das savânicas, utilizadas principalmente para carvão (IBGE, 1995). O desmatamento na região resultou na fragmentação e redução do hábitat e acrescentou bordas a uma paisagem até então contínua (Scariot e Sevilha, 2005). Grande parte dos fragmentos da área tem menos de 1 e 5 ha, sendo poucas as áreas acima de 100 ha (Andahur, 2001).

A pesquisa foi desenvolvida em três áreas do vale do Rio Paranã, entre 2003 e 2004 (Tabela 1): (1) Alvorada do Norte, GO; (2) São Domingos, vilarejo de Monte Alto, GO; e (3) Paranã, TO. Essas áreas foram selecionadas para execução de um projeto de inventariamento de espécies de áreas prioritárias para conservação, financiado pelo PROBIO/MMA, e parte dos dados coletados sobre a avifauna subsidiam o presente trabalho. As formações florestais predominam em São Domingos e as formações savânicas nas outras áreas. Assim, em Alvorada do Norte e Paranã a vegetação dominante é o cerrado sentido restrito. Em São Domingos ocorrem os maiores fragmentos de floresta estacional decidual (Sevilha, com. pess.).

Os cerrados nas três áreas apresentam padrões distintos em composição e estrutura (Sevilha, com. pess.). São registrados como dominantes nos cerrados de Alvorada do Norte, as espécies *Qualea grandiflora* Mart. e *Q. parviflora* Mart.. Em São Domingos, o cerrado possui espécies em comum com as florestas estacionais deciduais: *Callisthene fasciculata* (Spreng.) Mart.; *Magonia pubescens* St. Hil.; *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Eugenia dysenterica* DC.. Entre outras típicas da flora de cerrado encontram-se *Q. parviflora* e *Curatella americana* L. (Sevilha, com. pess.). Em Paranã, espécies exclusivas foram observadas por Sevilha (com. pess.): *Terminalia argentea* Mart. & Zucc. e *Callisthene minor*.

Na floresta estacional decidual de São Domingos, 98,6% dos indivíduos perdem totalmente as folhas na estação seca (Scariot e Sevilha, 2005). Em áreas preservadas, o percentual de cobertura do dossel varia de 90%, no período das chuvas, a 35%, na estação seca, quando a cobertura do dossel é representada, principalmente, por galhos e troncos (Scariot e Sevilha, 2005). Em

levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados nessa região foram registradas 128 espécies arbóreas (Scariot e Sevilha, 2000; Silva e Scariot, 2003). Os valores de diversidade estimados estão abaixo daqueles estimados para outras florestas tropicais (Scariot e Sevilha, 2005).

Em cada área foram amostradas fisionomias de cerrado sentido restrito (Tabela I): cerrado em Alvorada do Norte (GO) (CEAL), cerrado em São Domingos, vilarejo de Monte Alto (GO) (CEMA) e cerrado em Paranã (TO) (CEPA). Em São Domingos foram também estudados fragmentos de floresta estacional decidual (mata seca) (MSMA). Em São Domingos e Paranã realizou-se coletas na estação seca e na chuvosa, em Alvorada do Norte apenas na estação chuvosa. Foram amostrados de um a três pontos em cada área e fitofisionomia, nos períodos: (1) 2 a 18 de setembro de 2003, na estação seca em Paranã e São Domingos; (2) 07 a 30 de março de 2004, na estação chuvosa nas três áreas; e (3) 19 a 31 de maio de 2004, no início da estação seca, apenas em floresta estacional decidual, São Domingos (Tabela I).

MÉTODOS

Riqueza e abundância das espécies de sub-bosque

As redes de neblina são eficientes na captura de aves do sub-bosque (Remsen e Good, 1996), assim foram utilizadas redes de neblina dispostas em transeções lineares. As espécies de sub-bosque são aquelas que forrageiam essencialmente no estrato intermediário da vegetação (i.e. acima do solo e abaixo da copa). Na Tabela I estão os índices horas-rede obtidos nas áreas amostradas. As redes foram abertas ao amanhecer, por volta das 06:00 h e fechadas, na maioria das vezes, por volta das 12:00 h. Entretanto, houve variação principalmente na última amostragem, em função do número de redes, como mostra a Tabela I. As redes foram trocadas de lugar em intervalos de um até quatro dias. Realizou-se 4879.5 horas-rede.

Calculou-se o Índice de Densidade (IDENS) para cada local segundo Piratelli (1999). Esse índice compensa diferenças no esforço amostral, ou seja, obtém-se uma estimativa da densidade em

função das capturas pelo número de horas-rede, tanto para fitofisionomias e localidades amostradas quanto para essas categorias nos períodos de seca e chuva. O índice de densidade é obtido através do cálculo: $IDENS = \text{número de capturas} \times 100 / \text{horas-rede}$.

Para comparação entre as diferentes localidades e fitofisionomias, em função de diferenças no esforço amostral, executou-se uma análise de rarefação, comparando-se a abundância relativa de cada espécie em cada localidade amostrada. Análise de riqueza de espécies também foi realizada, obtendo-se para cada área e fitofisionomia uma curva do coletor. Essa análise agrupa aleatoriamente as amostras e examina, nesse caso, como as espécies novas são acumuladas. As curvas de cada área foram feitas com base no número de espécies novas por dia de amostragem. O método de Jackknife foi aplicado para estimar quantas espécies seriam observadas se a amostragem tivesse sido maior (programa BioDiversity Pro; McAleece *et al.*, 1997).

As espécies registradas foram classificadas em relação ao tipo de dieta, de acordo com observações pessoais e literatura (Motta, 1990; Marini e Cavalcanti, 1996; Sick, 1997; Piratelli e Pereira, 2002; Donatelli *et al.*, 2004). Os tipos de dieta foram: insetívoros (INS), indivíduos cuja dieta é composta por 75% ou mais de insetos e outros artrópodes; onívoros (ONI), que incluem na dieta insetos, outros artrópodes e frutos, em proporções similares; frugívoros (FRU), com mais de 75% da dieta composta por frutos; granívoros (GRA), com mais de 75% de sementes na dieta, nectarívoros (NEC) com 75% de néctar na dieta e carnívoros (CAR), com pelo menos 75% de vertebrados incluídos na alimentação. A nomenclatura e a classificação das espécies estão de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2006).

Composição das espécies da floresta estacional decidual

Elaborou-se uma lista de espécies de aves da floresta estacional decidual, que é uma compilação de registros visuais e auditivos e de coletas com as redes de neblina durante as amostragens. Foram incluídas na listagem as espécies registradas no mesmo local no trabalho de Lopes (2004), por Marcelo A. Bagno em setembro de 2001, e por Tarcísio L. Abreu e a presente

autora em 2002. As espécies de aves foram classificadas em três categorias de dependência de habitats florestais, de acordo com Silva (1995) e com observações em campo: 1 = independente (espécies que se alimentam e se reproduzem principalmente em vegetação aberta: campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado sentido restrito e campos rupestres); 2 = semidependentes (espécies que podem se alimentar ou se reproduzir tanto em florestas como em áreas abertas na região); 3 = dependentes (espécies que se alimentam e se reproduzem principalmente em florestas). A nomenclatura, classificação e a sequência das espécies estão de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2006).

RESULTADOS

Riqueza e abundância das aves do sub-bosque

Nas amostragens realizadas no vale do Rio Paranã, totalizaram-se 4879.5 horas-rede (distribuídas conforme explicitado na Tabela I). Foram capturados 734 indivíduos, pertencentes a 102 espécies, excluindo-se as recapturas. Na Tabela II estão as abundâncias relativas das espécies em cada fitofisionomia por área. A floresta estacional decidual apresentou o maior número de indivíduos (307) e o cerrado de Paranã obteve o maior número de espécies capturadas (59). Ainda, o cerrado de Paranã demonstrou o maior índice de densidade (20.8), seguido pelo cerrado de São Domingos (18.4). O menor índice de densidade foi de 12.0, no cerrado de Alvorada do Norte (Tabela III).

As curvas de rarefação (Fig. 2) mostram que a comunidade com maior diversidade é a do cerrado de Paranã e as outras curvas tendem a se sobrepor, demonstrando diversidades semelhantes, apesar de índices de densidade diferentes. As curvas do coletor (número de espécies novas acumuladas quando as amostras são agrupadas), no entanto, não atingem a assíntota no número de espécies nos cerrados de Alvorada do Norte (CEAL) (Fig. 3) e de São Domingos, Monte Alto (CEMA) (Fig. 4). Ou seja, o número de espécies novas continua a aumentar na comunidade. A curva do coletor estimada pelo método de Jackknife indica que no cerrado de Alvorada do Norte a

curva começaria a atingir a assíntota em torno de 50 espécies (Fig. 3), 16 acima do observado. No cerrado de São Domingos a estimativa é de 47 espécies na comunidade de aves do sub-bosque (Fig. 4), 14 além do observado.

No cerrado de Paranã a curva do coletor observada não difere muito da curva estimada (Fig. 5), a não ser pelo maior número de espécies estimado se as amostragens fossem mais intensas. A curva observada parece começar a se estabilizar com cerca de 59 espécies, atingindo a assíntota na curva estimada em torno de 80 espécies, chegando a uma estimativa de 85 espécies. Na floresta estacional decidual foram realizadas 19 amostragens, e em função dessa intensa amostragem, a curva do coletor observada (Fig. 5) atinge a assíntota na 16ª amostragem, com pouca oscilação no número de espécies (em torno de 47 e 48 espécies). O método de Jackknife estima uma comunidade de 66 espécies em um maior esforço amostral.

As espécies mais abundantes foram *Basileuterus flaveolus*, com cerca de 14% (n=44) dos indivíduos capturados na floresta estacional decidual e *Amazilia fimbriata* nos cerrados de São Domingos e de Paranã, com 11,5 e 12% dos indivíduos, respectivamente. Já no cerrado de Alvorada do Norte *Columbina picui* foi a mais abundante, com 17 indivíduos capturados, cerca de 16% do total (Tabela II). As cinco espécies de dendrocolaptídeos registradas na floresta estacional decidual, pela ordem de abundância, foram: *Dendrocolaptes platyrostris*, *Sittasomus griseicapillus*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Xiphorhynchus guttatus* e *Campylorhamphus trochilirostris*. Esse grupo constituiu-se de 24% dos indivíduos capturados e compõem 10% das espécies na floresta estacional decidual. Outro grupo importante em abundância é a família *Thamnophilidae*, composta também por cinco espécies na floresta estacional decidual, que representou 15% (46) dos indivíduos capturados nesta vegetação, número maior do que os indivíduos da família *Tyrannidae*, embora esta última contribua na floresta estacional decidual com 11 espécies, cerca de 23% do total.

No cerrado de São Domingos foram registradas espécies comuns à floresta estacional decidual e que não ocorreram nos outros locais de cerrado, como *Thamnophilus punctatus*, *Basileuterus flaveolus* e *Nonnula rubecula*, entre as mais abundantes. No cerrado de Paranã as

espécies mais abundantes depois de *Amazilia fimbriata* foram *Elaenia quiriquensis*, *Tangara cayana* e *Coryphospingus pileatus*. Neste local a família mais abundante foi Tyrannidae, com 57 indivíduos, 26% dos indivíduos capturados e 24% (14) das espécies. No cerrado de Alvorada do Norte, depois de *Columbina picui*, as espécies mais abundantes foram *Columbina squammata* e *Thraupis sayaca*, com 11% e 7%, respectivamente, da abundância amostrada no local.

A guilda de insetívoros foi a mais rica em espécies em todos os locais e fitofisionomias estudados. No cerrado de Alvorada do Norte a guilda mais abundante foi a dos granívoros, com 41% dos indivíduos, seguida pelas guildas de insetívoros e de onívoros. No cerrado de São Domingos, 71% dos indivíduos capturados são insetívoros, 13% nectarívoros e 11% onívoros. No cerrado de Paranã os nectarívoros contribuem significativamente para a abundância observada (46), ficando atrás somente dos insetívoros. Na floresta estacional decidual os insetívoros constituem cerca de 79% dos indivíduos capturados (Tabela IV).

Composição das espécies de floresta estacional decidual

Nos remanescentes de floresta estacional decidual de São Domingos (Monte Alto), GO, através da compilação de registros nos anos de 2001 e 2002 (Lopes, 2004) e de 2003 e 2004 (presente estudo), foram observadas 134 espécies de aves, pertencentes a 14 ordens, 31 famílias e 8 sub-famílias (Apêndice 1). Duas espécies endêmicas do cerrado, *Pyrrhura pfrimeri* e *Knipolegus franciscanus* (Silva, 1995) foram registradas nas florestas estacionais deciduais de São Domingos.

A ordem Passeriformes foi a mais numerosa com 82 espécies, o equivalente a 61%; a família com maior número de espécies foi a Tyrannidae, com 33 espécies (aproximadamente 25%), seguida de Psittacidae, Picidae e Thraupidae, todas com sete espécies. As famílias Accipitridae, Thamnophilidae, Furnariidae e Icteridae foram representadas por seis espécies, cada, e as famílias Columbidae, Dendrocolaptidae e Emberizidae com cinco espécies, cada. As demais famílias foram representadas com menos de cinco espécies.

Das 134 espécies registradas no presente estudo, 52 (39%) foram classificadas como semidependentes (aquelas que ocorrem em vegetações abertas e florestais), 44 (33%) como dependentes (só ocorrem em ambientes florestais), e 38 espécies (28%) foram consideradas associadas à vegetação aberta (campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e campos rupestres), ou seja, independentes de habitats florestais. Assim, cerca de 72% das espécies registradas nas florestas estacionais deciduais de São Domingos têm alguma dependência de habitats florestais. A guilda de insetívoros foi a mais rica, com 48% (64) das espécies registradas, em seguida os onívoros foram mais numerosos, cerca de 20% das espécies, os frugívoros representam 14% (18) da riqueza, os carnívoros 11%, os granívoros 5% e por fim os nectarívoros que compuseram 2% (3) das espécies.

DISCUSSÃO

Riqueza e abundância das aves do sub-bosque

No cerrado de Paranã, TO, foi observada a maior riqueza e o maior índice de densidade de espécies de aves do sub-bosque. Assim, dentre as áreas amostradas e comparadas no vale do Rio Paranã, observa-se que o cerrado de Paranã possui maior diversidade de aves do sub-bosque e portanto maior complexidade. Este resultado é corroborado com o encontrado na análise florística feita por Sevilha (com. pess.). Em Paranã foram detectadas condições satisfatórias de conservação da flora local, onde o baixo impacto de atividades antrópicas ainda favorece a manutenção de sua diversidade local sem necessidades intervencionistas. Já nas outras áreas são recomendadas medidas urgentes para a recuperação e manutenção da diversidade de espécies vegetais (Sevilha, com. pess.).

A floresta estacional decidual é a segunda em número de espécies de aves do sub-bosque e a primeira em abundância, entretanto o esforço amostral nessa área também foi maior, assim quando se observa o índice de densidade no qual é considerado o esforço amostral, a floresta estacional decidual passa a ser a terceira mais rica e nesse caso o cerrado de São Domingos apresenta o

segundo maior índice de densidade. O cerrado de Alvorada do Norte apresentou o menor número de espécies e de indivíduos. Floristicamente também é a região mais pobre, o que deve resultar em menor disponibilidade de recursos, menor heterogeneidade ambiental e portanto menor área de ocupação para espécies mais sensíveis à fragmentação, dependentes ou semi-dependentes de habitats florestais. A espécie mais abundante desse ambiente foi *Columbina picui*, típica de vegetação mais aberta (Sick, 1997).

Os maiores índices de densidade obtidos no leste do Mato Grosso do Sul também para aves do sub-bosque, foram de 10,66 e 10,48 em fitofisionomias de cerradão e cerrado, respectivamente (Piratelli, 1999), valores menores que os encontrados no vale do Rio Paranã. Isso indica que mesmo com intensa perturbação humana, a região do vale do Rio Paranã abriga diversidades significativas dentro do Cerrado.

Apesar do total de horas-rede obtidos ser razoável, pelo fato de serem três localidades com dois tipos fitofisionômicos em uma delas, algumas amostragens não foram exaustivas. Assim, como mostram as curvas do coletor, principalmente o cerrado de Alvorada do Norte e São Domingos, se fossem realizadas mais amostragens provavelmente o número de espécies seria maior. Entretanto, fica evidente a maior riqueza e diversidade da comunidade do cerrado de Paranã, mantendo inclusive um número maior de especialistas como frugívoros e nectarívoros. Na análise de rarefação, incluindo as diferenças no esforço amostral, obtiveram-se riquezas similares nas outras comunidades, embora o cerrado de Alvorada do Norte seja estruturalmente diferente.

A comunidade de aves do sub-bosque do vale do Rio Paranã segue o padrão de abundância observado em ambientes tropicais, nos quais ocorre a presença de algumas espécies com um grande número de indivíduos e a maioria das espécies com baixa abundância (Bierregaard *et al.*, 1992). *Basileuterus flaveolus*, espécie mais abundante no sub-bosque da floresta estacional decidual, é extensamente relatada como a mais abundante em diversos habitats (Almeida, 1979; Azevedo Júnior, 1986; Piratelli, 1999). A espécie é considerada generalista (Sick, 1997). Ao contrário, seu congênere, *B. hypoleucus* teve baixa abundância relativa (0.38%), com somente dois indivíduos

capturados na floresta estacional decidual. As duas espécies habitam principalmente florestas de galeria e cerradão, ou seja, habitats florestais dentro do bioma Cerrado, apesar disso possuem significativa separação ecológica, com uma preferência de *B. flaveolus* por substratos mais secos (Marini e Cavalcanti, 1993).

Na floresta estacional decidual os arapaçus totalizaram 17% de todos os indivíduos capturados e 24% da abundância no local. O fato destas espécies estarem presentes em grande número na floresta estacional decidual pode estar relacionado às características estruturais da vegetação. Em Aurora do Tocantins (Pacheco e Olmos, 2006) em floresta estacional decidual, *B. flaveolus* e *Lepidocolaptes angustirostris* estão entre as espécies mais abundantes. A abundância relativa encontrada para *Thamnophilus punctatus* no vale do Rio Paranã foi semelhante a encontrada para o Mato Grosso do Sul (Piratelli, 1999). Esta espécie habita beira de mata, inclusive matas secundárias (Sick, 1997); possivelmente tem hábito generalista, tanto em relação ao hábitat quanto à alimentação.

Nos cerrados de Paranã e São Domingos a espécie mais abundante foi *Amazilia fimbriata*, cuja abundância relativa (6.7% aproximadamente) foi muito superior ao encontrado por Piratelli (1999) para a espécie, de 0.86% dos indivíduos capturados. No cerrado de Alvorada do Norte *Columbina picui* foi a mais abundante, uma espécie numerosa, sobretudo na Caatinga (Sick, 1997). Sua presença marcante em Alvorada do Norte talvez se deva principalmente à característica de vegetação mais aberta. Os cerrados das outras localidades possuem vegetação mais densa. *Columbina picui* também é comum no Cerrado, em Mambai, nordeste de GO (Blamires *et al.*, 2002). Suspeita-se que a espécie esteja aumentando a distribuição em função da abertura de pastagens e alterações antrópicas do Cerrado (Sick, 1997; Blamires *et al.*, 2002).

Quanto à estrutura trófica das comunidades das aves do sub-bosque, o grupo dos insetívoros foi o de maior número de espécies em todas as comunidades. Este resultado é esperado, visto que os insetos compõem um recurso abundante e disponível o ano todo e observado em outras comunidades (Motta, 1990; Piratelli e Pereira, 2002; Donatelli *et al.*, 2004). As comunidades mais

similares estruturalmente são as de São Domingos, do cerrado e da floresta estacional decidual. A floresta estacional decidual apresenta a menor porcentagem de riqueza e abundância de nectarívoros. Essa parece ser uma diferença entre as comunidades do cerrado e da floresta estacional decidual, em função obviamente da disponibilidade desse recurso. Por outro lado, o cerrado de Paranã foi particularmente rico em espécies nectarívoras, contando com 14% das espécies e 21% dos indivíduos. Esse fato corrobora mais uma vez com a observação de que floristicamente esta comunidade é mais complexa. Os nectarívoros são espécies relativamente especializadas em sua dieta, demonstrando a importância dessa comunidade para a manutenção dessa guilda, mantendo a complexidade de relações tróficas da comunidade.

O cerrado de Alvorada do Norte foi a comunidade com maior riqueza e abundância de granívoros, correspondente a 41% dos indivíduos e 19% das espécies, isto provavelmente está relacionado a uma vegetação mais aberta, composta por muitas gramíneas. Os frugívoros tiveram baixa representatividade em todas as comunidades, em torno de 3 a 4% da riqueza observada e um pouco maior no cerrado de Paranã, com 8% das espécies, o que demonstra a maior complexidade vegetacional dessa última área, comportando mais espécies especializadas. A baixa abundância e riqueza de carnívoros em todas as comunidades era de se esperar, visto que grande parte dos carnívoros ficam no estrato superior da vegetação, em áreas abertas ou são noturnos.

Composição das espécies de floresta estacional decidual

O número de espécies registrado, 134, representa cerca de 16% de todas as espécies do bioma Cerrado (estimado em 837 por Silva, 1995). A riqueza de espécies encontrada nas florestas estacionais deciduais de São Domingos, GO, é relativamente alta, considerando o estado de fragmentação dessas matas. Pacheco e Olmos (2006) registraram, no sudeste de Tocantins, em dois fragmentos de florestas estacionais deciduais, 125 espécies de aves no Vale do Rio Palmeiras (RPTO) e 118 espécies em Aurora do Tocantins (ATTO). Gillespie e Walter (2001) registraram 71 espécies de aves residentes em sete fragmentos de floresta estacional decidual na América Central.

Já para as matas secas do oeste do México são estimadas 340 espécies de aves (Ceballos e Garcia, 1995); entretanto nesse caso, não fica claro como foi feita a estimativa, nem quais os tipos fisionômicos amostrados.

Comparando as florestas estacionais decíduais de São Domingos e do vale do Rio Palmeiras (RPTO) e Aurora do Tocantins (ATTO) (Pacheco e Olmos, 2006), observa-se um maior número de espécies comuns (88) entre a floresta estacional decidual de São Domingos e Aurora do Tocantins. A razão possível, como os autores sugerem, é que no vale do Rio Palmeiras ocorrem ecótonos de floresta estacional decidual e cerrado e que em Aurora do Tocantins os remanescentes de floresta estacional decidual são menos fragmentados, mantendo sua composição mais próxima das de São Domingos.

Duas espécies registradas aqui são endêmicas do Cerrado (Silva, 1995): *Pyrrhura pfrimeri* e *Knipolegus franciscanus*. *Pyrrhura pfrimeri* tem distribuição limitada, considerada restrita às florestas estacionais decíduais do vale do Rio Paranã (Silva, 1995). Pacheco e Olmos (2006) também registraram a espécie em Aurora do Tocantins/TO. Esta integra a Lista Nacional de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (2003), na categoria de vulnerável. *Knipolegus franciscanus* vive na caatinga e na clareira da mata seca, ocorre no médio São Francisco (Bahia, Minas Gerais) e leste de GO (Silva e Oren, 1992; Sick, 1997).

As famílias com maior riqueza de espécies no Cerrado são Tyrannidae, Emberizidae, Formicariidae, Furnariidae, Trochilidae e Psittacidae (Silva, 1995). Segundo Machado *et al.* (1998), a riqueza de espécies em ambiente de Cerrado varia conforme a latitude e a longitude, e apenas as famílias/subfamílias Tyrannidae, Emberizinae e Furnariidae seriam bem representadas em quaisquer regiões. No presente trabalho, estas três famílias estão entre as sete com maior número de espécies. Outras famílias bem representadas foram Psittacidae, Picidae e Thamnophilidae, resultado que difere do encontrado por outros autores (Piratelli, 1999; Santos, 2004), demonstrando o padrão descrito por Machado *et al.* (1998).

Silva e Santos (2005), discutindo mudanças na lista de Silva (1995), observaram que aproximadamente 72% da avifauna que se reproduz na região do Cerrado é composta por espécies parcialmente ou totalmente dependente de florestas (estacionais decíduais e de galeria), que cobrem menos que 10% dessa região. Esse dado é corroborado pelos resultados obtidos, pois 72% das espécies registradas nas florestas estacionais decíduais de São Domingos possuem alguma dependência de habitats florestais. Esse resultado também é similar ao encontrado nas florestas estacionais decíduais da Costa Rica e Nicarágua, onde 50 (70%) das espécies foram consideradas espécies florestais (Gillespie e Walter, 2001).

Silva e Santos (2005) descrevem a avifauna do Cerrado como predominantemente florestal, vivendo em um bioma coberto principalmente por savanas. Esses dados reforçam a importância das matas secas para a sobrevivência dessas espécies e manutenção da diversidade de aves do bioma Cerrado (Silva, 1995). Um monitoramento ao longo dos anos poderia verificar o que ocorre com as espécies de áreas abertas, o que refletiria o estado de conservação das florestas estacionais decíduais da região. A comunidade de aves da floresta estacional decidual de São Domingos é composta em quase 50% de insetívoros, na guilda de aves do sub-bosque os insetívoros totalizam 62%, como já mencionado. Os insetos formam um recurso abundante e disponível o ano todo. Os onívoros constituem 20% das espécies, e conseguem sobreviver em função da disponibilidade sazonal dos recursos alimentares. Os frugívoros correspondem a 14% da composição da avifauna, o que demonstra que a floresta estacional decidual oferece suficientes frutos para manter essas espécies. A floresta estacional decidual é particularmente pobre em espécies nectarívoras, e a baixa riqueza de granívoras deve estar associada à menor quantidade de gramíneas (Apêndice 1).

Os resultados desse capítulo mostram a importância do vale do Rio Paranã para a manutenção da biodiversidade das aves do Cerrado. Nas áreas amostradas encontra-se considerável riqueza e diversidade de espécies. A floresta estacional decidual apresenta características peculiares em relação à avifauna, com espécies endêmicas e um tipo vegetacional que abriga espécies de aves dependentes de habitats florestais, funcionando também como um corredor para dispersão e

movimentação de várias espécies. Esse trabalho reforça a urgência da necessidade de se conservar áreas do vale do Rio Paranã, especialmente as de floresta estacional decidual e a área de cerrado de Paranã/TO.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, A. F. 1979. Influência do tipo de vegetação nas populações de aves em uma floresta implantada de *Pinus spp*, na região de Agudos, SP. *IPEF*, **18**: 59-77.
- Andahur, J. P. J. V. 2001. *Florestas e questões de gestão ambiental na bacia do Rio Paranã*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Florestal. Brasília, Universidade de Brasília.
- Andrade, M. A. 1993. *A vida das aves*. Fundação Acangaú, Belo Horizonte, MG.
- Azevedo Júnior, S. M. 1986. *Anilhamento de aves na estação ecológica do Tapacurá, Pernambuco*. XIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Cuiabá (MT), p. 192.
- Begon, M.; J. L. Harper e C. R. Townsend. 1990. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Bell, H. L. e H. A. Ford. 1990. The influence of food shortage on interspecific niche overlap and foraging behavior of three species of australian warblers (Acanthizidae). *Stud. Avian Biol.*, **13**: 381-388.
- Bierregaard Jr., R.O.; T. E. Lovejoy; V. Kapos; A. A. Santos e R.W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience*, **42**: 859-866.
- BirdLife International. 2003. *BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation*. BirdLife International, Cambridge, UK. Disponível em <http://www.birdlife.org>. Acesso em: 05/06/2007.

