

VAGNER DE ARAÚJO GABRIEL

**COMUNIDADE DE AVES EM UM MOSAICO DE
EUCALYPTUS EM RIO CLARO, SÃO PAULO**

**Tese apresentada ao Instituto de
Biociências do Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista Júlio
de Mesquita Filho, como parte dos
requisitos para a obtenção do título de
Doutor em Ciências Biológicas
(Zoologia).**

Orientador: Prof. Dr. MARCO AURÉLIO PIZO

Rio Claro, SP
Junho de 2009

598.2 Gabriel, Vagner de Araújo

G118c Comunidade de aves em um mosaico de Eucalyptus em

Rio Claro, São Paulo / Vagner de Araújo Gabriel. - Rio Claro

: [s.n.], 2009

117 f. : il., figs., tabs.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista,

Instituto de Biociências de Rio Claro

Orientador: Marco Aurélio Pizo

1. Ave. 2. Mosaico paisagístico. 3. Estrutura da vegetação.

4. Conservação. I. Título.

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

VAGNER DE ARAÚJO GABRIEL

**COMUNIDADE DE AVES EM UM MOSAICO DE
EUCALYPTUS EM RIO CLARO, SÃO PAULO**

**Tese apresentada ao Instituto de
Biociências do Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista Júlio
de Mesquita Filho, como parte dos
requisitos para a obtenção do título de
Doutor em Ciências Biológicas
(Zoologia).**

Comissão Examinadora

Dr. Marco Aurélio Pizo

Dr. Mauro Galetti

Dr. Alexsander Zamorano Antunes

Dr. Augusto João Piratelli

Dr. José Ragusa Netto

Rio Claro, 21 de agosto de 2009.

Agradecimentos

Agradeço...

... À *minha esposa, Débora*, pelo amor, carinho e paciência dispensados a mim antes, durante e após a realização desta tese de doutorado.

... Ao *meu orientador, Marco Aurélio*, pela paciência, sabedoria, amizade e confiança transmitida durante o trabalho. E por participar de mais uma etapa de minha vida profissional.

... Aos *amigos, Leslie, Daniel, Kaizer, Akio e Sueli*, pelo apoio logístico e discussões científicas, hospedando-me em suas casas, durante minhas idas a campo.

... Aos *amigos, Marcela Firens, João Sidnei e Ângelo Machi*, por me auxiliarem nos primeiros meses do trabalho de campo e na amostragem de vegetação. E a *Luís Vicente Bufo e Heloiza Cassola*, nas discussões botânicas.

... Aos *meus pais, Antonio e Lucimar* e aos *meus irmãos, Helder e Elaina*, pelo apoio, preocupação e auxílio nos momentos de “pane” no computador.

... Ao *Instituto Florestal*, pela oportunidade de trabalho, concedendo-me autorização para sua execução (Processo no. 43.120/2006).

... Ao pessoal da *Casa da Floresta, Simone Raniere, Klaus, Mônica, Elson, Cléber, Márcia e Alex*, pelo apoio e discussões.

... À *Seção de Pós-Graduação em Ciências Biológicas*, em especial, *Rose e Rute*, pela dedicação, auxiliando-me nas questões burocráticas do Programa da Pós.

... A *todos* que, de alguma forma, ajudaram a conclusão do curso e na elaboração deste trabalho.

“Toda a natureza é uma harmonia divina, sinfonia maravilhosa que convida todas as criaturas a que acompanhem sua evolução e progresso.”

Tsai Chih Cung

RESUMO

A expansão de plantações florestais tem sido intensificada nos últimos anos, ultrapassando 70.000.000 ha nos trópicos. *Eucalyptus* é o principal gênero plantado, ocupando 50% das áreas silviculturais. Monoculturas arbóreas e fragmentos de vegetação secundária figurarão entre os principais elementos das paisagens tropicais futuras. Logo, compreender como diversas espécies se comportam diante dessa situação é fundamental quando se objetiva a conservação da biodiversidade. Este trabalho estudou a avifauna em um mosaico composto por talhões de *Eucalyptus* spp. e alguns de vegetação nativa na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). Esses talhões possuíam diferentes idades (plantados de 1934 a 1990), extensões (~1-51 ha) e graus de regeneração de vegetação nativa. Os principais objetivos foram caracterizar a avifauna encontrada nesses talhões quanto à riqueza, abundância e composição e compará-las, verificando possíveis associações com a estrutura da vegetação (riqueza, altura, área basal, densidade de plantas, densidade de plantas mortas, cobertura do dossel e densidade vertical nos estratos de 0,0 a 1,0, de 1,1 a 2,0 e de 2,1 a 5,0 m). Para a amostragem de aves foi empregado o método de pontos. No primeiro capítulo, foram amostrados 14 talhões de *E. citriodora*. Foram registradas 103 espécies de aves, variando de 23 a 55 por talhão. *Myiodynastes maculatus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Amazilia lactea* e *Megarynchus pitangua* mostraram maior plasticidade ambiental, não revelando fortes associações com as variáveis da vegetação. A abundância total foi maior em talhões que apresentavam vegetação mais desenvolvida. Talhões com maior complexidade da vegetação apresentaram maior riqueza e abundância de espécies insetívoras e de dependentes de florestas. A distância entre os talhões de *E. citriodora* e de vegetação nativa influenciou negativamente na riqueza e abundância de espécies dependentes de ambientes florestais. No capítulo 2, além dos 14 talhões de *E. citriodora*, foram incluídos quatro de *E. microcorys* e três de vegetação nativa. Foram registradas 115 espécies, havendo em média 47, 35 e 24 espécies nos talhões de vegetação nativa, de *E. citriodora* e *E. microcorys*, respectivamente. Além das espécies anteriormente citadas, *Basileuterus hypoleucus*, *B. flaveolus* e *Turdus leucomelas* foram muito abundantes nos três tipos de talhões. Ainda, *Troglodytes musculus* se destacou nos talhões de ambas as espécies de *Eucalyptus* e *Sittasomus griseicapillus* e *Tolmomyias sulphurescens* nos de *E. microcorys* e de vegetação nativa. Os talhões variaram em riqueza e ou abundância de algumas guildas. A riqueza de espécies dependentes de floresta foi maior nos talhões de vegetação nativa, enquanto a de independentes foi maior nos talhões de *E. citriodora*. Verificou-se que características inerentes à espécie de *Eucalyptus* podem interferir na composição da avifauna. Por exemplo, rugosidades existentes no tronco de *E. microcorys* podem beneficiar insetívoros de troncos e galhos, tal como *S. griseicapillus*, o que não acontece em *E. citriodora*, que apresenta tronco liso. A heterogeneidade ambiental proporcionada pelo mosaico de talhões possivelmente contribui para o grande número de espécies de aves, diferindo-se de plantações florestais típicas, mais homogêneas. Considera-se que o emprego do mosaico de diferentes espécies de interesse comercial em oposição a monoculturas arbóreas e que ilhas ou faixas de vegetação nativa em plantios florestais possam incrementar a diversidade de aves.

Palavras-chave: Comunidade de aves. *Eucalyptus*. Mosaico paisagístico. Estrutura da vegetação.

ABSTRACT

Bird community in a *Eucalyptus* mosaic in Rio Claro, São Paulo, Brazil

The expansion of planted forests is surprisingly fast in the last years, exceeding 70.000.000 ha in the tropics, 50% of which are composed of *Eucalyptus* spp.. Planted and secondary forests are likely to be dominant features of tropical forest landscapes in the future. Therefore, to understand the use of different species in this situation is basic to the biological conservation. This work investigated the avifauna at a mosaic of *Eucalyptus* spp. patches in the State Forest Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, São Paulo, Brazil). These patches (~1-51 ha) were created in different years (1994-1990), presenting different levels of regeneration of the native vegetation. The principal aims were to evaluate the richness, abundance and composition of the bird community associating these parameters to the structure of the vegetation (richness, height, basal area, plant density, dead plant density, canopy cover and vertical density from 0,0 to 1,0, from 1,1 to 2,0 and from 2,1 to 5,0 m). The avifauna was sampled with point counts. In the first chapter, 14 patches of *E. citriodora* were studied. It was recorded 103 species, from 23 to 55 per patch. *Myiodynastes maculatus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Amazilia lactea* and *Megarynchus pitangua* were the most habitat generalist species. These species were not associated to any vegetation parameter. The abundance was greater in patches with more developed vegetation. Patches with high vegetation complexity had greater richness and abundance of insectivorous and forest dependent species. The distance between *E. citriodora* and native vegetation patches influenced negatively the richness and abundance of forest dependent species. In chapter 2, in addition to the 14 *E. citriodora* patches, four *E. microcorys* and three native vegetation patches were included in the analyses. It was recorded 115 species. On average, there were 47, 35 and 24 species in the patches of native vegetation, *E. citriodora* and *E. microcorys*, respectively. Together with the previously cited species, *Basileuterus hypoleucus*, *B. flaveolus* and *Turdus leucomelas* were among the most abundant species in the tree kinds of patches. Also, *Troglodytes musculus* had high abundance in both *Eucalyptus* patches, and *Sittasomus griseicapillus* and *Tolmomyias sulphurescens* were outstanding in the *E. microcorys* and native vegetation patches. The patches varied in richness or abundance of some guilds. The richness of forest dependent species was greater in patches of native vegetation, while the richness of forest independent species was greater in *E. citriodora* patches. Inherent characteristics of the *Eucalyptus* species can influence the composition of the avifauna. For instance, rough-bark eucalypt species like *E. microcorys* can benefit trunk and twig insectivorous birds, different from *E. citriodora* that has smooth bark. The mosaic composed by these patches is likely responsible for the high number of the bird species recorded, thus differing from traditional, homogeneously planted forests. The mosaic composed by different commercial species, and blocks or strips lines of natives trees into the planted forests can improve bird diversity.

Key-words: Bird community. *Eucalyptus*. Landscape mosaics. Vegetation structure.

SUMÁRIO

	Página
INTRODUÇÃO.....	6
CAPÍTULO 1	
COMUNIDADE DE AVES EM TALHÕES DE <i>EUCALPTUS CITRIODORA</i> E SUA RELAÇÃO COM A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE ASPECTOS DA PAISAGEM..	11
1. Introdução.....	11
2. Material e métodos.....	13
2.1. Área de Estudo.....	13
2.2. Amostragem da vegetação.....	20
2.3. Amostragem da avifauna.....	21
2.4. Análise dos dados.....	23
3. Resultados.....	27
3.1. Vegetação.....	27
3.2 Avifauna.....	32
4. Discussão.....	52
Anexo 1.1.....	56
CAPÍTULO 2	
MOSAICO DE EUCALIPTAIS E VEGETAÇÃO NATIVA: SUA IMPORTÂNCIA NA CONSERVAÇÃO DE AVES.....	60
1.Introdução.....	60
2. Material e métodos.....	62
2.1. Área de estudo.....	62
2.2. Amostragem da vegetação.....	71
2.3. Amostragem da avifauna.....	72
2.4. Análise dos dados.....	74
3. Resultados.....	77
3.1. Vegetação.....	77
3.2. Avifauna.....	80
4. Discussão.....	98
Anexo 2.1.....	103
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	108
REFERÊNCIAS.....	110

INTRODUÇÃO

Áreas florestais extensas são essenciais para a conservação efetiva de ecossistemas tropicais complexos e as espécies que deles fazem parte (MARSDEN et al., 2001; BARLOW et al., 2007). Quando protegidas por lei, tais áreas geralmente estão concentradas em regiões inacessíveis e/ou em solos economicamente inviáveis, e não exibem proteção representativa para diferentes habitats ecológicos (SCHELHAS e GREENBERG, 1996). Mais comum que as extensas áreas florestais legalmente protegidas são áreas alteradas pelo homem com diferentes graus de perturbação que se misturam formando uma paisagem em mosaico.

Entre as diversas unidades da paisagem que compõem esse mosaico estão as plantações florestais¹, que cobrem extensas áreas da superfície terrestre. O principal objetivo dessas plantações é a produção em larga escala de madeira e fibra (DOUGHT, 2001). Essa prática agrícola tem sido intensificada especialmente nos trópicos, onde a produção é mais eficiente (EVANS e TURNBULL, 2004), com a cobertura aumentando de ~17.800.000 ha em 1980 para ~70.000.000 ha em 2000 (FAO, 2001). O cultivo de *Eucalyptus* spp. é o principal responsável por esse aumento, atingindo 50% das áreas silviculturais (EVANS e TURNBULL, 2004).

O sucesso da silvicultura do *Eucalyptus* no mundo é justificado por um conjunto de fatores intrínsecos ao gênero: alta taxa de crescimento, adaptação às mais variadas condições edafo-climáticas e capacidade de fornecimento rápido de matéria-prima (madeira, celulose, óleos essenciais e tanino) para diversos usos (e.g., lenha, carvão vegetal, postes, construção civil, móveis, papéis, utensílios agrícolas, desinfetantes), atendendo à crescente demanda da sociedade (LIMA, 1978). Além disso, seu plantio pode ser utilizado para quebra-ventos, ornamento e produção de mel.

Segundo Lima (1978), as plantações como as de *Eucalyptus*, por serem de rápido crescimento, aliviam a pressão para a devastação das matas naturais remanescentes. Vale destacar que essas plantações, assim como qualquer outra, podem alterar a permeabilidade e a conectividade da paisagem, permitindo ou impedindo que espécies de animais se movam por elas (TAYLOR et al., 2003; MARSDEN et al., 2001; HOBBS et al., 2003; WETHERED e LAWES, 2003; PEH, 2006; YAMAURA et al., 2008).

¹ O termo plantação florestal refere-se às monoculturas que são constituídas por espécies arbóreas de rápido crescimento, plantadas em blocos homogêneos, cuja principal função é a produção de madeira e celulose. *Eucalyptus* e *Pinus* são os gêneros mais plantados no mundo.

As aves figuram entre os grupos da fauna capazes de utilizar eucaliptais e estão entre os *taxa* mais estudados pela ciência; desempenham várias funções ecológicas: polinização, controle populacional de insetos, dispersão e predação de sementes, saneamento ambiental (necrofagia) (SEKERCIOGLU et al., 2004). Suas exigências ecológicas, observadas em guildas e em cada espécie, podem identificar pontos-chave para a conservação e indicar a viabilidade funcional dos ecossistemas (WILLIS, 1979, GRAY et al., 2007, YAMAURA et al., 2008).

Algumas pesquisas indicam que eucaliptais, sejam abandonados ou, até mesmo, alguns plantios comerciais, podem ser detentores de considerável diversidade de aves que aí se alimentam e ou se reproduzem (e.g., MOTTA JUNIOR, 1990; ANTUNES, 2003; WILLIS, 2002, 2003; BARLOW et al., 2007). Ao estudar comunidades de aves em três ambientes distintos (eucaliptal composto por diversas espécies de *Eucalyptus* com regeneração de cerrado, cerrado e floresta ciliar), Motta Junior (1990) verificou que a riqueza de espécies foi um pouco menor no primeiro ambiente que nos demais (59, 79 e 77 espécies, respectivamente). O cerrado e o eucaliptal tiveram as comunidades mais similares entre si, o que, segundo o autor, poderia ser justificado pela presença de sub-bosque em forma de cerrado no eucaliptal.

Por outro lado, Marsden et al. (2001), Almeida et al. (2004) e Hobbs et al. (2003) ao estudarem a avifauna em plantações de *Eucalyptus* no Espírito Santo, na pré-Amazônia maranhense e no sudoeste da Austrália, respectivamente, encontraram baixa riqueza de aves nessas plantações, havendo apenas oito espécies para o primeiro estudo. Esses autores colocaram que esse resultado poderia estar associado à ausência de sub-bosque, ocasionado pelo manejo do *Eucalyptus*. Além disso, Hobbs et al. (2003) mencionaram que plantações de *E. globulus* na Austrália, onde é nativo, pode ser utilizado por aves sob risco de extinção, como a cacatua *Calyptorhynchus baudinii*, psitacídeo ameaçado segundo a IUCN (2008).

No Brasil plantios comerciais de *Eucalyptus* podem servir como dormitórios para algumas espécies de psitacídeos, destacando-se *Amazona aestiva*, *Alipiopsitta xanthops* (CARRARA et al., 2007) e o ameaçado *Amazona pretrei* (MARTINEZ e PRESTES, 2002). Segundo Carrara et al. (2007), a estrutura física dos talhões comerciais de *Eucalyptus*, em especial na fase de pré-corte quando atingem sua altura máxima, parece favorecer a camuflagem e proteção dessas espécies contra predadores naturais. Além disso, tais autores colocam que a elevada disponibilidade de sítios semelhantes ao longo do talhão pode representar um fator que suaviza a competição entre as aves pelos melhores locais, sobretudo

em grandes bandos. Ainda no trabalho de Carrara et al. (2007), a ausência de sub-bosque é suposta como fator que desestimula os predadores terrestres a utilizarem os plantios homogêneos. Espécies nectarívoras também têm sido mencionadas como beneficiadas em eucaliptais, sendo atraídas pelas floradas dos *Eucalyptus*. Antunes (2003) registrou 12 espécies de beija-flores consumindo néctar de flores de *Eucalyptus* spp.

Recentemente, Barlow et al. (2007) avaliaram a distribuição de aves entre plantios de *Eucalyptus*, fragmentos de floresta amazônica primária e secundária no nordeste do estado do Pará. Esses autores comprovaram que a riqueza de espécies de aves no eucaliptal estava relacionada à estrutura da vegetação do sub-bosque, concordando com o que os autores anteriormente mencionados conjecturaram. Embora o plantio estudado apresentasse sub-bosque, o número de espécies aí encontradas foi menor (88) que na vegetação primária (132) e secundária (118). Os autores ainda salientaram que tanto o plantio de *Eucalyptus* quanto a vegetação secundária falham como promotores de conectividade para espécies especialistas, quando estas necessitam cruzar áreas extensas, citando as guildas insetívoros de troncos e galhos e insetívoros de chão como as mais sensíveis. Anteriormente, Machado e Lamas (1996) já haviam mencionado que espécies com menor plasticidade ambiental na Mata Atlântica poderiam ter sua dispersão impedida por áreas de cultivo de *Eucalyptus*.

Baixa diversidade de aves também tem sido encontrada em outros tipos de monoculturas arbóreas. Peh et al. (2006), ao estudar a composição da avifauna em um agrossistema na Malásia peninsular, encontrou 46 (24,5%) de 188 espécies florestais utilizando a cultura de seringueira (*Hevea brasiliensis*). Em um outro estudo realizado em fragmentos imersos em pradarias e plantações comerciais de *Pinus* spp. na África do Sul, Wethered e Lawes (2003) verificaram que essas plantações auxiliam no deslocamento de várias espécies de aves, aumentando suas taxas de (re)colonização e migração, mas também resultando em menor riqueza de espécies. Esse fato foi atribuído às plantações de *Pinus* que se mostravam inóspitas para espécies especialistas, promovendo ampla distribuição das generalistas. Logo, as espécies que não utilizavam a matriz ficariam sujeitas aos efeitos deletérios da fragmentação do habitat. Em uma revisão sobre o uso de plantações de *Pinus* pela fauna, destacando-se a maior quantidade de trabalhos para aves, foi verificado que quando comparadas com a floresta nativa adjacente, essas plantações abrigam menos espécies, geralmente em menor abundância; poucas espécies podiam apresentar abundância igual ou maior que aquela encontrada nos habitats nativos (LUCK e KORODAJ, 2008).

Zurita et al. (2006) também encontraram resultados similares ao avaliar o impacto sobre a avifauna quanto à conversão de florestas nativas em plantações de *Araucaria angustifolia* e *Pinus* (*P. teaeda* e *P. elliotti*) na Argentina. Segundo Zurita et al. (2006) e uma revisão feita por Barlow et al. (2007), a baixa diversidade de aves em plantações florestais parece padrão geral em todos os tipos de ambientes, sejam tropicais ou temperados, independente da função da produção (e.g., celulose, madeira ou carvão vegetal) e da espécie de planta cultivada.

Além da estrutura da vegetação, aspectos da paisagem também podem influenciar na riqueza, abundância e composição da avifauna encontrada em plantações florestais. A distância entre plantios e áreas de vegetação nativa bem como a proporção e configuração dos elementos que compõem a paisagem estão entre os principais fatores que podem influenciar o uso das monoculturas florestais pelas aves (HOBBS et al., 2003; PEH et al., 2006; VILLARD et al. 1998; ZURITA et al., 2006; LOYN et al., 2007; LUCK e KORODAJ, 2008; FARWIG et al., 2008; REINO et al., 2009). Ao estudar diversos ambientes florestais (plantações florestais, vegetação primária e secundária) no Quênia, Farwig et al. (2008) concluíram que a vegetação primária pode atuar como área-fonte de espécies para as plantações e vegetação secundária. Além disso, o mosaico formado pelos diferentes tipos de ambiente pode facilitar o movimento de aves pela paisagem.

Plantações comerciais de árvores e fragmentos compostos por vegetação secundária figurarão entre os principais elementos das paisagens tropicais futuras, tendo em vista seu rápido crescimento nos últimos anos (WRIGHT e MULLER-LANDAU, 2006). Biólogos e outros pesquisadores ainda discutem se tais áreas são capazes de compensar a perda de habitat (BARLOW et al., 2007), que ocorreu a uma taxa de 50.000 a 120.000 km²/ano na década de 90, continuando atualmente bastante elevada (WRIGHT e MULLER-LANDAU, 2006). Espécies especializadas e dependentes de florestas são vistas como as mais sujeitas à extinção em decorrência da perda de habitats naturais em estágios avançados de sucessão (STRATFORD e STOUFFER, 1999; MARSDEN et al., 2001; SEKERCIOGLU, 2002; WETHERED e LAWES, 2003; BARLOW et al., 2007). Assim, a diversidade e composição de comunidades em diferentes tipos de situações (e.g., monoculturas, florestas secundárias) são de particular interesse para estratégias conservacionistas, embora, no caso de monoculturas, seu valor seja limitado em virtude da falta de complexidade no habitat (LINDENMAYER et al., 2003; HOBBS et al., 2003; FARWIG, et al., 2008).

A respeito da ocorrência de aves em áreas de *Eucalyptus* no Brasil, destaca-se o trabalho de Willis (2003), realizado na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, São Paulo). Essa é uma Unidade de Conservação que possui talhões de *Eucalyptus* de diferentes espécies e idades (~20 a 100 anos), com vários níveis de desenvolvimento de sub-bosque, e dois lagos artificiais. Essa diversidade de ambientes certamente refletiu no grande número de espécies encontradas por Willis (2003): 255 espécies de aves no período entre 1982 e 2001. Posteriormente, uma revisão realizada por Gussoni (2007) indicou um total de 291 espécies de aves para a essa localidade, sendo 32 delas observadas entre 2003 e 2007.

Escolhendo-se a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade como área de trabalho, a presente pesquisa objetivou estudar a comunidade de aves em eucaliptais. Para isso, a tese foi dividida em dois capítulos:

- Capítulo I: uma amostragem da avifauna em talhões de *Eucalyptus citriodora* de diversos tamanhos e idades é apresentada e discutida, avaliando sua riqueza, abundância e composição e verificando relações entre esses parâmetros e variáveis da vegetação e paisagem.

- Capítulo II: a avifauna encontrada em talhões de *E. citriodora*, *E. microcorys* e de vegetação nativa são avaliadas e comparadas quanto à riqueza, abundância e composição, averiguando-se possíveis fatores intrínsecos ao tipo de talhão que justificariam as diferenças e semelhanças encontradas entre esses três tipos de talhões.

CAPÍTULO 1

COMUNIDADE DE AVES EM TALHÕES DE *EUCALYPTUS CITRIODORA* E SUA RELAÇÃO COM A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E ASPECTOS DA PAISAGEM

1. Introdução

A destruição de florestas nativas tem ocorrido em todo o mundo, mais profundamente nos trópicos, onde anualmente 0,8 % dos remanescentes são derrubados e convertidos em áreas agrícolas (FAO, 2001). O crescimento da população humana e a crescente demanda por recursos florestais (e.g., madeira, carvão vegetal e celulose) resultam no aumento de áreas florestais nativas degradadas e de plantações florestais, ocasionando simplificação da estrutura e composição da vegetação (ZURITA et al., 2006). Uma das conseqüências dessa rápida conversão é a perda de biodiversidade (e.g., Marsden et al.; 2001; Zurita et al., 2006; Barlow et al., 2007).

A estrutura da vegetação e disponibilidade de recursos alimentares e reprodutivos estão entre os principais fatores responsáveis pela seleção e uso de habitat pelas diferentes espécies de aves (BLAKE e LOISELLE, 1991; MACDONALD e KIRKPATRICK, 2003; LINDENMAYER e HOBBS, 2004; GARCIA et al., 2005; BARLOW et al., 2007). Terborgh (1985), ao estudar a comunidade de aves na Amazônia, observou que as insetívoras podem responder às características estruturais da vegetação de forma independente da diversidade de plantas, enquanto que frugívoras e nectarívoras podem responder diretamente a essa diversidade devido à necessidade de frutos ou néctar ao longo do ano.

Comumente, plantações comerciais de *Eucalyptus* exibem baixa riqueza e abundância de aves, sendo as práticas silviculturais sua principal causa, uma vez que não é permitido que haja regeneração da vegetação nativa sob os *Eucalyptus*, formando um sub-bosque, e porque o corte dos *Eucalyptus* é frequente (MARSDEN et al., 2001; ALMEIDA et al. 2004; HOBBS et

al., 2003), em média a cada sete anos. Silva e Vielliard (2000) salientam que eucaliptais são ambientes incapazes de sustentar de modo mais permanente uma avifauna própria em consequência da baixa diversidade florística. Por outro lado, em algumas situações em que uma monocultura arbórea é estruturalmente mais complexa, pode existir uma diversidade considerável de aves (e.g., Mitra e Sheldon, 1993; Durán e Kattan, 2005).

Referindo-se às plantações florestais, Barlow et al. (2007) verificou que espécies insetívoras de troncos e galhos (e.g., Picidae e Dendrocolaptidae) e insetívoras de chão (e.g. Formicariidae e Scleruridae) são raras ou praticamente ausentes em plantações comerciais de *Eucalyptus* na região da Amazônia, mesmo com a presença de sub-bosque. Tais grupos de aves estariam entre os mais sensíveis às alterações de seu habitat, podendo ficar confinadas a fragmentos florestais. Mitra e Sheldon (1993), ao estudarem o uso de plantações de *Albizia falcataria* por aves na Malásia oriental, citam famílias de aves que não usam essas áreas: Megalaimidae, Bucerotidae e Columbidae, justificando essa ausência pela carência de produção de frutos no dossel, já que são aves que tipicamente consomem frutos nesse estrato. Esses autores também verificaram a ausência de pica-paus de médio e grande porte, insetívoros de chão e trogonídeos nas plantações de *A. falcataria*, sendo encontrados apenas nas áreas de vegetação nativa.

Alguns aspectos da paisagem também interferem na riqueza de aves encontrada em plantações florestais (e.g., LOYN et al., 2008; REINO et al., 2009). Luck e Korodaj (2008) ao estudar a comunidade de aves em plantações de *Pinus radiata* na Austrália, concluíram que as plantações apresentavam menor riqueza e abundância de espécies, sendo os principais fatores a distância até a vegetação ciliar, a proximidade à floresta nativa e a porcentagem de vegetação nativa dentro de um raio de 5 km.

Machado e Lamas (1996), ao compararem áreas de vegetação secundária com plantios de *Eucalyptus* com e sem sub-bosque detectaram que cada categoria trófica responde de forma diferente à variação da estrutura da vegetação entre essas áreas. A riqueza de aves frugívoras, insetívoras e onívoras caiu, respectivamente, 66 %, 63 % e 38 % da vegetação secundária para o plantio sem sub-bosque, enquanto para nectarívoros não houve diferenças. Assim, guildas fornecem um caminho para explorar as características da comunidade que não são reveladas quando se consideram o número de espécies e abundância (YAMAURA et al., 2008).

Alguns trabalhos indicam que em plantios de *Eucalyptus* e de outras espécies arbóreas onde foi permitida a regeneração da vegetação nativa, uma diversidade considerável de aves pode ser encontrada (e.g., Willis, 2003; Durán e Kattan, 2005). Nesse contexto merece

destaque o trabalho de Willis (2003) que, entre os anos de 1982 e 2001, registrou 255 espécies de aves em plantações antigas de *Eucalyptus* spp. e sub-bosque nativo, com um açude, que constituem a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). Willis (2003) cita algumas espécies que poderiam ter chegado à área ou sido extintas localmente em decorrência de anos secos e da retirada de madeira em 1985-93, denotando o impacto do corte na avifauna que se estabeleceu nesse ambiente exótico. Posteriormente, Gussoni (2007) adicionou 32 espécies para o referido local.

A Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA) oferece uma oportunidade para o estudo da avifauna em áreas de plantios de *Eucalyptus* com diferentes graus de regeneração do sub-bosque. Assim, o trabalho aqui realizado objetivou estudar a avifauna na FEENA, escolhendo-se talhões de *E. citriodora* por serem os mais comuns na área. Mais especificamente, buscou-se responder às seguintes questões:

- (1) que espécies de aves ocorrem nos talhões de *E. citriodora*?
- (2) como a comunidade de aves presente nos talhões de *E. citriodora* pode ser caracterizada quanto a guildas tróficas e a dependência do ambiente florestal?
- (3) a distância entre talhões de *E. citriodora* e de vegetação nativa influencia na riqueza e abundância de aves dependentes de floresta encontradas nesses talhões? E a distância até a vegetação ciliar mais próxima?
- (4) como a estrutura da vegetação influencia na riqueza, abundância e composição da avifauna nos talhões de *E. citriodora*?

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), antigo Horto Florestal Navarro de Andrade, localizado no município de Rio Claro, SP (22°25'S, 47° 33'W), no período entre setembro de 2006 e dezembro de 2007 (Figuras 1.1 e 1.2). Essa Unidade de Conservação ocupa uma área de 2.314 hectares, marcada por um histórico de grande perturbação ambiental e de produção agrícola. A área da FEENA foi pioneira no cultivo de *Eucalyptus* no Brasil, onde Edmundo Navarro de Andrade desenvolveu pesquisas que possibilitaram sua introdução e dispersão pelo país. Em 1914 foram introduzidas 144 espécies de *Eucalyptus*, restando hoje cerca de 60 espécies originalmente

introduzidas, com alguns indivíduos quase centenários de grande valor biológico e histórico (IF, 2005). Anteriormente ao plantio de *Eucalyptus*, essa área era destinada à cultura cafeeira, sendo hoje possível encontrar indivíduos de *Coffea arabica* espalhados pelo sub-bosque de alguns talhões (IF, 2005).

A vegetação da FEENA é composta basicamente por talhões de *Eucalyptus* de diferentes espécies e idades (datas dos plantios variando entre 1910 e 1990), existindo vegetação arbórea nativa representada pela floresta estacional semidecídua que ocupa as áreas marginais dos corpos d'água, boa parte com *Eucalyptus* anteriormente plantados, os sub-bosques e os raros talhões de espécies nativas. Os talhões possuem diferentes idades e usos (para produção de madeira, onde há cortes periódicos, e históricos, onde o corte é proibido) (IF, 2005). Entre as espécies de plantas que podem ser encontradas por toda sua área, destacam-se *Zanthoxylum rhoifolium*, *Piptadenia gonoacantha*, *Allophyllus edulis*, *Celtis iguanae* e as exóticas *Coffea arabica* e *Citrus limonia*.

Nas imediações da FEENA, a vegetação nativa está totalmente modificada. Sua área está parcialmente cercada pela cidade, havendo domínio da lavoura canavieira, restando poucos fragmentos florestais próximos aos cursos d'água e às nascentes (Figura 1.2).

O clima predominante na área, de acordo com a classificação de Köppen, é o tipo Cwa – tropical com duas estações definidas, com ocorrência de seca no inverno e chuva no verão. As temperaturas médias anuais situam-se entre 18,1°C e 20,9°C e a precipitação anual é 1534 mm (IF, 2005). Suas altitudes variam entre 550 m e 700 m (TROPPMAIR, 1978). O principal sistema de drenagem da FEENA corresponde ao Ribeirão Claro e aos córregos Santo Antônio e Ibitinga (PEREIRA, 1991) (Figura 1.3). Este último é represado em partes de seu curso, dando origem a um lago, onde predominam plantas dos gêneros *Nymphaea*, *Typha* e *Salvinia*, atrativo para diversas aves aquáticas da região.

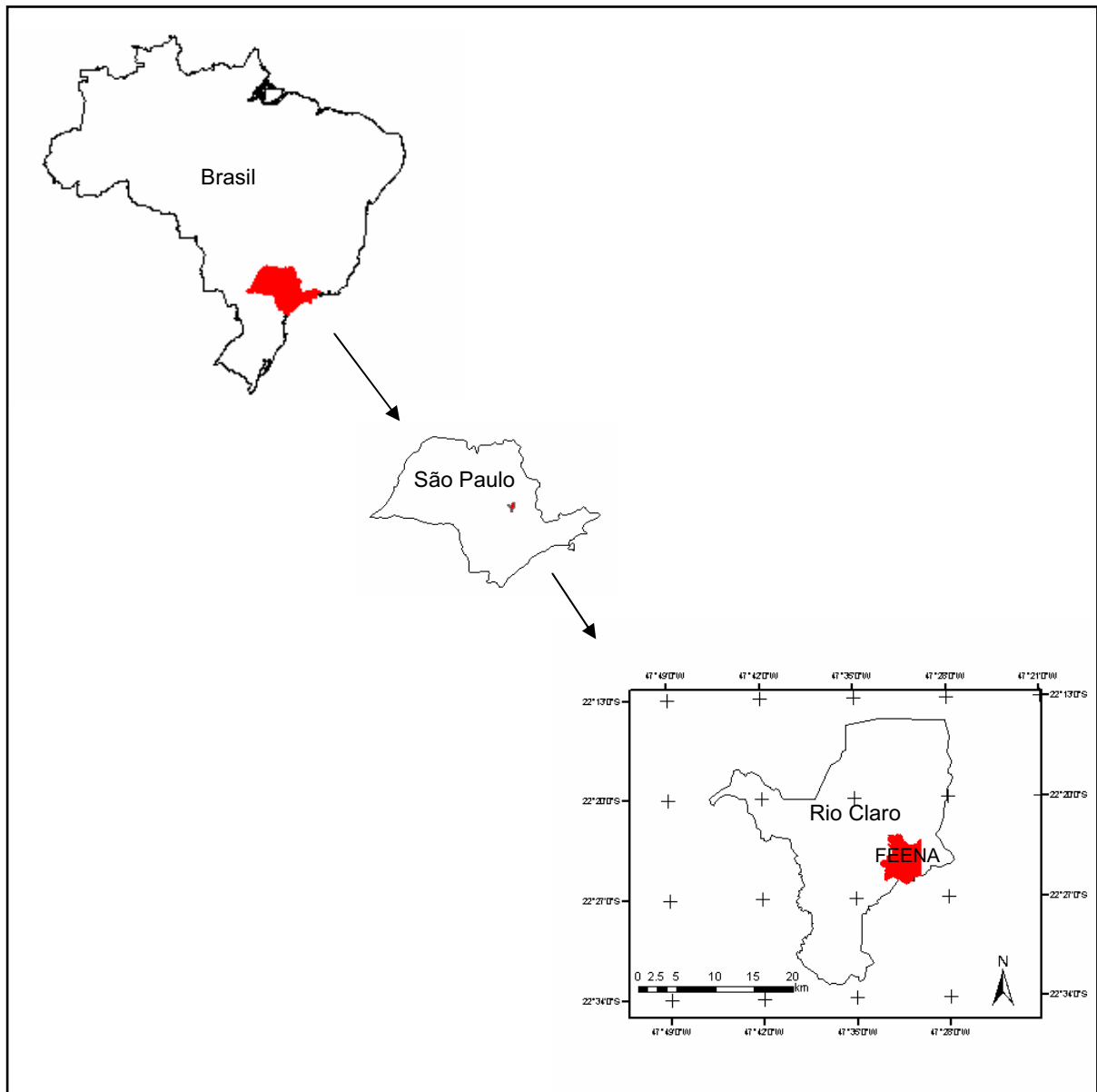


Figura 1.1. Localização da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), no município de Rio Claro, SP.

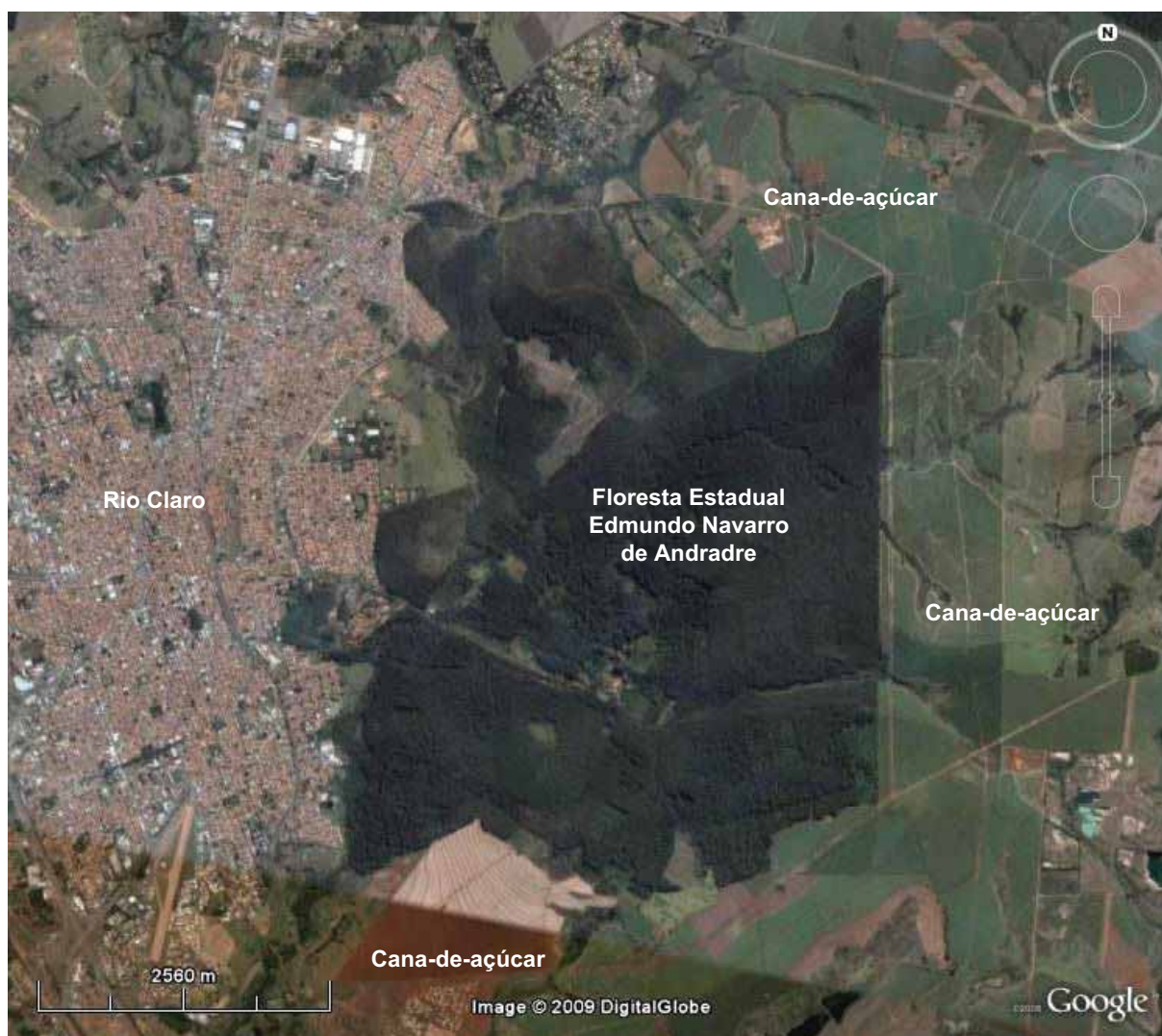


Figura 1.2. Imagem aérea da paisagem em que a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP) está inserida (Imagem de 14 de junho de 2007, Google Earth).

A avifauna foi avaliada em talhões de *Eucalyptus citriodora*, espécie mais comum entre as plantadas na FEENA, que ocupa 33,5% de sua área. A escolha dos talhões atendeu a critérios de logística e operacionalidade para a coleta de dados. Talhões que possuíam idades próximas e que compartilhavam parte do perímetro foram considerados como um único talhão, independentemente da porcentagem de perímetro compartilhado. Assim, 14 talhões foram selecionados, designados por letras maiúsculas. Os talhões diferiram no tamanho (1,00 a 51,09 ha), ano de plantio (1935 a 1990) e grau de regeneração de sub-bosque. (Tabela 1.1, Figuras 1.3 e 1.4). A distância entre dois talhões distintos variou de zero, quando eram vizinhos, até 4 km. A distância de cada talhão à vegetação nativa mais próxima variou de zero a 1,7 km e à vegetação ciliar variou de zero a 650 m.

Durante a coleta de dados, ocorreram desbastes em alguns talhões da FEENA: o talhão H teve 25% de sua área desbastada em dezembro de 2006 e o talhão I teve 30 % de sua área desbastada em maio de 2007. A coleta de dados foi encerrada no mês de dezembro de 2007, quando o talhão F seria cortado. Os desbastes não atingiram diretamente os pontos de amostragem da avifauna, isto é, não houve desbaste exatamente no local do ponto no período de amostragem.

Tabela 1.1. Talhões de *Eucalyptus citriodora* em que a avifauna foi amostrada na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), Rio Claro (SP).

Talhões	Número dos talhões utilizados na FEENA	Anos de plantio	Área (ha)	Número de pontos de amostragem de avifauna	Número de parcelas 3 x 10 cm de amostragem da vegetação
A	17a	1972	11,85	1	7
B	22	1972	7,31	1	6
C	27	1972	6,49	1	6
D	60	1975	1,00	1	5
E	99a	1942	1,38	1	5
F	12a e 14	1942	22,62	2	8
G	112a, 114, 116, 118 e 121	1939, 1940 e 1941	51,09	3	10
H	17R, 18R e 19R	1988 e 1990	35,60	3	9
I	20R, 21R e 22R	1990	41,01	3	9
J	2R	1988	37,31	3	9
K	1R	1983	25,55	3	8
L	36	1984	13,33	2	7
M	32	1984	8,71	1	6
N	44	1935	2,31	1	5

A primeira coluna se refere aos nomes (uma letra) utilizados para os talhões estudados enquanto que a segunda se refere aos números dos talhões da FEENA correspondentes a cada letra.