- Blamires, D.; M. J. Lemes; C. C. Carvalho; C. R. P. Souza e C. V. Mendonça. 2002. Ocorrência de *Columbina picui strepitans* Spix, 1825 na região de Mambai, nordeste do Estado de Goiás, Brasil (Columbiformes, Columbidae). *Ararajuba*, **10**: 99-100.
- Blendinger, P. G. 2005. Foraging behaviour of birds in an arid sand-dune scrubland in Argentina. *Emu*, **105**: 67-79.
- CBRO. 2006. Listas das Aves do Brasil. Versão 15/07/2006. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 10/03/2007.
- Ceballos, G. e A. Garcia. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forests in Western Mexico. *Cons. Biol.*, **9**: 1349-1353.
- Chapman, A. e K. V. Rosenberg. 1991. Diets of four sympatric Amazonian woodcreepers (Dendrocolaptidae). *Condor*, **93**: 904-915.
- Donatelli, R. J.; T. V. V. Costa e C. D. Ferreira. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, **21**: 97-114.
- Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.*, **38**: 201-341.
- Gillespie, T. W. e H. Walter. 2001. Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *J Biogeogr.*, **28**: 651-662.
- Holmes, R. T. e H. F. Recher. 1986. Determinantsof guild structure in Forest bird communities: an intercontinental comparison. *Condor*, **88**: 427-439.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.*, **93**: 145-159.
- IBGE. 1995. *Zoneamento ambiental e agroecológico do Estado de Goiás*. IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/Divisão de geociências do Centro-Oeste, Rio de Janeiro, RJ.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystem. Em: *Biodiversity*. E. O. Wilson (Ed.). National Academy Press, Washington, USA.

- Levins, S. A. 1970. Community equilibria and stability, and an extension of the competitive exclusion principle. *Am. Nat.*, **104**: 413-423.
- Lista Nacional de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. 2003. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/index.cfm>>. Acesso em: 25/01/2007.
- Lopes, F. P. P. 2004. *Floresta Estacional Decidual: frugivoria e qualidade ambiental*. Tese de doutorado em Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília.
- Luíz, G. C. 1998. *Estudo do impacto ambiental a partir da análise espaço-temporal - caso da região Vão do Paranã - GO*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Goiás, Goiânia.
- Machado, R. B.; A. A. Ferreira; C. A. Bianchi e R. B. Cavalcanti. 1998. Padrões de riqueza de aves passeriformes no Cerrado, Brasil. VII Congresso Brasileiro de Ornitologia: 115.
- Machado, R. B.; M. B. Ramos Neto; P. Pereira; E. Caldas; D. Gonçalves, N. Santos; K. Tabor e M. Steininger. 2004. *Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro*. CI do Brasil. Brasília.
- Marini, M. A. e R. B. Cavalcanti. 1993. Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* warblers from central Brazil. *Ornit. Neot.*, **4**: 69-76.
- Marini, M. A. e R. B. Cavalcanti. 1996. Influência do fogo na avifauna do sub-bosque de uma mata de galeria do Brasil Central. *Rev. Bras. Biol.*, **56**: 749-754.
- Marini, M. A. e F. I. Garcia. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* **1**: 95-102.
- McAleece, N.; J. Lambshead; G. Paterson e J. Gage. 1997. *BioDiversity Pro*. Versão 2. The Natural History Museum/Scottish Association for Marine Science, Oban, Escócia
- Miles, D. B. e R. E. Ricklefs. 1984. The correlation between ecology and morphology in deciduous forest passerine birds. *Ecology*, **65**: 1629-1640.
- Morrison, M. L. 1981. The structure of western warbler assemblages: analysis of foraging behavior and habitat selection in Oregon. *Auk*, **98**: 578-588.
- Morrison, M. L. 1982. The structure of western warbler assemblages: ecomorphological analysis of the black-throated gray and hermit warblers. *Auk*, **99**: 503-513.
- Motta, J. C. Jr. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na

região central do estado de São Paulo. *Ararajuba*, **1**: 65-71.

MMA. 2002. *Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Ministério do Meio Ambiente, Centro de Informação e Documentação, Brasília.

Pacheco, J. F. e F. Olmos. 2006. As Aves do Tocantins 1: Região Sudeste. *Revt. Bras. de Ornit.*, **14**: 85-100.

Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **4**: 53-74.

Pianka, E. R. 1974. Niche overlap and diffuse competition. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **71**: 2141-2145.

Piratelli, A. J. 1999. *Comunidade de aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.

Piratelli, A. J. e M. R. Pereira. 2002. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ararajuba*, **10**: 131-139.

Putman, R. J. 1996. *Community Ecology*. 3ª ed. Chapman & Hall, London.

Remsen, J. V. e D. A. Good. 1996. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk*, **113**: 381-398.

Ricklefs, R. E. 2003. *A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica*. 5ª edição. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Ricklefs, R. E. e J. Travis. 1980. A morphological approach to the study of avian community organization. *Auk*, **97**: 321-338.

Roughgarden, J. e J. Diamond. 1986. Overview: The role of species interactions in community ecology. Em: *Community Ecology*. J. Diamond e T. J. Case. (Eds.). Harper & Row, New York, USA.

Sabo, S. R. e R. T. Holmes. 1983. Foraging niches and the structure of forest bird communities in contrasting montane habitats. *Condor*, **85**: 121-138.

- Sampaio, A. B. e A. Scariot. 2003. Regeneração natural de árvores em Floresta Estacional Decidua convertida em pastagem. *VI Congresso de Ecologia do Brasil*: 408-410.
- Santos, M. P. D. 2004. As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação de Caatinga no estado do Piauí, Brasil. *Ararajuba*, **12**: 113-123.
- Scariot, A. e A. C. Sevilha. 2000. Diversidade, estrutura e manejo das florestas decíduais e as estratégias para a conservação. Em: *Tópicos Atuais em Botânica*. T. B. Cavalcanti e B. M. T. Walter (Eds.). Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia/Sociedade Botânica do Brasil, Brasília.
- Scariot, A. e A. C. Sevilha. 2003. Desmatamento e fragmentação do Cerrado: destruição das florestas estacionais e a conservação da biodiversidade. Em: *Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*. V. Claudino-Sales (Ed.). Fortaleza, Expressão Gráfica e Editora: 163-169.
- Scariot, A. e A. C. Sevilha. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. Em: *Ecologia, Biodiversidade e Conservação do Cerrado*. A. Scariot; J. C. Sousa-Silva, e J. M. Felfili (Eds.). MMA, Brasília, Brazil.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, **185**: 27-39.
- Sherry, T. W. 1984. Comparative dietary ecology of sympatric, insectivorous neotropical flycatchers (Tyrannidae). *Ecol. Monog.*, **54**: 313-338.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, São Paulo.
- Silva, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia*, **21**: 69-92.
- Silva, J. M. C. e J. M. Bates. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*, **52**: 225-233.
- Silva, J. M. C. e D. C. Oren. 1992. Notes on *Knipolegus franciscanus* Snethlage, 1928 (Aves: Tyrannidae), an endemism of central Brazilian dry forests. *Goeldi. Zool.*, **16**: 1-9.
- Silva, J. M. C.; M. A. Souza; A. G. D. Bieber e C. J. Carlos. 2003. Aves da caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. Em: *Ecologia e conservação da caatinga*. I. R. Leal; M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). Ed. Universitária da UFPE, Recife, PE.

- Silva, J. M. C. e M. P. D. Santos. 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. Em: *Ecologia, Biodiversidade e Conservação do Cerrado*. A. Scariot; J. C. Sousa-Silva, e J. M. Felfili (Eds.). MMA, Brasília, Brazil.
- Silva, L. A. e A. Scariot. 2003. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos, GO, Bacia do rio Paranã). *Acta Bot.Bras.*, **17**: 305-313.
- Stattersfield, A. J.; M. J. Crosby; A. J. Long e D. C. Wege. 1998. *Endemic bird areas of the world: priorities for conservation*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Vieira, D. L. M. 2002. *Efeito da Exploração Madeireira em Populações de Espécies Arbóreas de Floresta Estacional Decidual*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.

Tabela I. Pontos de coleta e esforço amostral na captura das aves com redes ornitológicas, no vale do Rio Paraná.

Município	Ponto	Coordenadas	Vegetação	Data	Nº redes	Horário	Horas-rede	Nº de espécies novas	Nº de indivíduos
São Domingos	1	13°39'20"S e 46°49'11"W	Floresta estacional decidual	02/09/03	25	6:15-12:15	150	19	60
	1			03/09/03	25	6:20-12:20	150	7	21
	1			05/09/03	25	6:00-12:00	150	7	38
	2	13°37'28"S e 46°43'10"W	cerrado	06/09/03	25	5:40-11:40	150	23	50
	3		cerrado	07/09/03	25	6:30-12:30	150	6	22
Paraná	3			08/09/03	25	5:50-11:50	150	1	21
	1	12°54'55"S e 47°36'59"W	cerrado	12/09/03	24	5:55-12:55	150	15	36
	1			13/09/03	24	6:05-13:05	150	6	23
	2		cerrado	14/09/03	24	5:45-12:45	150	13	50
	1	14°31'19"S e 46°47'12"W	cerrado	07/03/04	20	6:00-13:30	150	12	25
Alvorada do Norte	1			08/03/04	20	6:10-13:40	150	9	18
	2	14°30'03"S e 46°45'12"W	cerrado	09/03/04	20	6:15-13:45	150	6	29
	2			10/03/04	20	6:00-13:30	150	4	24
	3	14°30'47"S e 46°45'07"W	cerrado	11/03/04	20	6:15-13:45	150	3	10
	3			12/03/04	20	6:30-14:00	150	0	2
São Domingos	1	13°38'56"S e 46°45'18"W	Floresta estacional decidual	16/03/04	20	6:30-14:00	150	1	18
	1			17/03/04	20	8:30-12:30	80	0	4
	1			18/03/04	20	6:10-13:40	150	2	12
	1			20/03/04	20	6:30-11:30	100	1	8

Município	Ponto	Coordenadas	Vegetação	Data	Nº redes	Horário	Horas-rede	Nº de espécies novas	Nº de indivíduos
Paraná	2	13°38'42"S e 46°45'24"W	cerrado	21/03/04	20	6:30-11:30	100	3	8
	1	12°54'55"S e 47°36'59"W	cerrado	25/03/04	20	6:00-12:00	120	6	24
	1			26/03/04	20	6:00-12:00	120	6	12
	1			27/03/04	20	6:00-12:00	120	6	31
	2	12°54'22"S e 47°37'17"W	cerrado	29/03/04	20	6:00-12:00	120	6	35
São Domingos	2			30/03/04	20	6:00-12:00	120	0	7
	1	Faz. Flor do Ermo	Floresta estacional decidual	19/05/04	11	3 redes-7:00-16:30 8 redes-9:30-16:30	84.5	2	20
	1	13°39'24"S e 46°45'10"W		20/05/04	13	6:15-16:15	130	1	10
	1			21/05/04	13	6:20-13:20	91	0	7
	1			23/05/04	13	6:00-17:00	143	0	16
	1			24/05/04	13	6:10-16:10	130	3	12
	1			25/05/04	13	6:10-13:10	91	0	6
	2	Faz. São Domingos	Floresta estacional decidual	26/05/04	13	6:10-17:10	143	1	18
	2			27/05/04	13	6:15-17:15	143	0	9
	2			28/05/04	13	6:15-14:15	104	1	8
	2			29/05/04	13	6:20-17:20	143	0	22
	2			30/05/04	13	6:25-16:25	130	0	3
	2			31/05/04	13	6:20-15:20	117	3	16
Total							4879.5		735

Tabela II. Espécies capturadas em redes de neblina e as respectivas abundâncias relativas ao total de indivíduos, em cada localidade e tipo de vegetação no Vale do Paranã, GO e TO, entre 2003 e 2004 e a dieta das espécies: CAR: carnívoras; GRA: granívoras; FRU: frugívoras; INS: insetívoras; ONI: onívoras e NEC: nectarívoras. CEAL: cerrado de Alvorada do Norte, GO; CEMA: cerrado de São Domingos (Monte Alto), GO; CEPA: cerrado de Paranã, TO e MSMA: floresta estacional decidual (mata seca) de São Domingos (Monte Alto).

espécie	CEAL	CEMA	CEPA	MSMA	Nº de indivíduos	Abundância relativa %	Dieta
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	0	1	0	2	0.3	CAR
<i>Falco sparverius</i>	1	0	0	0	1	0.1	CAR
<i>Columbina talpacoti</i>	4	0	1	1	6	0.8	GRA
<i>Columbina squammata</i>	12	0	9	0	21	3.0	GRA
<i>Columbina picui</i>	17	0	0	0	17	2.3	GRA
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0	0	2	2	0.3	FRU
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	0	1	0	0	1	0.1	INS
<i>Piaya cayana</i>	0	0	0	2	2	0.3	ONI
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0	1	1	4	6	0.8	CAR
<i>Phaethornis pretrei</i>	0	0	3	0	3	0.4	NEC
<i>Eupetomena macroura</i>	0	0	5	0	5	0.7	NEC
<i>Colibri serrirostris</i>	0	0	1	0	1	0.1	NEC
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	0	0	1	0	1	0.1	NEC
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0	1	2	0	3	0.4	NEC
<i>Thalurania glaucopis</i>	0	0	4	0	4	0.5	NEC
<i>Amazilia fimbriata</i>	4	12	25	7	48	6.6	NEC
<i>Heliactin bilophus</i>	2	0	0	0	2	0.3	NEC
<i>Helimaster squamosus</i>	0	0	0	1	1	0.1	NEC
<i>Galbula ruficauda</i>	0	0	1	2	3	0.4	INS
<i>Nystalus chacuru</i>	0	0	1	0	1	0.1	INS
<i>Nystalus maculatus</i>	2	2	8	3	15	2.0	INS
<i>Nonnula rubecula</i>	0	6	1	9	16	2.2	INS
<i>Monasa nigrifrons</i>	0	0	0	3	3	0.4	INS
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0	0	0	1	1	0.1	INS
<i>Veniliornis passerinus</i>	0	2	4	2	8	1.1	INS
<i>Colaptes melanochloros</i>	1	0	0	0	1	0.1	INS
<i>Taraba major</i>	0	0	0	1	1	0.1	INS
<i>Thamnophilus punctatus</i>	2	10	1	22	35	4.9	INS
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	0	1	0	0	1	0.1	INS
<i>Formicivora grisea</i>	0	3	1	7	11	1.5	INS
<i>Formicivora melanogaster</i>	0	4	0	16	20	2.7	INS
<i>Sittasomus griseicapilus</i>	1	3	1	19	24	3.3	INS
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0	1	0	29	30	4.1	INS
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0	0	0	8	8	1.1	INS
espécie	CEAL	CEMA	CEPA	MSMA	Nº de indivíduos	Abundância relativa %	Dieta

<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	6	6	8	16	36	5.0	INS
<i>Campylorhampus trochilirostris</i>	0	0	0	1	1	0.1	INS
<i>Furnarius rufus</i>	0	2	0	14	16	2.2	INS
<i>Synallaxis frontalis</i>	0	1	3	0	4	0.5	INS
<i>Synallaxis scutata</i>	0	0	0	9	9	1.2	INS
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	0	0	0	1	1	0.1	INS
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0	1	0	1	2	0.3	INS
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0	7	4	0	11	1.5	INS
<i>Hemitriccus sp.</i>	0	0	2	0	2	0.3	INS
<i>Myiopagis viridicata</i>	0	1	1	9	11	1.5	INS
<i>Elaenia albiceps</i>	1	0	0	0	1	0.1	ONI
<i>Elaenia cristata</i>	0	0	5	0	5	0.7	ONI
<i>Elaenia chiriquensis</i>	0	0	17	1	18	2.4	ONI
<i>Elaenia sp.</i>	0	0	1	0	1	0.1	ONI
<i>Camptostoma obsoletum</i>	3	0	0	0	3	0.4	INS
<i>Suiriri suiriri</i>	2	0	1	0	3	0.4	INS
<i>Phaeomyias murina</i>	2	2	1	0	5	0.7	INS
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	4	0	9	13	1.8	INS
<i>Myiobius barbatus</i>	0	0	0	2	2	0.3	INS
<i>Myiobius atricaudus</i>	0	0	0	1	1	0.1	INS
<i>Lathothrictus euleri</i>	0	0	0	2	2	0.3	INS
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0	1	8	0	9	1.2	INS
<i>Pitangus sulphuratus</i>	2	2	0	8	12	1.6	ONI
<i>Myiodinastes maculatus</i>	0	3	0	2	5	0.7	ONI
<i>Megarynchus pitangua</i>	1	0	1	0	2	0.3	ONI
<i>Tyrannus melancholicus</i>	2	0	0	0	2	0.3	INS
<i>Sirystes sibilator</i>	0	0	0	1	1	0.1	INS
<i>Casiornis rufus</i>	0	3	3	6	12	1.6	INS
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0	1	9	0	10	1.4	INS
<i>Myiarchus ferox</i>	0	0	1	0	1	0.1	INS
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	3	1	3	0	7	1.0	INS
<i>Neopelma pallescens</i>	0	0	1	0	1	0.1	INS
<i>Pachyramphus viridis</i>	1	0	0	0	1	0.1	ONI
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	6	0	1	1	8	1.1	ONI
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	5	0	0	3	8	1.1	ONI
<i>Vireo olivaceus</i>	0	0	4	0	4	0.5	ONI
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	1	0	1	0	2	0.3	ONI
<i>Troglodytes musculus</i>	0	0	2	0	2	0.3	INS
<i>Poliophtila dumicola</i>	0	1	1	0	2	0.3	INS
<i>Turdus rufiventris</i>	0	0	0	3	3	0.4	ONI
<i>Turdus leucomelas</i>	1	2	6	5	14	2.0	ONI
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0	4	4	2	10	1.4	ONI
<i>Turdus albicollis</i>	0	0	0	1	1	0.1	ONI
<i>Mimus saturninus</i>	2	0	0	0	2	0.3	ONI
<i>Coereba flaveola</i>	0	0	5	0	5	0.7	NEC
<i>Nemosia pileata</i>	1	0	0	0	1	0.1	ONI

espécie	CEAL	CEMA	CEPA	MSMA	Nº de indivíduos	Abundância relativa %	Dieta
<i>Piranga flava</i>	0	0	4	0	4	0.5	FRU
<i>Eucometis penicillata</i>	0	0	0	2	2	0.3	INS

<i>Tachyphonus rufus</i>	0	0	2	0	2	0.3	ONI
<i>Thraupis sayaca</i>	8	0	7	0	15	2.0	FRU
<i>Tangara cayana</i>	0	0	11	0	11	1.5	FRU
<i>Hemithraupis guira</i>	0	1	1	4	6	0.8	FRU
<i>Zonotrichia capensis</i>	1	0	3	0	4	0.5	GRA
<i>Ammodramus humeralis</i>	0	0	6	0	6	0.8	GRA
<i>Sicalis flaveola</i>	4	0	1	0	5	0.7	GRA
<i>Volatinia jacarina</i>	0	0	0	14	14	2.0	GRA
<i>Sporophila plumbea</i>	0	0	2	0	2	0.3	GRA
<i>Sporophila sp.</i>	0	0	1	0	1	0.1	GRA
<i>Coryphospingus pileatus</i>	5	3	11	3	22	3.0	GRA
<i>Saltator maximus</i>	0	0	1	0	1	0.1	ONI
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	0	0	0	2	2	0.3	INS
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0	8	0	44	52	7.2	INS
<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	2	0	2	0.3	FRU
sp1	3	0	0	0	3	0.4	
sp2	1	0	0	0	1	0.1	
sp3	0	0	1	0	1	0.1	
sp4	0	0	1	0	1	0.1	
sp5	0	0	0	1	1	0.1	
n° de indivíduos	108	101	218	307	734		
n° de espécies	34	33	59	48	102		

Tabela III. Índice de densidade (IDENS*) em cada fitofisionomia e localidade amostrada no vale do Rio Paranã (dados: 2003 e 2004). CEAL: cerrado de Alvorada do Norte, GO; CEMA: cerrado de São Domingos (Monte Alto), GO; CEPA: cerrado de Paranã, TO e MSMA: floresta estacional decidual (mata seca) de São Domingos (Monte Alto). *IDENS: número de capturasx100/horas-rede.

Local	Nº capturas * 100	Nº de horas-rede	IDENS
CEAL	10800	900	12.00
CEMA	10100	550	18.4
CEPA	21800	1050	20.8
MSMA	30700	2379.5	12.9

Tabela IV. Número e porcentagem entre parênteses dos indivíduos e espécies capturados com redes de neblina entre 2003 e 2004, no vale do Rio Paranã, separados pela guilda alimentar. CEAL: cerrado de Alvorada do Norte, GO; CEMA: cerrado de São Domingos (Monte Alto), GO; CEPA: cerrado de Paranã, TO e MSMA: floresta estacional decidual (mata seca) de São Domingos (Monte Alto).

Dieta	CEAL		CEMA		CEPA		MSMA	
	ind.	sps.	ind.	sps.	ind.	sps.	ind.	sps.
Insetívoros	24 (23%)	10 (32%)	72 (71%)	24 (73%)	66 (30%)	23 (40%)	242 (79%)	29 (62%)
Onívoros	21 (20%)	10 (32%)	11 (11%)	4 (12%)	43 (20%)	11 (19%)	28 (9%)	10 (21%)
Frugívoros	8 (8%)	1 (3%)	1 (1%)	1 (3%)	25 (12%)	5 (9%)	6 (2%)	2 (4%)
Granívoros	43 (41%)	6 (19%)	3 (3%)	1 (3%)	34 (16%)	8 (14%)	18 (6%)	3 (7%)
Nectarívoros	6 (6%)	2 (7%)	13 (13%)	2 (6%)	46 (21%)	8 (14%)	8 (3%)	2 (4%)
Carnívoros	2 (2%)	2 (7%)	1 (1%)	1 (3%)	2 (1%)	2 (4%)	4 (1%)	1 (2%)

Legendas das Figuras

Figura 1. Mapa do Brasil, destacando a bacia do Rio Paranã, entre os estados de GO e TO. Figura retirada de Scariot e Sevilha (2005).

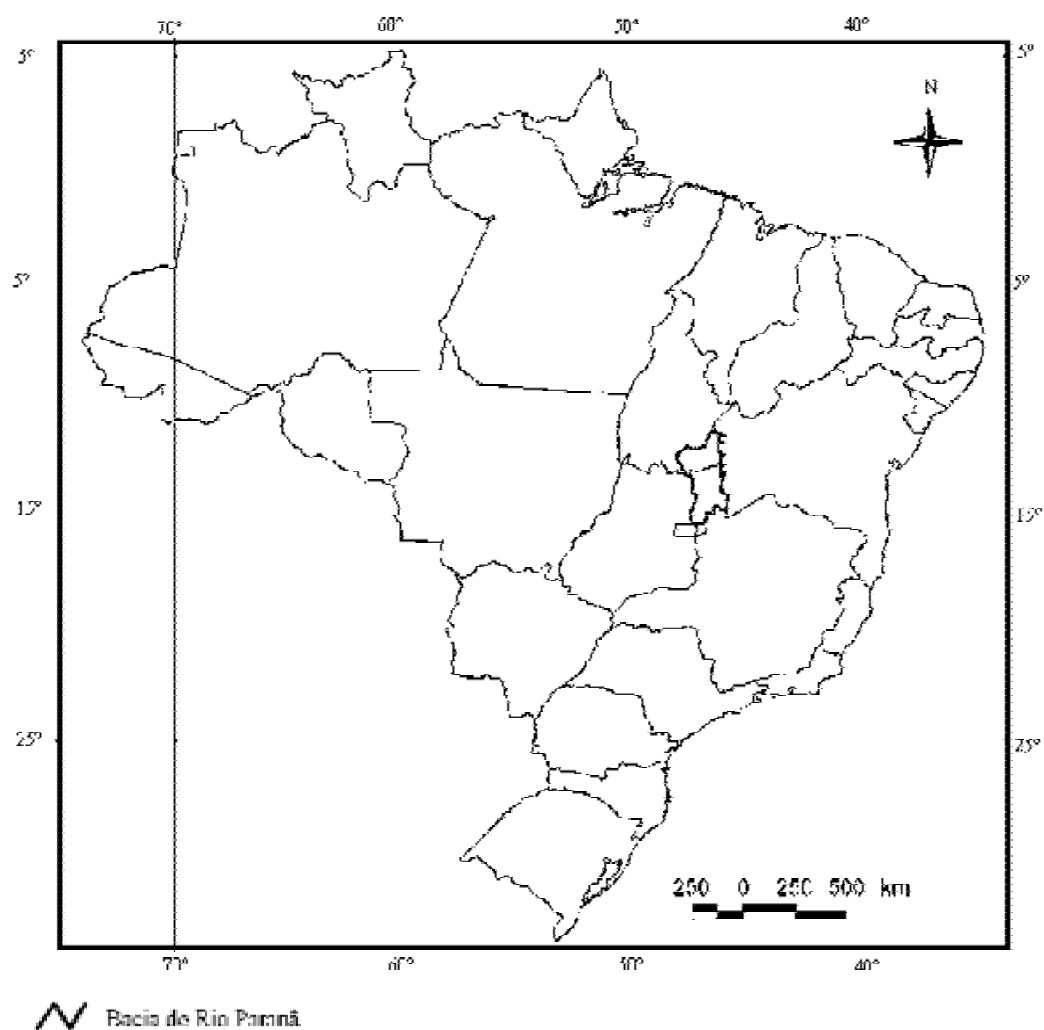
Figura 2. Curva de rarefação mostrando as abundâncias relativas das espécies em cada localidade amostrada no vale do Rio Paranã, GO e TO, dados obtidos em 2003 e 2004. CEAL: cerrado de Alvorada do Norte, GO; CEMA: cerrado de São Domingos, Monte alto, GO; CEPA: cerrado de Paranã, TO; MSMA: floresta estacional decidual (mata seca) de São Domingos, Monte Alto, GO.