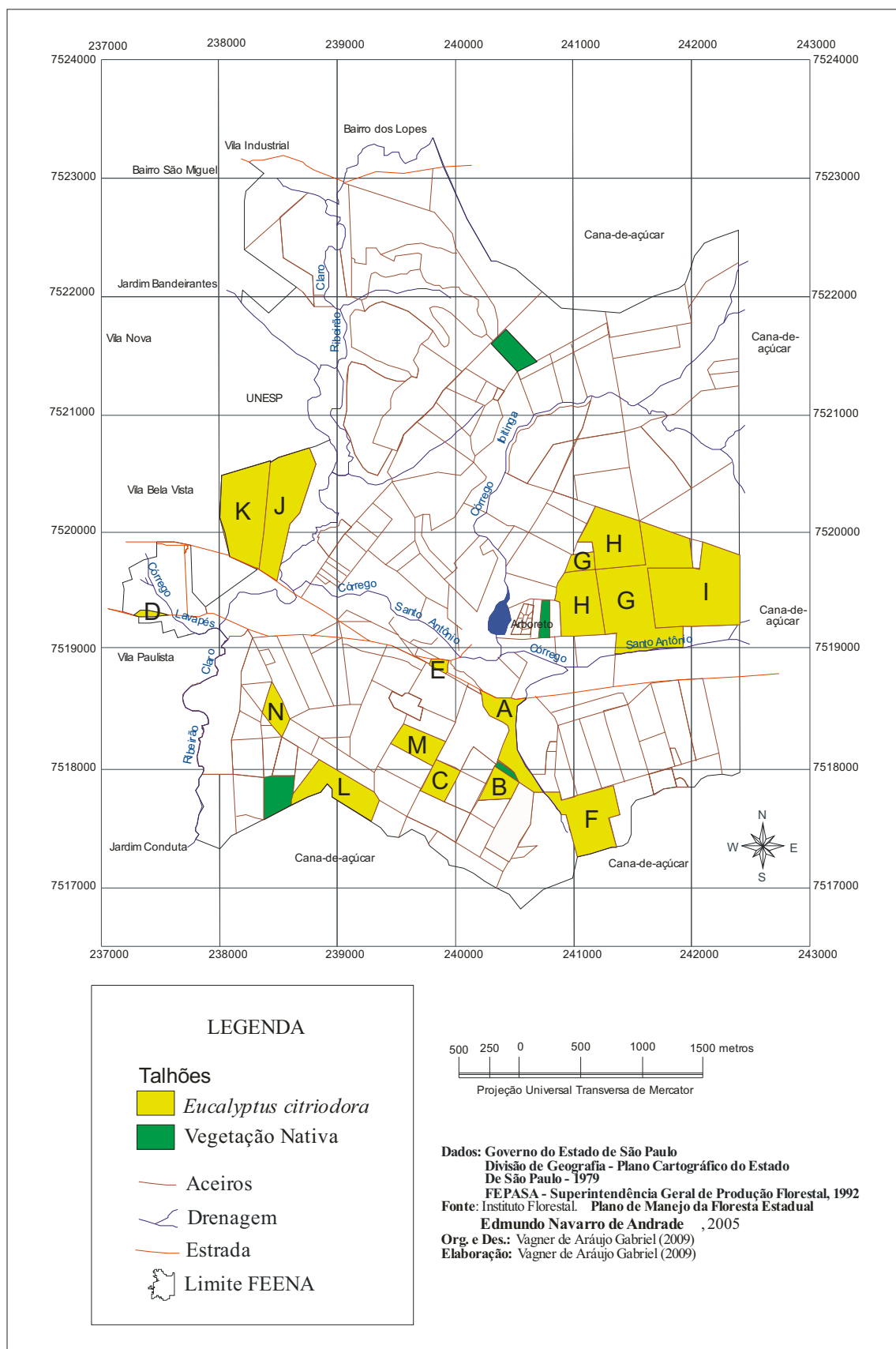


Figura 1.3. Talhões de *Eucalyptus citriodora* estudados na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), Rio Claro - SP. Os talhões estão indicados pelas letras (A a N) e correspondem aos apresentados na Tabela 1.1.



Figura 1.4. Talhões de *Eucalyptus citriodora*, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, Rio Claro, SP (A – talhão A, B – talhão F, C – talhão G, D – talhão J, E – talhão L e F – talhão N; a nomenclatura dos talhões segue aquela apresentada na Tabela 1.1). Fotos obtidas por Vagner de A. Gabriel no 2º semestre de 2006.

2.2. Amostragem da vegetação

Parcelas retangulares de 3 x 10 m foram estabelecidas para a amostragem da vegetação nos mesmos talhões em que houve a amostragem da avifauna, no período entre fevereiro e abril de 2007. O número de parcelas por talhão variou entre cinco e dez, conforme sua área (Tabela 1.1). As parcelas foram distribuídas em cada talhão através do lançamento de um dado de seis lados, utilizado para tomar quaisquer decisões sobre o local em que a parcela seria montada. Por exemplo: a distância entre uma parcela e outra foi obtida lançando-se o dado e multiplicando-se o número sorteado por 50, assim, as distâncias entre parcelas vizinhas poderiam ser 50, 100, 150, 200, 250 e 300 m; o número sorteado também representava a direção que a próxima parcela seria estabelecida da anterior e a direção da própria parcela em relação ao talhão (1: ↙; 2: ↖, 3: ↑, 4: ↗, 5: ↘ e 6: ↓). Cuidado foi tomado para que as parcelas ficassem distantes no mínimo 50 m uma das outras e da borda, caso contrário, um outro sorteio era realizado. Em cada parcela foram coletados os seguintes parâmetros (variáveis) da vegetação, considerando-se as espécies nativas, *E. citriodora* e outras plantas exóticas:

(i) perímetro à altura do peito (PAP) de todas as plantas que apresentavam $PAP \geq 6,3$ cm a 1,3 m de altura do chão, ou seja, diâmetro à altura do peito (DAP) $\geq 2,0$ cm ($DAP = PAP/3,14$) para o cálculo da área basal e dos três próximos parâmetros;

(ii) riqueza (número de espécies) de plantas;

(iii) densidade de plantas (número de indivíduos/10 m²);

(iv) densidade de plantas mortas (número de indivíduos mortos/10 m²);

(v) altura do maior indivíduo da parcela;

(vi) densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m de altura;

(vii) densidade vertical da vegetação de 1,1 a 2,0 m de altura;

(viii) densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m de altura e

(ix) cobertura do dossel.

A área basal de cada indivíduo foi obtida pela razão entre a área da seção transversal em que o PAP foi medido e a área da parcela (DURINGAN, 2006). A área basal das plantas de uma mesma parcela foi determinada pela soma dos valores de todos os indivíduos medidos e foi dada em cm²/m².

A altura foi visualmente estimada. A densidade vertical da vegetação foi obtida levantando-se uma vara de 3,0 m de altura, com cerca de 2,0 cm de diâmetro, deixando-a perpendicular ao chão e contando o número de vezes que a vegetação tocou na vara nos

estratos 0,0 a 1,0 m, 1,1 a 2,0 m e 2,1 a 5,0 m, sendo que no último caso ela precisou ser erguida. Tais medidas foram coletadas nos quatro vértices de uma mesma parcela. Para cada estrato, a média do número de toques foi considerada como a medida da densidade vertical da vegetação.

A cobertura do dossel foi obtida com auxílio de um densiômetro convexo (LEMON, 1957) no centro de cada parcela onde foram obtidas quatro medidas em direções diametralmente opostas. A média dessas medidas foi considerada como a medida de cobertura do dossel para a parcela.

As espécies de plantas foram identificadas no próprio local com auxílio de um especialista da área (M. Firens), que detinha conhecimento sobre as espécies da região e acompanhou o trabalho nas parcelas. Poucas plantas foram coletadas para posterior identificação em herbário. A taxonomia e nomenclatura das plantas foram feitas conforme “Missouri Botanical Garden”, em <http://www.tropicos.org>.

2.3. Amostragem da avifauna

A coleta de dados de avifauna foi realizada no período de setembro de 2006 a dezembro de 2007. Foi empregado o método de pontos fixos (REYNOLDS et al., 1980; BIBBY et al., 1993) com a distância de detecção dentro de um raio de 100 m, tomando-se cuidado para não registrar aves em talhões vizinhos. O número de pontos utilizados em cada talhão dependeu de seu tamanho e forma, variando entre um e três (Tabela 1.1). Os pontos foram estabelecidos na porção mais interna de cada talhão. A distância mínima entre dois pontos vizinhos de um mesmo talhão foi de 150 m a fim de garantir a independência dos dados, estando no mínimo a 50 m da borda. Os pontos foram amostrados uma vez por mês, sendo despendidos 10 min em cada ponto. A ordem de amostragem dos pontos foi variada entre os meses, e ocorreu desde o amanhecer até cerca de três horas após o nascer do sol, quando as aves estão mais ativas. Cada indivíduo, observado ou escutado foi contado apenas uma vez. No caso de pares ou grupos de espécies, cada par ou grupo de mesma espécie foi considerado um contato (ANJOS, 2001; VOLPATO et al., 2009). Aves observadas sobrevoando o dossel não foram consideradas para as análises.

Durante a amostragem foram utilizados binóculos 10 x 42 e gravador portátil para gravação de vocalizações desconhecidas para posterior identificação da espécie através de “playbacks” ou comparando-as com gravações existentes no site <http://xeno-canto.org>. As

aves foram identificadas segundo guias de campo (e.g., Develey e Endrigo, 2000; Souza, 2002) e descrições em Sick (2001). A taxonomia e nomenclatura seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2008).

As espécies registradas foram categorizadas em guildas de acordo com seu hábito alimentar, consultando-se os trabalhos de Willis (1979), Marini (1998), Isler e Isler (1999), Jaramillo e Burke (1999), Sick (2001) e Lopes *et al.* (2005). Para a classificação em guildas não foram considerados o local em que uma determinada espécie é comumente encontrada (borda ou interior, dossel ou sub-bosque) ou substrato de forrageio, uma vez que esse detalhamento nem sempre é possível, principalmente quando se trata de espécies generalistas, minimizando-se assim a ocorrência de erros. Ainda, quanto maior o número de categorias, maior a probabilidade dos dados não se prestarem aos estimadores de riqueza ou aos testes estatísticos, em virtude do maior número de valores nulos ou baixos que podem ocorrer. O enquadramento de uma espécie em determinada guilda assumiu o seguinte critério:

- Carnívoras: aquelas que se alimentam basicamente de vertebrados;
- Granívoras: aquelas que se alimentam essencialmente de sementes, embora eventualmente consumam frutos ou artrópodes;
- Insetívoras: espécies que se alimentam basicamente de insetos; geralmente costumam viver entre ramos da vegetação, podendo também se expor em poleiros de áreas abertas de onde facilmente apanham sua presa. As insetívoras de troncos e galhos não foram consideradas nessa guilda porque exploram insetos em um substrato bastante distinto das demais insetívoras.
- Insetívoras de caules e galhos: aquelas espécies que vivem agarradas a caules e galhos de árvores e arbustos, onde forrageiam, geralmente capturando suas presas sobre ou sob o súber.
- Frugívoras: espécies que se alimentam essencialmente de frutos.
- Onívoras: espécies que se alimentam de três ou mais tipos de alimento.
- Nectarívoras: espécies que se alimentam principalmente de néctar, podendo consumir diminutos insetos e aracnídeos.

As aves foram classificadas também quanto ao grau de dependência de ambiente florestal. Para isso, foi utilizada a classificação proposta por Silva (1995), que categoriza as espécies em dependentes, semidependentes e independentes de florestas. Segundo esse autor, espécies dependentes de florestas são aquelas que ocorrem principalmente em áreas florestais, sejam cerradões, florestas ciliares, decíduas ou semidecíduas; espécies independentes são

aquelas que são associadas à vegetação aberta, como campos, cerrado *sensu stricto* e brejos; e espécies semidependentes são aquelas que ocorrem tanto em áreas florestais quanto em áreas abertas. Todas as espécies registradas na FEENA no presente estudo são encontradas na lista apresentada por Silva (1995).

Além disso, sempre que possível, o estrato em que a ave detectada se encontrava era registrado. Foram considerados os seguintes estratos: inferior (desde o chão até 3,0 m de altura, geralmente ocupado por sub-bosque), dossel (restrito à parte superior dos talhões, corresponde a um estrato vertical homogêneo de cerca de 8,0 m composto basicamente por *E. citriodora*) e médio (entre os estratos inferior e dossel, apresentando amplitude diferente entre talhões, variando de acordo com a altura do dossel).

2.4. Análise dos dados

Os valores obtidos para cada parâmetro da estrutura da vegetação foram comparados entre os talhões através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, visto que os dados não atendiam às premissas do teste paramétrico (ZAR, 1999). Para os parâmetros que apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os talhões, foi realizado um teste a *posteriori* de múltipla comparação das médias dos ranques das amostras, verificando-se quais eram diferentes. Os valores de cada parâmetro da vegetação foram também utilizados em uma análise de componentes principais (ACP) baseada na matriz de coeficientes de correlação entre as variáveis, a fim de determinar índices de complexidade e heterogeneidade da vegetação contida em cada talhão (AUGUST, 1983). Essas análises foram realizadas no programa Statistica 7.0 (STATSOFT, 2005).

Na ACP as variáveis são transformadas em coordenadas (“factor scores”) correspondentes à sua projeção em cada eixo de ordenação (“eigenvector”); o autovalor (“eigenvalue”) é o peso relativo de cada eixo na explicação da variância total dos dados (VALENTIN, 2000). Os “factor scores” do eixo 1 condensam boa parte da variação nos parâmetros originais de cada amostra (AUGUST, 1983; VALENTIN, 2000). Logo, um índice de complexidade e outro de heterogeneidade foram obtidos a partir da média e desvio padrão desses escores, respectivamente, conforme August (1983) propôs. Áreas estruturalmente mais complexas foram indicadas por altas médias desses escores e áreas mais heterogêneas foram aquelas que possuíam alta variância em relação à média. Assim, um aumento no valor de qualquer variável da vegetação indica um aumento de complexidade da mesma. Para a

realização da ACP os dados foram transformados em escala logarítmica ($\log n$ ou $\log n + 1$, quando havia valores nulos), salvo aqueles referentes à cobertura do dossel, pois são medidas em proporção para as quais foi utilizada transformação angular, ou seja, o arco seno da raiz quadrada do número (ZAR, 1999).

Para verificar se houve diferenças no número de espécies de aves entre os talhões de *E. citriodora*, curvas de rarefação baseadas no número de amostras foram criadas. Cada ponto de amostragem de avifauna por mês foi considerado uma amostra do talhão. Visto que houve 16 meses de coleta de dados, o número total de amostras (pontos) por talhão foi 16, 32 ou 48, dependendo de sua extensão (Tabela 1.1). Logo, as comparações na rarefação foram realizadas utilizando-se os números de espécies observados para 16 amostras, estimando-se a riqueza para os talhões em que ocorriam 32 ou 48 amostras (GOTELLI e COLWELL, 2001). Aves identificadas apenas até gênero só foram consideradas na análise como uma espécie quando não havia outras espécies do mesmo gênero identificadas em um mesmo talhão. Foi o que aconteceu para o talhão E, com *Leptotila* sp., e para o talhão F, com *Elaenia* sp.. A rarefação foi feita através do programa EcoSim 7.0 (GOTELLI e ENTSMIGEN, 2001), utilizando-se 1000 permutações aleatórias. A rarefação por amostras foi aplicada também para determinar a riqueza de cada categoria de dependência de ambiente florestal e guilda trófica, excetuando-se a das espécies carnívoras devido ao reduzido número de espécies, quando não ausentes.

A abundância de cada espécie foi obtida a partir do número de contatos nos pontos fixos de amostragem. A abundância foi expressa na forma do índice pontual de abundância (IPA), que é a razão do número total de contatos pelo número de pontos amostrados (VIELLIARD e SILVA, 1990; VOLPATO et al., 2009). A abundância de cada guilda bem como dos grupos de dependência de ambiente florestal foram determinados da mesma forma.

Para avaliar a similaridade da comunidade de aves entre os talhões amostrados, foi realizada uma análise de agrupamento pareado igualmente ponderado, utilizando-se a matriz dos valores do IPA das espécies e empregando a distância euclidiana entre os grupos. Os resultados, mostrados em dendrograma, ilustram as relações entre os talhões agrupados. Quanto menor a distância euclidiana entre os talhões, maior é a similaridade da avifauna. Esse método se mostra superior em relação aos outros métodos de agrupamento e, usualmente, é o que agrupa melhor as amostras, uma vez que minimiza a distorção nos dados iniciais (LANDIM, 2002). Para quantificar a distorção na matriz original dos dados, foi aplicado o coeficiente de correlação cofenética, que, a partir do teste de Mantel, verifica qual a correlação

entre a matriz que foi utilizada para construir o dendograma e a matriz reconstruída a partir deste (cofenética), onde se verificam distorções. Se a correlação for igual ou maior que 0,80, considera-se que a distorção nos dados foi pequena e interpretam-se os grupos (ROHLF e FISHER, 1968). Além disso, para verificar possíveis correlações espaciais entre os talhões, foi utilizado o teste de Mantel com distância euclidiana baseada na matriz de IPA das espécies e distância (em metros) dos talhões estudados (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003). A partir desse teste foi possível verificar se talhões mais próximos apresentavam composição de avifauna mais similar. No entanto, a similaridade da avifauna entre talhões poderia estar relacionada à complexidade ou à heterogeneidade da vegetação dos talhões, caso tais variáveis influenciassem na riqueza ou abundância de aves. Para os casos em que foi comprovada a influência dessas variáveis, foram construídas matrizes, seja de complexidade ou heterogeneidade, a partir da diferença dos valores entre pares de talhões. Através do teste de Mantel, foi verificado se as variáveis da vegetação, que influenciavam na avifauna, estavam relacionadas com a similaridade da avifauna e distância entre talhões. O teste de Mantel foi realizado no programa PAST 1.89 (HAMMER et al., 2009) e a análise de agrupamento e as mencionadas a seguir foram realizadas no programa Statistica 7.0 (STATSOFT, 2005).

Para verificar relações entre a avifauna e a estrutura da vegetação, foram realizadas análises de regressão simples, sendo as variáveis dependentes: os dados de riqueza (valor médio estimado através da rarefação) e abundância (IPA) obtidos para cada talhão, e as variáveis independentes: os índices de complexidade e heterogeneidade da vegetação. Para tanto, a fim de satisfazer as premissas da regressão, as variáveis abundância de aves carnívoras, de frugívoras e de nectarívoras foram transformadas em escala logarítmica: $\log n + 1$ para a primeira variável e $\log n$ para as outras (ZAR, 1999). Essa análise não foi feita com a riqueza de carnívoras, uma vez que não foi possível estimá-la para todos os talhões. Visto que foram realizadas várias análises de regressão simples com uma mesma variável independente (complexidade ou heterogeneidade da vegetação), para tornar os testes mais rigorosos, foi utilizada a correção de Bonferroni para determinar o nível de significância dos testes. Este foi obtido dividindo-se o valor α comumente adotado como nível de significância (0,05), pelo número de testes realizados (GARCÍA, 2004).

Além disso, partindo-se do pressuposto que quanto maior a área, maior a riqueza de espécies (MACARTHUR e WILSON, 1967; SANTOS, 2004), e caso os talhões representassem unidades de habitat discretas para as aves, a área do talhão poderia influenciar nos parâmetros da avifauna. Para testar isso, foram também realizadas análises de regressão

simples envolvendo área e riqueza e abundância de aves. Ainda, através do mesmo teste, foi verificado se a idade ou área do talhão poderiam prever os índices de complexidade e heterogeneidade da vegetação. Entretanto, a heterogeneidade poderia estar positivamente relacionada com número de parcelas por talhão, pois uma maior número de parcelas poderia amostrar maior heterogeneidade espacial. Assim, para verificar se houve relação espúria entre a heterogeneidade e área do talhão, foi aplicada uma regressão considerando o número de parcelas como variável independente e a heterogeneidade como variável dependente. Os resíduos observados nessa análise foram utilizados como variável dependente em outra regressão, considerando-se a área dos talhões como variável independente. A análise de correlação de Pearson foi realizada com o intuito de verificar se os índices de complexidade e heterogeneidade da vegetação estavam correlacionados.

Para verificar se a riqueza e abundância de espécies dependentes de ambiente florestal nos talhões de *E. citriodora* estavam relacionadas com a distância até a vegetação nativa e até a vegetação ciliar, foram utilizadas regressões simples. Nesse caso, as menores distâncias entre os talhões e a vegetação nativa ou ciliar foram variáveis independentes e a riqueza e abundância foram as variáveis dependentes. É importante frisar que vegetação ciliar na FEENA encontra-se em regeneração e faz parte dos talhões, onde também houve plantio de *Eucalyptus*, encontrando-se bastante descaracterizada.

Relacionou-se a distribuição das abundâncias das guildas com as variáveis da estrutura da vegetação por meio de uma ordenação gerada pela análise de correspondência canônica (ACC). Por se caracterizar como uma análise de ordenação, assim como na ACP, na ACC as variáveis são transformadas em coordenadas que são projetadas em eixos, onde cada eixo possui um autovalor. A ACC utiliza um modelo de regressão que quantifica a importância de cada variável ambiental no padrão encontrado, no caso, quantifica a importância das variáveis da vegetação no padrão de abundância das guildas nos talhões (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003).

Como requerido pela ACC, os dados foram organizados em duas matrizes: a de abundância das guildas de aves e a de variáveis da vegetação (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003). A primeira foi constituída com os valores de IPA de cada guilda por talhão. A matriz das variáveis da vegetação foi constituída pelo valor médio de cada parâmetro por talhão, sendo incluídos apenas aqueles que diferiam entre os talhões. Para testar a probabilidade de acerto das relações encontradas entre a matriz das variáveis da vegetação e das guildas, empregou-se o teste de permutação de Monte Carlo (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003).

Para a realização da ACC foi utilizado o programa CANOCO 4.5 (TER BRAAK e ŠMILAUER, 2002). A partir desse, foi produzido um diagrama de ordenação, no qual a distribuição das guildas é representada por pontos, enquanto que as variáveis da vegetação são representadas por setas indicando a direção do seu gradiente máximo, sendo o comprimento da seta proporcional à correlação da variável com os eixos. Assim, o diagrama da ordenação possibilita a visualização de um padrão da variação da comunidade bem como das características principais responsáveis pelas distribuições das guildas ao longo das variáveis da vegetação.

A partir do auxiliar de interpretação da ACC que é dado pelo CANOCO 4.5, detectou-se o efeito de colinearidade, ou seja, a existência de variáveis redundantes, observando-se o “inflation factor” das variáveis da vegetação. Quando isso ocorre, a utilização dos coeficientes canônicos fica inviável (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003). Assim, o número de variáveis da vegetação precisou ser reduzido. Para isso, elas foram colocadas em ordem decrescente de variabilidade que explicam, retirando-se a(s) que menos explica(m), até que o efeito de colinearidade deixasse de ocorrer (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003).

Uma outra ACC foi realizada a fim de verificar as associações entre a abundância das espécies e os parâmetros da vegetação, buscando-se determinar quais variáveis da vegetação explicam a ocorrência das espécies nos diferentes talhões. Esta análise foi realizada seguindo o mesmo procedimento da ACC anteriormente mencionada. Para evitar possíveis erros de interpretação, apenas as espécies para as quais foram obtidos cinco ou mais contatos considerando-se os registros de todos os talhões foram incluídas na matriz de abundância das espécies.

3. Resultados

3.1 Vegetação

Foram encontradas 81 espécies de plantas, pertencentes a 28 famílias (Anexo 1.1). O maior número de espécies foi obtido para Fabaceae (12), seguida por Myrtaceae, Meliaceae e Rutaceae, cada uma com oito espécies. Quanto às espécies que ocorreram em um maior número de talhões, além de *Eucalyptus citriodora*, destacam-se: *Piper amalago* (Piperaceae), *Casearia sylvestris* (Flacourtiaceae), *Celtis iguanae* (Ulmaceae), *Zanthoxylum riedelianum* (Rutaceae) e os exóticos *Tecoma stans* (Bignoniaceae), *Coffea arabica* (Rubiaceae) e *Citrus limonia* (Rutaceae).