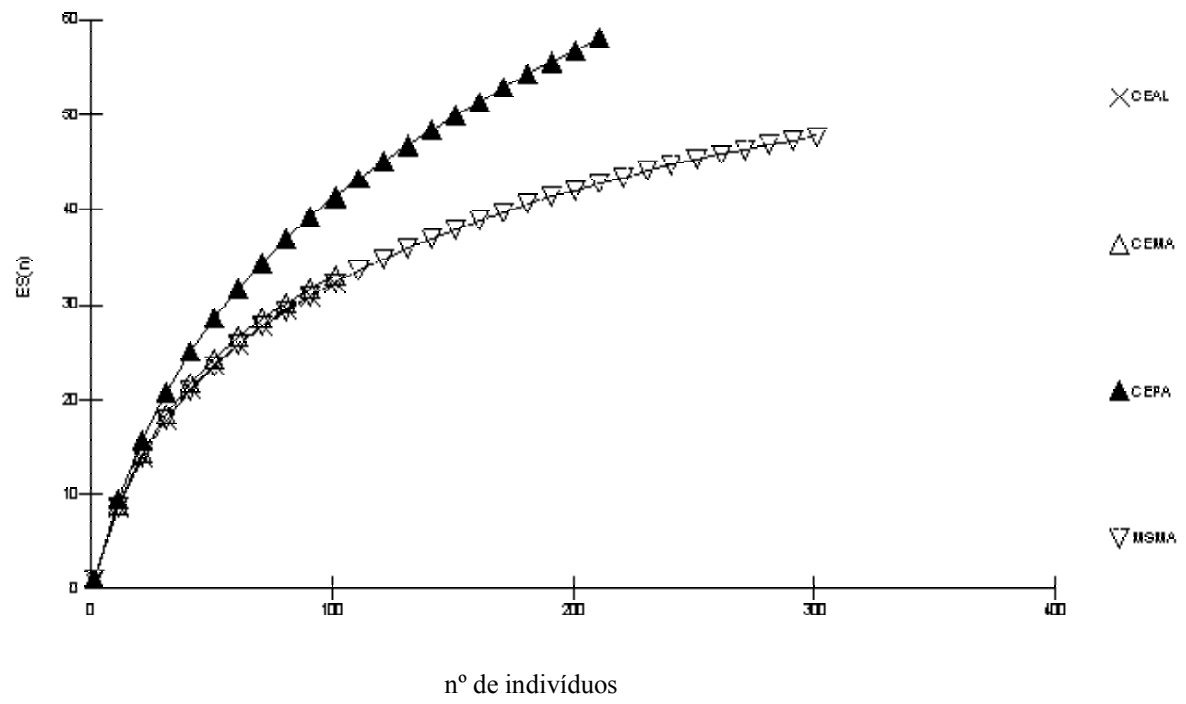
Figura 3. Curva do coletor observada e estimada pelo método de Jackknife, em relação ao número de espécies capturadas no cerrado de Alvorada do Norte, GO, dados obtidos em 2004.

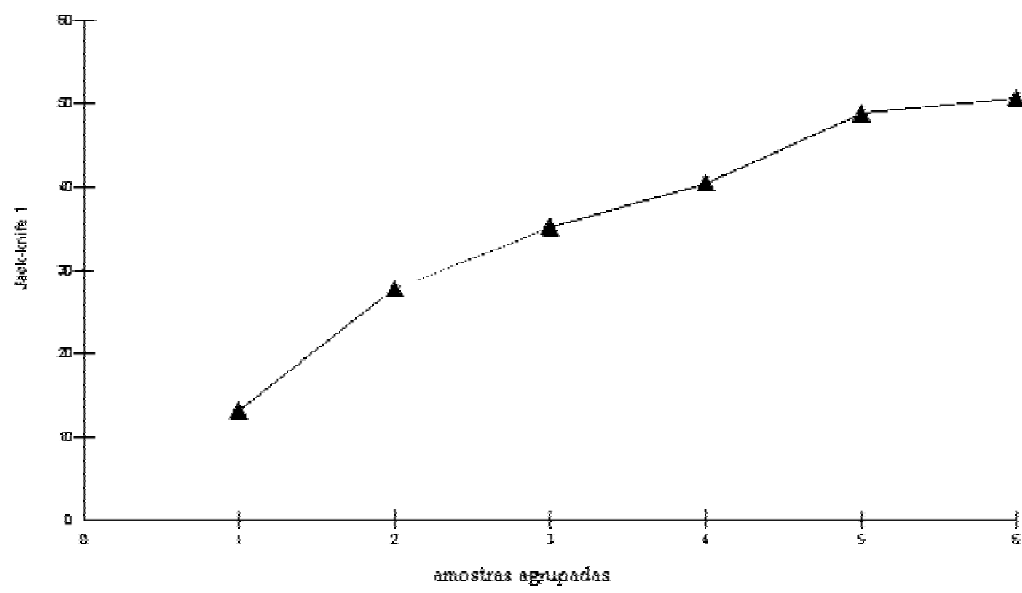
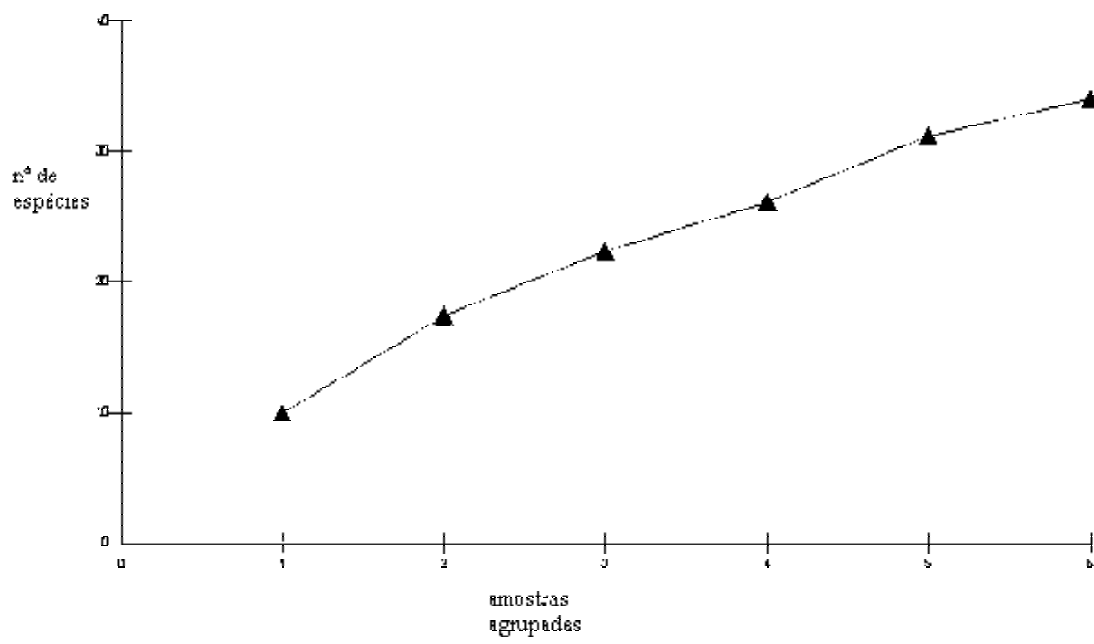
Figura 4. Curva do coletor observada e estimada pelo método de Jackknife, em relação ao número de espécies capturadas no cerrado de São Domingos, Monte Alto, GO, dados obtidos em 2003 e 2004.

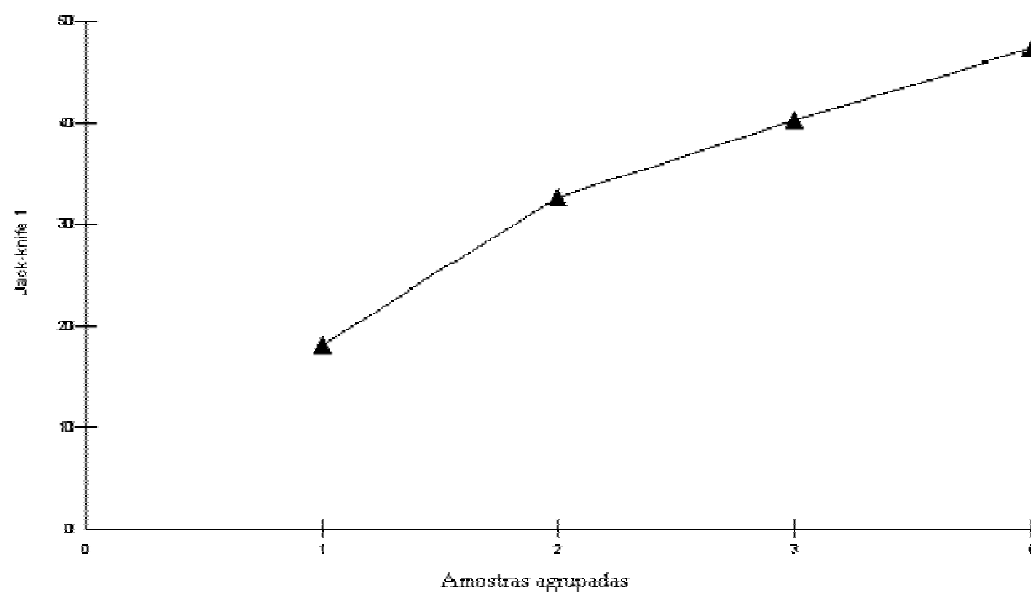
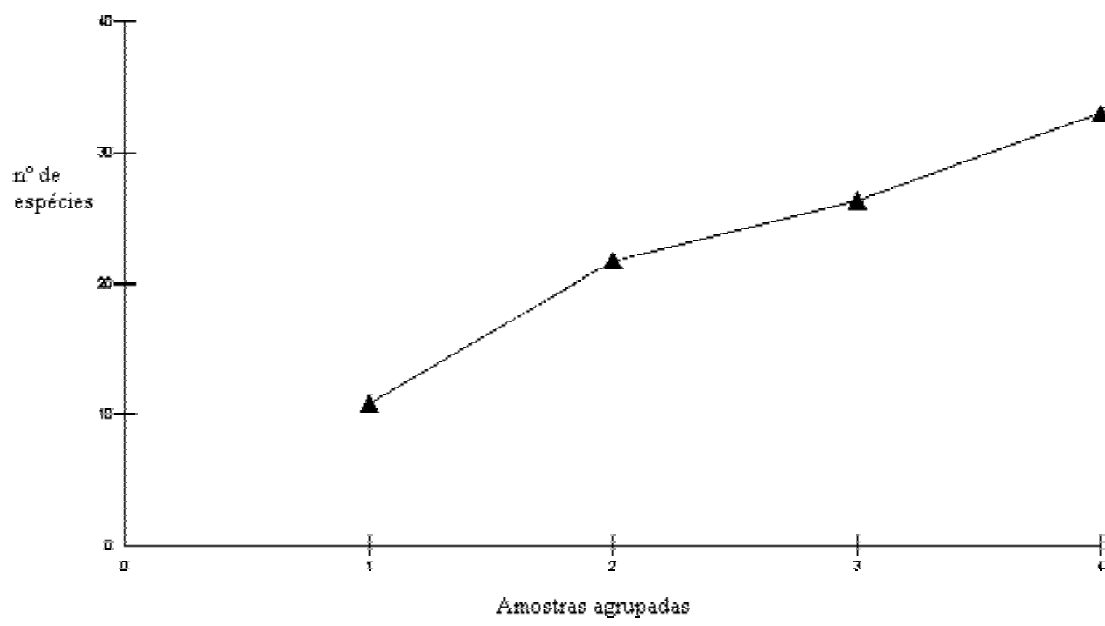
Figura 5. Curva do coletor observada e estimada pelo método de Jackknife, em relação ao número de espécies capturadas no cerrado de Paranã, TO, dados obtidos em 2003 e 2004.

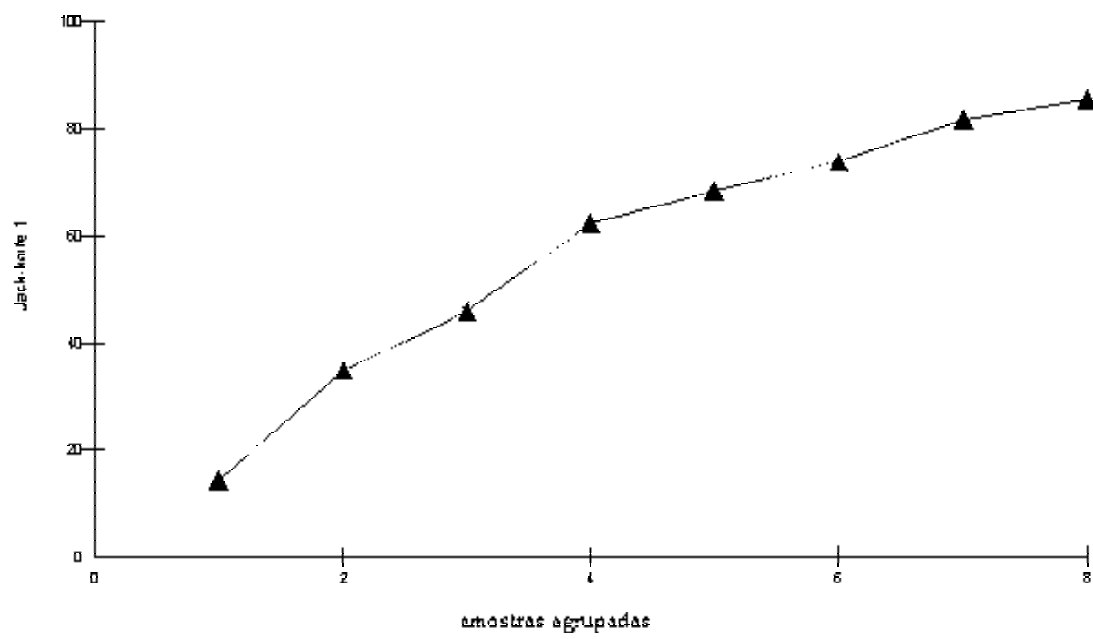
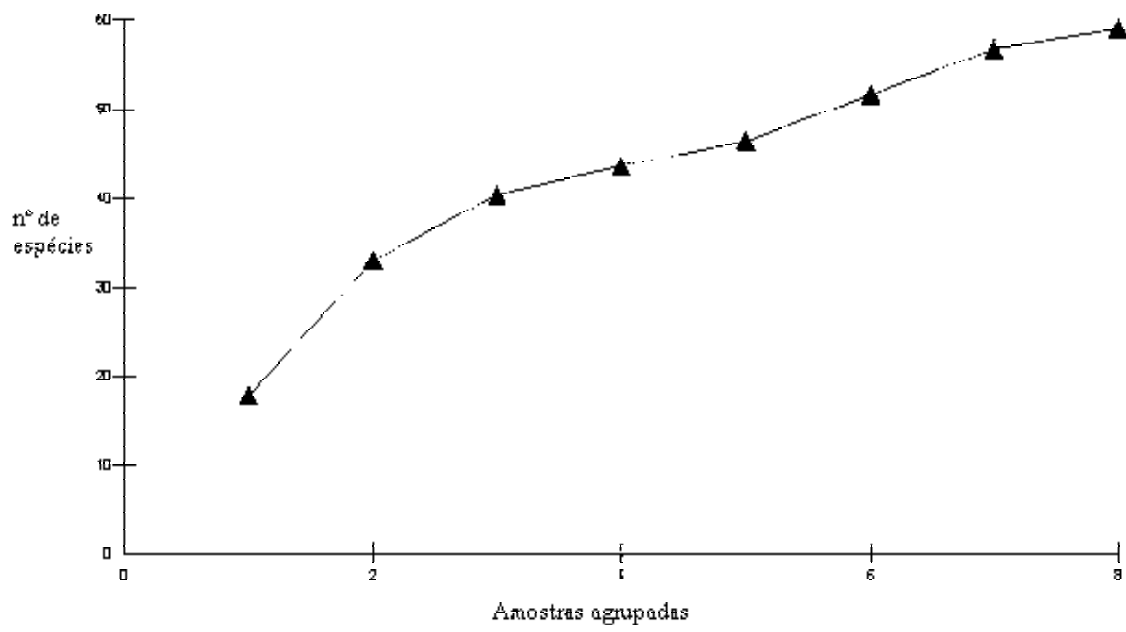
Figura 6. Curva do coletor observada e estimada pelo método de Jackknife, em relação ao número de espécies capturadas em floresta estacional decidual de São Domingos, Monte Alto, GO, dados obtidos em 2003 e 2004.

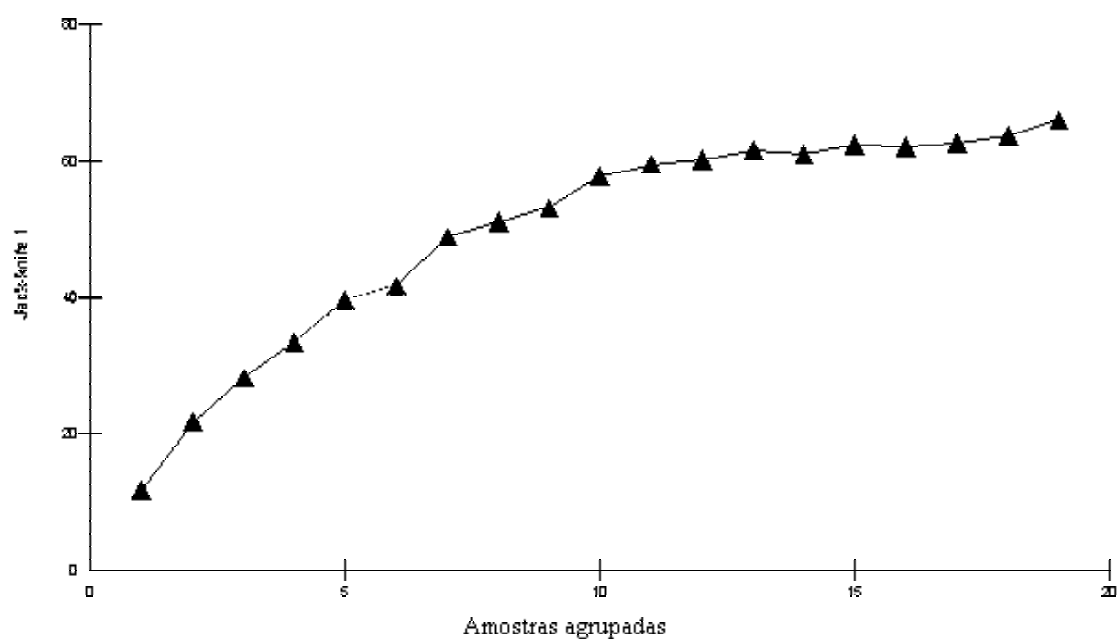
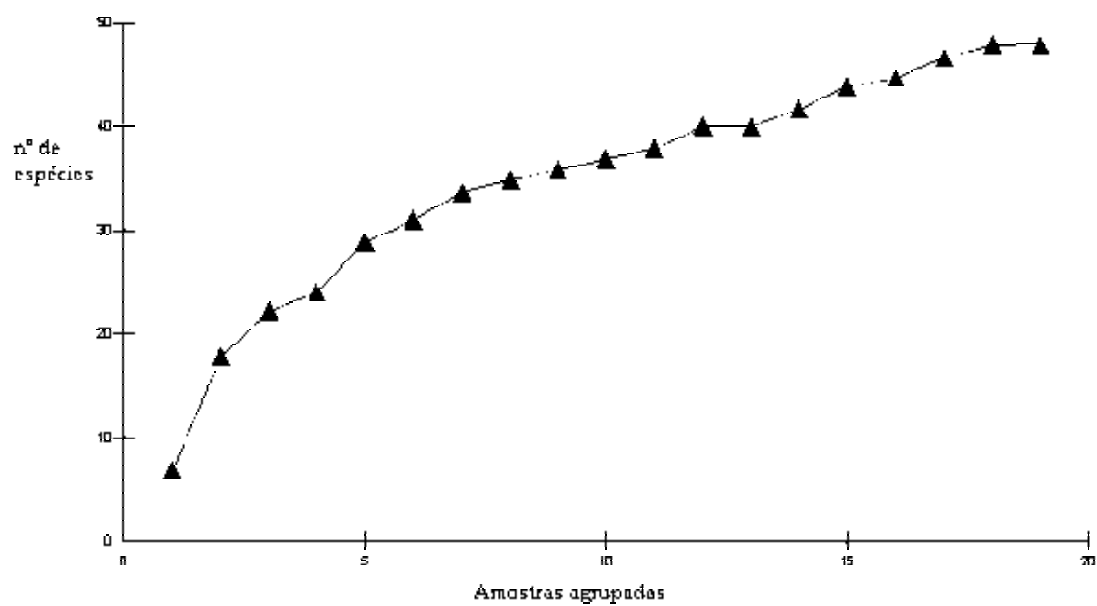












APÊNDICE 1. Listagem das espécies de aves registradas em remanescentes de floresta estacional decidual, no município de São Domingos/GO, vilarejo de Monte Alto, na Bacia do Rio Paranã. Categorias de dependência florestal seguidas de Silva (1995): 1 = independente (espécies associadas com vegetação aberta, campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e campos rupestres); 2 = semi-dependentes (espécies que ocorrem em vegetações abertas e florestais); 3 = dependentes (espécies que só ocorrem em ambientes florestais). Data e origem dos registros: 1 = 2004 (Leite, L.O.; Martins, F.C. ; Lopes, L.E.; Pinho, J.B.) 2 = 2003 (Leite, L.O.; Martins, F.C.; Soares, C.G.D. e Mikanegae, M.); 3 = 2002 (Abreu, T.L.S.; Martins, F.C.); 4 = 2001 (Bagno, M.).

TÁXON	Nome vernáculo	Dependência florestal	Dieta	Registro	
TINAMIFORMES (3)					
Tinamidae (3)					
1	<i>Crypturellus undulatus</i>	jaó	3	ONI	1, 2, 3 e 4
2	<i>Crypturellus parvirostris</i>	inhambu-chororó	1	ONI	1, 2, 3 e 4
3	<i>Nothura maculosa</i>	codorna-amarela	1	ONI	3
CATHARTIFORMES (3)					
Cathartidae (3)					
4	<i>Cathartes aura</i>	urubu-de-cabeça-vermelha	1	DET	1, 2 e 3
5	<i>Coragyps atratus</i>	urubu-de-cabeça-preta	1	DET	1, 2 e 3
6	<i>Sarcoramphus papa</i>	urubu-rei	2	DET/CAR	2
FALCONIFORMES (9)					
Accipitridae (6)					
7	<i>Geranospiza caerulescens</i>	gavião-pernilongo	2	CAR	1, 3 e 4
8	<i>Heterospizias meridionalis</i>	gavião-caboclo	1	CAR	1 e 3
9	<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	1	CAR	1, 3 e 4
10	<i>Buteo albicaudatus</i>	gavião-de-rabo-branco	1	CAR	2 e 3
11	<i>Buteo nitidus</i>	gavião-pedrês	2	CAR	1, 2, 3 e 4
12	<i>Buteo albonotatus</i>	gavião-de-rabo-barrado	1	CAR	3 e 4
Falconidae (3)					
13	<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	1	CAR	1, 3 e 4
14	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	acauã	2	CAR	1, 3 e 4
15	<i>Falco rufigularis</i>	cauré	3	CAR	3
GRUIFORMES (1)					
Cariamidae (1)					
16	<i>Cariama cristata</i>	seriema	1	CAR	1 e 3
COLUMBIFORMES (5)					
Columbidae (5)					
17	<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha-roxa	1	GRA	1, 2 e 3
18	<i>Columbina squammata</i>	fogo-apagou	1	GRA	1, 2 e 3
19	<i>Patagioenas picazuro</i>	pombão	2	FRU	1, 2 e 3
20	<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	2	FRU	1
21	<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-gemedeira	3	FRU	3 e 4
PSITTACIFORMES (7)					
Psittacidae (7)					
22	<i>Aratinga solstitialis</i>	jandaia-amarela	2	FRU	1, 2 e 3
23	<i>Aratinga aurea</i>	periquito-rei	1	FRU	1 e 3

TÁXON	Nome vernáculo	Dependência florestal	Dieta	Registro
24 <i>Pyrrhura pfrimeri</i> *	tiriba-de-pfrimer	3	FRU	1, 3 e 4
25 <i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim	1	FRU	1 e 3
26 <i>Brotogeris chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo	2	FRU	1 e 3
27 <i>Pionus maximiliani</i>	maitaca-verde	2	FRU	1 e 4
28 <i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro	3	FRU	1 e 3
CUCULIFORMES (2)				
Cuculidae (2)				
Cuculinae				
29 <i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	2	INS	1, 2, 3 e 4
Neomorphinae				
30 <i>Tapera naevia</i>	saci	1	INS	1, 2, 3 e 4
STRIGIFORMES (2)				
Strigidae (2)				
31 <i>Megascops choliba</i>	corujinha-do-mato	2	CAR	2
32 <i>Glaucidium brasilianum</i>	caburé	2	CAR	1, 2, 3 e 4
CAPRIMULGIFORMES (3)				
Caprimulgidae (3)				
33 <i>Lurocalis semitorquatus</i>	tuju	2	INS	4
34 <i>Nyctidromus albicollis</i>	bacurau	2	INS	3
35 <i>Caprimulgus parvulus</i>	bacurau-chintã	1	INS	3
APODIFORMES (3)				
Trochilidae (3)				
Trochilinae				
36 <i>Eupetomena macroura</i>	beija-flor-tesoura	1	NEC	1 e 3
37 <i>Amazilia fimbriata</i>	beija-flor-de-garganta-verde	2	NEC	1, 2, 3 e 4
38 <i>Helimaster squamosus</i>	bico-reto-de-banda-branca	3	NEC	1
TROGONIFORMES (1)				
Trogonidae (1)				
39 <i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado	3	ONI	1, 2, 3 e 4
GALBULIFORMES (5)				
Galbulidae (1)				
40 <i>Galbula ruficauda</i>		2	INS	1 e 3
Bucconidae (4)				
41 <i>Nystalus chacuru</i>	joão-bobo	1	INS	1, 2 e 3
42 <i>Nystalus maculatus</i>	rapazinho-dos-velhos	2	INS	1, 2, 3 e 4
43 <i>Nonnula rubecula</i>	macuru	3	INS	1, 2 e 4
44 <i>Monasa nigrifrons</i>	chora-chuva-preto	3	INS	1, 2, 3 e 4
PICIFORMES (8)				
Ramphastidae (1)				
45 <i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu	2	ONI	1 e 4
Picidae (7)				
46 <i>Picumnus albosquamatus</i>	pica-pau-anão-escamado	2	INS	1, 3 e 4
47 <i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco	2	INS	1 e 3
48 <i>Veniliornis passerinus</i>	picapauzinho-anão	2	INS	1, 2, 3 e 4

TÁXON	Nome vernáculo	Dependência florestal	Dieta	Registro
49 <i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado	2	INS	1, 2 e 4
50 <i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	1	INS	1 e 2
51 <i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca	2	INS	1, 2, 3 e 4
52 <i>Campephilus melanoleucos</i>	pica-pau-de-topete-vermelho	3	INS	1, 2, 3 e 4
PASSERIFORMES (82)				
Thamnophilidae (6)				
53 <i>Taraba major</i>	chorá-boi	2	INS	1, 2, 3 e 4
54 <i>Thamnophilus doliatus</i>	choca-barrada	2	INS	1 e 4
55 <i>Thamnophilus punctatus</i>	choca-bate-cabo	3	INS	1, 2, 3 e 4
56 <i>Herpsilochmus atricapillus</i>	chorozinho-de-chapéu-preto	3	INS	1, 3 e 4
57 <i>Formicivora grisea</i>	papa-formiga-pardo	2	INS	1, 2 e 3
58 <i>Formicivora melanogaster</i>	formigueiro-de-barriga-preta	2	INS	1, 2 e 4
Dendrocolaptidae (5)				
59 <i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde	3	INS	1, 2, 3 e 4
60 <i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande	3	INS	1, 2, 3 e 4
61 <i>Xiphorhynchus guttatus</i>	arapaçu-de-garganta-amarela	3	INS	1, 2 e 3
62 <i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	arapaçu-de-cerrado	1	INS	1, 2 e 3
63 <i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	arapaçu-beija-flor	3	INS	1, 3 e 4
Furnariidae (6)				
64 <i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro	1	INS	1, 2 e 3
65 <i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	3	INS	1, 2, 3 e 4
66 <i>Synallaxis scutata</i>	estrelinha-preta	2	INS	1, 2, 3 e 4
67 <i>Cranioleuca semicinerea</i>	joão-de-cabeça-cinza	2	INS	4?
68 <i>Phacellodomus rufifrons</i>	joão-de-pau	2	INS	1, 2 e 3
69 <i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó	3	INS	1, 2, 3 e 4
Tyrannidae (33)				
Pipromorphinae (5)				
70 <i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo	3	INS	1, 2 e 3
71 <i>Hemitriccus striaticollis</i>	sebinho-rajado-amarelo	2	INS	2
72 <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	sebinho-de-olho-de-ouro	2	INS	1, 2, 3 e 4
73 <i>Poecilatriccus latirostris</i>	ferreirinho-de-cara-parda	3	INS	4
74 <i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	2	INS	1, 2, 3 e 4
Elaeniinae (7)				
75 <i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-de-crista-alaranjada	3	INS	1
76 <i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande	3	ONI	4
77 <i>Elaenia chiriquensis</i>	chibum	1	ONI	1
78 <i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	1	INS	1, 3 e 4
79 <i>Phaeomyias murina</i>	bagageiro	1	INS	4
80 <i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta	3	INS	1 e 3
81 <i>Tolmomyias flaviventris</i>	bico-chato-amarelo	3	INS	2 e 3
Fluvicolinae (9)				
82 <i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	1	INS	3 e 4
83 <i>Myiobius barbatus</i>	assanhadinho	3	INS	1
84 <i>Myiobius atricaudus</i>	assadinho-de-cauda-preta	3	INS	1 e 2
85 <i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado	3	INS	1 e 4

TÁXON	Nome vernáculo	Dependência florestal	Dieta	Registro
86 <i>Cnemotriccus fuscatus</i>	guaracavuçu	3	INS	4
87 <i>Contopus cinereus</i>	papa-moscas-cinzentos	3	INS	4
88 <i>Knipolegus franciscanus*</i>	maria-preta-do-nordeste	3	INS	1 e 3
89 <i>Xolmis cinereus</i>	primavera	1	INS	1 e 2
90 <i>Colonia colonus</i>	viuvinha	3	INS	3 e 4
Tyranninae (12)				
91 <i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho	2	ONI	4
92 <i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	1	ONI	1, 2, 3 e 4
93 <i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado	3	ONI	1, 2, 3 e 4
94 <i>Megarynchus pitangua</i>	neinei	2	ONI	1, 3 e 4
95 <i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i>	peitica-de-chapéu-preto	2	ONI	1, 2, 3 e 4
96 <i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	1	INS	1 e 3
97 <i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	1	ONI	2 e 3
98 <i>Sirystes sibilator</i>	gritador	3	INS	1, 2, 3 e 4
99 <i>Casiornis rufus</i>	caneleiro	3	INS	1, 2, 3 e 4
100 <i>Myiarchus swainsoni</i>	irré	1	INS	1, 3 e 4
101 <i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira	2	INS	1, 3 e 4
102 <i>Myiarchus tyrannulus</i>	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	2	INS	1, 3 e 4
Tityridae (4)				
103 <i>Tityra inquisitor</i>	anambé-branco-de-bochecha-parda	3	FRU	1 e 2
104 <i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto	3	FRU	4
105 <i>Pachyramphus viridis</i>	caneleiro-verde	2	ONI	4
106 <i>Pachyramphus polychopterus</i>	caneleiro-preto	2	ONI	1 e 4
Vireonidae (1)				
107 <i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	2	ONI	1, 2, 3 e 4
Corvidae (1)				
108 <i>Cyanocorax cyanopogon</i>	gralha-cancã	2	ONI	1, 2, 3 e 4
Troglodytidae (1)				
109 <i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	1	INS	1, 2, 3 e 4
Poliophtilidae (1)				
110 <i>Poliophtila duminicola</i>	balança-rabo-de-máscara	2	INS	1, 2, 3 e 4
Turdidae (3)				
111 <i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	1	ONI	1, 2, 3 e 4
112 <i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	2	ONI	1, 2, 3 e 4
113 <i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	2	ONI	1, 3 e 4
Thraupidae (7)				
114 <i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto	3	ONI	1, 2, 3 e 4
115 <i>Eucometis penicillata</i>	pipira-da-taoca	3	INS	1
116 <i>Ramphocelus carbo</i>	pipira-de-máscara	2	FRU	3
117 <i>Thraupis sayaca</i>	sanhaçu-cinzentos	2	FRU	1 e 3
118 <i>Thraupis palmarum</i>	sanhaçu-do-coqueiro	2	FRU	1 e 3
119 <i>Hemithraupis guira</i>	saíra-de-papo-preto	3	FRU	1, 2, 3 e 4
120 <i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho	3	FRU	1, 3 e 4
Emberizidae (5)				

TÁXON	Nome vernáculo	Dependência florestal	Dieta	Registro
121 <i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	1	GRA	3
122 <i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo	1	GRA	1 e 3
123 <i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra-verdadeiro	1	GRA	1, 2 e 3
124 <i>Volatinia jacarina</i>	tiziu	1	GRA	1 e 3
125 <i>Coryphospingus pileatus</i>	tico-tico-rei-cinza	2	GRA	1, 2, 3 e 4
Parulidae (2)				
126 <i>Basileuterus hypoleucus</i>	pula-pula-de-barriga-branca	3	INS	1, 2, 3 e 4
127 <i>Basileuterus flaveolus</i>	canário-do-mato	3	INS	1 e 3
Icteridae (6)				
128 <i>Psarocolius decumanus</i>	japu	3	ONI	3 e 4
129 <i>Cacicus cela</i>	xexéu	3	ONI	1, 2, 3 e 4
130 <i>Icterus cayanensis</i>	encontro	2	ONI	1, 3 e 4
131 <i>Icterus jamacaii</i>	corrupião	2	ONI	1, 2, 3 e 4
132 <i>Gnorimopsar chopi</i>	graúna	1	ONI	1, 2 e 3
133 <i>Molothrus bonariensis</i>	vira-bosta	1	ONI	1 e 3
Fringillidae (1)				
134 <i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	2	FRU	1, 2, 3 e 4

* espécies endêmicas.

Nomenclatura seguida do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2006).

2º Capítulo: Segregação ecológica com base na morfologia e dieta das aves insetívoras do sub-bosque em Floresta Estacional Decidual, GO.

INTRODUÇÃO

A definição de estrutura de comunidades tem sido alvo de muitas controvérsias entre ecólogos, particularmente pela dificuldade em reconhecê-la. Algumas propriedades da comunidade têm sido consideradas como possíveis evidências de sua estrutura, o que incluiria relações de abundância, correlações entre tamanho corporal e abundância, distribuição regular das espécies em um espaço morfológico, diferenças ecológicas em relação à utilização dos recursos, relações entre diversidade alfa, beta e gama e limitações geográficas, tais como gradientes latitudinais (ver revisão de Roughgarden e Diamond, 1986). Torna-se importante determinar como quantificar a estrutura da comunidade e avaliar se todos os padrões são indicações significantes dessa estrutura.

De um modo geral, estudos da ecologia de comunidades buscam as causas da co-existência de um grupo de espécies em um determinado local e tempo. Três fatores poderiam explicar a co-ocorrência limitada das espécies: limitações geradas por características que permitem a sobrevivência sob certas condições ambientais, barreiras para a dispersão e interações entre as espécies. Em relação à interação entre as espécies, a competição e a predação são mais freqüentemente relacionadas com a restrição de co-existência das espécies (Roughgarden e Diamond, 1986; Ricklefs, 2003), embora esses fatores provavelmente atuem em conjunto. A principal proposta dos estudos envolvendo a divisão de recursos entre espécies é analisar como a competição interespecífica limita o número de espécies que podem coexistir permanentemente (Schoener, 1974).

Uma consequência evolutiva da competição entre duas espécies é a divergência morfológica e/ou comportamental entre elas em áreas de co-ocorrência (Krebs, 1985).

Brown e Wilson (1956) observaram duas espécies de aves insetívoras que, em simpatria, possuíam diferenças no tamanho do bico e na coloração, enquanto que essas características eram similares entre ambas as espécies quando estas não ocorriam juntas; os autores chamaram este fenômeno de deslocamento de caractere. A hipótese do deslocamento ecológico do caractere (Brown e Wilson, 1956) afirma que se os recursos são limitantes e existem espécies que vivem juntas, muito semelhantes na utilização dos recursos, seja morfológicamente e/ou comportamentalmente, estas espécies irão competir fortemente. Assim, a seleção natural irá favorecer, em cada população, aqueles indivíduos cujos fenótipos permitam que explorem os recursos menos utilizados pelos concorrentes da outra espécie, levando, desta forma a uma divergência de caracteres entre as espécies.

Assume-se que as características morfológicas são correlacionadas com a ecologia da espécie, ou seja, alimentação, forrageamento e outros fatores. Karr e James (1975) e Cody e Mooney (1978) foram os primeiros a analisar a covariação entre ecologia e morfologia em uma ampla escala de comunidades de aves e ambos estudos revelaram fortes correlações entre as posições das espécies no espaço morfológico e no espaço ecológico. Vários outros trabalhos têm demonstrado correlação entre ecologia e morfologia (Schoener, 1965; Hespenheide, 1973; Ricklefs e Travis, 1980; Pounds, 1988).

Hutchinson (1959) também propôs que as divergências no tamanho corporal ou nas características morfológicas, relacionadas com a alimentação, deveriam exibir uma diferença mínima compatível com a coexistência. Assim, aparentemente, qualquer diferença entre espécies simpátricas poderia ser interpretada como uma consequência evolutiva de seleção, favorecendo a divergência entre essas espécies e o deslocamento de caracteres poderia ser visto como uma força poderosa e difundida estruturando as comunidades ecológicas (Losos, 2000).

MacArthur e Levins (1967) formularam a hipótese da similaridade limitante, que prevê que entre as espécies que coexistem haverá um limite máximo de semelhança morfológica entre elas, ou seja, as espécies coexistentes devem diferir em um mínimo na morfologia, a qual refletirá em diferenças ecológicas na utilização dos recursos. A hipótese assume que se as espécies competem, interferindo no crescimento populacional umas das outras, uma deve ter uma habilidade competitiva ligeiramente superior sobre a outra e que, a não ser que as espécies possuam diferenciação de nicho, irá ocorrer a exclusão competitiva (Stubbs e Wilson, 2004).

O deslocamento de caractere pode ocorrer em resposta a dois fatores: ao isolamento reprodutivo entre espécies próximas filogeneticamente, de modo que as diferenças morfológicas reforcem as barreiras reprodutivas, e à competição interespecífica, que leva a uma diferenciação na utilização dos recursos e, portanto, diferenciação do nicho (Krebs, 1985). Este último fator é frequentemente manifestado como uma diferenciação morfológica. Competidores potenciais coexistindo devem ser mais diferentes morfológicamente do que seria esperado ao acaso (Begon *et al.*, 1990).

Alguns autores têm usado a similaridade morfológica entre as espécies como um índice da sua inter-relação ecológica (Ricklefs e Travis, 1980). Na análise morfológica, o grau de agrupamento das espécies dentro do nicho espacial pode ser medido pela distância média entre os vizinhos mais próximos no espaço morfológico. O volume do nicho morfológico total ocupado pela comunidade inteira pode ser estimado pela distância média entre os vizinhos mais distantes ou usando métodos estatísticos para descrever o volume morfológico de uma comunidade (Ricklefs, 1990).

Entretanto, são poucas as evidências empíricas e experimentais que mostram que as modificações na utilização dos recursos, que o deslocamento de caractere ou a regularidade na separação dos congêneres no espaço morfológico são causados pela competição

interespecífica. Stubbs e Wilson (2004) encontraram evidências em uma comunidade de plantas, para apoiar a hipótese da similaridade limitante, sugerindo que as espécies terão mais chance de coexistir se elas diferirem no padrão de uso dos recursos, reduzindo assim, a competição interespecífica.

O nicho ecológico de uma espécie é usualmente definido como o papel funcional daquela espécie. Contudo, o reconhecimento de que diferentes espécies podem ter papéis muito similares, e a proposição de Root (1967) de que grupos de espécies (i.e. guildas), podem ser comparados entre comunidades, levou vários autores a utilizarem guildas para analisar a estrutura das comunidades (ver revisão de Simberloff e Dayan, 1991). Nas comunidades de aves tropicais, o que dificulta os estudos de análise de estrutura de comunidades são a riqueza de espécies e dos recursos utilizados, além da raridade de algumas espécies e da dificuldade em acompanhar o movimento de indivíduos de certas espécies, para análise de forrageamento, por exemplo (Karr e Brawn, 1990; Rosenberg, 1990).

Para analisar a sobreposição ecológica entre as espécies, vários estudos sobre estrutura de comunidades de aves enfocam o comportamento de forrageamento e as características ambientais e da vegetação na seleção de habitat e microhabitat (Morrison, 1981; Sabo e Holmes, 1983; Holmes e Recher, 1986; Bell e Ford, 1990; Blendinger, 2005), dieta (Sherry, 1984; Chapman e Rosenberg, 1991) e morfologia (Morrison, 1982).

Neste contexto, os objetivos do presente estudo são: (1) verificar como as espécies de aves insetívoras e diurnas, residentes de sub-bosque em floresta estacional decidual, dividem os recursos, ou seja, como segregam-se em relação à morfometria e dieta; e (2) testar a hipótese da similaridade limitante, na guilda analisada, através da utilização de modelos nulos.

MÉTODOS

A área de estudo localiza-se na bacia do Rio Paranã, entre os estados de Goiás e Tocantins, onde ocorre um dos mais significativos remanescentes de florestas estacionais decíduais do Brasil, dentro do bioma Cerrado. Os fragmentos de florestas estacionais decíduais amostrados localizam-se no município de São Domingos, vilarejo de Monte Alto, nas fazendas Flor do Ermo e São Domingos (13°39'24''S – 46°45'10''W). Foram realizadas três amostragens totalizando 2379.5 horas/rede nos períodos: (1) 2 a 5 de setembro de 2003 (450 horas/rede); (2) 16 a 20 de março de 2004 (480 horas/rede); e (3) 19 a 31 de maio de 2004 (1449.5 horas/rede). Uma descrição mais detalhada dos métodos e maior caracterização da área encontram-se no Capítulo 1.

Guilda analisada

Nos fragmentos de floresta estacional decidual foram capturadas 48 espécies de aves e destas foram separadas as espécies que compõem a guilda de aves insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque, totalizando 16 espécies (Tabela I). A guilda dos escaladores de tronco e galho foi excluída e parte dela (taxocenose de arapaçus, Dendrocolaptidae) analisada separadamente (Cap. 3). A nomenclatura e a classificação das espécies estão de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2006).

As guildas alimentares das espécies capturadas foram definidas de acordo com Motta (1990) e a classificação das aves conforme com a estratificação no forrageamento seguiu Donatelli *et al.* (2004), sendo consideradas insetívoras, as espécies cujas dietas são compostas por 75% ou mais de insetos e outros artrópodes. Considerou-se como espécies de sub-bosque aquelas que forrageiam essencialmente no estrato intermediário da vegetação (i.e. acima do solo e abaixo da copa).

Morfometria

Os indivíduos foram capturados com redes de neblina e foram tomadas as seguintes medidas com paquímetro digital (conforme Oniki e Willis, 1993): (1) comprimento da asa (mm), (2) comprimento da cauda (mm), (3) comprimento do tarso (mm), (4) comprimento total (mm); (5) comprimento do bico, da narina até a ponta (mm), (6) largura do bico (mm), (7) altura do bico, e (8) comprimento do bico, do cúlmen até a ponta bico (mm). O comprimento total foi obtido com o auxílio de régua metálica. Os valores individuais que diferiam muito das demais medidas (“*outliers*”) foram excluídos da análise. As variáveis foram transformadas em logaritmos na base 10, para satisfazer a premissa da normalidade.

Dieta

Para análise da dieta foram utilizados estômagos de aves depositados na Coleção Ornitológica Marcelo Bagno do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília, além de dados obtidos em literatura (Moojen *et al.*, 1941; Schubart *et al.*, 1965; Ribeiro, 2001; Pinho, 2005; Tabela II). Os conteúdos estomacais utilizados foram triados e analisados no Laboratório de Ecologia Trófica da Universidade de São Paulo (USP). Os conteúdos estomacais foram examinados sob microscópio estereoscópico de dissecação. Os itens alimentares foram identificados com o auxílio de literatura (Brues *et al.*, 1954; Borror *et al.*, 1989), contados e agrupados em categorias alimentares: a) os artrópodes foram classificados, em sua maioria, em nível taxonômico de ordem, sendo que adultos, larvas e ovos foram considerados separadamente; b) os Formicidae e os Hymenoptera Parasitica, por apresentarem características morfológicas distintas dos demais Hymenoptera, foram considerados em categorias distintas; similarmente, Cicadomorpha dentro de Hemiptera e Curculionidae, dentro de Coleoptera, foram considerados distintamente; c) as sementes foram agrupadas em uma única categoria, pois ocorreu a identificação de apenas um

morfotipo. A classificação dos insetos foi feita conforme Grimaldi e Engel (2005) e Ruppert *et al.* (2004).

A contagem dos itens por categoria alimentar foi feita conforme metodologia utilizada por Ribeiro (2001), sendo o número mínimo de itens por categoria alimentar estimado pela associação entre partes semelhantes do corpo. Um Índice Alimentar – IA (%) foi calculado para cada espécie com pelo menos duas amostras (Ribeiro, 2001), e este fornece a importância de cada categoria alimentar na dieta. Para obter o índice, primeiramente dividiu-se o número de amostras estomacais onde ocorreu cada categoria alimentar, pelo número total de amostras, ou seja, obteve-se frequência de ocorrência (FO) para cada categoria alimentar. Em seguida foi obtida a frequência de abundância (FA) de cada categoria para cada amostra estomacal, separadamente, dividindo-se o número de itens contidos na categoria pelo número de itens contidos na amostra. Com estes dois valores, calculou-se o Índice Alimentar (IA):

$$IA_i = \left(\frac{FO_i \times FA_i}{\sum_{i=1}^n (FO_i \times FA_i)} \right) \times 100$$

Para cada espécie calculou-se a amplitude do nicho alimentar (largura do nicho), através do índice de diversidade de Simpson, e a sobreposição do nicho alimentar, através da equação de sobreposição de Pianka, utilizando o programa EcoSim (Gotelli e Entsminger, 2001).

Modelos nulos

O modelo nulo gera um padrão baseado na distribuição aleatória dos dados ecológicos ou na amostragem aleatória de uma distribuição conhecida ou simulada e é projetado em relação aos processos ecológicos ou evolutivos de interesse. Certos elementos

dos dados permanecem constantes enquanto outros têm variação estocástica, para criar novos padrões na comunidade. A distribuição aleatória é projetada para produzir um padrão que deveria ser esperado na ausência de um mecanismo particular (Gotelli e Graves, 1996).

Os modelos nulos são baseados na hipótese nula de que os padrões nos dados obtidos não refletem forças biológicas, mas representam variação ao acaso ou efeitos de amostragem (Gotelli, 2000). A hipótese alternativa seria a de que as variáveis obtidas das espécies não são independentes umas das outras, pelo contrário, refletem diferenças no padrão de utilização dos recursos. O modelo nulo é usado aqui para simular distribuições randômicas dos dados morfométricos e comparar os padrões nessas comunidades aleatórias com aqueles obtidos nos dados reais (Gotelli e Entsminger, 2001).

Utilizou-se o módulo “Sobreposição do Tamanho” do Ecosim (Gotelli e Entsminger, 2001) com as seguintes opções: variância no comprimento do segmento e transformação logarítmica dos dados e 5000 simulações. O tamanho do segmento é calculado organizando as espécies das comunidades analisadas na ordem crescente da variável utilizada. O segmento representa a diferença de tamanho entre duas espécies consecutivas. Utilizando a variância do tamanho do segmento como a medida de sobreposição do nicho, é possível avaliar a tendência geral da homogeneidade na diferença entre o tamanho das espécies na comunidade (Gotelli e Entsminger, 2001). Assim, para se obter uma comunidade estruturada, a variância deve ser menor do que o índice observado. O nível de significância adotado foi de 0.05.

Essa análise foi feita para testar a hipótese da similaridade limitante e verificar se a sobreposição morfológica é menor do que seria esperado em comunidades com essas variáveis distribuídas ao acaso. Como as variáveis morfométricas possuem alta correlação entre si, foram utilizados os valores obtidos para o primeiro eixo de ordenação das variáveis morfométricas, em uma análise de componentes principais, como descrito a seguir.

Análise multivariada

Para a ordenação das espécies, tanto no espaço morfológico quanto em relação à dieta, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (ACP). A ACP é mais indicada as variáveis são contínuas, mas pode ser utilizada com outros tipos de variáveis (Kovach, 2005). A ACP assume relações lineares entre as variáveis e é bastante utilizada em análises morfológicas de estrutura de comunidades (Karr e James, 1975; Miles e Ricklefs, 1984; Araujo, 1991). Também foi feita uma Análise de Agrupamento (“*Cluster Analysis*”), em relação à morfologia e à dieta, baseada na distância euclidiana do vizinho mais distante. As análises foram executadas no programa MVSP 3.1 (Kovach, 2005).

RESULTADOS

Ordenação e agrupamento das espécies

No espaço morfológico

Na Tabela I encontram-se as medidas morfológicas (média $\pm$ DP) para as 16 espécies amostradas. O primeiro componente principal explicou 76% da variação entre espécies, e os dois primeiros eixos, juntos, aproximadamente 89% da variação total dos dados (Tabela III). O eixo 1 apresentou auto-vetores altos e positivos para comprimento do bico (narina e cúlmen) e altura do bico, seguidos por largura do bico, comprimento total e comprimento da asa. O eixo 2 possui auto-vetores positivos e altos também para comprimento do bico e negativos e altos para comprimento do tarso e altura do bico (Tabela IV). Portanto, a ACP distinguiu entre espécies maiores com bicos compridos, grossos e largos, espécies com bicos compridos, porém finos, e as espécies menores e conseqüentemente com bicos menores.

Obtiveram os maiores valores positivos no eixo 1 as espécies *Galbula ruficauda* e *Taraba major*; já *Myiobius barbatus* foi responsável pelo maior valor negativo. No eixo 2 *Galbula ruficauda* e *Nonnula rubecula* apresentaram valores positivos e altos e *T. major*, *Eucometis penicillata*, *Furnarius rufus* e *Casiornis rufus* altos valores negativos (Tabela V). Através da ACP, portanto, *Galbula ruficauda* ficou separada das demais espécies, assim como *Nonnula rubecula* e *Taraba major*, as duas primeiras com valores positivos nos dois eixos e a última com valor positivo no eixo 1 e negativo no eixo 2 (Fig. 1).

Um grupo intermediário foi formado por espécies com valores positivos no eixo 1 e negativos no eixo 2 e outro grupo com espécies com bicos menores com valores negativos no eixo 1 e positivos no eixo 2, com exceção de *Basileuterus flavelus* e *B. hypoleucus*, que apresentaram valores negativos em ambos os eixos de ordenação, por possuírem bicos mais grossos que as demais espécies (Fig. 1).

Na Análise de Agrupamento foram separadas as espécies maiores com bicos mais compridos (primeiro grupo) das espécies menores e com bicos menores (segundo grupo). Dentro do primeiro grupo *Galbula ruficauda*, popularmente conhecida como bico-de-agulha (Sick, 1997), é a espécie mais externa, devido à forma do bico comprido e fino. *Casiornis rufus* e *Eucometis penicillata* foram agrupadas com *Nonnula rubecula* (a espécie mais externa ao grupo) e *Furnarius rufus* e *Taraba major* em um grupo separado do anterior (Fig. 2).

Dentre as espécies do segundo grupo, *Lathrotriccus euleri* e *Thamnophilus punctatus* formam um grupo externo. As demais se separaram em dois subconjuntos: (1) *Basileuterus hypoleucus*, *Synallaxis scutata*, *Formicivora grisea* e *F. melanogaster*, as duas últimas muito próximas, morfologicamente, e (2) *Myiobius atricaudus*, *Leptopogon amaurocephalus*, *M. barbatus* e *B. flaveolus* (Fig. 2). Neste grupo as espécies estão mais próximas umas das outras no espaço morfométrico do que os grupos de espécies com maior tamanho corporal.

Na Tabela VI estão as distâncias euclidianas do vizinho mais próximo entre as espécies analisadas.

Seis espécies na comunidade de insetívoras do sub-bosque da floresta estacional decidual de São Domingos forrageiam através de manobras aéreas, quatro de pequeno porte e duas de tamanho médio. As dez espécies restantes, que desempenham o comportamento de “respigar”, três apresentam porte médio, duas espécies são de grande porte, e a maioria de pequeno porte, entre nove e 13 g.

Quanto à dieta

A guilda de aves insetívoras do sub-bosque, não-escaladoras, diurnas e residentes, na floresta estacional decidual de São Domingos, é composta por 16 espécies. *Knipolegus franciscanus* é uma espécie registrada na área, mas que não foi amostrada nas redes ornitológicas, e provavelmente pertence a essa guilda. Foi excluída das análises de dados devido à ausência de dados sobre a mesma, sendo considerada vulnerável e endêmica. Destas 16 espécies, não foi possível obter a composição da dieta de *Nonnula rubecula* e *Synallaxis scutata*, sendo assim desconsideradas da análise.

Na composição total da dieta das 14 espécies analisadas foram encontrados 22 tipos de itens alimentares. Os itens mais numerosos foram, em ordem decrescente: Coleoptera, Formicidae, Hymenoptera e Hemiptera (Tabela VII). Esses itens foram os que tiveram maior contribuição para ordenação das espécies na ACP, sendo que Formicidae apresentou auto-vetor alto e positivo para o eixo 1 e Coleoptera obteve auto-vetor negativo no eixo 1 e positivo no eixo 2 (Tabela VIII). No eixo 1 as espécies com auto-vetores mais altos foram *Taraba major*, *Furnarius rufus* e *Basileuterus hypoleucus* (Tabela IX). No eixo 2 as espécies com auto-vetores altos e positivos foram *Lathrotriccus euleri*, *Formicivora grisea*,

Furnarius rufus, *Thamnophilus punctatus* e *F. melanogaster* (Fig. 3). Os dois primeiros componentes principais explicaram 75% da variação total dos dados (Tabela III).