Entre os nove parâmetros da vegetação analisados, apenas a densidade de plantas mortas com $DAP \geq 2,0$ não diferiu entre os talhões ($P > 0,05$). Área basal e cobertura do dossel foram as variáveis que apresentaram elevados coeficientes de variação entre os talhões, sendo o talhão N o que obteve os maiores valores para ambas as variáveis. (Tabela 1.2).

Tabela 1.2. Mediana (1°. quartil-3°. quartil) e amplitude dos parâmetros da vegetação dos talhões de *Eucalyptus citriodora* e resultado do teste de Kruskal-Wallis (g.l. = 13, N = 100). As letras iguais ao lado dos valores indicam ausência de diferença significativa ($P \geq 0,05$), na comparação *a posteriori* (sobre os talhões consulte Tabela 1.1).

Talhões	Parâmetros da vegetação								
	Riqueza	Área basal (cm ² /m ²)	Altura (m)	Densidade (indiv./10 m ²)	Plantas mortas (indiv./10 m ²)	Veg. 0,0 a 1,0 m (n.º de toques)	Veg. 1,1 a 2,0 m (no. de toques)	Veg. 2,0 a 5,0 m (no. de toques)	Cobertura do dossel (%)
A	5,0 (2,0-7,0)	9,7 (13,3-90,6)	20,0 (20,0-30,0)	3,67 (2,67-4,00)	0,00 (0,00-0,33)	1,00 (0,50-1,50)	0,75 (0,00-1,50)	2,00 (1,00-3,25)	15,6 (10,6-32,8)
	2,0-8,0 (abcd)	2,0-91,1 (ab)	8,0-40,0 (a)	0,67-5,00 (ab)	0,00-0,33	0,25-1,75 (ab)	0,00-1,75 (ab)	0,25-4,50 (abceeg)	8,6-34,8 (abc)
B	4,5 (4,0-6,0)	55,4 (34,0-100,9)	35,0 (25-35)	3,17 (3,00-3,67)	0,33 (0,00-0,33)	1,50 (1,0-2,75)	2,00 (1,00-2,75)	3,12 (2,75-3,25)	15,2 (13,0-21,3)
	3,0-7,0 (abcd)	7,3-101,2 (ab)	7,0-35 (a)	2,00-4,33 (a)	0,00-0,33	0,75-2,75 (ab)	0,75-2,75 (ac)	2,25-4,25 (adf)	8,8-24,7 (ab)
C	6,0 (5,0-6,0)	63,0 (17,3-75,0)	35,0 (5,5-35)	3,00 (2,67-3,33)	0,00 (0,00-0,33)	1,75 (1,50-2,25)	1,50 (1,50-1,75)	3,12 (2,50-4,25)	20,0 (19,3-31,2)
	5,0-8,0 (ad)	12,6-109,7 (ab)	5,5-40,0 (a)	2,33-4,00 (a)	0,00-0,67	1,00-2,25 (ab)	1,00-2,00 (ab)	1,50-5,00 (bd)	18,5-31,7 (abc)
D	1,0 (1,0-1,0)	100,7 (42,2-109,6)	30,0 (30,0-30,0)	1,33 (1,00-1,33)	0,00 (0,00-0,00)	0,25 (0,25-0,25)	0,00 (0,00-0,00)	0,00 (0,00-0,00)	21,3 (17,9-24,4)
	1,0-1,0 (b)	34,9-111,0 (a)	28,00-32,00 (a)	1,00-1,67 (ab)	0,00-0,00	0,00-0,75 (a)	0,00-0,00 (b)	0,00-0,00 (cg)	15,1-27,3 (abc)
E	3,0 (3,0-3,0)	92,4 (65,3-108,9)	35,0 (30,0-35,0)	1,33 (1,00-1,67)	0,00 (0,00-0,00)	2,75 (1,50-4,00)	1,00 (0,75-2,50)	1,00 (0,25-1,25)	16,9 (15,9-18,5)
	2,0-4,0 (abcd)	4,0-241,3 (b)	5,0-40,0 (a)	1,00-2,33 (ab)	0,00-1,00	1,00-4,50 (b)	0,25-2,50 (ab)	0,00-1,50 (abceeg)	13,8-32,5 (abc)
F	5,5 (4,0-6,5)	47,2 (12,0-10,7)	22,5 (6,3-35,0)	2,67 (2,17-3,50)	0,00 (0,00-0,17)	2,13 (1,12-3,13)	1,75 (1,00-2,25)	3,38 (2,25-5,00)	34,6 (34,2-42,6)
	3,0-7,0 (a)	5,6-162,0 (ab)	5,0-38,0 (a)	1,00-4,00 (a)	0,00-0,33	0,75-4,00 (ab)	0,75-4,00 (a)	1,25-6,00 (bde)	33,0-51,7 (ac)
G	4,0 (3,0-5,0)	21,7 (3,6-49,7)	30,0 (8,0-35,0)	2,67 (1,67-3,00)	0,17 (0,00-0,33)	1,75 (1,25-2,00)	1,25 (0,75-2,00)	2,87 (1,75-4,00)	15,3 (11,7-24,2)
	1,0-6,0 (abcd)	2,2-231,9 (ab)	4,5-40,0 (a)	1,00-3,67 (ab)	0,00-1,33	1,00-2,75 (ab)	0,00-3,75 (ab)	0,00-5,25 (bf)	9,1-25,7 (ab)
H	4,0 (3,0-5,0)	21,1 (8,9-63,1)	25,0 (25,0-30,0)	1,33 (1,00-3,67)	0,00 (0,00-0,00)	1,75 (1,75-2,25)	1,75 (1,50-2,00)	2,25 (1,00-3,00)	21,8 (16,4-22,9)
	0,0-7,0 (abcd)	0,0-188,6 (ab)	3,0-35,0 (a)	0,0-4,0 (ab)	0,00-0,33	0,50-3,25 (ab)	0,75-3,00 (a)	0,25-4,25 (abceeg)	9,6-25,5 (abc)
I	2,0 (2,0-5,0)	6,9 (3,1-17,5)	10,0 (6,0-14,0)	2,67 (1,67-3,67)	0,00 (0,00-0,33)	2,00 (1,25-2,25)	1,00 (0,25-1,00)	2,25 (1,25-2,75)	18,7 (8,6-23,7)
	1,0-7,0 (abcd)	0,3-63,5 (ab)	5,0-30,0 (a)	0,33-4,33 (ab)	0,00-1,00	0,50-2,75 (ab)	0,00-1,75 (ab)	0,00-3,25 (abceeg)	7,3-41,3 (ab)
J	1,0 (1,0-2,0)	4,7 (0,5-5,6)	10,0 (3,0-12,0)	0,67 (0,33-1,00)	0,00 (0,00-0,00)	2,00 (1,25-3,00)	0,25 (0,00-0,50)	0,00 (0,00-0,50)	4,7 (3,9-5,2)
	0,0-3,0 (bd)	0,0-13,2 (ab)	1,0-30,0 (a)	0,00-1,33 (b)	0,00-0,33	0,75-7,50 (ab)	0,00-1,25 (ab)	0,00-2,25 (ceg)	2,3-15,9 (bd)
K	1,0 (1,0-2,0)	24,7 (4,6-35,6)	28,0 (17,5-29,0)	1,17 (1,00-1,50)	0,00 (0,00-0,17)	1,13 (0,88-1,62)	0,13 (0,00-0,50)	0,13 (0,00-0,50)	35,6 (18,3-42,3)
	1,0-3,0 (bd)	1,6-49,6 (ab)	10,0-33,0 (a)	0,67-0,20 (ab)	0,00-0,67	0,50-5,25 (ab)	0,00-1,25 (bc)	0,00-1,00 (g)	15,9-45,5 (acd)
L	4,0 (3,0-4,0)	12,6 (7,5-29,9)	18,0 (17,0-20,0)	2,00 (1,67-2,33)	0,00 (0,00-0,00)	2,25 (0,75-2,5)	1,75 (1,25-2,50)	2,25 (1,50-2,75)	19,8 (12,2-23,1)
	3,0-6,0 (abcd)	0,4-35,6 (ab)	4,5-20,0 (a)	1,00-3,33 (ab)	0,00-0,00	0,50-3,75 (ab)	1,00-3,50 (ac)	1,25-3,25 (abceeg)	7,5-34,3 (abc)
M	3,5 (3,0-4,0)	24,9 (3,11-58,8)	9,7 (6,0-30,0)	1,67 (1,33-1,67)	0,33 (0,00-0,33)	1,88 (1,75-2,50)	1,38 (1,00-1,75)	2,35 (2,00-2,75)	21,6 (14,6-31,2)
	1,0-5,0 (abcd)	3,1-63,8 (ab)	5,0-35,0 (a)	1,00-1,67 (ab)	0,00-0,67	1,50-3,00 (ab)	0,25-2,25 (ab)	1,50-3,50 (abceeg)	10,9-34,6 (abc)
N	6,0 (5,0-6,0)	102,5 (23,9-141,7)	40,0 (16,0-40,0)	3,00 (2,33-3,33)	0,33 (0,00-0,33)	1,25 (1,00-1,25)	1,00 (0,50-1,50)	2,00 (2,00-2,50)	84,0 (83,5-84,5)
	4,0-7,0 (ac)	6,0-155,1 (ab)	8,0-42,0 (a)	2,33-3,67 (a)	0,00-0,67	0,75-1,75 (ab)	0,00-2,00 (ab)	1,50-2,75 (abceeg)	66,6-84,8 (c)
Coefficiente de variação	49,6 %	84,3 %	40,9 %	42,5 %	170,5 %	37,0 %	58,9 %	61,4 %	76,0 %
Teste Kruskal-Wallis	H = 52,721	H = 34,449	H = 24,484	H = 44,451	H = 18,231	H = 26,964	H = 47,44	H = 54,765	H = 52,792
	P < 0,001	P = 0,001	P = 0,027	P < 0,001	P = 0,148 (ns)	P = 0,012	P < 0,001	P < 0,001	P < 0,001

Apenas a densidade de plantas mortas não variou entre os talhões, indicada com “ns” (não significante).

A análise do eixo 1 da ACP, que explica 35,5 % da variação, revelou valores positivos para todos os parâmetros da vegetação, conforme esperado. Os maiores valores foram obtidos para riqueza, densidade de plantas e densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m de altura (Tabela 1.3 e Figura 1.5). O eixo 1 distinguiu parcelas com estrutura da vegetação mais desenvolvida, que pesaram positivamente sobre esse eixo, daquelas que apresentaram vegetação menos desenvolvida. O eixo 2 da ACP, que explica 22,4 % da variação, distinguiu parcelas com plantas altas e maior área basal daquelas que apresentaram baixos valores para esses parâmetros, as quais podiam apresentar altos valores de densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m e de 1,1 a 2,0 m (Tabela 1.3 e Figura 1.5). As variáveis densidade de plantas mortas e cobertura do dossel apresentaram baixos escores com os eixos 1 e 2, ficando mal representadas, o que não possibilita verificar sua influência sobre os resultados. Os índices de complexidade e heterogeneidade, derivados da média e desvio padrão dos “factor scores”, não estiveram correlacionados ($r = -0,13$, $P = 0,65$), revelando que o talhão que apresenta estrutura da vegetação mais complexa, não é necessariamente mais heterogêneo e vice-versa.

A complexidade da vegetação variou de -1,66 (talhão J) a 1,17 (talhão N) (Figura 1.6). A complexidade esteve relacionada com a idade do talhão, indicando que talhões mais antigos tendiam a possuir vegetação mais complexa (Tabela 1.4). A heterogeneidade da vegetação variou entre 0,13, nos talhões B e D, a 1,00, no talhão H. (Figura 1.6). A heterogeneidade não esteve relacionada com a área nem com a idade do talhão (Tabela 1.4).

Tabela 1.3. Escores dos dois primeiros eixos selecionados pela Análise de Componentes Principais envolvendo parâmetros da vegetação amostrada nos talhões de *Eucalyptus citriodora* na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP).

Parâmetros da vegetação	Eixo 1	Eixo 2
Riqueza (número de espécies de plantas)	0,885	-0,173
Densidade de plantas	0,798	0,018
Área basal	0,535	0,657
Altura	0,467	0,683
Densidade de plantas mortas	0,367	0,187
Densidade vertical da vegetação 0,0 – 1,0 m de altura	0,101	-0,606
Densidade vertical da vegetação 1,1– 2,0 m de altura	0,503	-0,684
Densidade vertical da vegetação 2,1 – 5,0 m de altura	0,799	-0,248
Cobertura do dossel	0,478	0,248
Autovalores	3,19	2,01
Porcentagem da variação explicada	35,46	22,37

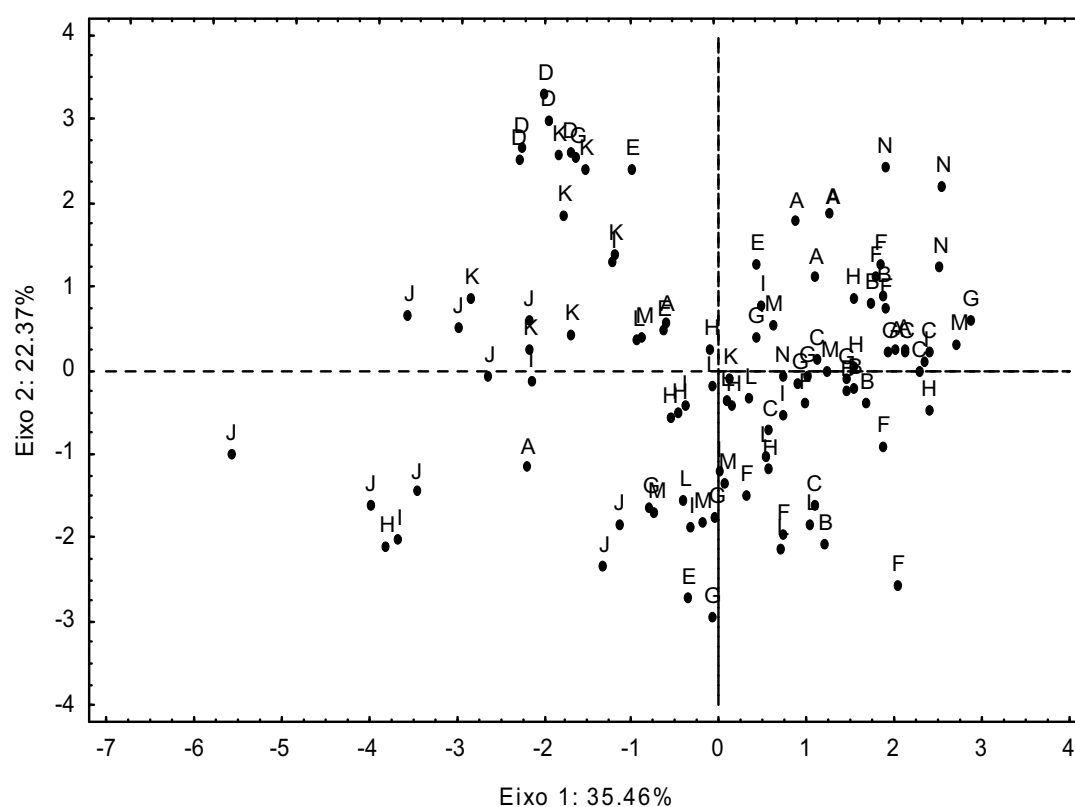


Figura 1.5. Distribuição das parcelas dos talhões de *Eucalyptus citriodora* conforme seus valores obtidos nos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais, realizada a partir dos parâmetros da vegetação das parcelas (as parcelas de cada talhão estão indicadas pela letra de seu nome, vide Tabela 1.1).

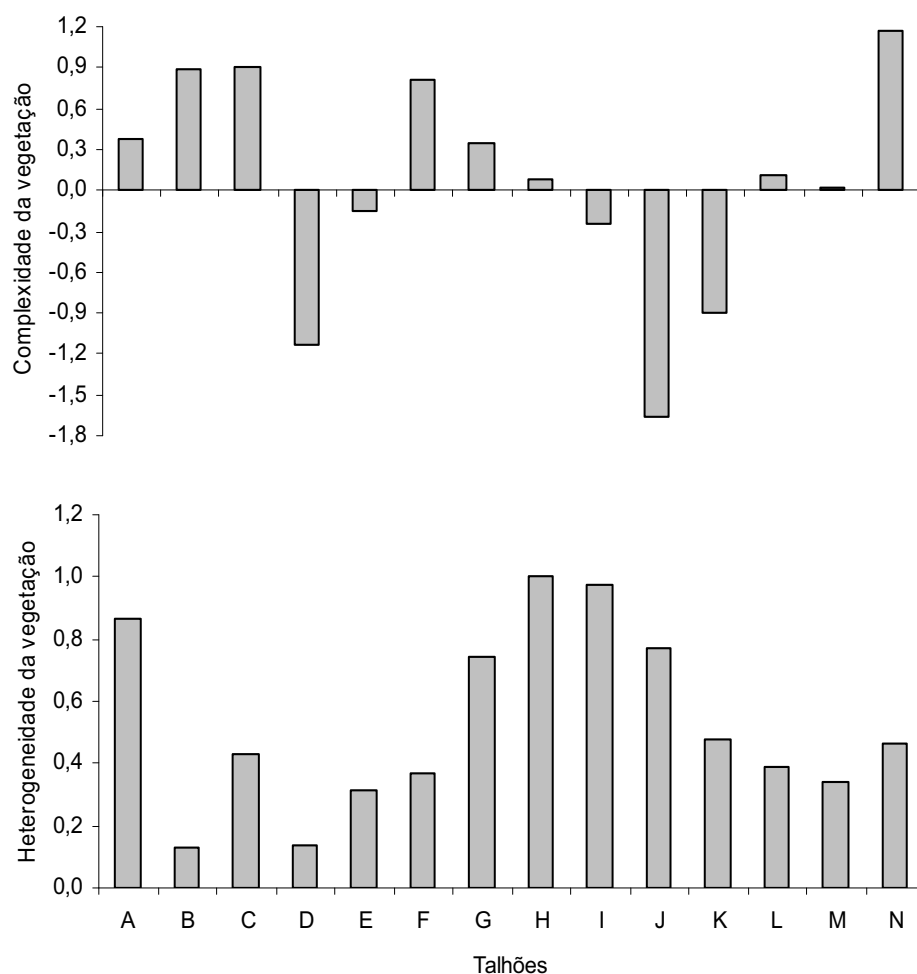


Figura 1.6. Complexidade e heterogeneidade da vegetação encontrada nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). As letras correspondem aos talhões apresentados na Tabela 1.1.

Tabela 1.4. Resultados dos modelos de regressão simples para relações entre complexidade e heterogeneidade (variáveis dependentes) e idade e área do talhão (variáveis independentes) e resultados da regressão simples utilizada para testar a relação entre área e heterogeneidade do talhão. A equação e o desvio padrão (DP) residual são apresentados apenas para os casos em que a regressão foi significativa.

Modelos	r^2	F _(1,12)	P	Equação	DP residual
Complexidade x área	0,07	0,942	0,351	-	-
Complexidade x idade (log)	0,29	5,015	0,045	$y = 1,50 + 0,15x$	0,720
Heterogeneidade x idade (log)	0,14	2,012	0,181	-	-
Heterogeneidade x área*	0,54	14,261	0,003	$y = 0,28 + 0,01x$	0,204
No. de parcelas x heterogeneidade	0,55	14,793	0,002	$y = 0,38 + 0,13x$	0,202
Resíduo (da regressão no. de parcelas x heterogeneidade) x área	0,00	0,002	0,096	-	-

*Relação espúria.

3.2. Avifauna

Foram registradas 103 espécies de aves em 3488 contatos nos talhões de *Eucalyptus citriodora*. O número de espécies registrado nos talhões variou entre 23 (talhão D) e 55 (talhão H). A curva do número acumulado de espécies mostra que, de um modo geral, houve redução no acréscimo de novas espécies nos últimos meses de coleta de dados, porém sem atingir uma estabilização nítida nas curvas de acumulação de espécies (Figura 1.7). A análise de rarefação confirmou o menor número de espécies para o talhão D, as maiores riquezas estiveram entre os talhões A, F, H, I, M e N (Figura 1.8). Oito espécies foram registradas em todos os talhões amostrados, a saber: *Patagioenas picazuro*, *Amazilia lactea*, *Megarynchus pitangua*, *Myiodynastes maculatus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Troglodytes musculus*, *Turdus leucomelas* e *Thraupis sayaca*.

O talhão N, seguido pelos talhões A e G apresentaram as maiores abundâncias, 12,06, 10,19 e 10,06, respectivamente, enquanto os talhões D e J detiveram a menor abundância, 5,25 e 5,33, respectivamente. Entre as espécies que apresentaram os maiores IPAs nos talhões podem ser destacadas: *C. gujanensis*, *T. leucomelas*, *Basileuterus flaveolus*, *B. hypoleucus* e *T. musculus*, sendo esta última a mais abundante em seis talhões (Tabela 1.5).

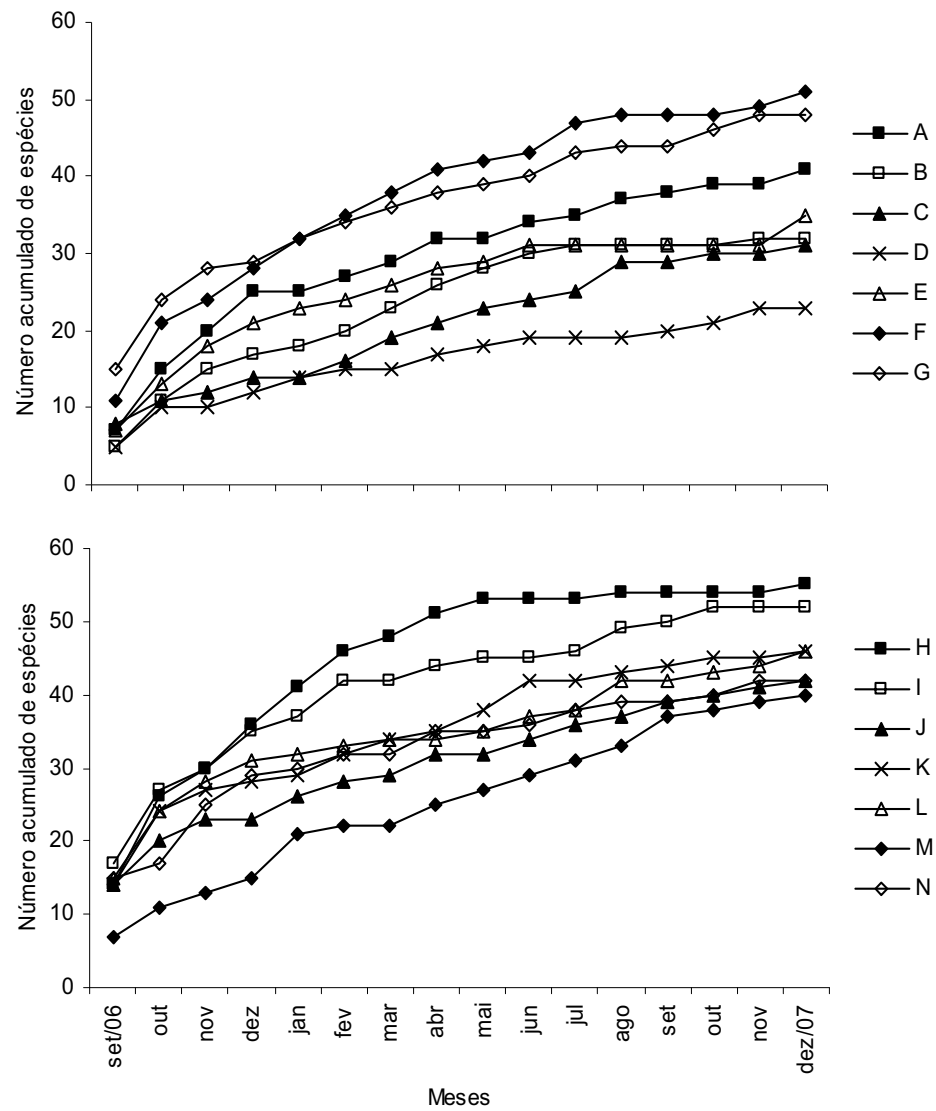


Figura 1.7. Número acumulado de espécies de aves registradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora* (representados pelas letras), setembro de 2006 a dezembro de 2007, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP).

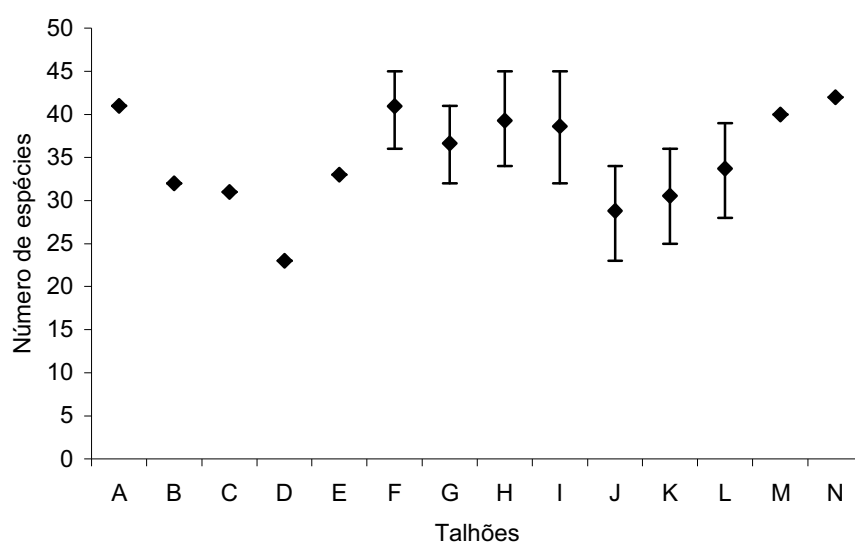


Figura 1.8. Comparação entre o número de espécies de aves encontradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora*. Para os talhões que tiveram 16 amostras, os pontos no gráfico indicam o total de espécies registradas. Para aqueles que tiveram mais amostras, os pontos indicam a média de espécies estimada através da rarefação, baseada em 16 amostras, e os traços representam os limites inferior e superior.

Tabela 1.5. Índice pontual de abundância (IPA) das espécies de aves registradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, de setembro de 2006 a dezembro de 2007, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP) (parte I).

[illegible]

Guildd	Espcies	Dep. Flor. ¹	Talhõs de <i>Eucalyptus citridora</i>													
			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Insetivos de troncos e galhos	<i>Playa cayana</i>	S			0,06			0,06		0,06	0,06				0,13	0,06
	<i>Piranga flava</i>	I				0,06		0,06	0,02	0,06						
	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	D	0,13							0,02	0,02					0,13
	<i>Progne tapera</i>	I									0,02					
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	I											0,02	0,03		
	<i>Pyriglena leucoptera</i>	D						0,03								
	<i>Synallaxis frontalis</i>	D	0,13	0,19	0,31		0,13	0,19	0,42	0,38	0,50	0,02	0,27	0,28	0,13	0,19
	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	D	0,13	0,13	0,25		0,06	0,28	0,63	0,31	0,23	0,02		0,03	0,13	0,19
	<i>Synallaxis spixi</i>	D		0,13				0,22	0,17	0,23	0,10	0,04	0,06	0,59	0,06	
	<i>Tapera naevia</i>	I												0,03		
	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	D	0,50	0,63	0,63		0,13	0,34	0,67	0,63	0,63	0,10		0,06	0,25	0,63
	<i>Thamnophilus doliatus</i>	S						0,09	0,04	0,04			0,06			
	<i>Thlypopsis sordida</i>	S						0,03	0,02	0,02	0,02			0,03		
	<i>Todirostrum cinereum</i>	S	0,06										0,02			0,06
	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	D			0,06			0,09		0,06				0,03		
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	D	0,25	0,25	0,06		0,19	0,06	0,17	0,06	0,15		0,02	0,09	0,13	0,50
	<i>Trichothraupis melanops</i>	D	0,06	0,06												0,06
	<i>Troglodytes musculus</i>	I	0,50	0,44	0,88	0,19	0,63	0,97	0,88	0,75	0,56	0,98	1,46	1,41	1,13	0,63
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	I				0,19					0,04	0,10	0,15	0,06		
	<i>Vireo olivaceus</i>	D	0,13			0,06	0,06	0,03		0,02		0,02	0,02	0,03		0,25
Insetivos de troncos e galhos	<i>Campephilus robustus</i>	D						0,02								
	<i>Colaptes campestris</i>	I									0,27	0,02	0,06			
	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	D			0,06			0,02							0,06	
	<i>Dryocopus lineatus</i>	S				0,06		0,06	0,02							
	<i>Melanerpes candidus</i>	S						0,03			0,04	0,08		0,06		
	<i>Picumnus albosquamatus</i>	S	0,13					0,13	0,17	0,08	0,08			0,03	0,13	0,19
	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	D	0,13	0,13				0,13	0,13	0,04	0,06				0,19	0,25
	<i>Veniliornis passerinus</i>	S	0,06	0,13	0,06			0,13	0,06	0,08	0,02				0,13	0,13
	<i>Xenops rutilans</i>	D	0,06													
	Nectarívoros	<i>Amazilia lactea</i>	D	0,19	0,38	0,19	0,31	0,25	0,41	0,21	0,27	0,23	0,21	0,25	0,34	0,19
<i>Amazilia</i> sp.		-	0,06			0,06		0,06					0,02			
<i>Anthracothorax nigricollis</i>		S										0,02				
<i>Chlorostilbon lucidus</i>		S		0,06			0,06	0,06	0,02		0,02	0,02	0,04	0,28		

Tabela 1.5. Continuação (parte III).

Guilda	Espécies	Dep. Flor. ¹	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>													
			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Frugívoros	<i>Coereba flaveola</i>	S		0,25		0,19	0,56	0,22	0,17	0,17	0,15	0,04	0,06	0,09		0,44
	<i>Eupetomena macroura</i>	I				0,06								0,03		0,19
	<i>Florisuga fusca</i>	D					0,06									
	<i>Helimaster squamosus</i>	D	0,06													
	<i>Hylocharis cyanus</i>	S								0,02						
	<i>Leucochloris albigollis</i>	D								0,02		0,02				0,06
	<i>Phaethornis pretrei</i>	S	0,31	0,06	0,19	0,06	0,44	0,03	0,08	0,15	0,17	0,19	0,33	0,06	0,188	
	<i>Thalurania glaucopis</i>	D			0,06			0,03								
	<i>Aratinga leucophthalma</i>	S								0,02						
	<i>Elaenia flavogaster</i>	S												0,03		
	<i>Elaenia mesoleuca</i>	D								0,02			0,02		0,06	
	<i>Elaenia sp.</i>	-						0,03								
	<i>Euphonia chlorotica</i>	S	0,13	0,13	0,19	0,19	0,13		0,06	0,06			0,15			0,31
	<i>Forpus xanthopterygius</i>	I				0,06	0,13	0,13	0,02		0,02		0,02			
Granívoros	<i>Pionus maximiliani</i>	S										0,02	0,04			0,06
	<i>Ramphastos toco</i>	S								0,02	0,02	0,02	0,04		0,06	
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	D			0,13		0,13	0,19	0,15	0,19	0,13			0,09	0,06	0,19
	<i>Tangara cayana</i>	I	0,06		0,06	0,06	0,16	0,16	0,08	0,10	0,19	0,15	0,04	0,06	0,13	0,31
	<i>Thraupis palmarum</i>	S				0,06	0,13					0,04	0,04			
	<i>Columbina talpacoti</i>	I					0,06									
	<i>Coryphospingus cuculatus</i>	S								0,04			0,02	0,31		
	<i>Leptotila verreauxi</i>	S	0,38	0,44	0,25			0,22	0,23	0,19	0,29	0,06	0,08	0,06	0,06	0,31
	<i>Leptotila sp.</i>	-	0,06	0,06			0,06	0,03	0,06	0,04	0,08	0,02				0,06
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	D							0,02		0,02					0,06
Onívoros	<i>Patagioenas picazuro</i>	S	0,25	0,31	0,25	0,38	0,31	0,53	0,38	0,10	0,21	0,19	0,29	0,03	0,19	0,38
	<i>Volatinia jacarina</i>	I				0,13						0,04		0,03		
	<i>Zonotrichia capensis</i>	I					0,19		0,02	0,02	0,08	0,04	0,02	0,28	0,123	
	<i>Arremon flavirostris</i>	D	0,31	0,06	0,06		0,06	0,03	0,15	0,04	0,08				0,19	0,19
	<i>Crypturellus parvirostris</i>	I								0,02	0,08					
	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	I							0,02					0,03		
	<i>Dacnis cayana</i>	S					0,06			0,04						0,06
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	I	0,19		0,06	0,75	0,25	0,16		0,06		0,50	0,67	0,13	0,13	

Através do agrupamento pareado igualmente ponderado, realizado a partir do IPA das espécies, foi possível afirmar que os pares de talhões C-H, G-I e J-K apresentaram a composição da avifauna mais similar entre si, ligando-se a uma distância euclidiana de 0,74, 0,75 e 0,78, respectivamente. Ainda, foi possível distinguir dois grandes grupos, um composto pelos talhões A, B, C, H, G, I, M, e F, e outro formado pelos talhões D, E, J, K e L. O talhão N se apresentou bem distinto, sendo sua primeira ligação feita a uma distância euclidiana de 1,42 (Figura 1.9). A correlação cofenética foi igual a 0,81, o que indica que o dendograma reproduz de modo satisfatório a informação contida na matriz que o originou. O teste de Mantel indicou que talhões mais próximos apresentaram a composição de avifauna mais similar ($r = 0,51$; $P < 0,001$). No entanto, a complexidade da vegetação, que interferiu na abundância de aves (veja adiante), também esteve positivamente relacionada com distância física entre os talhões de *E. citriodora* (teste de Mantel: $r = 0,43$ $P = 0,002$). Tal fato faz supor que a similaridade entre talhões esteja associada à sua complexidade, o que pôde ser confirmado pelo teste de Mantel ($r = 0,45$; $P = 0,002$).

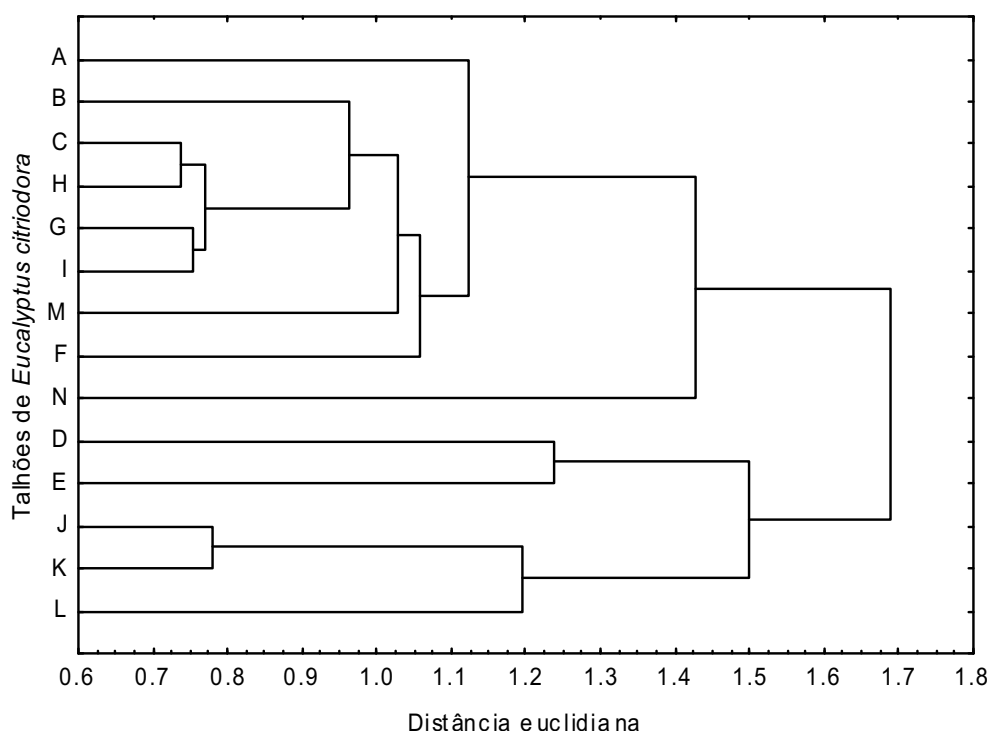


Figura 1.9. Análise de agrupamento pareado igualmente ponderado efetuado a partir do índice pontual de abundância das espécies de aves registradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). Correlação cofenética igual a 0,81.

A área dos talhões não influenciou no número de espécies ou abundância encontrados (Tabela 1.6). A riqueza total não esteve relacionada com a complexidade ou heterogeneidade

da vegetação. Porém, a complexidade da vegetação influenciou positivamente a abundância total (Tabelas 1.7 e 1.8).

Tabela 1.6. Resultados das análises de regressão entre a área dos talhões de *Eucalyptus citriodora* (variável independente) e as variáveis relacionadas à avifauna (riqueza e abundância). Aplicando-se a correção de Bonferroni, foram considerados como significativos $P < 0,002$ (nenhuma relação foi estatisticamente significativa).

Variáveis dependentes	r^2	F (1,12)	P
Riqueza total	0,03	0,384	0,547
Riqueza de insetívoras	0,02	0,293	0,598
Riqueza de insetívoras de troncos e galhos	0,04	0,471	0,505
Riqueza de nectarívoras	0,08	1,046	0,327
Riqueza de frugívoras	0,02	0,365	0,557
Riqueza de granívoras	0,00	0,058	0,813
Riqueza de onívoras	0,03	0,389	0,544
Riqueza de dependentes de ambiente florestal	0,00	0,000	0,976
Riqueza de Independentes de ambiente florestal	0,05	0,592	0,456
Riqueza de semidependentes de ambiente florestal	0,00	0,011	0,635
Abundância total	0,01	0,183	0,676
Abundância de insetívoras	0,09	1,231	0,289
Abundância de insetívoras de troncos e galhos	0,09	1,231	0,289
Abundância de nectarívoras (log n)	0,15	2,156	0,168
Abundância de frugívoras (log n)	0,01	0,088	0,772
Abundância de granívoras	0,01	0,073	0,791
Abundância de onívoras	0,17	2,430	0,145
Abundância de carnívoras (log n+1)	0,04	0,499	0,289
Abundância de dependentes de floresta	0,02	0,238	0,635
Abundância de independentes de floresta	0,05	0,645	0,437
Abundância de semidependentes de floresta	0,04	0,465	0,508

Não foi possível utilizar o número de espécies carnívoras nessa análise porque não foi possível estimar seu número em alguns talhões em virtude do baixo número de contatos.

Quanto às guildas, pôde-se afirmar que sua composição e abundância variaram entre os talhões (Tabela 1.5, Figuras 1.10 e 1.11). Entre as 103 espécies registradas, 51 (49,5 %) eram insetívoras, havendo espécies com elevados IPAs, tais como os anteriormente citados, *T. musculus* e *C. gujanensis* (Tabela 1.5). A abundância nessa guilda atingiu elevados valores em alguns talhões (IPA em torno de 6,8), sendo os menores valores em torno de 1,5 (Figura 1.11A).

Foram registradas 13 espécies insetívoras de troncos e galhos, destacando-se *Veniliornis passerinus*, *Picumnus albosquamatus* e *Sittasomus griseicapillus*, que ocorreram em um maior número de talhões: nove, oito e sete, respectivamente (Tabela 1.5). O número de espécies dessa guilda variou de zero a cinco (Figura 1.10), podendo atingir abundância de 0,56. (Figura 1.11B).

Quanto às nectarívoras, 11 espécies foram registradas, merecendo destaque *Amazilia lactea*, *Phaethornis pretrei* e *Coereba flaveola*, registrados em todos ou na maioria dos talhões (Tabela 1.5). O número de espécies nectarívoras entre os talhões variou de dois a cinco, sendo a menor abundância igual a 0,37 e a maior 1,37 (Figura 1.10 e Figura 1.11C).

Dez espécies eram frugívoras, sendo as mais frequentes *Tangara cayana*, registrada em 12 talhões, *Tachyphonus coronatus* e *Euphonia chlorotica*, registradas em nove talhões. O número de frugívoras não excedeu quatro nos talhões (Tabela 1.5, Figura 1.10). A abundância de frugívoras variou de 0,12 a 0,87 (Figura 1.11D).

Foram registradas sete espécies granívoras, variando de dois a quatro por talhão. *Patagioenas picazuro*, *Leptotila verreauxi* e *Zonotrichia capensis* se destacaram, sendo encontrados nos 14, em 12 e em oito talhões, respectivamente (Tabela 1.5, Figura 1.10). O IPA de granívoras variou entre 0,31 a 0,81 (Figura 1.11E).

Onze espécies de onívoras foram registradas, destacando-se *Turdus leucomelas* e *Thraupis sayaca* (Tabela 1.5). O número de espécies nessa guilda variou de três a seis entre os talhões. A menor abundância obtida entre os talhões foi 0,56, enquanto que a maior foi 2,19 (Figura 1.11F).

Espécies carnívoras não foram registradas em quatro talhões, *Rupornis magnirostris* foi a espécie de carnívora mais comum, registrado em oito talhões (Tabela 1.5). A maior abundância encontrada foi 0,31 (Figura 1.11G). Espécies necrófagas não foram detectadas, embora *Coragyps atratus* e *Cathartes aura* ocorram na FEENA.

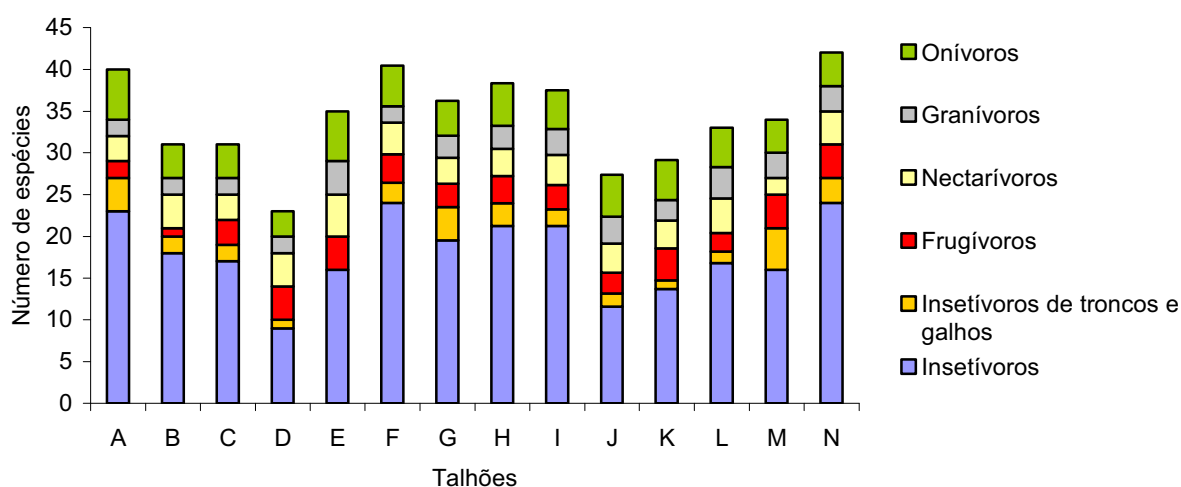


Figura 1.10. Riqueza de espécies de aves encontradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora* por guilda trófica. Para os talhões F, G, H, I, J, K e L o número de espécies é o valor médio estimado na análise de rarefação feita para 16 amostras. O número de carnívoras não se prestou à rarefação, logo não aparece no gráfico.