Nas duas análises de ordenação, formaram-se três grupos distintos: (1) formado por *Taraba major*, espécie mais externa, *Basileuterus hypoleucus* e *Furnarius rufus*, com altos índices alimentares de formigas; (2) formado por *Myiobius atricaudus*, *M. baratus* e *Galbula ruficauda*, com altas proporções de outros Hymenoptera que não Formicidae em suas dietas; e (3) grupo maior com o restante das espécies, com altos índices alimentares de Coleoptera (Figuras 3 e 4). O segundo grupo acima mencionado, formado por *M. atricaudus*, *M. baratus* e *Galbula ruficauda*, é composto exclusivamente de espécies que pegam os insetos em vôo através de manobras aéreas. Os outros dois grupos são formados por espécies, em sua maioria, que procuram os insetos na folhagem, principalmente através da manobra conhecida como “respigar”.

Na Análise de Agrupamento as espécies mais similares na dieta foram: *Furnarius rufus* e *B. hypoleucus* (distância euclidiana entre as duas = 17.37), *Formicivora grisea* e *Thamnophilus punctatus* (19.03) e *Casiornis rufus* e *Eucometis penicillata* (21.31). A Tabela X mostra os índices de sobreposição alimentar entre as espécies. As espécies com maior amplitude do nicho alimentar, medido através do índice de diversidade alimentar, foram em ordem decrescente: *Casiornis rufus*, *Basileuterus flavelus*, *Galbula ruficauda*, *Eucometis penicillata* e *Leptopogon amaurocephalus*. Os menores valores dos índices de diversidade alimentar pertencem a *Taraba major*, *Myiobius barbatus*, *Formicivora grisea* e *Myiobius atricaudus* (Tabela VII).

Hipótese da Similaridade Limitante

Na análise de sobreposição em relação às medidas morfométricas, utilizaram-se os valores do primeiro eixo da ACP. O índice de sobreposição observado foi de aproximadamente 0.18, valor maior do que a média do índice simulado (0.08), o que demonstraria uma intensa competição interespecífica. Entretanto, em 5000 simulações com os dados amostrais, foi gerada uma probabilidade de 0.09 para a obtenção de valores de sobreposição maiores do que o índice médio obtido em comunidades com os dados distribuídos aleatoriamente. Portanto, considera-se que os valores de sobreposição obtidos não são diferentes significativamente de valores esperados em comunidades aleatórias.

DISCUSSÃO

Ordenação e agrupamento das espécies

No espaço morfológico

No espaço morfológico, a ordenação das espécies insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque em floresta estacional decidual, foi baseada principalmente nas medidas do bico, tamanho corporal e, em menor grau, comprimento do tarso e da asa. O tamanho e a forma do bico são relacionados, freqüentemente com o tipo e o tamanho da presa apanhada (Schoener, 1974). As variações no tamanho e na forma da asa estão associadas às técnicas aéreas de forrageamento (Fitzpatrick, 1985). A cauda, em tiranídeos e outros passeriformes, tem função aerodinâmica (Fitzpatrick, 1985), influenciando bastante nas táticas de forrageamento.

De modo geral, as análises separaram espécies com maior tamanho corporal (comprimento total) e maior comprimento do bico em uma extremidade no espaço

morfológico. Nesse extremo foram separadas, ainda, espécies com bico mais fino, *Galbula ruficauda*, das com bicos mais grossos e largos, *Taraba major* e *Nonnula rubecula*. Em contraposição no espaço morfológico foram observadas as espécies menores. Nesse grupo as variáveis que segregaram as espécies foram largura e altura do bico e comprimento do tarso. Em um espaço intermediário nos eixos de ordenação formou-se um grupo com características intermediárias de tamanho corporal e de bico.

Na análise da distribuição das espécies no espaço morfológico pode-se esperar que haja maior competição ou sobreposição ecológica entre as espécies: *Furnarius rufus* e *Eucometis penicillata* (na Análise de Agrupamento *E. penicillata* ficou mais próxima de *Casiornis rufus*); entre as congêneres de *Formicivora* e entre essas e *Synallaxis scutata*; e entre *Myiobius barbatus* e *Basileuterus flaveolus*. Essas espécies possuem, essencialmente, a mesma tática de forrageamento, “respigar”, na qual procuram presas escondidas na vegetação, com exceção de *M. barbatus* (Karr e Brawn, 1990; Fitzpatrick, 1980; Remsen e Robinson, 1990). Fica evidente que a segregação ecológica entre *M. barbatus* e *B. flaveolus* ocorre através do método de forrageamento e conseqüentemente da dieta.

Os comportamentos de forrageamento, através dos quais as aves insetívoras obtêm seu alimento, são utilizados comumente para definir subgrupos ou guildas dentro de comunidades de aves (Rosenberg, 1990). Na guilda analisada em relação ao comportamento de forrageamento, distinguiram-se dois subgrupos: espécies que utilizam a técnica “respigar”, termo traduzido por Volpato e Mendonça-Lima (2002) e citado por Remsen e Robinson (1990) como “glean”, daquelas que capturam as presas através de “manobras aéreas”, citadas freqüentemente como “sally” ou “hover-glean” (Fitzpatrick, 1980; Remsen e Robinson, 1990). Diferenças no comportamento de forrageamento são adaptações que permitem a co-existência (Schoener, 1974). Assim, as características morfológicas são

assumidas como indicadoras da ecologia das espécies em relação à alimentação: composição da dieta e comportamento de forrageamento.

Nas duas análises de ordenação *Galbula ruficauda* ficou separada das demais espécies, por possuir um bico excepcionalmente longo e fino, podendo ser considerada especializada morfologicamente. O bico fino de *G. ruficauda* é semelhante ao dos beija-flores, sendo utilizado como pinça para apanhar insetos em manobras aéreas (Blake e Loiselle, 1991; Sick, 1997). *Nonnula rubecula* também aparece relativamente isolada no espaço morfológico; apesar de possuir morfologia do bico bem distinta de *G. ruficauda*, apresenta a mesma tática de forrageamento aérea (Sick, 1997) e é a única espécie de Bucconidae restrita ao sub-bosque da floresta estacional decidual de São Domingos. Em outro extremo do eixo de ordenação, também excluída das demais, está *Taraba major*, a maior espécie de Formicariidae presente nesta comunidade, que diferente das espécies acima, compõe outra guilda dentro da comunidade de insetívoros, a dos forrageadores que utilizam mais freqüentemente a manobra “respigar”, procurando ativamente por insetos nas folhagens do sub-bosque.

O grupo intermediário formado por *Furnarius rufus*, *Eucometis penicillata*, *Casiornis rufus* e *Thamnophilus punctatus* compõe a guilda das espécies que executam essencialmente a manobra “respigar” (Fitzpatrick, 1980; Karr e Brawn, 1990; Remsen e Robinson, 1990; Blake e Loiselle, 1991). *Furnarius rufus* e *E. penicillata* podem eventualmente forragear no solo (Sick, 1997). Essas duas espécies provavelmente evitam uma competição mais intensa através da seleção de micro-habitat. *Furnarius rufus* está associada a vegetações mais abertas, sendo considerada espécie independente de habitats florestais (Silva, 1995; Sick, 1997) e *E. penicillata* é dependente de habitats florestais (Silva, 1995) e está freqüentemente associada a florestas de galeria (Marini e Cavalcanti, 1993). Além disso, na Análise de Agrupamento as espécies mais próximas são *E. penicillata* e

Casiornis rufus, com a mesma tática de forrageamento e ambas dependentes de habitats florestais, portanto a sobreposição ecológica entre as duas deve ser mais intensa nesse grupo.

Do lado oposto no diagrama de ordenação e mais externas no dendograma, estão as espécies com tarsos menores e bicos compridos e finos. Mais próximas, no espaço morfológico, estão as congêneres *Formicivora* sp. e *Synallaxis scutata* e as duas primeiras e *Leptopogon amaurocephalus*, a qual se diferencia das demais no comportamento de forrageamento, executando principalmente manobras aéreas para apanhar as presas em vôo (Blake e Loiselle, 1991). Nesse grupo observa-se uma maior sobreposição ecológica, *L. amaurocephalus* diminui a competição interespecífica através do comportamento de forrageamento.

As espécies com maior similaridade morfológica foram as congêneres *Formicivora grisea* e *F. melanogaster*, seguidas por *Myiobius barbatus* e *M. atricaudus*. Espécies aparentadas são mais próximas geneticamente e, portanto, mais similares morfológicamente. Essas congêneres apresentam as mesmas táticas de forrageamento e diferenças na composição da dieta devem permitir a coexistência dessas espécies irmãs. Hespenheide (1971) encontrou valores de sobreposição, na preferência alimentar, proporcionais à similaridade das espécies comparadas par a par, indicando que espécies próximas morfológicamente, que têm sobreposição na utilização dos recursos, vão competir fortemente, caso estes forem limitados.

Quanto à dieta

Em geral, aves insetívoras se alimentam de uma ampla variedade de categorias taxonômicas (Hespenheide, 1971). Na presente análise de 14 espécies de aves, incluíram-se 22 categorias taxonômicas de itens alimentares. Os taxa mais numerosos de insetos consumidos foram Coleoptera e Formicidae, dois grupos que estão entre os mais abundantes

na entomofauna tropical (Janzen e Schoener, 1968), sendo muito freqüentes na dieta de aves insetívoras neotropicais (Chapman e Rosenberg, 1991; Poulin *et al.*, 1992; Chesser, 1995; Ribeiro, 2001). Coleoptera e Formicidae constituíram 60% da dieta das aves analisadas por Poulin *et al.* (1994). No presente estudo, as categorias alimentares mais significantes na separação entre as espécies foram Hymenoptera, incluindo Formicidae, Coleoptera e Hemiptera. Analogamente, essas categorias foram registradas por Rotenberry (1980) como as mais consumidas por cinco espécies de aves no período reprodutivo.

As espécies que apresentaram altas freqüências de Formicidae na dieta (*Taraba major*, *Furnarius rufus* e *Basileuterus hypoleucus*) forrageiam ativamente, buscando presas na folhagem ou no solo (Karr e Brawn, 1990; Remsen e Robinson, 1990; Blake e Loiselle, 1991). *Myiobius atricaudus*, *M. barbatus* e *Galbula ruficauda* ficaram separados das outras espécies, por consumirem maior quantidade de Hemiptera e Hymenoptera (sem Formicidae). Essas três aves exibem táticas de “forrageamento aéreo” (Fitzpatrick, 1980; Karr e Brawn, 1990; Remsen e Robinson, 1990; Blake e Loiselle, 1991).

As demais espécies foram ordenadas no mesmo eixo através do alto índice de Coleoptera em suas dietas, sendo que nesse grupo a espécie mais deslocada é *Basileuterus flaveolus*, em função da sua alta diversidade alimentar. Com exceção de *Lathrotriccus euleri* e *Leptopogon amaurocephalus*, todas as aves deste grupo forrageiam ativamente na vegetação e obtêm o alimento pela manobra “respigar” (Fitzpatrick, 1980; Karr e Brawn, 1990; Remsen e Robinson, 1990; Blake e Loiselle, 1991).

Os tamnofílidos *Formicivora grisea* e *Thamnophilus punctatus* tiveram composição da dieta bem semelhante, com mais de 70% sendo formada por Coleoptera. *Formicivora melanogaster* é ordenada próxima, com altas proporções de Coleoptera, ainda que menor que as encontradas nas espécies anteriores e inclui Hymenoptera Parasítica e ovos de insetos, itens alimentares não presentes nas dietas dos outros membros da família. Em outros estudos

que utilizam análise de agrupamento relativo à dieta, congêneres tendem a ser ordenados de forma próxima (e.g. Sherry 1984), sendo que isso pode acontecer tanto por ocuparem habitats e estratos similares, quanto por serem filogeneticamente próximos (Karr e James, 1975).

Outro par de espécies com dieta similar é formado por *Eucometis penicillata* e *Casiornis rufus*. São espécies morfologicamente também próximas e ambas são predominantemente forrageadoras ativas, procurando presas nas folhagens, sendo que *E. penicillata* eventualmente forrageia no solo (Sick, 1997). Essas espécies são ecologicamente muito similares e possivelmente haja intensa competição entre elas, a menos que os recursos utilizados sejam abundantes ou que haja alguma divergência em outro eixo de utilização dos recursos. Em espécies com dietas similares, talvez o tamanho das presas seja importante na segregação ecológica. Com os resultados encontrados aqui, as duas espécies podem ser consideradas equivalentes ecológicos (Beaver e Baldwin, 1975).

As espécies que forrageiam usando a tática de “respigar” são consideradas forrageadoras ativas (Eckhardt, 1979) e provavelmente gastam mais energia para procurar o alimento do que para capturá-lo. Já as aves que pegam a presa no ar, através de manobras aéreas (“fly-catchers”), procuram passivamente pelo alimento e portanto gastam mais energia em capturar a presa do que em procurá-la (Eckhardt, 1979). Assim, nos modelos de forrageamento ótimo, as espécies que forrageiam ativamente na vegetação, seriam mais generalistas, enquanto que os forrageadores aéreos seriam mais restritos na dieta, portanto mais especializados (Schoener, 1969).

Os resultados verificados aqui, em relação à amplitude alimentar, não sustentam as hipóteses propostas por Eckhardt (1979). As espécies que coletam insetos na folhagem tanto tiveram altos índices de diversidade alimentar (e.g. *Casiornis rufus*, *Basileuterus flaveolus* e *Eucometis penicillata*), como também exibiram baixa diversidade alimentar (e.g. *Taraba*

major, *Formicivora grisea*, *Furnarius rufus*, *F. melanogaster* e *Thamnophilus punctatus*). O mesmo acontece com a guilda de espécies que coletam as presas em voo, onde tanto foram registradas espécies com ampla diversidade alimentar (e.g. *Galbula ruficauda* e *Leptopogon amaurocephalus*) quanto espécies com menor amplitude da dieta (e.g. *Myiobius* e *Lathrotriccus euleri*). *Furnarius rufus* também apresentou baixa amplitude em relação aos itens alimentares, devido ao alto índice alimentar de Formicidae. Sick (1997) cita que esta espécie também se aproveita de revoadas de cupins. Para ambas as espécies, os resultados sugerem um oportunismo em apanhar presas aglomeradas e disponíveis em determinadas épocas, muito mais do que uma especialização.

A espécie considerada mais generalista foi *Casiornis rufus*, bastante comum no Brasil Central (Sick, 1997), ocorrendo em formações mais abertas do Cerrado, até beiras e clareiras de formações florestais. *Eucometis pencillata* também demonstrou alta diversidade alimentar, embora menor que a espécie anterior. Possivelmente essa plasticidade em relação à alimentação diminua os efeitos da competição entre as duas espécies. *Basileuterus flaveolus* e *Galbula ruficauda* apresentaram índices de diversidade alimentar altos e próximos. Estas espécies também são consideradas generalistas.

Hipótese da Similaridade Limitante

A hipótese da similaridade limitante sugere que espécies co-existentz devem mostrar um mínimo de diferenças morfológicas, as quais estarão associadas a diferenças ecológicas na utilização dos recursos. Os resultados obtidos no presente estudo não corroboram esta hipótese, pois os valores de sobreposição morfológica obtidos nas análises não são diferentes dos valores esperados em comunidades aleatórias. A hipótese da similaridade limitante tem sido bastante controversa. Estudos recentes (Stubbs e Wilson, 2004; Mason e Wilson, 2006;

Szabó e Meszéna, 2006) têm demonstrado sua aplicabilidade e reforçado a hipótese na estruturação das comunidades.

Entre as espécies da guilda de aves insetívoras do sub-bosque da floresta estacional decidual de São Domingos, GO, há sobreposição ecológica e convergência dentro de algumas guildas. No entanto, essa sobreposição não é diferente do que aquela esperada em uma comunidade aleatória. Portanto, a comunidade de insetívoros não demonstra uma estruturação com base na segregação por competição de recursos. Fatores históricos e evolutivos podem ter contribuído mais essencialmente para a estrutura dessa comunidade. Uma hipótese alternativa seria a de que as espécies poderiam apresentar divergência ecológica em outros eixos de utilização dos recursos, provavelmente em relação ao forrageamento, ao micro-habitat e à composição da dieta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo, A. F. B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, **51**: 857-865.
- Beaver, D. L. e P. H. Baldwin. 1975. Ecological overlap and the problem of competition and sympatry in the Western and Hammond's Flycatchers. *Condor*, **77**: 1-13.
- Begon, M.; J. L. Harper e C. R. Townsend. 1990. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Blake, J. G. e B. A. Loiselle. 1991. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. *Auk*, **108**: 114-130.**
- Borror, D. J.; C. A. Triplehorn e N. F. Johnson. 1989. *An introduction to the study of insects*. 6ª ed. Saunder College Publishing, Philadelphia.
- Brown, W. L. Jr. e E. O. Wilson. 1956. Character displacement. *Syst. Zool.*, **5**: 49-64.

- Brues, C. T.; A. L. Melander e F. M. Carpenter. 1954. *Classification of insects*. Museum of Comparative Zoology, Cambridge.
- CBRO. 2006. Listas das Aves do Brasil. Versão 15/07/2006. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 10/03/2007.
- Chapman, A. e K. V. Rosenberg 1991. Diets of four sympatric Amazonian woodcreepers (Dendrocolaptidae). *Condor*, **93**: 904-915.
- Chesser, R. T. 1995. Comparative diets of obligate ant-following birds at a site in Northern Bolivia. *Biotropica*, **27**: 382-390.
- Cody, M. L. e H. A. Mooney. 1978. Convergence versus nonconvergence in Mediterranean-climate ecosystems. *Ann. l Rev. Ecol. Sys.*, **9**: 265-321.
- Croxall, J. P. 1977. Feeding behaviour and ecology of New Guinea rainforest insectivorous passerines. *Ibis*, **119**: 113-119.
- Donatelli, R. J.; T. V. V. Costa e C. D. Ferreira. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Rev. Brasi. Zool.*, **21**: 97-114.
- Eckhardt, R. C. 1979. The adaptive syndromes of two guilds of insectivorous birds in the Colorado Rocky Mountains. *Ecol. Monogr.*, **49**: 129-149.
- Fitzpatrick, J. W. 1980. Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers. *Condor*, **82**: 43-57.
- Fitzpatrick, J. W. 1985. Form, foraging behavior, and adaptive radiation in the Tyrannidae. *Ornithol. Monogr.*, **36**: 447-470.
- Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* **81**: 2606-2621.
- Gotelli, N. J. e G. L. Entsminger. 2001. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.

<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.

- Gotelli, N. J. e G. R. Graves. 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Grimaldi, D. e M. S. Engel. 2005. *Evolution of the insects*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hespenheide, H. A. 1971. Flycatcher habitat selection in the eastern deciduous Forest. *Auk*, **88**: 61-74.
- Hespenheide, H. A. 1973. Ecological inferences from morphological data. *Ann. Rev. Eco. Syst.*, **4**: 213-229.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.*, **93**: 145-159.
- Hespenheide, H. A. 1973. Ecological inferences from morphological data. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **4**: 213-229.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, **93**: 145-159.
- Janzen, D. H. e T. W. Schoener. 1968. Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. *Ecology*, **49**: 96-110.
- Karr, J. R. e J. D. Brawn. 1990. Food resources of understory birds in central Panama: quantification and effects on avian populations. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 58-64.
- Karr, J. R. e F. C. James. 1975. Ecomorphological configurations and convergent evolution in species and communities. Em: *Ecology and evolution of communities*. M. L. Cody e J. M. Diamond (Eds.). Belknap, Cambridge Massachusetts, USA.
- Kovach, W. L. 2005. *MVSP - A MultiVariate Statistical Package for Windows*, ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.**

Krebs, C. J. 1985. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. 3ª edição. Harper & Row, New York, USA.

Losos, J. B. 2000. Ecological character displacement and the study of adaptation. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, **97**: 5693-5695.

MacArthur, R. e R. Levins. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.*, **101**: 377-385.

Martin, T. E. e J. R. Karr. 1990. Behavioral plasticity of foraging maneuvers of migratory warblers: multiple selection periods for niches? *Stud. Avian Biol.*, **13**: 353-359.

Mason, N. W. H. e J. B. Wilson. 2006. Mechanisms of species coexistence in a lawn community: mutual corroboration between two independent assembly rules. *Comm. Ecol.*, **7**: 109-116.

Miles, D. B. e R. E. Ricklefs. 1984. The correlation between ecology and morphology in deciduous forest passerine birds. *Ecology*, **65**: 1629-1640.

Moojen, J.; J. C. M. Carvalho e H. S. Lopes. 1941. Observações sobre o conteúdo gástrico das aves brasileiras. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, **36**: 405-444.

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

Oniki, Y. e E. O. Willis. 1993. Pesos, medidas, mudas, temperaturas cloacais e ectoparasitas de aves na reserva ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *CEO*, **9**: 2-10.

Pinho, J. B. 2005. *Riqueza de espécies, padrões de migração e biologia reprodutiva de aves em quatro ambientes florestais do Pantanal de Poconé, MT*. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.

Poulin, B.; G. Lefebvre e R. McNeil. 1992. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. *Ecology*, **73**: 2295-2309.

Poulin, B.; G. Lefebvre e R. McNeil. 1994. Diets of land birds from northeastern Venezuela.

- Condor*, **96**: 354-367.
- Pounds, J. A. 1988. Ecomorphology, locomotion, and microhabitat structure: patterns in a tropical mainland *Anolis* community. *Ecol. Monog.*, **58**: 299-320.
- Remsen, J. V. Jr. e S. K. Robinson. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 144-160.
- Ribeiro, M. A. 2001. *Ecologia alimentar de aves de sub-bosque de mata Atlântica em Minas Gerais*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.
- Ricklefs, R. E. 1990. *Ecology*. 3a edição. Ed. Chiron Press, New York, EUA.
- Ricklefs, R. E. 2003. *A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica*. 5a edição. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Ricklefs, R. E. e J. Travis. 1980. A morphological approach to the study of avian community organization. *Auk*, **97**: 321-338.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecol. Monog.*, **37**: 317-350.
- Rosenberg, K. V. 1990. Dead-leaf foraging specialization in tropical forest birds: measuring resource availability and use. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 360-368.
- Rotenberry, J. T. 1980. Dietary relationships among shrubsteppe passerine birds: competition or opportunism in a variable environment? *Ecol. Monog.*, **50**: 93-110.
- Roughgarden, J. e J. Diamond. 1986. Overview: The role of species interactions in community ecology. Em: *Community Ecology*. J. Diamond e T. J. Case. (Eds.). Harper & Row, New York, USA.
- Ruppert, E. E.; R. S. Fox e R. D. Barnes. 2004. *Invertebrate Zoology: A Functional Evolutionary Approach*. 7ª ed. Thomson Learning Brooks/Cole, Cambridge.

- Schoener, T. W. 1965. The evolution of bill size differences among sympatric congeneric species of birds. *Evolution*, **19**: 189-213.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, **185**: 27-39.
- Sherry, T. W. 1984. Comparative dietary ecology of sympatric, insectivorous neotropical flycatchers (Tyrannidae). *Ecol. Monog.*, **54**: 313-338.
- Shubart, O.; A. C. Aguirre e H. Sick. 1965. Contribuição para alimentação das aves brasileiras. *Arq. Zool. S. Paulo*, **12**: 95-249.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, São Paulo.
- Simberloff, D. e T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **22**: 115-143.
- Stubbs, W. J. e J. B. Wilson. 2004. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *J. ecol.*, **92**: 557-567.
- Szabó, P. e G. Meszéna. 2006. Limiting similarity revisited. *Oikos*, **112**: 612-619.
- Volpato, G. H. e A. Mendonça-Lima. 2002. Estratégias de forrageamento: proposta de termos para a língua Portuguesa. *Ararajuba*, **10**: 101-105.
- Willis, E. O. e Y. Oniki. 1992. As aves e as formigas de correição. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, ser. Zool.*, **8**: 123-150.

Tabela I. Médias das medidas morfométricas, com desvio padrão e tamanho amostral, respectivamente, entre parênteses, das espécies de aves insetívoras do sub-bosque em floresta estacional decidual, São Domingos/GO, entre 2003 e 2004. As medidas (mm) encontram-se descritas no texto dos métodos, sendo que as siglas significam: LB=largura do bico e AB- altura do bico.

Espécie	Asa	Cauda	Tarso	CT	Narina	LB	AB	Culmen
<i>Galbula ruficauda</i>	76.60 (1)	87.85 (1)	13.55 (1)	227.50 (1)	43.75 (1)	6.05 (1)	6.85 (1)	50.40 (1)
		60.52	14.44	135.22	16.27	6.73	6.39	21.16
<i>Nonnula rubecula</i>	58.56 (1.98, 9)	(2.23, 9)	(0.88, 9)	(2.77, 9)	(0.23, 9)	(0.28, 9)	(0.15, 9)	(1.37, 9)
<i>Taraba major</i>	91.10 (1)	94.40 (1)	36.90 (1)	215.00 (1)	16.70 (1)	7.00 (1)	9.40 (1)	26.60 (1)
	62.77 (1.94, 21)	59.95 (2.34, 21)	23.07 (1.50, 21)	141.7 (3.52, 21)	9.86 (0.38, 21)	4.46 (0.17, 21)	5.67 (0.26, 21)	16.17 (0.71, 21)
<i>Thamnophilus punctatus</i>	49.81	56.13	22.23	123.71	8.91	3.39	3.34	13.51
<i>Formicivora grisea</i>	(1.23, 7)	(3.06, 7)	(0.90, 7)	(4.27, 7)	(0.43, 7)	(0.17, 7)	(0.24, 7)	(0.43, 7)
	48.71 (1.21, 16)	58.01 (3.05, 16)	21.71 (0.79, 16)	128.5 (4.57, 16)	8.8 (0.49, 16)	3.38 (0.33, 16)	3.29 (0.18, 16)	13.13 (1.16, 16)
<i>Formicivora melanogaster</i>	88.15 (2.47, 14)	68.25 (2.26, 14)	32.67 (1.18, 14)	180.14 (6.50, 14)	16.15 (0.95, 14)	4.62 (0.35, 14)	5.11 (0.33, 14)	21.52 (1.44, 14)
<i>Furnarius rufus</i>		67.37	19.83	138.67	8.48	3.46	3.87	12.31
<i>Synallaxis scutata</i>	51.87 (1.93, 9)	(3.28, 9)	(0.81, 9)	(6.61, 9)	(0.51, 9)	(0.32, 9)	(0.30, 9)	(0.21, 9)
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	62.90 (1)	60.70 (1)	15.20 (1)	129.00 (1)	8.40 (1)	4.30 (1)	3.30 (1)	11.40 (1)
		60.05	18.60	120.00	7.40	4.25	2.75	11.60
<i>Myiobius barbatus</i>	56.65 (2.05, 2)	(1.63, 2)	(1.13, 2)	(2.83, 2)	(0.42, 2)	(0.35, 2)	(0.21, 2)	(0.57, 2)

<i>Myiobius atricaudus</i>	56.30 (1)	60.60 (1)	17.10 (1)	128.00 (1)	6.00 (1)	3.60 (1)	2.60 (1)	10.30 (1)
		59.85	14.75	127.50	8.75	5.85	3.80	12.55
<i>Lathrotriccus euleri</i>	59.30 (7.35, 2)	(3.32, 2)	(0.21, 2)	(10.61, 2)	(0.07, 2)	(0.07, 2)	(0.42, 2)	(0.78, 2)
		83.92	19.87	170.50	10.93	6.04	5.28	15.72
<i>Casiornis rufus</i>	81.08 (3.82, 6)	(4.35, 6)	(1.27, 6)	(7.74, 6)	(0.64, 6)	(0.19, 6)	(0.31, 6)	(0.98, 6)
		85.75	22.1	183.00	12.65	7.60	7.80	19.15
<i>Eucometis penicillata</i>	84.85 (2.33, 2)	(1.34, 2)	(0.00, 2)	(4.24, 2)	(0.49, 2)	(0.14, 2)	(0.28, 2)	(2.47, 2)
		55.35	20.20	123.00	7.75	4.40	3.40	10.50
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	55.00 (1.00, 2)	(5.44, 2)	(0.57, 2)	(7.07, 2)	(0.71, 2)	(0.14, 2)	(0.14, 2)	(1.00, 2)
	61.18 (2.90,	64.74	23.07	138.74	8.50	4.58	3.72	12.21
<i>Basileuterus flaveolus</i>	44)	(2.64, 44)	(0.89, 44)	(5.90, 44)	(0.52, 44)	(0.35, 44)	(0.22, 44)	(0.64, 44)

Tabela II. Origem (local, data e fonte) dos exemplares de estômagos das espécies de aves analisadas. Os espécimes sem o nome da fonte se encontram depositados na Coleção Ornitológica Marcelo Bagno do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília.

Espécie	Local	Data	Fonte
<i>Galbula ruficauda</i>	MT		Pinho (2005)
<i>Galbula ruficauda</i>	MA		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Galbula ruficauda</i>	GO		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Galbula ruficauda</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Galbula ruficauda</i>	PR		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Galbula ruficauda</i>	MG		Moojen <i>et al.</i> (1941)
<i>Galbula ruficauda</i>	SP		Moojen <i>et al.</i> (1941)
<i>Taraba major</i>	MT		Pinho (2005)
<i>Taraba major</i>	AM		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MA		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MA		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MA		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	GO		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MG		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MG		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Taraba major</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Thamnophilus punctatus</i>	JR-034-01	2001	
<i>Thamnophilus punctatus</i>	GO	1/10/1986	
<i>Thamnophilus punctatus</i>	GO (Monte Alto)	21/3/2004	
<i>Thamnophilus punctatus</i>	MT	4/5/1988	
<i>Thamnophilus punctatus</i>	MT	8/5/1988	
<i>Thamnophilus punctatus</i>	MT	14/11/1988	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-057-02	2002	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-188-02	2002	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-132-02	2002	
<i>Formicivora grisea</i>	JR- 040-02	2002	
<i>Formicivora grisea</i>	TO (Paranã)	29/3/2004	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-085-02	2002	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-217-02	2002	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-144-02	2002	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-131-01	2001	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-100-01	2001	
<i>Formicivora grisea</i>	JR-039-02	2002	
<i>Formicivora melanogaster</i>	MT	14/11/1988	
<i>Formicivora melanogaster</i>	MT	14/11/1988	
<i>Furnarius rufus</i>	MG		Schubart <i>et al.</i> (1965)

<i>Furnarius rufus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Furnarius rufus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Furnarius rufus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Furnarius rufus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Furnarius rufus</i>	MG		Moojen <i>et al.</i> (1941)
<i>Furnarius rufus</i>	MG		Moojen <i>et al.</i> (1941)
<i>Furnarius rufus</i>	MG		Moojen <i>et al.</i> (1941)
<i>Furnarius rufus</i>	MG		Moojen <i>et al.</i> (1941)
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>			Ribeiro (2001)
<i>Myiobius barbatus</i>	MT	8/7/1980	
<i>Myiobius barbatus</i>	CI-JR-095		
<i>Myiobius barbatus</i>	MG	28/2/1989	
<i>Myiobius barbatus</i>	MG	28/2/1989	
<i>Myiobius atricaudus</i>	PA		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Myiobius atricaudus</i>	PA		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Lathrotriccus euleri</i>			Ribeiro (2001)
<i>Casiornis rufus</i>	JR- 145-01	2001	
<i>Casiornis rufus</i>	MG	26/2/1989	
<i>Casiornis rufus</i>	MG	26/2/1989	
<i>Casiornis rufus</i>	MT	14/11/1988	
<i>Casiornis rufus</i>	MT	11/11/1988	
<i>Eucometis penicillata</i>	MT	8/5/1988	
<i>Eucometis penicillata</i>	GO	16/3/1989	
<i>Eucometis penicillata</i>	MT	11/11/1988	
<i>Eucometis penicillata</i>	MT	9/5/1988	
<i>Eucometis penicillata</i>	MT	11/11/1988	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	MG	28/2/1989	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	DF	20/10/1988	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	DF	20/4/1989	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	MG	28/2/1989	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	DF	31/12/1988	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	GO	18/3/1989	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	GO	19/3/1989	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	GO	16/3/1989	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	MG	28/2/1989	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	MG	28/2/1989	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	DF	22/12/1988	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	JR-097-01	2001	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	CI-JR-100		
<i>Basileuterus flaveolus</i>	CI-JR-094		

Tabela III. Auto-valores e porcentagem da variação explicada pelos dois primeiros eixos na Análise de Componentes Principais, em relação à morfometria e à dieta das espécies de aves insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

	λ 1	%	λ 2	%	% acumulada
Morfologia	0.117	75.87	0.02	12.84	88.71
Dieta	1370.71	43.76	982.85	31.32	75.08

Tabela IV. Valores dos autovetores de cada variável, obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação à morfometria das espécies de aves insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Asa	0.205	-0.279
Cauda	0.180	-0.155
Tarso	0.055	-0.734
Comprimento total	0.243	-0.123
Narina	0.576	0.397
Largura do bico	0.259	-0.137
Altura do bico	0.446	-0.344
Cúlmen	0.516	0.223

Tabela V. Valores dos escores de cada espécie obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação à morfometria, das espécies de aves insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2
<i>Galbula ruficauda</i>	0.205	0.087
<i>Nonnula rubecula</i>	0.063	0.039
<i>Taraba major</i>	0.136	-0.074
<i>Thamnophilus punctatus</i>	0.002	-0.02
<i>Formicivora grisea</i>	-0.06	0.009
<i>Formicivora melanogaster</i>	-0.062	0.01
<i>Furnarius rufus</i>	0.066	-0.032
<i>Synallaxis scutata</i>	-0.053	0.002
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	-0.061	0.021
<i>Myiobius barbatus</i>	-0.081	0.011
<i>Myiobius atricaudus</i>	-0.108	0.009
<i>Lathrotriccus euleri</i>	-0.039	0.02
<i>Casiornis rufus</i>	0.029	-0.022
<i>Eucometis penicillata</i>	0.08	-0.041
<i>Basileuterus flaveolus</i>	-0.074	-0.003
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	-0.043	-0.018

Tabela VI. Distância euclidiana do vizinho mais próximo, em relação à morfologia, entre as espécies das espécies de aves insetívoras do sub-bosque, diurnas e residentes em floresta estacional decidual, São Domingos/GO, entre 2003 e 2004. Espécies: *Galbula ruficauda* (GRU), *Nonnula rubecula* (NRU), *Taraba major* (TMA), *Thamnophilus punctatus* (TPU), *Formicivora grisea* (FGR), *F. melanogaster* (FME), *Furnarius rufus* (FRU), *Synallaxis scutata* (SSC), *Leptopogon amaurocephalus* (LAM), *Myiobius barbatus* (MBA), *M. atricaudus* (MAT), *Lathrotriccus euleri* (LEU), *Casiornis rufus* (CRU), *Eucomettis penicillata* (EPE), *Basileuterus flaveolus* (BFL) e *B. hypoleucus* (BHY).

	GRU	NRU	TMA	TPU	FGR	FME	FRU	SSC	LAM	MBA	MAT	LEU	CRU	EPE	BFL	BHY
GRU	0															
NRU	0.677	0														
TMA	0.772	0.785	0													
TPU	0.912	0.378	0.741	0												
FGR	1.137	0.591	1.103	0.392	0											
FME	1.139	0.595	1.101	0.393	0.033	0										
FRU	0.781	0.666	0.38	0.539	0.85	0.848	0									
SSC	1.083	0.54	0.986	0.29	0.196	0.176	0.742	0								
LAM	1.125	0.547	1.104	0.408	0.239	0.228	0.864	0.224	0							
MBA	1.245	0.674	1.227	0.526	0.219	0.216	0.987	0.319	0.194	0						
MAT	1.324	0.759	1.275	0.572	0.277	0.265	1.024	0.33	0.231	0.143	0					
LEU	1.041	0.427	0.996	0.34	0.338	0.331	0.785	0.276	0.183	0.328	0.381	0,000				
CRU	0.824	0.378	0.64	0.263	0.559	0.552	0.488	0.43	0.487	0.627	0.673	0,385	0,000			
EPE	0.735	0.438	0.426	0.424	0.785	0.782	0.427	0.663	0.734	0.871	0.924	0,611	0,263	0,000		
BFL	1.205	0.607	1.134	0.421	0.18	0.175	0.898	0.234	0.159	0.147	0.207	0,257	0,545	0,780	0,000	
BHY	1.081	0.518	0.959	0.277	0.217	0.209	0.729	0.163	0.21	0.28	0.332	0,229	0,383	0,620	0,184	0,000

Tabela VII. Índices alimentares (%) das categorias amostradas, número de itens alimentares por espécie, tamanho amostral e índice de diversidade alimentar (índice de Simpson) obtidos para as espécies de aves insetívoras do sub-bosque diurnas, residentes e não-escaladoras. Espécies: *Galbula ruficauda* (GRU), *Taraba major* (TMA), *Thamnophilus punctatus* (TPU), *Formicivora grisea* (FGR), *F. melanogaster* (FME), *Furnarius rufus* (FRU), *Leptopogon amaurocephalus* (LAM), *Myiobius barbatus* (MBA), *M. atricaudus* (MAT), *Lathrotriccus euleri* (LEU), *Casiornis rufus* (CRU), *Eucomettis penicillata* (EPE), *Basileuterus flaveolus* (BFL) e *B. hypoleucus* (BHY).

Categorias alimentares	GRU	TMA	TPU	FGR	FME	FRU	LAM	MBA	MAT	LEU	CRU	EPE	BFL	BHY
Odonata (Adulto)	1.33	0	0	0.24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	0	1.03	0.98	0	0	0.15	0	0	0	0	14.28	0	0	0
Hemiptera Cicadomorpha	0	0	3.5	5.94	0	0	0	0	0	0	7.19	11.98	3	1.3
Outros Hemiptera	1.33	1.36	1.48	1	0	0.15	0	21.4	75	0	0	5.99	0	0.2
Curculionidae (Coleoptera)	5.31	0.15	0.48	0.5	0	0.46	0	0	0	0	0	0	24.05	0
Outros Coleoptera (Adulto)	27.04	2.92	70.22	76.78	67.9	12.31	56.6	0	0	72.6	42.76	54.05	28.06	20
Coleoptera (larva)	0	0.1	0	0	0	0.31	0.2	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0.5	0	0	0	0
Lepidoptera (adulto)	5.5	0	2.65	0.24	0	0	0.1	0	0	0	0	1.98	0	0.2
Lepidoptera (larva)	1.33	0.49	3.5	0	0	0.31	13.3	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera Parasitica	0	0	0	1.49	13.1	0	0	0	0	0	0	0	2.5	1.3
Formicidae	11.01	92.68	2.65	0.24	1.73	73.9	3.5	0	0	20.3	7.19	1.98	0.8	69
Outros Hymenoptera	47.15	0.19	0.48	0	0	0.05	18.6	78.6	12.5	5.7	0	0	0.2	8
Heteroptera	0	0	1.75	13.33	0	0	1.4	0	0	0.1	7.19	1.98	0.2	0
Homoptera	0	0	0	0	0	0	0.7	0	0	0.5	0	0	0	0
Isoptera	0	0.97	0	0	0	12.31	0	0	0	0	0	0	0	0
Ovos de insetos	0	0	0	0	17.27	0	0	0	0	0	0	1.98	40.59	0
Outros Arthropoda	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aranea	0	0	0	0.24	0	0.05	4.4	0	0	0.2	0	0	0	0
Blattodea	0	0	0	0	0	0	0.1	0	12.5	0	0	0	0	0
Diplopoda	0	0	12.31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0
Sementes	0	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	21.39	20.06	0	0
Nº de itens alimentares	25	523	57	61	35	310	46	7	8	170	12	29	67	124
Nº de amostras	7	16	6	11	2	9	13	4	2	24	5	5	6	8
Diversidade alimentar	0.69	0.14	0.49	0.39	0.49	0.42	0.62	0.34	0.41	0.43	0.74	0.65	0.70	0.48

Tabela VIII. Valores dos autovetores de cada categoria alimentar, obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação à dieta, das espécies de aves insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Odonata	0	0
Orthoptera	0	0
Cicadomorpha	0	0
Hemiptera	0,003	-0,441
Curculionidae	0	0
Coleoptera	-0,636	0,525
Coleoptera (larva)	0	0
Diptera	0	0
Lepidoptera (adulto)	0	0
Lepidoptera (larva)	0	0
Hymenoptera Parasitica	0	0
Formicidae	0,771	0,434
Hymenoptera	0	-0,584
Heteroptera	0	0
Homoptera	0	0
Isoptera	0	0
Ovos de insetos	0	0
Aranea	0	0
Blattodea	0	0
Diplopoda	0	0
Sementes	0	0

Tabela IX. Valores dos escores de cada espécie obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação à dieta, das espécies de aves insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2
<i>Galbula ruficauda</i>	-0.08	-7.588
<i>Taraba major</i>	21.65	6.348
<i>Thamnophilus punctatus</i>	-9.489	5.232
<i>Formicivora grisea</i>	-11.163	6.033
<i>Formicivora melanogaster</i>	-9.278	5.042
<i>Furnarius rufus</i>	15.974	5.623
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	-6.905	0.597
<i>Myiobius barbatus</i>	2.352	-20.402
<i>Myiobius atricaudus</i>	2.396	-16.25
<i>Lathrotriccus euleri</i>	-6.134	7.04
<i>Casiornis rufus</i>	-3.673	2.042
<i>Eucometis penicillata</i>	-6.775	2.324
<i>Basileuterus flaveolus</i>	-2.446	-0.899
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	13.569	4.857

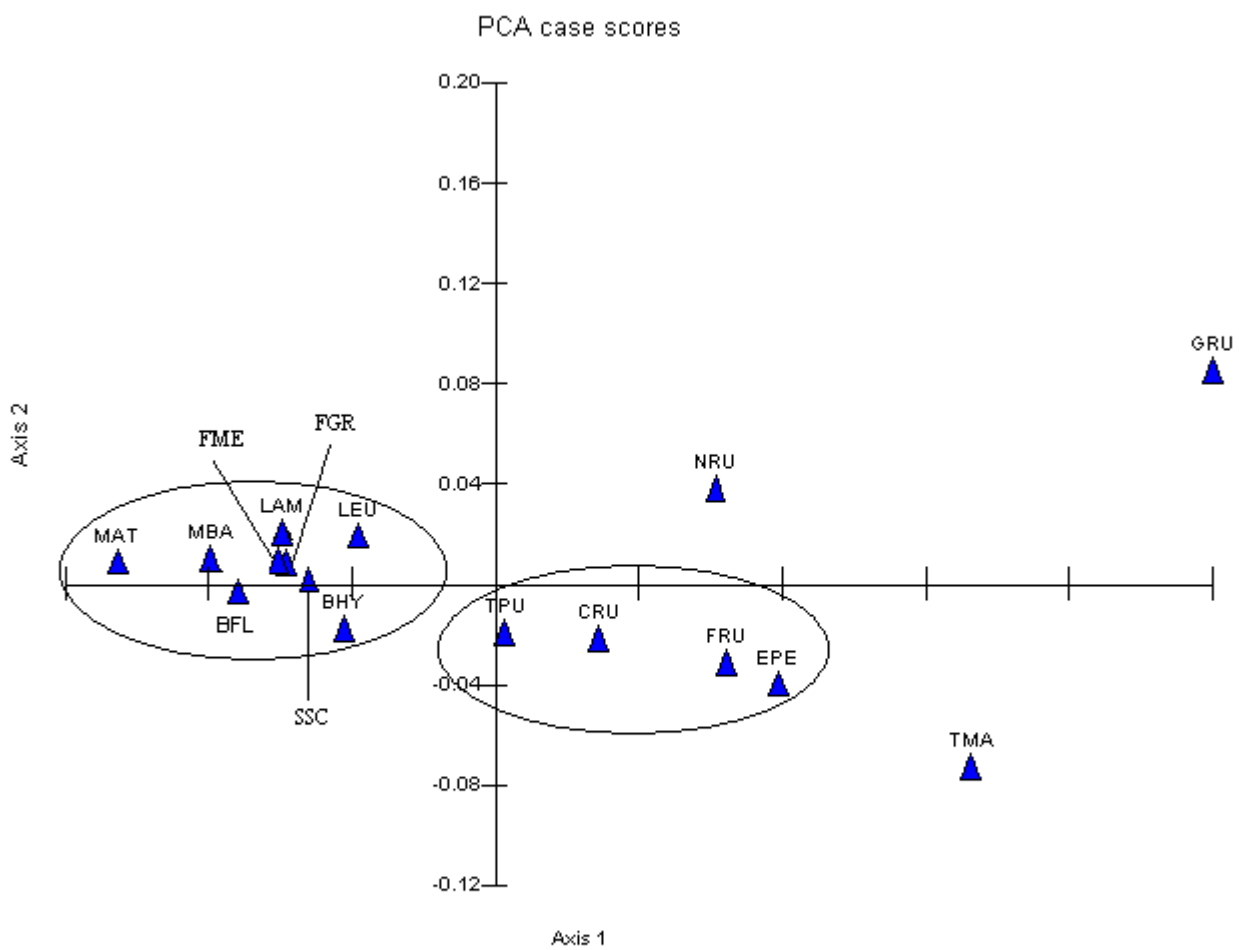
Legendas das Figuras

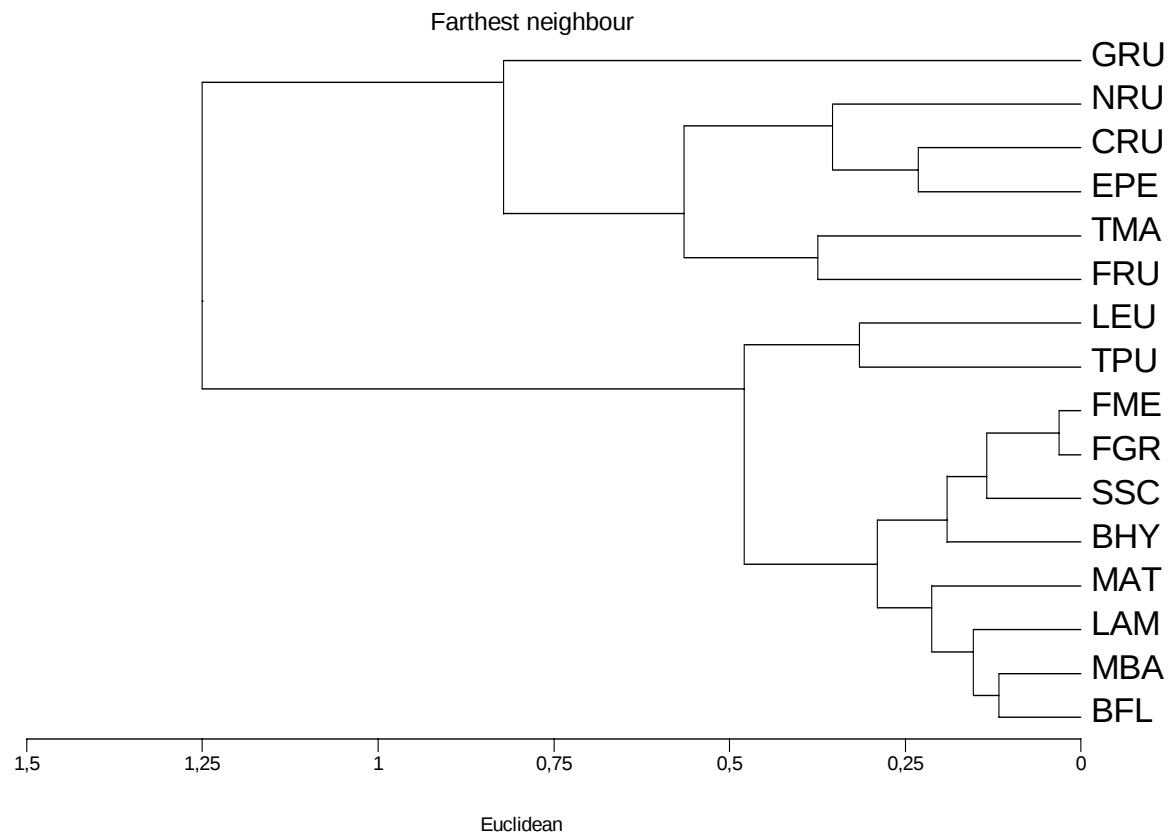
Figura 1. Diagrama de ordenação no espaço morfológico das espécies de aves insetívoras do sub-bosque, diurnas e residentes em floresta estacional decidual, São Domingos/GO. Os dados foram obtidos entre 2003 e 2004.

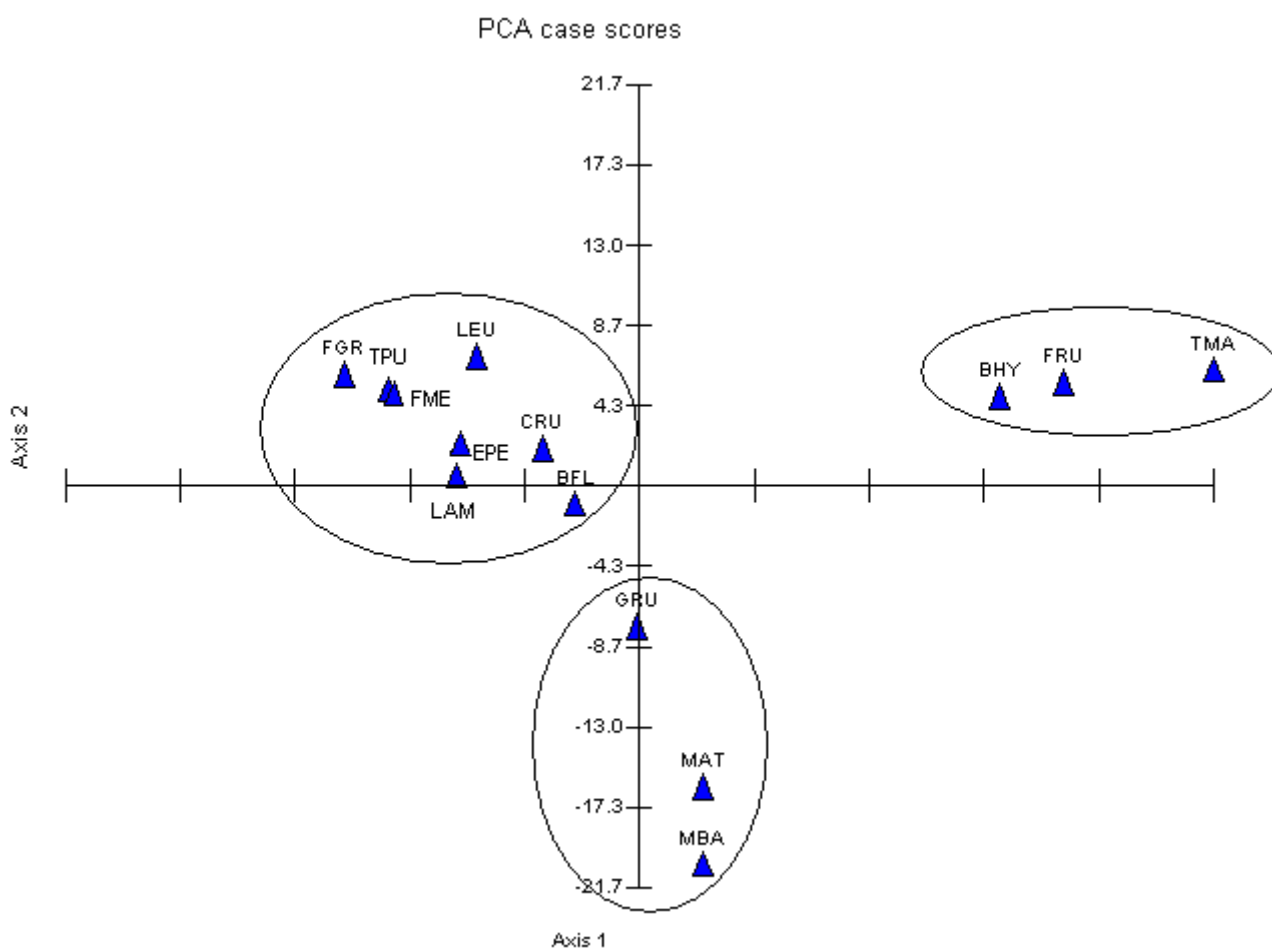
Figura 2. Diagrama resultante da análise de agrupamento (cluster analysis) em função da morfometria entre as espécies de aves insetívoras do sub-bosque, diurnas e residentes em floresta estacional decidual, São Domingos/GO. Os dados foram obtidos entre 2003 e 2004.