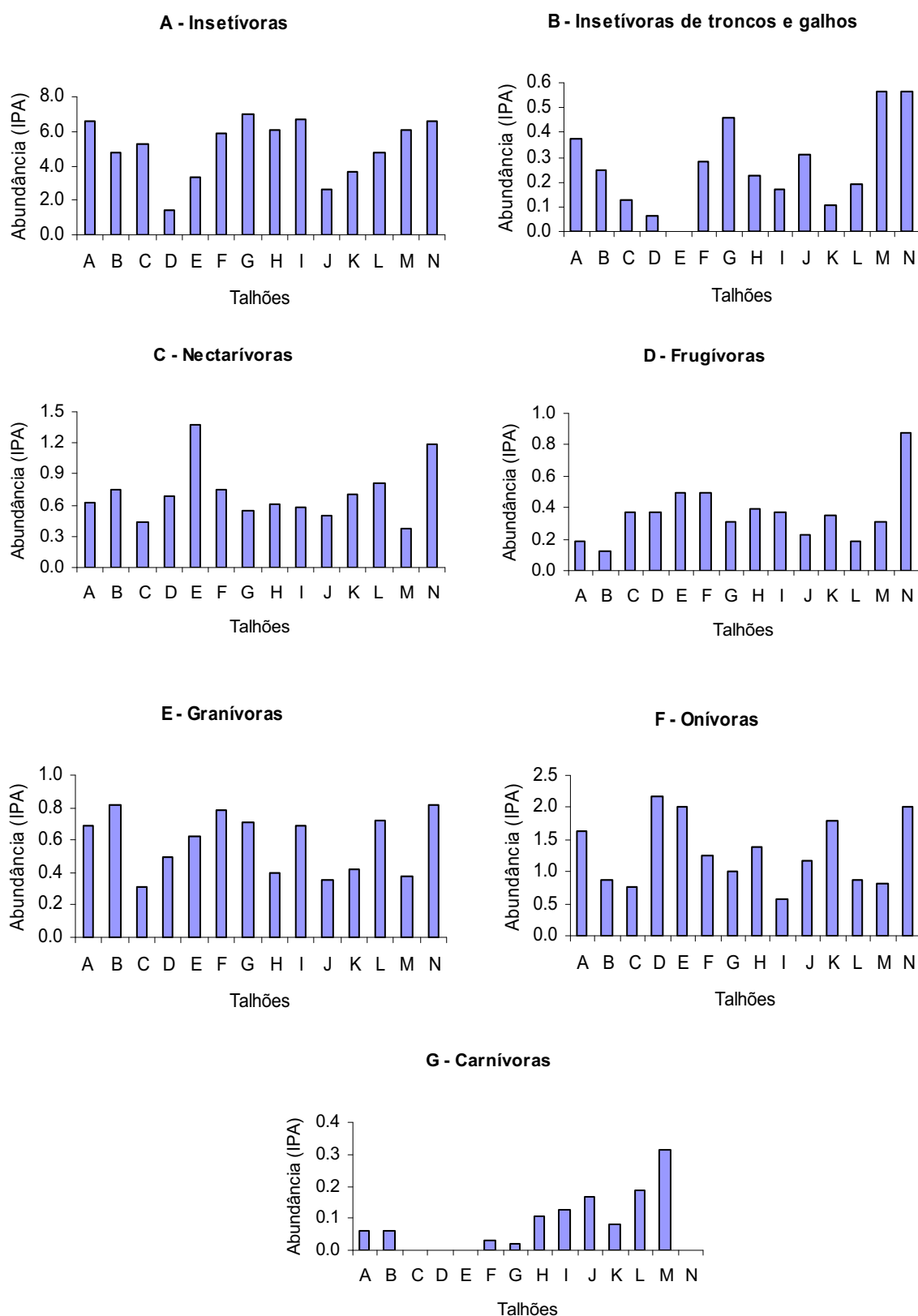


Figura 1.11. Abundância (índice pontual de abundância) das guildas tróficas encontradas por talhão de *Eucalyptus citriodora*.

Através das análises de regressão, verificou-se que tanto a riqueza quanto a abundância das guildas não estiveram relacionadas com a área dos talhões (Tabela 1.6). Apenas duas relações significativas entre as guildas tróficas e o índice de complexidade da vegetação foram encontradas. Esse índice influenciou positivamente tanto na riqueza quanto na abundância de insetívoras. Não foi verificada relação com a heterogeneidade da vegetação (Tabelas 1.7 e 1.8).

Tabela 1.7. Resultados das análises de regressão simples entre riquezas de aves (por guilda, e grau de dependência de ambiente florestal) e complexidade e heterogeneidade da vegetação dos talhões de *Eucalyptus citriodora*. A equação e o desvio padrão residual são apresentados apenas para os casos em que a regressão foi significativa (aplicando-se a correção de Bonferroni o nível de significância utilizado para os testes foi 0,005).

Variáveis independentes	Variáveis dependentes (riqueza)	r^2	F (1,12)	P	Equação	DP residual
Complexidade	Insetívoras	0,59	17,611	0,001	$y = 17,75 + 4,27x$	0,546
	Insetívoras de troncos e galhos	0,16	2,322	0,153	-	-
	Nectarívoras	0,00	0,005	0,942	-	-
	Frugívoras	0,04	0,524	0,483	-	-
	Granívoras	0,06	0,775	0,395	-	-
	Onívoras	0,00	0,024	0,878	-	-
	Dependentes de ambiente florestal	0,71	29,264	0,000	$y = 14,09 + 5,61x$	0,462
	Independentes de ambiente florestal	0,57	16,065	0,001	$y = 7,35 - 2,26x$	0,561
	Semidependentes de ambiente florestal	0,13	1,763	0,209	-	-
	Riqueza total	0,38	7,323	0,019	-	-
Heterogeneidade	Insetívoras	0,16	2,295	0,156	-	-
	Insetívoras de troncos e galhos	0,09	1,265	0,283	-	-
	Nectarívoras	0,11	1,450	0,252	-	-
	Frugívoras	0,02	0,241	0,632	-	-
	Granívoras	0,01	0,178	0,680	-	-
	Onívoras	0,23	3,534	0,085	-	-
	Dependentes de ambiente florestal	0,07	0,862	0,371	-	-
	Independentes de ambiente florestal	0,00	0,065	0,803	-	-
	Semidependentes de ambiente florestal	0,01	0,143	0,712	-	-
	Riqueza total	0,19	2,828	0,118	-	-

Não foi possível utilizar o número de espécies carnívoras nessa análise porque não foi possível estimar seu número em alguns talhões em virtude do baixo número de contatos.

Tabela 1.8. Resultados das análises de regressão simples entre abundâncias de aves (por guilda, grau de dependência de ambiente florestal e total) e complexidade e heterogeneidade da vegetação dos talhões de *Eucalyptus citriodora*. A equação e o desvio padrão residual são apresentados apenas para os casos em que a regressão foi significativa (aplicando-se a correção de Bonferroni o nível de significância utilizado para os testes foi 0,005).

Variáveis independentes	Variáveis dependentes (abundância)	r^2	F _(1,12)	P	Equação	DP residual
Complexidade	Insetívoras	0,59	2,322	0,001	$y = 4,99 + 1,49x$	0,546
	Insetívoras de troncos e galhos	0,16	2,322	0,153	-	-
	Nectarívoras (log n)	0,04	0,451	0,514	-	-
	Frugívoras (log n)	0,02	0,261	0,619	-	-
	Granívoras	0,29	4,836	0,048	-	-
	Onívoras	0,05	0,629	0,443	-	-
	Carnívoras (log n + 1)	0,02	1,229	0,289	-	-
	Dependentes de ambiente florestal	0,62	20,006	0,000	$y = 3,31 + 1,62x$	0,525
	Independentes de ambiente florestal	0,43	8,996	0,011	-	-
	Semidependentes de ambiente florestal	0,27	4,448	0,056	-	-
	Abundância total	0,51	12,341	0,004	$y = 8,36 + 1,64x$	0,620
Heterogeneidade	Insetívoras	0,23	3,553	0,084	-	-
	Insetívoras de troncos e galhos	0,04	0,448	0,516	-	-
	Nectarívoras (log n)	0,09	1,179	0,298	-	-
	Frugívoras (log n)	0,00	0,006	0,941	-	-
	Granívoras	0,02	0,234	0,637	-	-
	Onívoras	0,05	0,688	0,423	-	-
	Carnívoras (log n + 1)	0,03	0,377	0,551	-	-
	Dependentes de ambiente florestal	0,36	1,893	0,194	-	-
	Independentes de ambiente florestal	0,00	0,000	0,977	-	-
	Semidependentes de ambiente florestal	0,01	0,085	0,775	-	-
	Abundância total	0,14	1,896	0,194	-	-

Quanto ao grau de dependência de ambiente florestal, entre as 103 espécies registradas, 41 (40 %) eram dependentes, 37 (36 %) semidependentes e 25 (24 %) independentes. A riqueza e abundância dessas espécies variaram entre os talhões de *E. citriodora* (Figuras 1.11 e 1.13). Entre as oito espécies que ocorreram em todos os talhões duas eram consideradas dependentes (*M. maculatus* e *A. lactea*), quatro semidependentes (*P.*

picazuro, *M. pitangua*, *T. leucomelas* e *T. sayaca*) e uma independente (*T. musculus*). Espécies dependentes de floresta prevaleceram em 10 dos 14 talhões estudados (Figura 1.12).

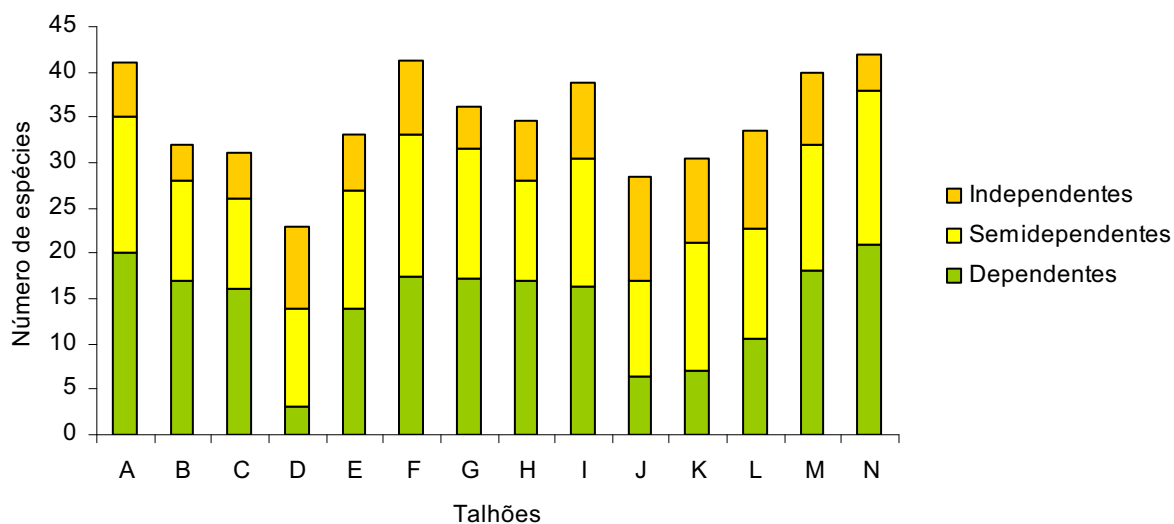


Figura 1.12. Riqueza de espécies de aves encontradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora* por grau de dependência de ambiente florestal (dependente, semidependente e independente). Para os talhões F, G, H, I, J, K e L o número de espécies é o valor médio estimado na análise de rarefação feita para 16 amostras.

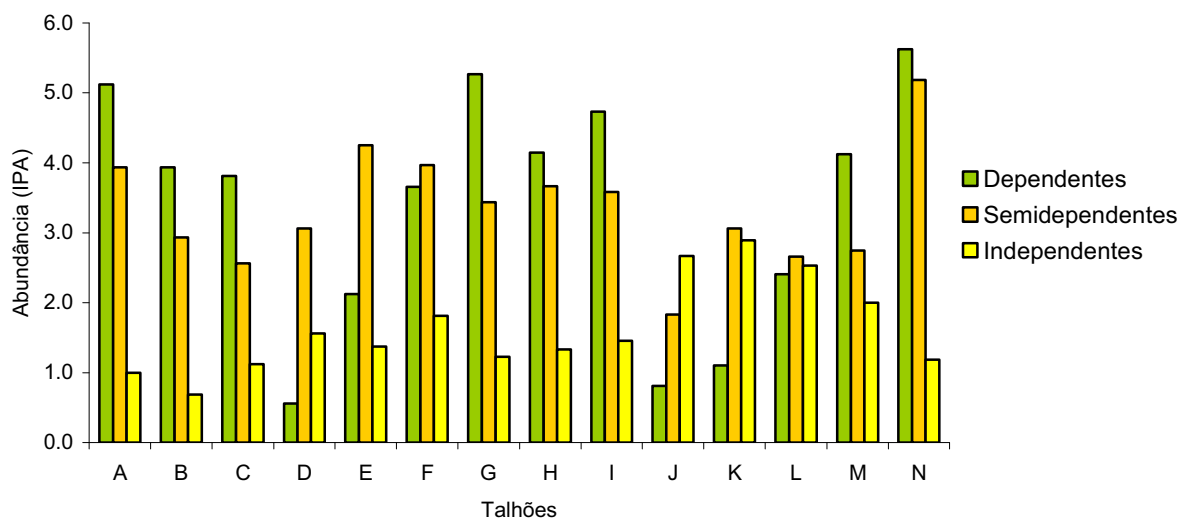


Figura 1.13. Abundância (índice pontual de abundância) dos grupos de espécies dependentes, semidependentes e independentes do ambiente florestal obtidos nos talhões de *Eucalyptus citriodora*.

As análises de regressão revelaram que a complexidade da vegetação influenciou positivamente na riqueza e abundância de espécies dependentes de ambiente florestal e negativamente na riqueza de espécies independentes desse tipo de ambiente. Não houve relações significativas envolvendo a heterogeneidade da vegetação e os grupos de aves quanto

às categorias de dependência de floresta (Tabelas 1.7 e 1.8). A riqueza e abundância desses grupos não estiveram relacionadas com a área dos talhões (Tabela 1.6).

A riqueza e abundância de espécies dependentes de florestas estiveram negativamente associadas com a menor distância entre o talhão de *E. citriodora* e de vegetação nativa, apresentando menores valores quanto maior a distância. Não houve relações de riqueza e abundância dessas espécies com a menor distância dos talhões de *E. citriodora* até a vegetação ciliar (Tabela 1.9).

Tabela 1.9. Resultados das análises de regressão simples considerando como variáveis independentes a menor distância entre talhões de *E. citriodora* e de vegetação nativa e vegetação ciliar e como variáveis dependentes a riqueza e abundância de espécies dependentes de ambientes florestais (a equação e o desvio padrão residual são apresentados apenas para os casos em que a regressão foi significativa).

Modelos	R^2	F (1,12)	P	Equação	DP residual
Menor distância entre talhões de <i>E. citriodora</i> e de vegetação nativa x riqueza de dependentes de floresta	0,53	13,536	0,003	$y = 18,351 - 0,006x$	3,912
Menor distância entre talhões de <i>E. citriodora</i> e de vegetação nativa x abundância de dependentes de floresta	0,46	10,141	0,008	$y = 4,543 - 0,002x$	1,300
Menor distância entre talhões de <i>E. citriodora</i> e vegetação ciliar x riqueza de dependentes de floresta	0,03	0,337	0,563	-	-
Menor distância entre talhões de <i>E. citriodora</i> e vegetação ciliar x abundância de dependentes de floresta	0,01	0,164	0,692	-	-

Em 1811 contatos foi possível determinar em qual estrato da vegetação a ave se encontrava no momento do registro. Na maioria dos casos (950 contatos, 52,5 %), as aves estavam no estrato inferior, seguido pelo dossel (667 contatos, 36,8 %). No estrato médio, houve consideravelmente menos contatos, 193 (10,7 %). No estrato inferior, *T. musculus* foi a espécie mais comum, atingindo 23,1 % dos 950 registros, seguido por *B. flaveolus* (8,3 %) e *T. caerulescens* (7,4 %). Quanto ao dossel, *Thraupis sayaca*, *M. maculatus*, *M. pitangua*, *P. sulphuratus* e *P. picazuro* predominaram, perfazendo 46,9 % dos 667 registros. No estrato médio os maiores números referiram-se a *T. leucomelas* e *C. gujanensis*, abrangendo 12,4 % e 11,9 % dos 193 registros, respectivamente. O número de espécies foi de 60, 57 e 42 nos estratos inferior, dossel e médio, respectivamente.

Nenhuma das espécies teve a maioria de seus registros no estrato médio. Houve espécies que ocorreram exclusivamente no estrato inferior, a saber: *Crypturellus parvirostris*, típica de chão, *Coryphospingus cuculatus*, *Conopophaga lineata*, *Makenziaena severa*, *Zonotrichia capensis*, *Chlorostilbon lucidus* e *Arremon flavirostris*. Outras, exclusivamente no

dossel: *Tyrannus melancholicus*, *Cyanocorax cristatellus* e *Colaptes campestris*. Algumas ocuparam preferencialmente o estrato inferior, outras o dossel (Figura 1.14).

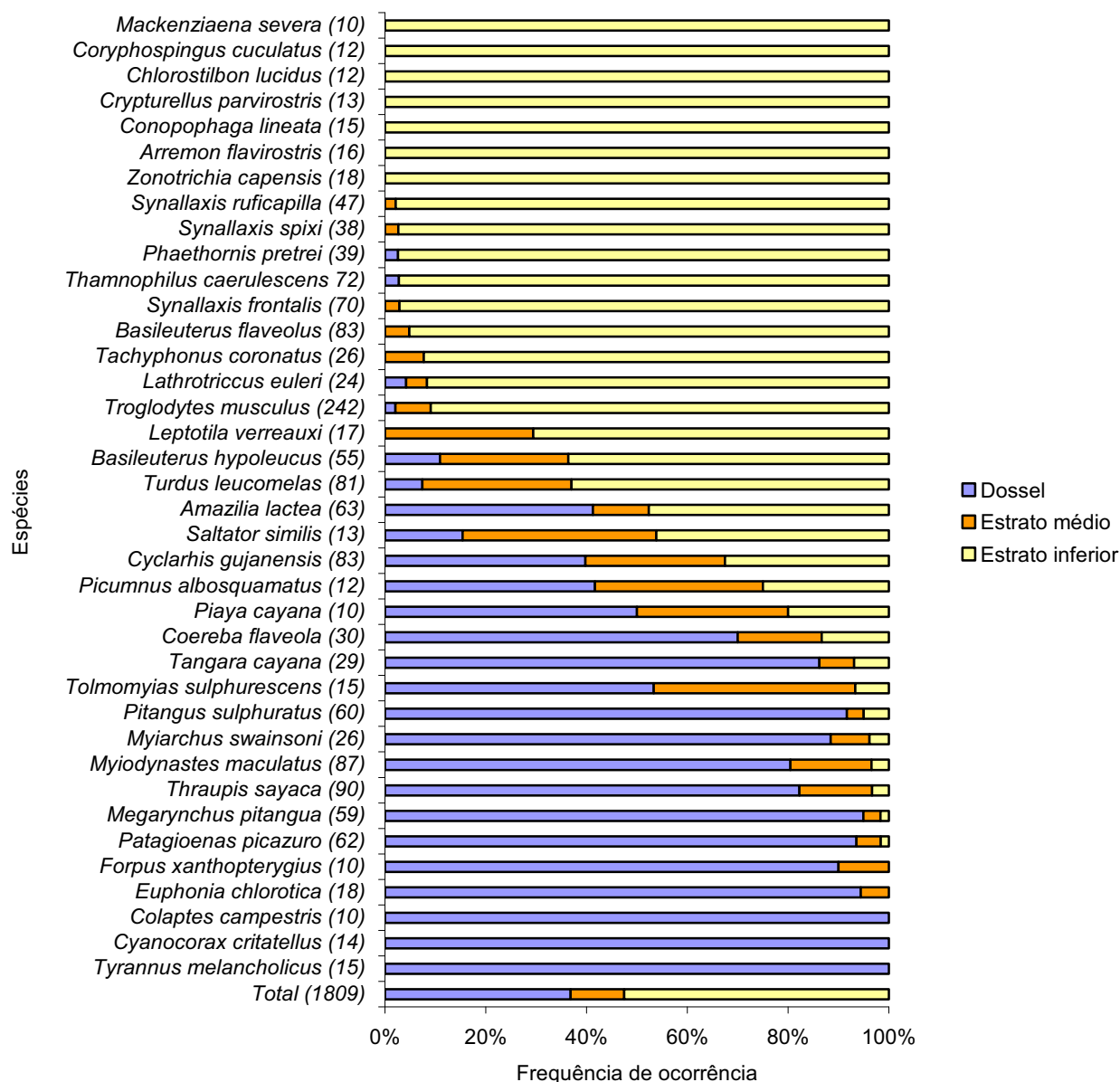


Figura 1.14. Frequência de ocorrência das espécies de aves nos estratos inferior (do chão até 3,0 m de altura), dossel (estrato superior, com amplitude de 5,0 m) e médio (entre os estratos inferior e dossel) nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). O número indicado ao lado do nome das espécies refere-se ao tamanho amostral (número de registros) em que foi possível determinar em qual estrato a espécie se encontrava. Foram consideradas apenas as espécies que tiveram um tamanho amostral maior ou igual a 10.

A análise de correspondência canônica (ACC) feita para verificar relações entre a abundância de cada guilda e as variáveis da vegetação, buscando-se determinar quais dessas variáveis melhor explicavam os resultados encontrados, foi realizada sem considerar o

parâmetro densidade de plantas mortas, uma vez que não se diferenciou entre os talhões (Tabela 1.2). Além disso, essa análise detectou que havia variáveis redundantes, resultando na retirada da variável densidade vertical da vegetação entre 0,0 e 1,0 m, pois foi a que menos explicou a variabilidade dos dados. Logo, a ACC foi refeita considerando-se sete variáveis da vegetação (Figura 1.15 e Tabela 1.10).

Os autovalores dos dois primeiros eixos (principais) foram: 0,034 (eixo 1) e 0,011 (eixo 2), sendo suas correlações guilda-variáveis da vegetação (guilda-ambiente), respectivamente, 0,914 e 0,873. As porcentagens de variância acumuladas nos quatro primeiros eixos indicam que as variáveis da vegetação foram suficientes para explicar a maior parte da variação na abundância das guildas de aves. As variáveis da vegetação explicaram 73,7 % da variabilidade. Desta porcentagem, 58,5 % foi explicado no eixo 1 e 18,4 % no eixo 2 (Tabela 1.9). O teste de Monte Carlo revela correlações significativas entre as variáveis da vegetação e as abundâncias de guildas ($P < 0,01$).