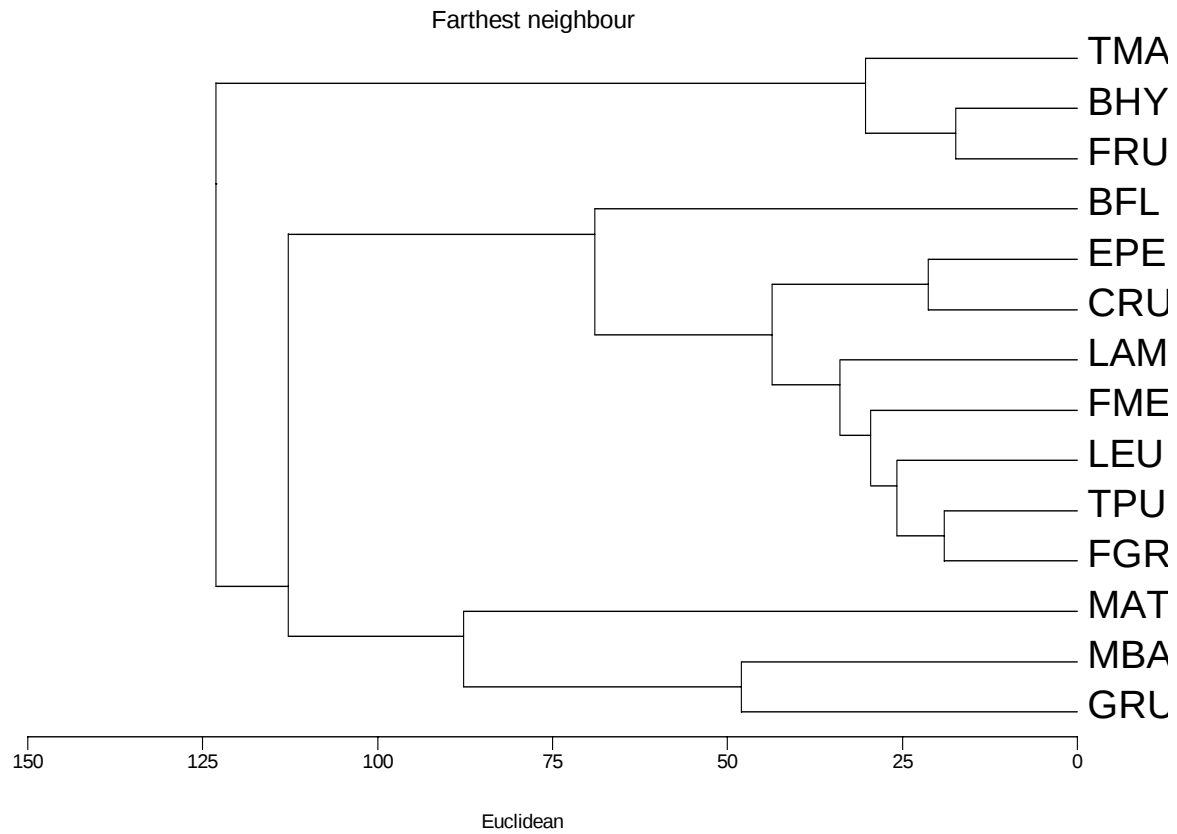
Figura 3. Diagrama de ordenação, em relação à dieta, das espécies de aves insetívoras do sub-bosque, diurnas e residentes em floresta estacional decidual, São Domingos/GO. Os dados foram obtidos entre 2003 e 2004.

Figura 4. Diagrama resultante da análise de agrupamento (cluster analysis) em função da dieta entre as espécies de aves insetívoras do sub-bosque, diurnas e residentes em floresta estacional decidual, São Domingos/GO. Os dados foram obtidos entre 2003 e 2004.









3º Capítulo: Segregação ecológica entre arapaçus (Dendrocolaptidae) em Floresta Estacional Decidual, São Domingos, GO.

INTRODUÇÃO

A comunidade ecológica pode ser entendida como um conjunto de espécies ocupando nichos dentro de um espaço definido pelos eixos de qualidade do recurso e condição ecológica (Ricklefs, 1990). Já a estrutura de uma comunidade pode ser descrita pelas posições dos seus membros ao longo de eixos de um espaço ecológico (Miles e Ricklefs, 1984). Estudos de sobreposição no uso dos recursos e da forma como são divididos entre os diferentes membros da comunidade identificam as interações dentro de uma comunidade e como estas podem influenciar sua estrutura.

A posição das espécies dentro das comunidades e as relações de utilização dos recursos com outras espécies são expressas através do conceito ecológico de nicho. Segundo Hutchinson (1959), o nicho ecológico é a extensão total das condições nas quais o organismo vive; em uma visão evolutiva, o nicho ecológico é definido por Pianka (1982) como a soma total das adaptações de um organismo em um habitat particular. Na definição de Hutchinson (1959) o nicho individual é representado geometricamente em um hipervolume n-dimensional. Assim sendo, o nicho de uma espécie e de outras ao seu redor pode ser refletido em cada eixo de recurso, retratando a extensão de recursos utilizados ao longo daquele *continuum*.

A sobreposição do nicho ocorre quando dois organismos usam os mesmos recursos ou outras variáveis ambientais. Normalmente os nichos se sobrepõem parcialmente, com alguns recursos sendo divididos e outros sendo utilizados exclusivamente por um organismo (Pianka,

1982). As interações podem causar reduções em ambos os extremos do nicho potencial e produzir um estreitamento no nicho realizado. As espécies com nichos ecológicos muito similares devem excluir uma à outra, por uma intensa competição interespecífica. MacArthur e Levins (1967) formularam a hipótese da similaridade limitante, que afirma que as espécies presentes na comunidade não devem ser muito semelhantes morfológicamente, assim, existe um limite máximo na similaridade morfológica, que reflete uma semelhança na utilização dos recursos entre as espécies na comunidade.

Se a competição atua no presente ou foi e continua sendo uma força significativa na determinação da estrutura da comunidade, os nichos devem estar espaçados e a sobreposição no uso dos recursos nas comunidades reais, ou seja, suas distribuições no espaço dimensional do nicho, devem diferir significativamente das encontradas em comunidades aleatórias, ou seja, na ausência de interações relevantes entre as espécies (Begon *et al.*, 1990). Entretanto, a competição somente será resultante da sobreposição de utilização do recurso se este for limitado (Putman, 1996).

Muitos estudos têm identificado descontinuidades na distribuição das espécies no espaço dos recursos, demonstrando diferentes agrupamentos de espécies, funcionalmente separadas de outros grupos por interação em algum grau. Sendo assim, guildas de espécies, que interagem fortemente, podem prover uma unidade mais apropriada de organização dentro da comunidade, na análise dos mecanismos estruturadores da distribuição das espécies, no espaço ecológico de utilização dos recursos (Putman, 1996). Root (1967) definiu guilda como sendo um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de maneira similar. Esse grupo de espécies está, normalmente, dentro de um táxon. Vários estudos (Morrison, 1981; Bell e Ford, 1990) sobre competição interespecífica analisavam congêneres simpátricos, sob a premissa de

que espécies mais fortemente relacionadas tenderiam a competir mais intensamente (Simberloff e Dayan, 1991).

Alguns autores (Wong, 1986; Karr e Brawn, 1990; Loiselle e Blake, 1990; Rosenberg, 1990; Terrill, 1990; Poulin *et al.*, 1992) investigaram a disponibilidade e distribuição dos recursos, assim como o padrão de utilização de recursos a fim de entender a organização de comunidades de aves. Outros (Fitzpatrick, 1980; Robinson e Holmes, 1982; Blendinger, 2005) correlacionaram táticas de forrageamento e segregação ecológica entre espécies e alguns (Morrison, 1981; Wiens e Rotenberry, 1981; Holmes e Recher, 1986) buscaram compreender a influência de características do habitat para a estrutura da comunidade de aves. Poucos trabalhos incluem a análise direta da dieta (ver revisão de Rosenberg e Cooper, 1990).

Os arapaçus

Arapaçu (Dendrocolaptidae) compreendem um grupo diverso de espécies endêmicas da América do Sul e Central (Ridgley e Tudor, 1994). A família Dendrocolaptidae é composta por 52 espécies (Marantz *et al.*, 2003), que tipicamente forrageiam verticalmente nos troncos e galhos das árvores (Ridgley e Tudor, 1994). Apesar desse comportamento típico da família, os arapaçus exibem uma ampla variedade de comportamentos de forrageamento (Chapman e Rosenberg, 1991). Os dendrocolaptídeos são comumente registrados em bandos mistos de aves na Mata Atlântica (Machado, 1999; Maldonado-Coelho e Marini, 2003; Guizoni-Jr e Azevedo, 2006) e no Cerrado (Alves e Cavalcanti, 1996; Tubelis, 2004). São também conhecidos por seguirem formigas de correição para se alimentarem de artrópodes que são espantados (Willis e Oniki, 1992).

As espécies de Dendrocolaptidae são consideradas vulneráveis à fragmentação florestal, muitas delas não persistindo em fragmentos muito pequenos e florestas alteradas (Sick, 1997;

Soares e Anjos, 1999; Marantz *et al.*, 2003; Poletto *et al.*, 2004). A grande variabilidade na ocorrência de espécies de arapaçus em fragmentos de diferentes tamanhos indica que outros fatores, além do tamanho da área do fragmento, podem influenciar a persistência dessas espécies em fragmentos florestais (Poletto *et al.*, 2004).

Os arapaçus são espécies potenciais para estudos quantitativos de sobreposição ecológica, mas pouco utilizadas (Brooke, 1983). No Brasil, os poucos estudos sobre utilização de microhabitat, forrageamento, segregação ecológica, competição e dieta de dendrocolaptídeos se concentram em Mata Atlântica (Brooke, 1983; Soares e Anjos, 1999; Poletto *et al.*, 2004) e Amazônica (Willis, 1982, 1983 a, b; Chapman e Rosenberg, 1991).

O primeiro objetivo deste capítulo é analisar a sobreposição ecológica entre os arapaçus (Dendrocolaptidae) que ocorrem nos fragmentos de floresta estacional decidual de São Domingos, GO, através da ordenação das espécies no espaço morfológico e em relação à composição da dieta. O segundo objetivo é testar a hipótese da similaridade limitante (MacArthur e Levins, 1967) e assim observar se a sobreposição das medidas morfométricas observada entre as espécies de arapaçus difere do índice de sobreposição simulado em uma comunidade aleatória.

MÉTODOS

A área de estudo localiza-se na bacia do Rio Paranã, abrangendo os estados de Goiás e Tocantins, na região central do Brasil. O trabalho foi efetuado nos períodos de 02 a 18 de setembro de 2003 e de 07 a 30 de março de 2004, em três áreas da bacia do Rio Paranã: Alvorada do Norte (GO), São Domingos (vilarejo de Monte Alto, GO) e Paranã (TO). Também

foram coletados dados de 19 a 31 de maio de 2004 em floresta estacional decidual de São Domingos. Para maior detalhamento das áreas e esforços amostrais ver Capítulo 1.

Os indivíduos foram capturados com redes de neblina (métodos descritos no Capítulo 1; ver Tabela I) e obtidas as seguintes medidas morfométricas (conforme Oniki e Willis, 1993): comprimento da asa (mm), comprimento da cauda (mm), comprimento do tarso (mm), comprimento do bico da narina até a ponta (mm), comprimento do cúlmen até a ponta do bico (mm), largura do bico (mm) e altura do bico (mm). As medidas foram obtidas com paquímetro digital, com exceção do comprimento total, tomado com o auxílio de régua metálica. Foram realizadas 5329.5 horas/rede. A nomenclatura das espécies, seqüência e classificação seguem o CBRO (2006).

Na análise morfométrica, os dados obtidos para as mesmas espécies, em fitofisionomias e áreas diferentes, foram agrupados, sendo que a maioria dos indivíduos de *Sittasomus griseicapillus* (Vieillot, 1818) e *Dendrocolaptes platyrostris* Spix, 1825 foi capturada na floresta estacional decidual de São Domingos. Já 15 indivíduos de *Lepidocolaptes angustirostris* (Vieillot, 1818) foram amostrados na floresta estacional decidual e 20 no cerrado (Tabela I). Somente um indivíduo de *Campylorhamphus trochilirostris* (Lichtenstein, 1820) foi capturado em floresta estacional decidual. Assim, para essa espécie, foram incluídas medidas morfométricas de outros autores e feita média ponderada em relação ao número de indivíduos amostrados por cada autor (Tabela II). As médias foram transformadas em logaritmos para satisfazer a premissa da normalidade.

A fim de testar a hipótese da similaridade limitante (MacArthur e Levins, 1967), foi utilizado o programa EcoSim, para gerar matrizes dos dados aleatórios e observar se a sobreposição observada das medidas morfométricas entre as espécies de arapaçus difere do índice de sobreposição simulado em uma comunidade aleatória. Como as variáveis

morfométricas possuem alta correlação entre si, foram utilizados os valores obtidos no primeiro eixo de ordenação das variáveis morfométricas, na Análise de Componentes Principais.

Com relação à análise de itens alimentares, foram analisados estômagos de aves depositadas na Coleção Ornitológica Marcelo Bagno do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília, além de dados obtidos em literatura (Tabela III). Os conteúdos estomacais utilizados foram triados e analisados no Laboratório de Ecologia Trófica da Universidade de São Paulo (USP), sob microscópio estereoscópico de dissecação. Os itens alimentares foram identificados com o auxílio de literatura (Brues *et al.*, 1954; Borror *et al.*, 1989), contados e agrupados em categorias taxonômicas como descrito no Capítulo 2. A classificação dos insetos foi feita conforme Grimaldi e Engel (2005) e Ruppert *et al.* (2004).

Calculou-se para cada espécie, com pelo menos duas amostras, um Índice Alimentar - IA (conforme Ribeiro, 2001), que fornece a importância de cada categoria alimentar na dieta, em porcentagem (ver descrição no Capítulo 2). As categorias alimentares com IA menor e/ou igual a 0.5 foram excluídas. A amplitude do nicho alimentar (largura do nicho) foi obtida através do índice de diversidade de Simpson e a sobreposição do nicho alimentar e sobreposição do tamanho, através da equação de sobreposição de Pianka, utilizando o programa EcoSim (Gotelli e Entsminger, 2001).

Para a ordenação das espécies, tanto no espaço morfológico quanto em relação à dieta, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (ACP) e uma Análise de Agrupamento (“*Cluster Analysis*”), baseada na distância euclidiana do vizinho mais distante. As análises foram executadas no programa MVSP 3.1 (Kovach, 2005) (ver detalhamento no Capítulo 2).

RESULTADOS

Composição e abundância das espécies

Nos remanescentes amostrados de floresta estacional decidual de São Domingos, foram registradas cinco espécies de arapaçus: *Sittasomus griseicapillus* (arapaçu-verde), *Dendrocolaptes platyrostris* (arapaçu-grande), *Xiphorhynchus guttatus* (arapaçu-de-garganta-amarela) (Lichtenstein, 1820), *Lepidocolaptes angustirostris* (arapaçu-de-cerrado) e *Campylorhamphus trochilirostris* (arapaçu-beija-flor). A espécie mais abundante foi *D. platyrostris* e a com menor abundância foi *C. trochilirostris* (Tabela I).

Ordenação e agrupamento das espécies

No espaço morfológico

Obtiveram-se médias para oito variáveis morfométricas (Tabela IV). Os eixos de ordenação 1 e 2 explicaram 99% da variação morfométrica entre as espécies (Tabela V). As variáveis mais importantes para a segregação morfológica das espécies foram, principalmente, as medidas do bico e, em menor grau, o comprimento corporal e da cauda. O eixo 1 apresenta auto-vetores altos e positivos para comprimento do bico (narina e cúlmen), seguidos por altura do bico e comprimento corporal total. No eixo 2 as variáveis largura do bico, altura do bico, comprimento da cauda e do tarso tiveram auto-vetores altos e positivos, nesta sequência, enquanto as medidas de comprimento do bico (narina e cúlmen) obtiveram auto-vetores negativos (Tabela VI).

Assim, no primeiro componente principal *Campylorhamphus trochilirostris* apresentou alto escore positivo, enquanto *Sittasomus griseicapillus* obteve um alto escore negativo. No

segundo componente principal a espécie com maior escore positivo foi *Dendrocolaptes platyrostris*, seguida por *Xiphorhynchus guttatus*. As demais espécies obtiveram valores negativos, sendo que *C. trochilirostris* apresentou o valor negativo mais alto, em oposição às demais espécies. *Sittasomus griseicapillus* e *Lepidocolaptes angustirostris* apresentaram valores negativos nos dois eixos (Tabela VII). Desse modo, as espécies tiveram alta segregação espacial em relação à morfologia, sendo que as espécies mais próximas foram *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus*. A Figura 1 mostra o diagrama de ordenação das espécies no espaço morfológico.

A ACP separou os arapaçus com bicos longos e mais finos, os arapaçus com maior e menor tamanho corporal e os arapaçus com bicos mais largos e grossos. Portanto, *Sittasomus griseicapillus* ficou distintamente separado das demais espécies no espaço morfológico, por ser a espécie com menor tamanho corporal e menor comprimento do bico. As demais espécies ficaram no outro lado do diagrama, com *Lepidocolaptes angustirostris* praticamente no meio dos eixos de ordenação. *Campylorhamphus trochilirostris* que possui bico mais comprido e distinto dentre todas as espécies, ficou em um ponto positivo no eixo 1 e negativo no eixo 2. Já *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus*, as espécies do grupo mais semelhantes morfológicamente, ficaram próximas, pelo maior tamanho corporal e bicos mais grossos e largos (Fig. 1).

Na análise de agrupamento (“cluster analysis”), *Sittasomus griseicapillus* foi a espécies mais externa (distância euclidiana do vizinho mais próximo = 0.821), *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus* formaram um sub-grupo (distância euclidiana = 0.157) e *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris* outro sub-grupo (distância euclidiana = 0.385) (Fig. 2).

Quanto à dieta

Na análise da dieta, *Dendrocolaptes platyrostris* foi excluída por não haver amostras estomacais suficientes e nem dados na literatura. Foram descritas 22 categorias taxonômicas dos itens alimentares, entretanto cinco obtiveram índice alimentar (IA) menor ou igual a 0.5 sendo, portanto, excluídas. Essas categorias foram: Hymenoptera Parasitica, ninfa de Heteroptera, Blattodea, sementes e vertebrados. Na Tabela VIII estão os respectivos índices de importância alimentar das 17 categorias alimentares para as espécies de arapaçus. Os itens alimentares mais amplamente consumidos foram Coleoptera e Formicidae (Fig. 3).

Os eixos de ordenação 1 e 2 explicaram aproximadamente 90% da variação entre as espécies na composição da dieta (Tabela V). No eixo 1 a categoria Formicidae apresentou o maior auto-valor positivo e Coleoptera, Orthoptera e Aranea apresentaram auto-valores negativos nesse eixo. No eixo 2 Coleoptera apresentou auto-valor alto e positivo e Orthoptera auto-valor negativo (Tabela IX). Portanto a ordenação dos arapaçus em relação à composição da dieta foi baseada principalmente nas proporções de formigas e coleópteros na alimentação.

No primeiro eixo de ordenação *Campylorhamphus trochilirostris* obteve o maior valor, seguida por *Lepidocolaptes angustirostris*, enquanto as outras duas espécies apresentaram valores negativos. No eixo 2 o maior valor positivo foi de *Sittasomus griseicapillus*, em seguida de *L. Angustirostris*. *Campylorhamphus trochilirostris* obteve valor negativo, da mesma maneira *Xiphorhynchus guttatus*, cuja dieta não apresentou altas porcentagens de Formicidae e Coleoptera (Tabela X, Fig. 4). Assim, na análise de agrupamento formou-se um subgrupo com *X. guttatus* e *S. griseicapillus* (distância euclidiana = 27.562) e outro com *L. angustirostris* e *C. trochilirostris* (distância euclidiana = 17.046) (Fig. 5).

Desse modo os índices de sobreposição alimentar mais altos foram entre *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris* (0.97) e entre *Xiphorhynchus guttatus* e

Sittasomus griseicapillus (0.91) e o menor entre *C. trochilirostris* e *X. guttatus* (0.51) (Tabela XI). Em relação à diversidade alimentar, *X. guttatus* apresentou o maior índice de diversidade (índice de Simpson), embora não muito discrepante dos índices das outras espécies. Além disso, foi representado por um maior número de amostras e de itens alimentares, pelo menos três vezes maior do que a segunda espécie com maior número de itens alimentares. Os índices de diversidade alimentar das outras espécies foram similares (Tabela VIII).

Hipótese da Similaridade Limitante

Utilizando-se os valores do primeiro componente principal da ACP, na análise de sobreposição do tamanho, obteve-se índice de sobreposição (índice de Pianka) igual a 0.0004. A média do índice de sobreposição simulado foi de 0.03. Apesar do índice observado ser menor do que o simulado, a probabilidade do índice observado ser menor do que o simulado em comunidades com os dados distribuídos aleatoriamente, em 5000 aleatorizações, é de 0.12 e portanto, não significativa. Dessa forma, não se pode dizer que os dados diferem do que seria esperado em distribuições aleatórias.

DISCUSSÃO

Composição e abundância das espécies

As espécies de Dendrocolaptidae registradas na floresta estacional decidual de São Domingos (GO) também foram registradas nas florestas do sudeste do Tocantins (Pacheco e Olmos, 2006), com exceção de *Campylorhamphus trochilirostris*. No Brasil, estudos realizados

por vários pesquisadores (Piratelli, 1999; Soares e Anjos, 1999; Almeida, 2002; Poletto *et al.*, 2004; Olmos *et al.*, 2005; Pacheco e Olmos, 2006) indicam que a riqueza de espécies de arapaçus varia entre três e oito, excluindo a Amazônia, onde Bierregaard (1988) registrou 13 espécies de arapaçus. Entretanto, nesses levantamentos há variações no tamanho das áreas e nos métodos de registro. De qualquer maneira, riquezas iguais às encontradas na floresta estacional decidual foram registradas em remanescentes de Mata Atlântica no Paraná (Soares e Anjos, 1999; Poletto *et al.*, 2004). Em floresta estacional decidual a única referência (Pacheco e Olmos, 2006) indica quatro espécies de arapaçus, porém em inventário rápido. A riqueza observada na floresta estacional decidual de São Domingos representa 22% dos dendrocolaptídeos registrados no Cerrado (Silva, 1995).

Dentre os arapaçus, *Sittasomus griseicapillus* está entre os mais abundantes (Piratelli, 1999; Poletto *et al.*, 2004; Pacheco e Olmos, 2006), junto com *Dendrocolaptes platyrostris*, apresentando ampla distribuição no bioma Cerrado (Piratelli, 1999; Almeida, 2002; Straube *et al.*, 2005), em Caatinga (Santos, 2004; Olmos *et al.*, 2005) e Mata Atlântica (Brooke, 1983; Soares e Anjos, 1999; Poletto *et al.*, 2004). *Lepidocolaptes angustirostris* é mais restrito a tipos vegetacionais abertos, como o Cerrado (Piratelli, 1999) e a Caatinga (Santos, 2004; Olmos *et al.*, 2005). *Campylorhamphus trochilirostris* ocorre em formações florestais, no Cerrado, na Caatinga e na Amazônia (Bierregaard, 1988; Ridgley e Tudor, 1994). *Xiphorhynchus guttatus* foi registrado no Cerrado (Piratelli, 1999), na Mata Atlântica (Brooke, 1983) e é abundante na Amazônia (Sick, 1997). Entre os arapaçus, *Campylorhamphus trochilirostris* e *X. guttatus* também foram as espécies registradas com menor abundância por Piratelli (1999).

Ordenação e agrupamento das espécies

No espaço morfológico

As variáveis morfométricas que melhor explicaram a separação entre as espécies foram as medidas do bico, peso e comprimento da cauda. A asa e a cauda são importantes para o forrageamento dos arapaçus: a cauda suporta o peso do corpo ao escalar (Tubaro *et al.*, 2002) e as asas são importantes no deslocamento de um substrato de forrageio para o outro. Fitzpatrick (1980) associou as diferenças de forrageamento entre tiranídeos com as variações morfológicas, principalmente do bico, asa e tarso, sendo que essas diferenças provavelmente estão relacionadas com diferenças na dieta e na amplitude do nicho alimentar (Sherry, 1984). O tamanho corporal também pode refletir diferenças no forrageamento, pois espécies maiores poderiam restringir o forrageamento em troncos de maior diâmetro e espécies menores poderiam se alimentar em troncos e galhos mais finos (Brooke, 1983).

A análise morfométrica separou *Sittasomus griseicapillus*, a menor espécie, com bico mais curto, das espécies maiores (*Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus*) com bicos mais grossos. Em posição intermediária no espaço morfológico, ficaram *Campylorhamphus trochilrostris* e *Lepidocolaptes angustirostris*, com bicos mais finos e de porte médio. Estes resultados refletem de forma bastante próxima a relação filogenética descrita por Feduccia (1973). Este autor separa algumas espécies de arapaçus, entre elas *Sittasomus griseicapillus*, das outras, como sendo espécies intermediárias entre as espécies primitivas dentro de Furnariidae e os típicos dendrocolaptídeos de bico forte. Para Irestedt *et al.* (2004) essa distinção é corroborada por estudos comportamentais e moleculares. A filogenia molecular realizada por Irestedt *et al.* (2004) separa três grandes clados: (a) o grupo que inclui os gêneros *Dendrocincla*, *Deconychura* e *Sittasomus* (os menores dendrocolaptídeos); (b) outro que inclui

Campylorhamphus, *Lepidocolaptes* e *Xiphorhynchus*: e (c) o terceiro que inclui *Dendrocolaptes*.

Os resultados aqui obtidos indicam que *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus* são as espécies mais próximas morfologicamente, o que poderia levar à competição intensa entre as duas. Na floresta estacional decidual de São Domingos, a primeira espécie foi bem mais abundante que a segunda. Essas podem ser evidências de uma exclusão competitiva, pois *D. platyrostris* utiliza os estratos inferior, médio e superior para forragear (Soares e Anjos, 1999; Machado, 1999; Poletto *et al.*, 2004), enquanto *X. guttatus* forrageia acima de 6 m (Chapman e Rosenberg, 1991). Além disso, *X. guttatus* possui comportamento de forrageamento especializado, buscando artrópodes em folhas mortas suspensas, principalmente de *Cecropia* sp. e folhas de palmeiras (Chapman e Rosenberg, 1991). Rosenberg (1990) observou que, nos casos onde o recurso é previsível e renovável, como é o caso dos artrópodes nas folhas mortas suspensas, é possível uma alta especialização no forrageamento das aves residentes e fixas, o que pode garantir a sua sobrevivência.

A ausência de dados sobre a dieta de *Dendrocolaptes platyrostris*, limita a constatação da espécie como generalista, porém a ampla distribuição e abundância (espécies mais abundantes tendem a ser generalistas (Poulin *et al.*, 1994)) e o comportamento de forrageamento variado em praticamente todas as alturas do estrato vegetal, conduz fortemente à idéia da espécie ser amplamente generalista. Embora o índice de diversidade alimentar de *Xiphorhynchus guttatus* tenha sido o maior entre as espécies, indicando uma generalização alimentar maior, esse resultado pode estar fortemente associado às maiores amostras de Chapman e Rosenberg (1991), em comparação com as outras espécies. É possível que *D. platyrostris*, por ser mais generalista, tenha maior sucesso em um ambiente extremamente fragmentado e provavelmente com os recursos bastante limitados face às pressões antrópicas

sofridas, exercendo uma pressão competitiva sobre a extensão do nicho ecológico de *X. guttatus*.

Para que a competição atue na determinação da estrutura da comunidade é necessário que os recursos sejam limitantes naquela comunidade (Loiselle e Blake, 1990; Martin e Karr, 1990). Poulin *et al.* (1994) demonstraram a importância da distribuição dos recursos sobre o comportamento espacial das aves. Portanto, estudos quantitativos da abundância, distribuição e variação nos recursos são necessários, para inferir a importância da competição como fator estruturador das comunidades. Devido à fragmentação e redução de hábitat que ocorrem nas florestas estacionais decíduais, esse é um dos ecossistemas tropicais mais ameaçados (Janzen, 1988), e é de se imaginar que os recursos sejam limitantes e em função disso haja forte competição interespecífica.

As análises de ordenação das espécies no espaço morfológico indicam que as espécies possuem segregação morfológica, com exceção de *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus*, que possuem alta sobreposição morfológica. Nesse caso as duas espécies devem possuir diferenciações em outras dimensões dos seus nichos ecológicos, ao contrário poderiam experimentar intensa competição e pressão seletiva, que poderia acarretar em uma futura exclusão competitiva.