Tabela 1.9. Resultados da análise de correlação canônica (autovalores e porcentagens de variação explicada) entre abundância das guildas de aves e variáveis da vegetação.

	Eixos			
	1	2	3	4
Autovalores	0,034	0,011	0,008	0,004
Correlação de Pearson, guilda-variáveis da vegetação	0,914	0,873	0,865	0,900
% de variância explicada acumulada para os dados de abundância de guildas	43,3	56,9	66,7	71,4
% de variância explicada acumulada para as relações guilda-variáveis da vegetação	58,5	76,9	90,2	96,4

O primeiro eixo da ACC apresentou relações mais fortes com as variáveis densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m, área basal e altura as mais relacionadas. O segundo eixo esteve negativamente associado com todas as variáveis ambientais, principalmente com densidade de plantas, riqueza e densidade vertical de 2,1 a 5,0 m (Figura 1.15). A guilda das granívoras se mostrou como a mais indiferente, podendo ser considerada como a mais generalista. Insetívoras e insetívoras de troncos e galhos tenderam a estar mais relacionadas às densidades verticais da vegetação de 1,1 e 2,0 m e 2,1 a 5,1 m. Área basal e altura da vegetação foram as variáveis mais relacionadas à abundância de frugívoras, nectarívoras e onívoras. A guilda das carnívoras esteve relacionada aos talhões mais abertos.

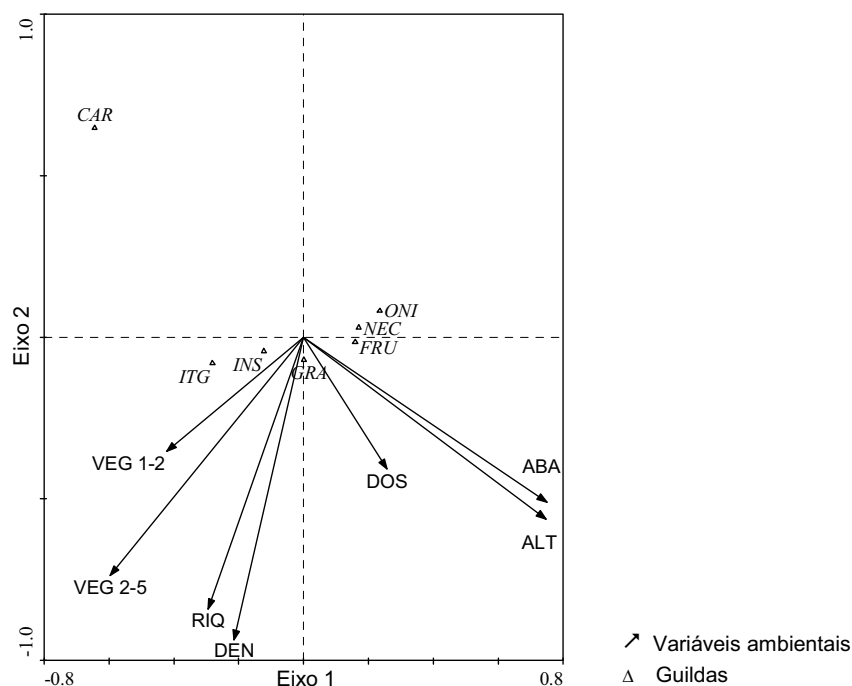


Figura 1.15. Distribuição das guildas de aves de acordo com relações entre suas abundâncias e as variáveis da vegetação, apresentados no diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos canônicos da análise de correspondência canônica. As variáveis da vegetação estão indicadas por siglas: **RIQ**: riqueza, **DEN**: densidade de plantas, **ABA**: área basal, **ALT**: altura, **VEG 1-2**: densidade vertical da vegetação de 1,1 a 2,0 m, **VEG 2-5**: densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m, **DOS**: cobertura do dossel (para as três primeiras variáveis foram consideradas apenas plantas com DAP ≥ 2 cm a 1,30m de altura). As guildas estão indicadas pelas siglas: **CAR**: carnívoras, **INS**: insetívoras, **ITG**: insetívoras de troncos e galhos, **GRA**: granívoras, **FRU**: frugívoras, **NEC**: nectarívoras e **ONI**: onívoras.

A análise de correspondência canônica (ACC) entre o IPA das espécies e as variáveis da vegetação também foi realizada sem considerar o parâmetro densidade de plantas mortas. Além disso, essa análise detectou que havia variáveis redundantes, resultando na retirada da variável cobertura do dossel, pois foi a que menos explicou a variabilidade dos dados. Logo, a ACC foi refeita considerando-se sete variáveis da vegetação (Figura 1.16 e Tabela 1.10).

Os autovalores dos dois primeiros eixos (principais) foram: 0,156 (eixo 1) e 0,105 (eixo 2), sendo suas correlações espécie-ambiente, respectivamente, 0,897 e 0,982. As porcentagens de variância acumuladas nos quatro primeiros eixos indicam que as variáveis da vegetação foram aparentemente suficientes para explicar a maior parte da variação na abundância das espécies de aves, embora reste ainda uma quantidade de variação não explicada. As variáveis da vegetação explicaram 66,7 % da variabilidade. Desta porcentagem, 35,0 % foi explicado no eixo 1 e 23,7 % no eixo 2 (Tabela 1.10). O teste de Monte Carlo

revela correlações significativas entre as variáveis da vegetação e as abundâncias de espécies ($P < 0,01$).

Tabela 1.10. Resultados da análise de correlação canônica (autovalores e porcentagens de variação explicada) entre abundância das espécies de aves e variáveis da vegetação.

	Eixos			
	1	2	3	4
Autovalores	0,156	0,105	0,058	0,038
Correlação de Pearson, espécies-variáveis da vegetação	0,897	0,982	0,882	0,964
% de variância explicada acumulada para os dados de abundância de espécies	23,6	39,5	48,4	54,1
% de variância explicada acumulada para as relações espécies-variáveis da vegetação	35,0	58,7	71,8	80,3

O primeiro eixo da ACC esteve relacionado principalmente com as variáveis riqueza de plantas e densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m, ao passo que o segundo esteve mais relacionado com área basal, altura e densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m (Figura 1.16).

As espécies que estiveram bem relacionadas aos locais mais abertos, ou seja, aqueles talhões que possuíam a vegetação do estrato inferior pouco desenvolvida ou praticamente ausente, dada pela baixa riqueza e ou baixa densidade de plantas, foram *Cyanocorax cristatellus*, *Colaptes campestris*, *Melanerpes candidus*, *Crypturellus parvirostris*, *Tyrannus melancholicus*, *Volatinia jacarina*, *Pitangus sulphuratus* e *Thraupis palmarum* (Figura 1.16). Excetuando-se *T. palmarum*, considerada como semidependente de ambiente florestal, as demais são tipicamente independentes de floresta. É importante notar também que entre essas espécies, o sub-bosque aparentemente pouco importou para *C. cristatellus*, *C. campestris* e *T. melancholicus*, uma vez que foram registradas apenas no dossel (Figura 1.14).

Espécies dependentes ou semidependentes de ambientes florestais, tais como, *Sittasomus griseicapillus*, *Picumnus albosquamatus* e *B. hypoleucus*, foram mais influenciadas pela densidade da vegetação, enquanto que outras, como, *Veniliornis passerinus*, *Leptotila verreauxi* e *Thamnophilus caerulescens*, foram mais influenciadas pela riqueza de plantas. Foi possível ainda perceber espécies associadas à alta densidade vertical do estrato inferior, podendo ser citadas *Mackenziana severa*, *Conopophaga lineata*, *Synallaxis spixi*, *S. ruficapilla*, *Todirostrum poliocephalum*, *Tachyphonus coronatus*, *B. flaveolus* e *Saltator similis*, havendo preferências distintas de estrato por essas espécies (Figura 1.16). Essas espécies foram encontradas exclusivamente ou essencialmente no sub-bosque dos talhões (Figura 1.14).

Tangara cayana, *Myiodynastes maculatus*, *Cyclarhis gujanensis* e *Amazilia lactea* apresentaram baixo índice de correlação com os eixos canônicos 1 e 2, sendo as espécies que apresentaram um comportamento mais próximo ao indiferente em relação às variáveis estudadas.

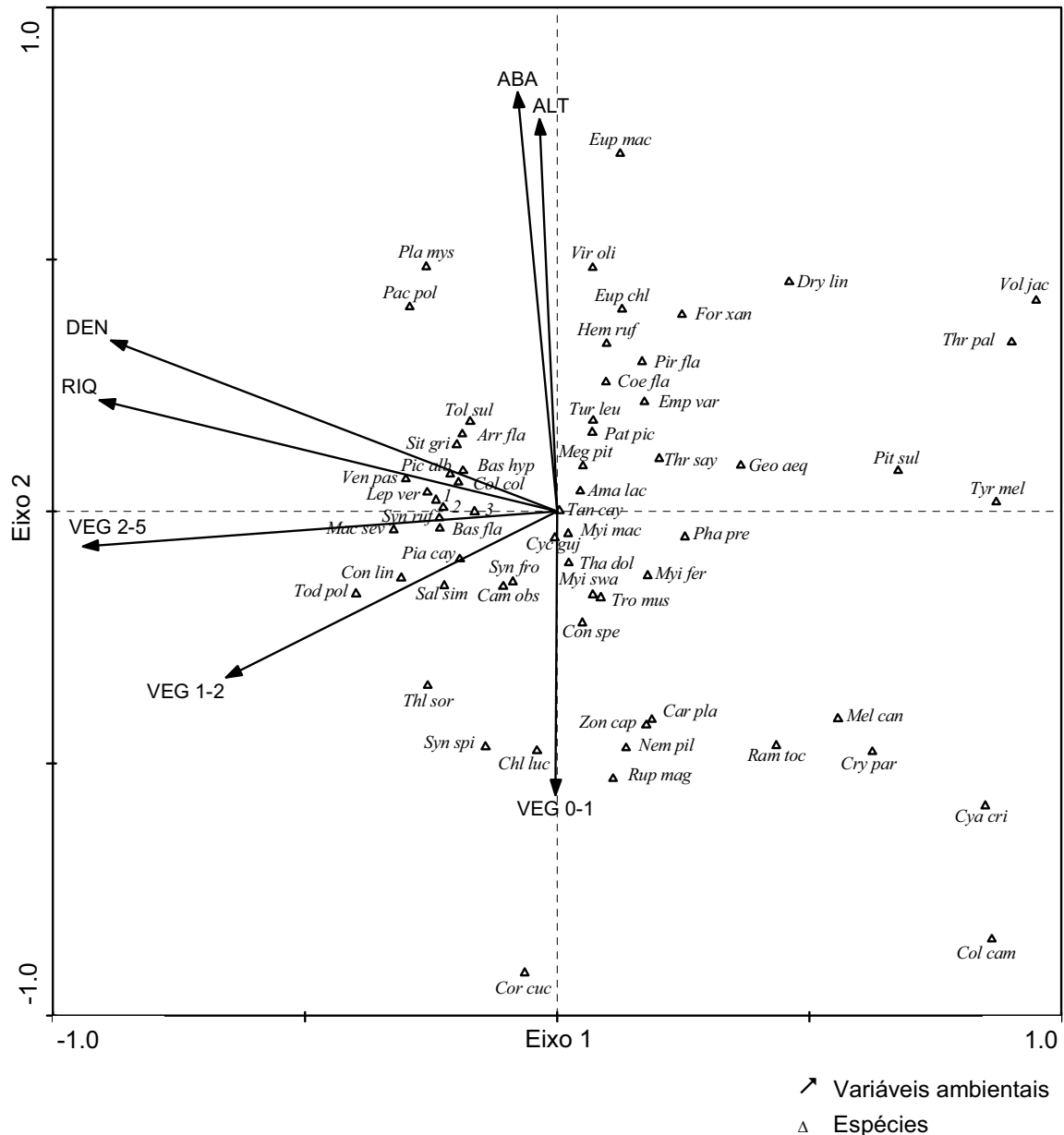


Figura 1.16. Distribuição das espécies de aves de acordo com relações entre suas abundâncias e as variáveis da vegetação, apresentados no diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos canônicos da análise de correspondência canônica. As variáveis da vegetação estão indicadas por siglas: **RIQ**: riqueza, **DEN**: densidade de plantas, **ABA**: área basal, **ALT**: altura, **VEG 0-1**: densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m, **VEG 1-2**: densidade vertical da vegetação de 1,1 a 2,0 m, **VEG 2-5**: densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m (para as três primeiras variáveis foram consideradas apenas plantas com DAP $\geq$ 2 cm a 1,30m de altura). As espécies estão indicadas pelas três primeiras letras de seu gênero e epíteto específico,

listadas na Tabela 1.5, ou pelos números 1, 2 e 3, sendo: **1** – *Thamnophilus caeruleus*, **2** – *Lathrotriccus euleri* e **3** – *Tachyphonus coronatus*.

4. Discussão

Neste estudo, 103 espécies de aves foram registradas em 14 talhões de *Eucalyptus citriodora* da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade. Esse número corresponde a 35,4 % do total de espécies já registrado na mesma Unidade de Conservação, que, segundo Gussoni (2007), atinge 291. Considerando-se apenas as espécies dependentes de ambientes florestais já encontradas na FEENA, há o registro de 85 espécies. Dessas, 48,2 % (41) foram encontradas nos talhões de *E. citriodora* no presente estudo.

De um modo geral, as aves neotropicais se apresentam em comunidades simplificadas em fragmentos quando comparadas às áreas contínuas de vegetação natural. Além de ocorrer queda na riqueza de espécies, representantes de guildas especializadas (e.g., frugívoros de dossel, insetívoros de chão e grandes carnívoros) declinam ou desaparecem (WILLIS, 1979; ALEIXO, 2001; SEKERCIOGLU et al., 2002; ANTUNES, 2005). Situação semelhante tem sido apontada para monoculturas arbóreas, mesmo quando o sub-bosque existe (MITRA e SHELDON, 1993; BARLOW et al., 2007). Essa perda de biodiversidade também foi constatada no presente estudo.

A avifauna encontrada nos talhões de *E. citriodora* está bastante empobrecida, carecendo de várias espécies florestais, tais como as frugívoras ou onívoras de grande e médio porte das famílias Cracidae, Ramphastidae, Cotingidae e Trogonidae, as insetívoras limpa-folha do gênero *Philydor* (Furnariidae) e grandes águias (Accipitridae), embora para este último grupo haja alguns registros de *Leptodon cayanensis* e *Spizaetus tyrannus* em Willis (2003) e Gussoni (2007). Tal fato pode ser atribuído ao histórico de perturbação da área, anteriormente destinada à cafeicultura e depois ao plantio de *Eucalyptus*, e ou à ausência de uma vegetação mais desenvolvida e diversificada, que ofereceria maior disponibilidade de recursos alimentares (BARLOW et al., 2007) e reprodutivos. Além disso a FEENA está inserida em uma paisagem onde faltam grandes fragmentos de mata, que poderiam atuar como áreas-fontes de espécies, e a vegetação ciliar do entorno, que poderia atuar como corredores de espécies, encontra-se bastante degradada na matriz canavieira, o que dificulta o deslocamento de espécies ecologicamente mais exigentes pela paisagem. Na zona de amortecimento dessa Unidade de Conservação, que abrange um raio de 10 km, apenas 2,82 % é composto por fragmentos florestais e 4,65 % por vegetação ciliar (IF, 2005). Ainda, segundo resultados do

Projeto Biota (SILVA et al., 2008), a FEENA está situada em uma região com prioridade “3”, em uma escala de um a oito (onde “1” é a prioridade máxima), para o incremento de zonas de conectividade e criação de Unidades de Conservação.

Talhões mais antigos de *E. citriodora* apresentaram vegetação mais desenvolvida e, conseqüentemente, maior abundância de espécies de aves. A área do talhão não influenciou na riqueza nem na abundância de aves, opondo-se ao observado em alguns fragmentos florestais, onde a riqueza é maior quanto maior sua extensão (STRATFORD e STOUFFER, 1999; SANTOS, 2004). É possível que a situação em que cada talhão se encontra justifique a ausência dessa relação com a área: a composição de talhões adjacentes e outros usos da terra (canavial, cidade), que os circundam, podem interferir no uso dos talhões pelas aves. Talhões adjacentes aos talhões em questão provavelmente são mais permeáveis à avifauna que outros usos da terra (e.g., canavial, pastagem), possibilitando que as espécies se desloquem entre distintos talhões, não existindo, portanto, relação positiva entre número de espécies de aves e área dos talhões estudados.

O número de espécies por talhões variou de 23 a 55. Esses números são consideravelmente maiores que aqueles normalmente encontrados em plantações comerciais de *Eucalyptus* sob intenso manejo, tais como, aqueles apresentados por Marsden et al. (2001) e Hobbs et al. (2003), embora os métodos de amostragens e esforços amostrais não tenham sido os mesmos. Tal fato pode ser atribuído à presença de vegetação nativa regenerante, o que não é permitido pelas práticas silviculturais tradicionais, corroborando com os resultados dos trabalhos de Hobbs et al. (2003) e Barlow et al. (2007).

Houve tendência de talhões mais próximos apresentarem composição da avifauna mais similar. Ainda, constatou-se que talhões mais próximos apresentavam menores diferenças na complexidade da vegetação, verificando-se influência dessa complexidade na composição da avifauna. Logo, a similaridade da composição de aves entre os talhões pode estar relacionada à estrutura da vegetação e ou à proximidade física entre eles. Além disso, a proximidade dos talhões de *E. citriodora* com os de vegetação nativa também foi um importante fator na composição da avifauna encontrada, havendo maior número e abundância de espécies dependentes de floresta quanto menor era essa distância. Situação semelhante tem sido encontrada em monoculturas arbóreas, visto que a riqueza de aves é maior quanto maior sua proximidade a áreas de vegetação nativa, seja primária ou secundária (ESTRADA et al., 1997; PEH et al., 2006; ZURITA et al., 2006, LUCK e KORODAJ, 2008). É importante notar que a heterogeneidade, em uma maior escala (dentro de um mesmo talhão) não influenciou na

avifauna encontrada em cada talhão, embora tenha ocorrido diferenças entre talhões. Assim, pode-se afirmar que a heterogeneidade espacial proporcionada pelos talhões, formando um mosaico, pode conferir o grande número de espécies registrado na FEENA.

A composição da avifauna foi muito variada entre os talhões, com diferenças em riqueza e abundância nas guildas tróficas e grupos de dependência de ambientes florestais. A riqueza e abundância de insetívoras estiveram relacionadas com a complexidade da vegetação do talhão, sendo maior quanto mais desenvolvida a vegetação. Espécies insetívoras apresentam uma ampla variedade de comportamento de forrageamento (FITZPATRICK, 1990; HOLMES e RECHER, 1986; REMSEN e ROBINSON, 1990; GABRIEL e PIZO, 2005), assim, quanto maior a complexidade do talhão, maior é a quantidade de nichos a serem explorados por essas espécies, permitindo maior riqueza (PEH, 2006; GRAY et al., 2007).

Espécies carnívoras não foram detectadas em todos os talhões, sendo encontradas apenas nos talhões mais abertos, com baixa complexidade da vegetação. Essa guilda caracterizou-se por estar representada basicamente por espécies independentes de florestas, estando, portanto, associadas aos locais onde a vegetação regenerante era menos expressiva. Granívoras se comportaram como a guilda mais generalista, não apresentando fortes relações com os parâmetros da vegetação avaliados. De um modo geral, pode-se afirmar que representantes de todas as guildas se deslocavam entre os talhões avaliados, porém havendo espécies associadas a determinados talhões, os quais apresentavam distintas características entre os demais (Tabela 1.5, Figuras 1.15 e 1.16).

Os grupos das espécies dependentes e independentes de ambientes florestais responderam de forma antagônica à estrutura da vegetação encontrada nos talhões de *E. citriodora*: o primeiro grupo foi mais rico e abundante em talhões mais complexos, determinados principalmente pela riqueza de plantas e densidade de sub-bosque entre 2,1 e 5,0 m, o segundo foi mais abundante nos talhões menos complexos, caracterizados principalmente por um sub-bosque pouco expressivo. Assim, em talhões de *E. citriodora* com vegetação nativa mais desenvolvida, aves dependentes de florestas tendem a predominar. Concluindo, os eucaliptais, embora sejam um ambiente florestal, podem ter comunidade caracterizada principalmente por espécies de áreas abertas, conforme as condições da vegetação nativa que regenera.

O estrato médio dos talhões de *E. citriodora* foi o mais pobre e menos abundante em espécies de aves que os estratos inferior e dossel. Tal fato pode ter ocorrido porque galhos e folhagem se concentravam no dossel e sub-bosque, tornando o estrato médio um ambiente

estruturalmente simples, composto basicamente pelo tronco de *E. citriodora* com poucos galhos (Figura 1.4). No presente trabalho, aves típicas do estrato médio (*Tolmomyias sulphurescens* e *Piaya cayana*, segundo Willis, 1979) foram registradas principalmente no dossel e foram pouco abundantes entre os talhões (Tabela 1.5, Figura 1.14). Logo, aves que ocupam níveis intermediários florestais não seriam beneficiadas em situações ambientais como as encontradas nos talhões de *E. citriodora* em questão.

Os resultados da ACC revelam que os parâmetros da vegetação são fatores significantes na seleção de habitat pelas aves, havendo diferentes graus de exigência ecológica entre as espécies. *Patagioenas picazuro*, *Amazilia lactea*, *Myiodynastes maculatus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Troglodytes musculus*, *Turdus leucomelas* e *Thraupis sayaca* foram as únicas encontradas em todos os talhões estudados, sendo facilmente encontradas por toda a área. A análise de correspondência canônica indicou que tais espécies, mais especificamente *M. maculatus*, *C. gujanensis*, *A. lactea* e *M. pitangua*, possuem baixa correlação com os dois primeiros eixos canônicos (Figura 1.16), revelando certa flexibilidade de uso dos talhões em relação às variáveis da vegetação estudadas. O mesmo foi encontrado para *Tangara cayana* (Tabela 1.5, Figura 1.6). Assim, essas espécies foram as mais generalistas quanto ao habitat dos talhões de *E. citriodora*, ocupando tanto aqueles antigos, com vegetação regenerante mais desenvolvida, quanto os mais novos, onde o sub-bosque se mostrava incipiente ou era praticamente ausente.