Quanto à dieta

Das 17 categorias taxonômicas alimentares consideradas, Coleoptera, Formicidae, Orthoptera e Aranea contribuíram mais efetivamente para a separação entre as espécies. Os itens alimentares mais encontrados nas dietas dos arapaçus foram coleópteros e formigas. As ordens Coleoptera (incluindo particularmente Curculionidae) e Hymenoptera (especialmente as formigas não-aladas), são bastante conspícuas, sendo vistas mais freqüentemente na vegetação

(Sherry, 1984). Além disso, estão entre os insetos mais abundantes da entomofauna tropical (Janzen e Schoener, 1968), o que os tornam, provavelmente, comuns na dieta dos arapaçus.

As aranhas, larvas de insetos e Orthoptera são presas que tendem a ser, freqüentemente, pouco móveis, provavelmente sendo pouco visualizados e predados. Juntamente com Homoptera, esse conjunto de presas é, em geral, críptico ou camuflado na vegetação (Sherry, 1984). Poulin *et al.* (1994) acreditam que a natureza críptica dos artrópodes e sua distribuição relativamente uniforme deveriam favorecer a especialização dos nichos alimentares, além da territorialidade, nas espécies de aves insetívoras.

Xiphorhynchus guttatus foi a espécie com maior porcentagem de Homoptera, Orthoptera e Aranea na dieta, indicando uma especialização na captura dessas presas. *Sittasomus griseicapillus* apresentou os maiores índices de importância alimentar para as categorias de presas crípticas: Hemiptera, larva de lepidóptera e ovos de insetos. *Campylorhamphus trochilirostris* teve as maiores porcentagens de Lepidoptera, Cicadomorpha, Diptera e Diplopoda na dieta. Em relação a esse conjunto de presas *Lepidocolaptes angustirostris*, aparentemente, não busca nenhuma presa em particular, apanhando oportunisticamente as que aparecem. A separação entre as espécies, em relação à dieta, pode ser devido ao fato de algumas se especializarem em capturar categorias específicas de presas. Os insetos da ordem Homoptera, por exemplo, são difíceis de serem predados devido ao comportamento de pular e do vôo acrobático de fuga (Sherry, 1984). Uma alta especialização alimentar deve conduzir a uma diminuição na competição interespecífica (Rosenberg, 1990).

Sittasomus griseicapillus foi a espécie que apresentou maior proporção de coleópteros na alimentação (63%), seguida por *Xiphorhynchus guttatus* (54%). *Campylorhamphus trochilirostris* foi a espécie que teve maior proporção de formigas na sua dieta (59%), juntamente com *Lepidocolaptes angustirostris* (50%). Possivelmente, as proporções similares

dessas categorias na dieta das duas espécies contribuíram para o alto índice de sobreposição alimentar entre elas (0.97). Essa alta sobreposição alimentar entre *Campylorhamphus trochilirostris* e *Lepidocolaptes angustirostris*, juntamente com o agrupamento no espaço morfológico, sugerem que possa haver competição entre elas.

Ambas espécies são registradas na Caatinga (Pacheco, 2004) e no Cerrado (Silva, 1995), embora em habitats diferentes. *Campylorhamphus trochilirostris* é restrita a formações florestais e *L. angustirostris* é comum também em áreas abertas. Na floresta estacional decidual de São Domingos, *C. trochilirostris* apresentou baixa abundância, bem menor que a de *L. angustirostris*. Como já foi observado, espécies raras no habitat tendem a ser especialistas e espécies mais abundantes tendem a ser generalistas (Poulin *et al.*, 1994). O bico extremamente curvo de *Campylorhamphus trochilirostris* sugere uma morfologia especializada adaptada a substratos específicos (Remsen e Robinson, 1990), que possibilita que a espécie explore fendas na madeira, na casca das árvores, buracos, substratos como musgos e líquens e rosetas de bromélias (Remsen e Robinson, 1990; Sick, 1997). No entanto, (?) os índices de diversidade alimentar das duas espécies são similares, não indicando especialização em relação à composição da dieta.

Outro fator de segregação ecológica entre as duas espécies é a altura de forrageamento, estando *Lepidocolaptes angustirostris* principalmente no estrato inferior (até 2 m) (Blendinger, 2005) e *Campylorhamphus trochilirostris*, mais freqüentemente, no estrato superior (obs. pess.). Embora altura de forrageamento seja um fator de separação entre as aves insetívoras, pode não ser um indicativo determinante de segregação ecológica, pois as presas podem ser altamente móveis em relação ao nível de separação espacial (Putman, 1996).

Hipótese da Similaridade Limitante

As espécies de arapaçus que ocorrem na floresta estacional decidual de São Domingos apresentaram um índice de sobreposição morfológica baixo, indicando uma divergência nas características morfológicas, entretanto na análise de modelos nulos essas diferenças não foram maiores do que comunidades simuladas com padrões morfológicos aleatórios.

Assim, uma diferença morfológica entre as espécies pode indicar que elas divergem na utilização dos recursos. Se as diferenças morfológicas entre os arapaçus não são significativas, diferentes modos de utilização dos recursos, através do comportamento de forrageamento ou pela captura de presas de diferentes tamanhos, evitando desse modo intensa competição interespecífica, devem ocorrer de acordo com a hipótese da similaridade limitante e a hipótese da exclusão competitiva.

Os resultados obtidos nas análises morfométricas e da dieta indicam que há sobreposição ecológica entre *Dendrocolpates platyrostris* e *Xiphorhynchus gutattus* e entre *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*. *Sittasomus griseicapillus*, pela distinção no tamanho e na dieta, foi separada das demais, possivelmente por fatores históricos e filogenéticos. Provavelmente a co-ocorrência das cinco espécies de arapaçus é possibilitada por diferenças fundamentais nos nichos ecológicos de cada espécie. Possivelmente a segregação entre *Dendrocolpates platyrostris* e *Xiphorhynchus gutattus* ocorra mais em relação a diferentes alturas de forrageamento e seleção de micro-hábitas para forrageamento. Entre *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris* a segregação deve ocorrer em relação a seleção de habitats, com a segunda sendo bem mais restrita a ambientes florestais do que a primeira.

Além disso, *Xiphorhynchus guttatus* e *Campylorhamphus trochilirostris* foram observadas com menor número de indivíduos o que pode indicar uma menor habilidade competitiva, em um habitat extremamente fragmentado. Ainda, os resultados demonstram ordenação e separação ecológica das espécies muito similar à classificação filogenética. Conclui-se, portanto, que os fatores ecológicos, como competição interespecífica, são importantes na seleção de diferentes utilizações dos recursos dentro dessa taxocenose, principalmente entre as espécies com maior sobreposição: *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphorhynchus guttatus* e entre *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*. Entretanto, os resultados indicam que os fatores históricos são os principais determinantes da estrutura da comunidade.

Estudos sobre o comportamento de forrageamento das espécies de arapaçus em floresta estacional decidual, análise da dieta, principalmente de *Dendrocolaptes platyrostris* e avaliação da disponibilidade dos recursos alimentares, irão evidenciar mais fortemente a segregação ecológica entre as espécies e determinar mais claramente a importância da competição interespecífica na estruturação dessa comunidade. Ressaltando ainda que algumas espécies de Dendrocolaptidae são consideradas vulneráveis à fragmentação florestal, torna-se imprescindível a realização de mais estudos de utilização dos recursos por essas espécies em habitats ameaçados, como é o caso das florestas estacionais deciduais no bioma Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, M. E. C. 2002. *Estrutura de comunidade de aves em áreas de Cerrado da região nordeste do estado de São Paulo*. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP.
- Alves, M. A. S. e R. B. Cavalcanti. 1996. Sentinel behavior, seasonality, and structure of bird flocks in a Brazilian savanna. *Ornit. Neot.*, 7: 43-51.
- Begon, M.; J. L. Harper e C. R. Townsend. 1990. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Bell, H. L. e H. A. Ford. 1990. The influence of food shortage on interspecific niche overlap and foraging behavior of three species of Australian warblers (Acanthizidae). *Stud. Avian Biol.*, 13: 381-388.
- Bierregaard Jr., R. O. 1988. Morphological data from understory birds in terra firme forest in the central Amazonian Basin. *Rev. Brasil. Biol.*, 48(2): 169-178.
- Blendinger, P. G. 2005. Foraging behaviour of birds in an arid sand-dune scrubland in Argentina. *Emu*, 105: 67-79.
- Borror, D. J.; C. A. Triplehorn e N. F. Johnson. 1989. *An introduction to the study of insects*. 6^a ed. Saunder College Publishing, Philadelphia.
- Brooke, M. L. 1983. Ecological segregation of woodcreepers (Dendrocolaptidae) in the State of Rio de Janeiro, Brasil. *Ibis*, 125: 562-567.
- Brues, C. T.; A. L. Melander e F. M. Carpenter. 1954. *Classification of insects*. Museum of Comparative Zoology, Cambridge.
- CBRO. 2006. Lista das Aves do Brasil. Disponível em <<http://www.sob.org/cbro>>. Acesso em: 10/03/2007.

- Chapman, A. e K. V. Rosenberg. 1991. Diets of four sympatric Amazonian woodcreepers (Dendrocolaptidae). *Condor*, **93**: 904-915.
- Feduccia, A. 1973. Evolutionary trends in the Neotropical ovenbirds and woodhewers. *Ornit. Monog.*, **13**: 1-69.
- Fitzpatrick, J. W. 1980. Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers. *Condor*, **82**: 43-57.
- Gotelli, N.J. e G.L. Entsminger. 2001. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.
- <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Grimaldi, D. e M. S. Engel. 2005. *Evolution of the insects*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guizoni-Jr., I. R. e M. A. G. Azevedo. 2006. Composição de bandos mistos de aves florestais de sub-bosque em áreas de encosta e planície de Floresta Atlântica de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, **19**: 47-53.
- Holmes, R. T. e H. F. Recher. 1986. Determinants of guild structure in forest bird communities: an intercontinental comparison. *Condor*, **88**: 427-439.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.*, **93**: 145-159.
- Irestedt, M.; J. Fjeldsa e Per G. P. Ericson. 2004. Phylogenetic relationships of woodcreepers (Aves: Dendrocolaptinae) – incongruence between molecular and morphological data. *J. Avian Biol.*, **35**: 280-288.
- Janzen, D. H. e T. W. Schoener. 1968. Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. *Ecology*, **49**: 96-110.
- Karr, J. R. e J. D. Brawn. 1990. Food resources of understory birds in central Panama: quantification and effects on avian populations. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 58-64.

- Kovach, W.L., 2005. *MVSP - A MultiVariate Statistical Package for Windows*. versão 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Loiselle, B. A. e J. G. Blake. 1990. Diets of understory fruit-eating birds in Costa Rica: seasonality and resource abundance. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 91-103.
- MacArthur, R. e R. Levins. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.*, **101**: 377-385.
- Machado, C. G. 1999. A composição dos bandos mistos de aves na Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, no sudeste brasileiro. *Rev. Bras. Biol.*, **59**: 75-85.
- Maldonado-Coelho, M. e M. A. Marini. 2003. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Pap. Avul. Zool.*, **43**: 31-54.
- Marantz, C.; A. Aleixo; L. R. Bevier e M. A. Patten. 2003. Family Dendrocolaptidae (Woodcreepers). Em: *Handbook of the Birds of the World*, Volume 8, Broadbills to Tapaculos.. J. del Hoyo, A. Elliott e D. Christie (Eds). Lynx Edicions, Barcelona, Espanha.
- Martin, T. E. e J. R. Karr. 1990. Behavioral plasticity of foraging maneuvers of migratory warblers: multiple selection periods for niches? *Stud. Avian Biol.*, **13**: 353-359.
- Miles, D. B. e R. E. Ricklefs. 1984. The correlation between ecology and morphology in deciduous forest passerine birds. *Ecology*, **65**: 1629-1640.
- Morrison, M. L. 1981. The structure of western warbler assemblages: analysis of foraging behavior and habitat selection in Oregon. *Auk*, **98**: 578-588.
- Olmos, F.; W. A. G. Silva e C. G. Albano. 2005. Aves em oito áreas de caatinga no sul do Ceará e oeste de Pernambuco, nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. *Pap. Avul. Zool.*, **45**: 179-199.
- Oniki, Y. e E. O. Willis. 1993. Pesos, medidas, mudas, temperaturas cloacais e ectoparasitas de aves na reserva ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *CEO*, **9**: 2-10.

- Pacheco, J. F. 2004. As aves da Caatinga: uma análise histórica do conhecimento. Em: *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação*. J. M. C. Silva; M. Tabarelli; M. T. Fonseca e L. V. Lins (Eds.). MMA, Brasília.
- Pacheco, J. F. e F. Olmos. 2006. As Aves do Tocantins 1: Região Sudeste. *Rev. Bras. Ornith.*, **14**: 85-100.
- Palacios, M. G. e P. L. Tubaro. 2000. Does beak size affect acoustic frequencies in woodcreepers? *Condor*, **102**: 553-560.
- Pianka, E. R. 1982. *Evolutionary ecology*. Harper e Row, New York, USA.
- Pinho, J. B. 2005. *Riqueza de espécies, padrões de migração e biologia reprodutiva de aves em quatro ambientes florestais do Pantanal de Poconé, MT*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.
- Piratelli, A. J. 1999. *Comunidade de aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Poletto, F.; L. dos Anjos; E. V. Lopes; G. H. Volpato; P. P. Serafini e F. L. Favaro. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba*, **12**: 89-96.
- Poulin, B.; G. Lefebvre e R. McNeil. 1992. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. *Ecology*, **73**: 2295-2309.
- Poulin, B.; G. Lefebvre e R. McNeil. 1994. Characteristics of feeding guilds and variation in diets of bird species of three adjacent tropical sites. *Biotropica*, **26**: 187-197.
- Putman, R. J. 1996. *Community ecology*. 3ª ed. Chapman & Hall, London.
- Remsen, J. V. Jr. e S. K. Robinson. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 144-160.

- Ribeiro, M. A. 2001. *Ecologia alimentar de aves de sub-bosque de mata Atlântica em Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.
- Ricklefs, R. E. 1990. *Ecology*. 3a edição. Chiron Press, New York, EUA.
- Ridgely, R. S. e G. Tudor. 1994. *The birds of South America*. The Suboscini Passerines. Austin, University of Texas Press.
- Robinson, S. K. e R. T. Holmes. 1982. Foraging behavior of forest birds: the relationships among search tactics, diet and habitat structure. *Ecology*, **63**: 1918-1931.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecol. Monog.*, **37**: 317-350.
- Rosenberg, K. V. 1990. Dead-leaf foraging specialization in tropical forest birds: measuring resource availability and use. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 360-368.
- Rosenberg, K. V. e R. J. Cooper. 1990. Approaches to avian diet analysis. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 80-90.
- Ruppert, E. E.; R. S. Fox e R. D. Barnes. 2004. *Invertebrate Zoology: A Functional Evolutionary Approach*. 7ª ed. Thomson Learning Brooks/Cole, Cambridge.
- Santos, M. P. D. 2004. As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação de Caatinga no estado do Piauí, Brasil. *Ararajuba*, **12**:113-123.
- Sherry, T. W. 1984. Comparative dietary ecology of sympatric, insectivorous neotropical flycatchers (Tyrannidae). *Ecol. Monog.*, **54**: 313-338.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, São Paulo.
- Silva, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia*, **21**: 69-92.
- Simberloff, D. e T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **22**: 115-143.

- Soares, E. S. e L. dos Anjos. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornit. Neot.*, **10**: 61-68.
- Straube, F. C.; A. Urben-Filho e C. Gatto. 2005. A avifauna do Parque Estadual do Cerrado (Jaguariaíva, Paraná) e a conservação do Cerrado em seu limite meridional de ocorrência. *AO*, **127**: 29-50.
- Terrill, S. B. 1990. Food availability, migratory behavior, and population dynamics of terrestrial birds during the nonreproductive season. *Stud. Avian Biol.*, **13**: 438-443.
- Tubaro, P. L.; D. A. Lutmaer; M. G. Palacios e C. Kopuchian. 2002. Adaptive modification of tail structure in relation to body mass and buckling in woodcreepers. *Condor*, **104**: 281-296.
- Tubelis, D. P. 2004. Species composition and seasonal occurrence of mixed-species flocks of forest birds in savannas in central Cerrado, Brasil. *Ararajuba*, **12**: 105-111.
- Wiens, J. A. e J. T. Rotenberry. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecol. Monog.*, **51**: 21-41.
- Willis, E. O. 1982. The behavior of Black-banded woodcreepers (*Dendrocolaptes picumnus*). *Condor*, **84**: 272-285.
- Willis, E. O. 1983a. Cis-andean *Xiphorhynchus* and relatives (Aves, Dendrocolaptidae) as army ant followers. *Rev. Bras. Biol.*, **43**: 133-142.
- Willis, E. O. 1983b. Trans-andean *Xiphorhynchus* and relatives (Aves, Dendrocolaptidae) as army ant followers. *Rev. Bras. Biol.*, **43**: 125-131.
- Willis, E. O. e Y. Oniki. 1992. As aves e as formigas de correição. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, ser. Zool.*, **8**: 123-150.
- Wong, M. 1986. Trophic organization of understory birds in a Malaysian dipterocarp forest. *Auk*, **103**: 100-116.

Tabela I. Número de indivíduos das espécies de arapaçus capturadas, em redes ornitológicas, entre 2003 e 2004, no vale do Rio Paranã. Amostras: MS09/03: mata seca (floresta estacional decidual, São Domingos, GO) em setembro de 2003; MS03/04: mata seca em março de 2004; MS05/04: mata seca em maio de 2004; CEMA: cerrado de Monte Alto (São Domingos, GO); CEAL: cerrado de Alvorada do Norte (GO); CEPA09/03: cerrado de Paranã (TO) em setembro de 2003 e CEPA03/04: cerrado de Paranã em março de 2004.

Amostra/ espécie	<i>Sittasomus</i> <i>griseicapillus</i>	<i>Dendrocolaptes</i> <i>platyrostris</i>	<i>Xiphorhynchus</i> <i>guttatus</i>	<i>Lepidocolaptes</i> <i>angustirostris</i>	<i>Campylorhamphus</i> <i>trochilirostris</i>
MS09/03	7	10	1	10	0
MS03/04	6	4	4	2	0
MS05/04	10	14	4	3	1
CEMA	0	1	0	6	0
CEAL	1	0	0	6	0
CEPA09/03	0	0	0	2	0
CEPA03/04	0	0	0	6	0
Total	24	29	9	35	1

Tabela II. Médias das medidas morfométricas, com tamanho amostral entre parênteses, de *Campylorhamphus trochilirostris* obtidos em floresta estacional decidual, São Domingos, GO, em 2004, além de valores de outros autores utilizados neste trabalho e médias ponderadas usadas nas análises. As medidas (mm) encontram-se descritas no texto dos métodos, sendo que as siglas significam: LB=largura do bico e AB- altura do bico.

	Asa	Cauda	Tarso	CT	Narina	LB	AB	Culmen
dados obtidos	101.1 (1)	89.2 (1)	21.4 (1)	24.50 (1)	53.8 (1)	4.5 (1)	5.7 (1)	56.0 (1)
Piratelli (1999)	104.5 (4)	90.3 (3)	20.8 (4)	24.1 (4)	-----	-----	7.0 (4)	58.3 (4)
Bierregaard (1988)	94.94 (32)	84.57 (30)	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Tubaro <i>et al.</i> (2002)	-----	89.7 (3)	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Palacios e Tubaro (2000)	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	57.0 (1)
média ponderada	96.1	85.6	20.9	24.1	53.8	4.5	6.7	57.7

Tabela III. Origem (local, data e fonte) dos exemplares de estômagos das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae) utilizados no presente trabalho. Os espécimes sem o nome da fonte estão depositados na Coleção Ornitológica Marcelo Bagno, no Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília.

Espécie	Local	Data	Fonte
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	MT	14/11/1988	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	TO (Paranã)	29/3/2004	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	GO (Alvorada do Norte)	21/5/2004	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	JR-060		
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	CI-JR-007		
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	MT	5/7/1988	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	DF	16/7/1984	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	MT	8/11/1988	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	MT (Cambará)		Pinho (2005)
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	MG		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Silvânia	15/3/1989	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	MT	9/5/1988	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	MT	14/11/1988	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	GO	18/3/1989	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	GO (Monte Alto)	20/3/2004	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	CI-JR-104		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	MT		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	GO	2/10/1986	
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	AM		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	AM		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	GO		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	PA		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	AM		Chapman e Rosenberg (1991)
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	MT (Cambará)		Pinho (2005)
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	PR		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	GO		Schubart <i>et al.</i> (1965)
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	AM		Poulin <i>et al.</i> (1994)

Tabela IV. Médias das medidas morfométricas, com desvio padrão e tamanho amostral, respectivamente, entre parênteses, das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae) em floresta estacional decidual, São Domingos/GO, entre 2003 e 2004. As medidas (mm) encontram-se descritas no texto dos métodos, sendo que as siglas significam: LB=largura do bico e AB- altura do bico.

Espécie	Peso	Asa	Cauda	Tarso	CT	Narina	LB	AB	Culmen
	12.19	71.21	81.08	17.46	15.44	9.03	4.13	3.53	12.75
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	(1.36, 26)	(3.94, 26)	(3.91, 25)	(0.61, 26)	(0.61, 25)	(0.73, 26)	(0.3, 26)	(0.12, 25)	(1.11, 24)
	56.79	116.76	117.93	27.18	26.01	25.79	8.62	8.32	34.48
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	(3.54, 28)	(3.19, 29)	(4.51, 29)	(1.37, 29)	(0.87, 29)	(0.95, 29)	(0.40, 29)	(0.44, 29)	(1.27, 29)
	63.25	113.80	111.61	26.60	26.14	30.82	7.07	8.71	40.27
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	(1.78, 6)	(5.32, 9)	(5.81, 8)	(0.81, 8)	(1.00, 7)	(1.03, 8)	(0.39, 8)	(0.60, 9)	(1.11, 8)
	31.91	96.38	89.56	21.09	21.32	27.88	4.70	5.39	33.74
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	(2.00, 29)	(2.92, 35)	(2.88, 30)	(0.78, 34)	(0.92, 31)	(1.89, 34)	(0.25, 35)	(0.35, 35)	(2.13, 34)
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	34.0 (1)	101.1 (1)	89.2 (1)	21.4 (1)	24.50 (1)	53.8 (1)	4.5 (1)	5.7 (1)	56.0 (1)

Tabela V. Auto-valores e porcentagem da variação explicada pelos dois primeiros eixos na Análise de Componentes Principais, em relação à morfometria e à dieta das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae) presentes em floresta estacional decidual, São Domingo, GO.

	λ 1	%	λ 2	%	% acumulada
Morfologia	0.154	82.77	0.031	16.95	99.72
Dieta	903.74	86.05	41.73	3.97	90.02

Tabela VI. Valores dos auto-vetores de cada variável, obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação à morfometria, das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae) presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO, dados obtidos em 2003 e 2004.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Asa	0.179	0.26
Cauda	0.088	0.353
Tarso	0.133	0.317
Comprimento total	0.216	0.183
Narina	0.662	-0.369
Largura do bico	0.136	0.600
Altura do bico	0.300	0.378
Cúlmen	0.591	-0.187

Tabela VII. Valores dos escores de cada espécie obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação a morfometria, das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae) presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO, dados obtidos em 2003 e 2004.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	-0.332	-0.018
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0.060	0.111
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0.099	0.066
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	-0.001	-0.049
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	0.174	-0.110

Tabela VIII. Índices alimentares (%), número de itens alimentares por espécie, tamanho amostral e índice de diversidade alimentar (índice de Simpson) obtidos para as espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae) presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Item alimentar	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>
Orthoptera	0	17.1	0.1	0
Hemiptera	5.6	0.4	0.1	0
Cicadomorpha	0.2	0	0.1	1.1
Homoptera	0.2	1.9	0	0
Coleoptera	63	54.2	45.4	31.6
Curculionidae	1	0.6	1.4	0
Lepidoptera	0	0	0	3.8
Lepidoptera larva	3.7	0.1	0	0
Hymenoptera Parasítica	0.2	0	0	0
Hymenoptera	0.2	0	1.6	1.1
Formicidae	13	5	50.1	58.7

Aranea	1	12.4	0.1	0
Heteroptera	0	1.5	0.5	0
Diptera	0	0	0	1.1
Diplopoda	0	0.1	0	2.6
Ovos	11.2	0	0	0
larva insetos	0.2	2.7	0	0
outros	0	3.7	0	0
Nº de itens				
alimentares	79	464	153	29
Nº de amostras	10	37	11	4
Diversidade alimentar	0.56	0.65	0.54	0.55

Tabela IX. Valores dos autovetores de cada categoria alimentar, obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação à dieta, das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae) presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Orthoptera	-0.2	-0.09
Hemiptera	0	0
Cicadomorpha	0	0
Homoptera	0	0
Coleoptera	-0.4	0.914
Curculionidae	0	0
Lepidoptera	0	0
Lepidoptera larva	0	0
Hymenoptera	0	0
Formicidae	0.878	0.395
Aranea	-0.144	0
Heteroptera	0	0
Diptera	0	0
Diplopoda	0	0
Ovos	-0.089	0
larva insetos	0	0
outros	0	0

Tabela X. Valores dos escores de cada espécie obtidos na Análise de Componentes Principais, em relação à dieta, das espécies de aves insetívoras, não-escaladoras, diurnas e residentes do sub-bosque em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	-12.443	3.632
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	-16.966	-3.795
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	10.922	2.739
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	18.488	-2.576

Tabela XI. Índices de sobreposição alimentar (índice de Pianka) entre quatro espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae): *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*.

	<i>Sittasomus</i> <i>griseicapillus</i>	<i>Xiphorhynchus</i> <i>guttatus</i>	<i>Lepidocolaptes</i> <i>angustirostris</i>	<i>Campylorhamphus</i> <i>trochilirostris</i>
<i>Sittasomus griseicapillus</i>		0.91	0.79	0.63
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>			0.68	0.51
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>				0.97
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>				

Legendas das figuras

Figura 1. Diagrama de ordenação no espaço morfológico definido pela Análise de Componentes Principais das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae): *Sittasomus griseicapillus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*, presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO, dados obtidos entre 2003 e 2004.

Figura 2. Diagrama resultante da análise de agrupamento (“cluster analysis”) em função da morfometria entre as espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae): *Sittasomus griseicapillus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*, presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO, dados obtidos entre 2003 e 2004.

Figura 3. Porcentagens das categorias alimentares consumidas pelos arapaçus (Dendrocolaptidae): *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*, presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Figura 4. Diagrama de ordenação no espaço definido pela dieta na análise de correspondência das espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae): *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*, presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

Figura 5. Diagrama resultante da análise de agrupamento (“cluster analysis”) em função da dieta entre as espécies de arapaçus (Dendrocolaptidae): *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*, presentes em floresta estacional decidual, São Domingos, GO.