A análise de correspondência canônica mostrou que a estrutura da vegetação explicou a maior parte da variação da abundância das espécies e das guildas. Uma parte da variação não explicada pode ser justificada por aspectos da paisagem (LYON et al., 2007), anteriormente discutidos. É plausível que outra parte da variação não explicada seja resultante de variáveis relacionadas à disponibilidade de alimento (WIENS 1989, citado por LAMAS e MACHADO, 1996). Durán e Kattan (2005) argumentaram que áreas de reflorestamentos homogêneos e plantios abandonados, cuja estrutura da vegetação se assemelha a florestas, fornecem recursos, por exemplo, frutos e néctar, e podem abrigar populações permanentes ou temporárias de espécies florestais.

Os resultados desse estudo demonstram que talhões de *E. citriodora* podem abrigar uma diversidade considerável de aves quando neles é permitido que um sub-bosque se estabeleça. Além disso, a proximidade a áreas de vegetação nativa potencializa a colonização desse ambiente exótico pelas aves. Segundo Hobbs et al. (2003) e Lindenmayer e Hobbs (2004), plantações comerciais de *Eucalyptus* podem possuir alto potencial conservacionista,

mas para isso é importante que o manejo silvicultural permita que um sub-bosque da vegetação nativa se estabeleça. Finalizando, áreas em que houve plantio de *Eucalyptus* e que foi permitida a regeneração da vegetação nativa podem permitir a ocorrência de um grande número de aves florestais.

Anexo 1.1. Densidade de plantas com DAP $\geq 2,0$ cm (indiv./10 m²) encontradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora* da Floresta Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). As letras correspondem aos talhões, apresentados na Tabela 1.1 (parte I).

Espécies (por família)	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Anacardiaceae														
<i>Astronium graveolens</i>														0,07
<i>Tapiria guianensis</i>												0,05		
Annonaceae														
<i>Annona cacans</i>												0,05		
Araliaceae														
<i>Dendropanax cuneatus</i>														0,20
Asteraceae														
<i>Gochnatia barrosi</i>										0,07	0,04			
<i>Vernonia difusa</i>												0,05		
<i>Vernonia polyanthes</i>					0,04							0,14		
<i>Vernonia</i> sp.												0,05		
Indeterminado										0,04				
Bignoniaceae														
<i>Jacaranda acutifolia</i>		0,06												
<i>Tabebuia chrysotricha</i>													0,06	
<i>Tecoma stans</i>		0,11	0,06					0,04			0,04	0,29	0,11	
Bombacaceae														
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	0,05				0,07									0,07
Boraginaceae														
<i>Cordia sylvestris</i>								0,04						
<i>Cordia trichotoma</i>								0,07						
Caricaceae														
<i>Carica papaya</i>													0,06	
Cecropiaceae														
<i>Cecropia pachystachya</i>		0,06												
Celastraceae														
<i>Maytenus ilicifolia</i>					0,20									
Erythroxylaceae														
<i>Erythroxylum pulchrum</i>	0,43	0,17				0,04		0,04						
Euphorbiaceae														
<i>Alchornea glandulosa</i>								0,04						0,07

Anexo 1.1. Continuação (parte III).

Espécies (por família)	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
<i>Calyptanthus</i> sp.														0,20
<i>Campomanesia guazumifolia</i>														0,13
<i>Eucalyptus citriodora</i>	0,24	0,44	0,39	1,27	0,53	0,21	0,37	0,56	0,19	0,37	1,08	0,62	0,22	0,20
<i>Eugenia florida</i>					0,04				0,04					
<i>Eugenia paracatuana</i>						0,04		0,04						0,07
<i>Myrcia fallax</i>						0,03								0,07
<i>Myrcia splendens</i>		0,06	0,06								0,04	0,10		
<i>Psidium guajava</i>														
Piperaceae														
<i>Piper amalago</i>	0,19	1,11	0,89		0,33	1,13	0,57	0,19	0,04				0,11	0,53
<i>Piper amplum</i>												0,10		0,13
<i>Piper arboreum</i>								0,04	0,07					
Rubiaceae														
<i>Chomelia ribesioides</i>													0,05	
<i>Coffea arabica</i>	0,14		0,06			0,04	0,23						0,14	
<i>Randia armata</i>		0,17			0,07	0,04	0,03							
Rutaceae														
<i>Citrus limonia</i>	0,05	0,17	0,11				0,10	0,04					0,05	
<i>Esenbeckia febrifuga</i>		0,11	0,17			0,04		0,26					0,05	
<i>Galipea jasminiflora</i>							0,17	0,19	1,30					
<i>Murraya paniculata</i>														0,13
<i>Zanthoxylum chiloperone</i>						0,08								
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0,14						0,03							
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,05	0,06						0,04				0,05	0,06	
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>		0,11	0,22			0,21	0,17	0,04	0,11				0,06	
Sapindaceae														
<i>Allophylus edulis</i>					0,07				0,07					0,07
<i>Diatenopterix sorbifolia</i>	0,38					0,04								
Sapotaceae														
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>														0,07
Siparunaceae														
<i>Siparuna guianensis</i>								0,04						
Solanaceae														
<i>Solanum argenteum</i>						0,04								

Anexo 1.1. Continuação (parte IV).

Espécies (por família)	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
<i>Solanum glabulos-leprosum</i>												0,10		
Tiliaceae														
<i>Triumfetta</i> sp.												0,05		
Ulmaceae														
<i>Celtis iguanae</i>	0,10		0,06		0,07	0,21	0,10		0,04	0,07		0,05	0,39	
Urticaceae														
<i>Urera baccifera</i>			0,06											
Verbenaceae														
<i>Aegiphila</i> sp.			0,06			0,04		0,04						
<i>Aloysia virgata</i>	0,10	0,11	0,28		0,07	0,13		0,04					0,33	
Outros														
Liana						0,04								
Morta	0,14	0,22	0,17		0,07	0,08	0,30	0,04	0,22	0,04	0,13		0,28	0,27

CAPÍTULO 2

MOSAICO DE EUCALIPTAIS E VEGETAÇÃO NATIVA: SUA IMPORTÂNCIA NA CONSERVAÇÃO DE AVES

1. Introdução

Plantações florestais cobrem extensas áreas da superfície da Terra, destacando-se as plantações de *Eucalyptus*, que abrangem cerca de 20 milhões de hectares (10% das plantações) em quase 100 países (FAO, 2001; DOUGHTY, 2001). Segundo Lima (1978), plantações como essas, de rápido crescimento, aliviam a pressão de exploração das florestas naturais remanescentes. No entanto, mesmo que essas plantações possuam uma estrutura arbórea assemelhando-se a florestas, a diversidade de espécies de aves que nelas habitam é considerada baixa, principalmente para espécies de hábitos estritamente florestais (e.g., MACHADO e LAMAS, 1996; GARCIA et al., 1998; MARSDEN et al., 2001; BARLOW et al., 2007) e, portanto, seu valor para a conservação de espécies tem sido bastante discutido (BARLOW et al., 2007).

Todavia, quando se compara a riqueza e composição de guildas tróficas de aves entre plantios comerciais de *Eucalyptus* e remanescentes naturais, algumas guildas podem mostrar pouca ou nenhuma alteração. Foi o que Machado e Lamas (1996) encontraram na região do vale do Rio Doce (Minas Gerais) constatando que, embora a riqueza total de aves tenha sido menor em plantios de *Eucalyptus* que em áreas de vegetação nativa, espécies nectarívoras praticamente não apresentaram diferenças, revelando assim maior plasticidade ambiental.

Em outras situações, a guilda predominante na área de vegetação nativa não é a mesma nas monoculturas arbóreas, alterando sua ordem de importância entre esses ambientes. Motta Júnior (1990) observou que o número de espécies insetívoras era maior em áreas de cerrado e matas de galeria que o de onívoras, sendo esse quadro invertido ao se analisar a comunidade de aves em plantios de eucalipto. Assim, o autor coloca que espécies onívoras poderiam ser as mais favorecidas em ambientes perturbados, tal como Willis (1979) menciona, quando avaliou comunidade de aves em pequenos fragmentos florestais.

O ambiente homogêneo oferecido pelas plantações florestais e o intenso manejo em seu ciclo de produção têm sido apontados como os principais fatores que interferem no uso desse ambiente pelas aves, tornando-os severamente hostis (MARSDEN et al., 2001; HOBBS

et al., 2003; LINDENMAYER e HOBBS, 2004; LOYN et al., 2007). Por outro lado, essas áreas e plantios abandonados que parecem florestas na estrutura da vegetação com alguma regeneração da vegetação nativa, fornecem recursos alimentares (e.g., frutos e néctar) e podem abrigar populações permanentes ou temporárias de algumas espécies florestais (WILLIS, 2003; DURÁN e KATTAN, 2005; LOYN et al., 2007).

Além disso, com o recente advento da ecologia de paisagem, a percepção dos efeitos das práticas silviculturais sobre as comunidades de animais no que se refere à extensão e configuração espacial das áreas produtivas e à interface dessas áreas com remanescentes naturais tem se tornado mais refinada (e.g., Lindenmayer *et al*, 2003; Zurita et al., 2006; Reino et al., 2009). Sabe-se agora, por exemplo, que a paisagem ao redor das monoculturas arbóreas também pode influenciar a composição da avifauna aí encontrada. A distância entre as monoculturas arbóreas e vegetação nativa, seja primária ou secundária, tem sido apontada como um dos principais fatores que interferem na riqueza de aves nas monoculturas (ESTRADA et al., 1997; PEH et al., 2006 ; ZURITA et al., 2006; LUCK e KORODAJ, 2008).

Farwig et al. (2008) avaliou unidades que compõem o mosaico da floresta de Kakamega (Quênia): florestas naturais pouco perturbadas, plantações mistas (formadas por várias espécies de árvores nativas), plantações de espécies nativas (*Maesopsis eminii*), plantações de espécies exóticas (*Bischoffia javanica*) e vegetação secundária. O número de espécies de aves pouco variou entre esses ambientes, sendo maior nas três primeiras. A diferença entre ambientes foi percebida quando os autores avaliaram a composição das comunidades, encontrando mais especialistas nas florestas naturais e nas plantações mistas, ressaltando essas espécies como indicadoras de impactos ambientais e revelando sobre a importância do mosaico paisagístico na manutenção de maior diversidade na região.

Portanto, dentro de toda essa temática e consciente de que a compreensão da dinâmica da biodiversidade diante das alterações das paisagens naturais é uma meta para o desenvolvimento de projetos conservacionistas, elaboração e aplicação de políticas ambientais (METZGER, 1999), o presente trabalho estudou a avifauna encontrada no mosaico paisagístico da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP), o qual é composto basicamente por talhões de diversas espécies de *Eucalyptus* e poucos talhões de vegetação nativa. Objetivou-se estudar e comparar as comunidades de aves encontradas em talhões de *E. citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa, mais especificamente:

(1) registrar a riqueza, abundância e composição de espécies de aves que ocorrem nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa, comparando-os;

(2) caracterizar e comparar as comunidades de aves encontradas nesses três tipos de talhões quanto ao grau de dependência de ambiente florestal e guildas tróficas, e

(3) verificar associações de guildas e espécies com características da vegetação dos talhões, um dos principais fatores responsável pela seleção e uso de habitat das aves.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), localizado no município de Rio Claro, SP (22°25'S, 47° 33'W), no período entre setembro de 2006 e dezembro de 2007 (Figura 2.1). Essa Unidade de Conservação ocupa uma área de 2.314 hectares, marcada por um histórico de grande perturbação ambiental e de produção agrícola. A área da FEENA foi pioneira no cultivo de *Eucalyptus* no Brasil, onde Edmundo Navarro de Andrade desenvolveu pesquisas que possibilitaram sua introdução e dispersão pelo país. Em 1914 foram introduzidas 144 espécies de *Eucalyptus*, restando hoje cerca de 60 espécies originalmente introduzidas, com alguns indivíduos quase centenários de grande valor biológico e histórico (IF, 2005). Anteriormente ao plantio de *Eucalyptus*, essa área era destinada à cultura cafeeira, sendo hoje possível encontrar indivíduos de *Coffea arabica* espalhados pelo sub-bosque de alguns talhões (IF, 2005).

A vegetação da FEENA é composta basicamente por talhões de *Eucalyptus* de diferentes espécies e idades (datas dos plantios variando entre 1910 e 1990), existindo vegetação arbórea nativa representada pela floresta estacional semidecídua que ocupa as áreas marginais dos corpos d'água, podendo haver *Eucalyptus* anteriormente plantados, os sub-bosques e os raros talhões de espécies nativas. Os talhões possuem diferentes idades e usos (para produção de madeira, onde há cortes periódicos, e históricos, onde o corte é proibido) (IF, 2005). Entre as espécies de plantas que podem ser encontradas por toda sua área, destacam-se *Zanthoxylum rhoifolium*, *Piptadenia gonoacantha*, *Allophylus edulis*, *Celtis iguanae* e as exóticas *Coffea arabica* e *Citrus limonia*.

Nas imediações da FEENA, a vegetação nativa está totalmente modificada. Sua área está parcialmente cercada pela cidade, havendo domínio da lavoura canavieira (Figura 2.2), restando poucos fragmentos florestais próximos aos cursos d'água e às nascentes.

O clima predominante na área, de acordo com a classificação de Köppen, é o tipo Cwa – tropical com duas estações definidas, com ocorrência de seca no inverno e chuva no verão.

As temperaturas médias anuais situam-se entre 18,1°C e 20,9°C e a precipitação anual é 1534 mm (IF, 2005). Suas altitudes variam entre 550 m e 700 m (TROPPMAIR, 1978). O principal sistema de drenagem da FEENA corresponde ao Ribeirão Claro e aos córregos Santo Antônio e Ibitinga (PEREIRA, 1991). Este último é represado em partes de seu curso, dando origem a um lago, onde predominam plantas dos gêneros *Nymphaea*, *Thypha* e *Salvinia*, atrativo para diversas aves aquáticas da região.

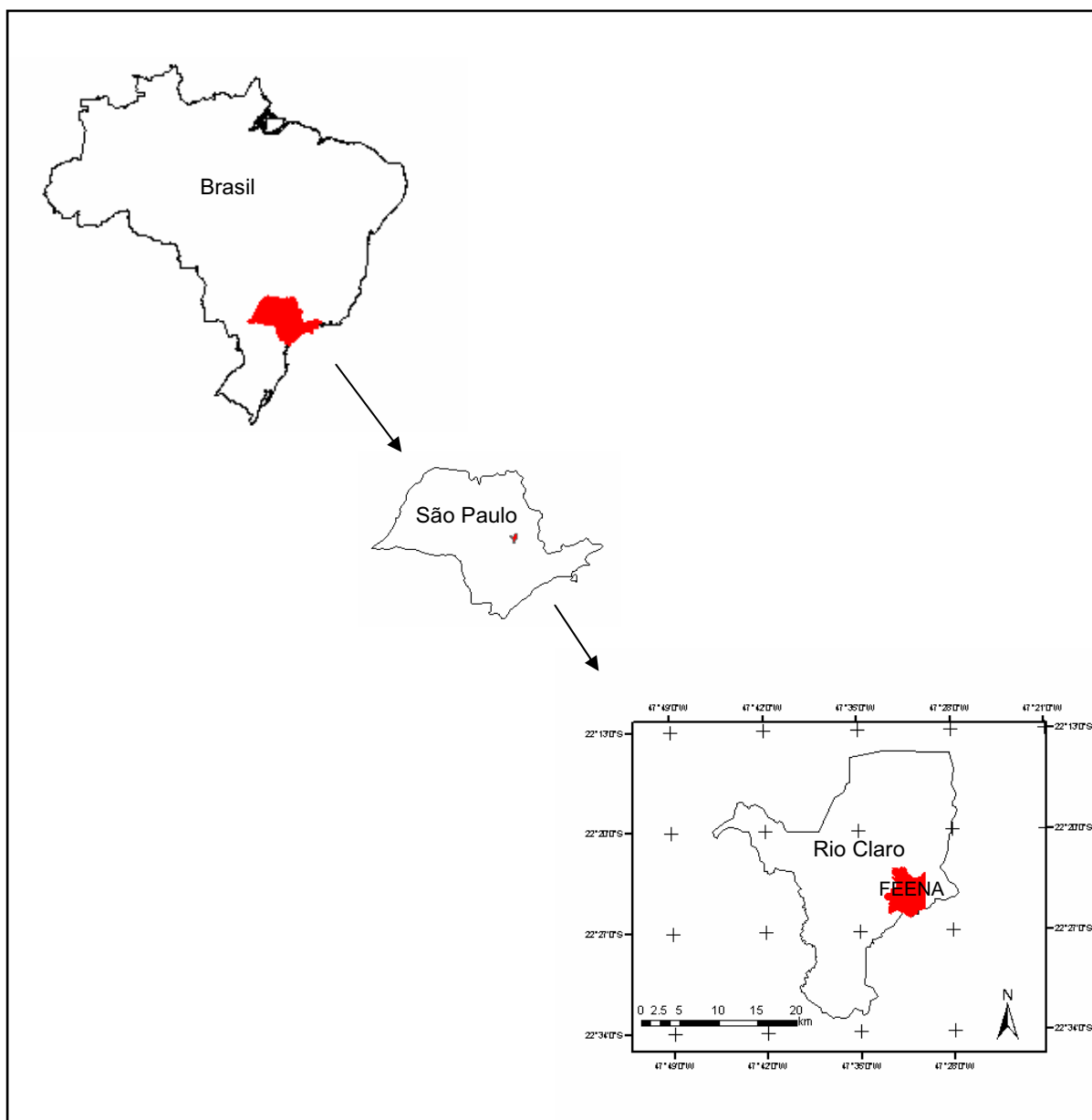


Figura 2.1. Localização da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), no município de Rio Claro, SP.

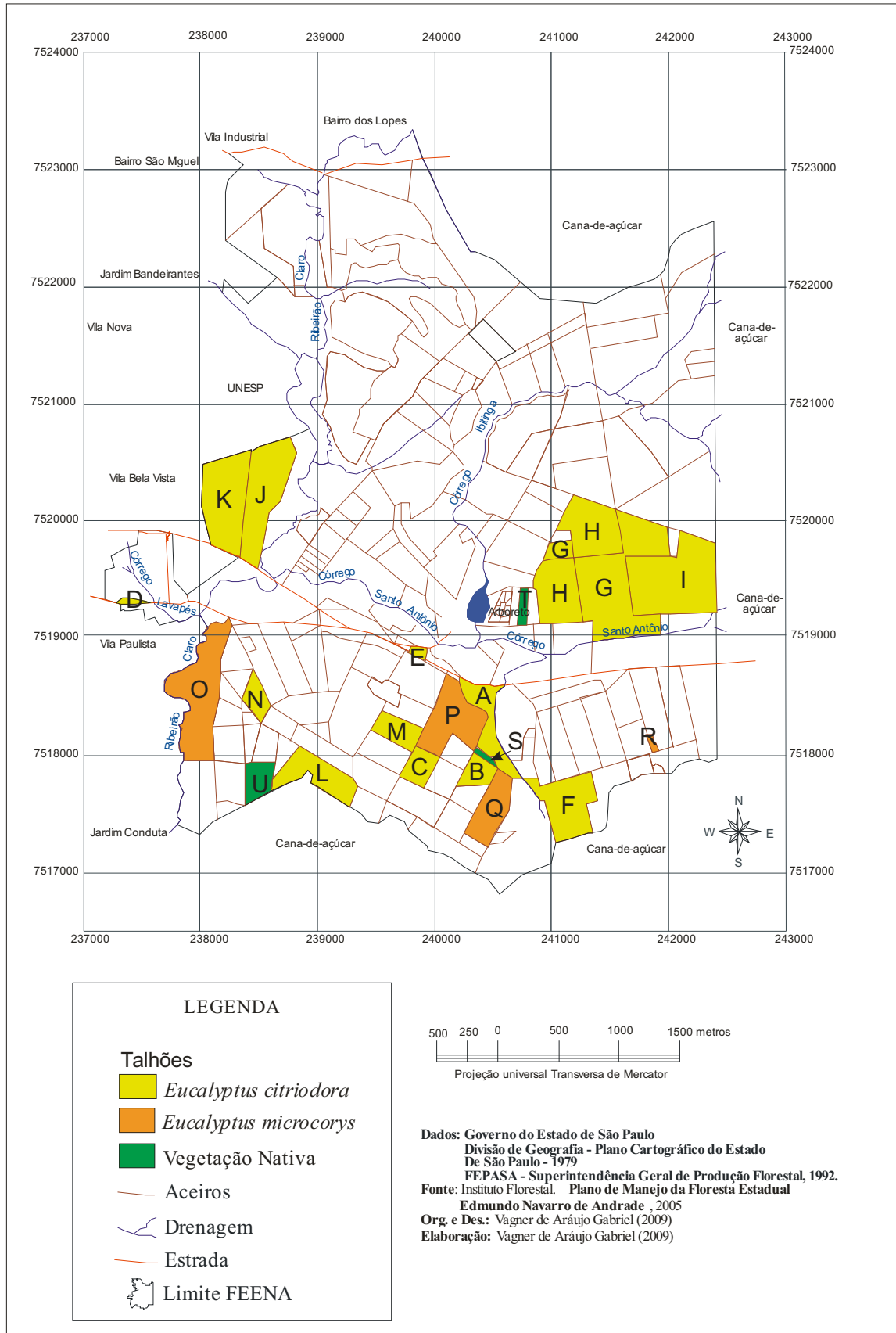


Figura 2.2. Talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa estudados na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), Rio Claro - SP. Os talhões estão indicados pelas letras (A a U) e correspondem aos apresentados na Tabela 2.1.

Os talhões em que a avifauna foi avaliada precisaram ser escolhidos para que um número mínimo de réplicas fosse possível. Talhões de mesma espécie de *Eucalyptus* que possuíam idades próximas e que compartilhavam parte do perímetro foram considerados como um único talhão, independentemente da porcentagem de perímetro compartilhado. Assim, foram escolhidos 14 talhões de *E. citriodora*, quatro de *E. microcorys* e três de vegetação nativa, que diferiram no tamanho (0,92 a 51,09 ha) e ano de plantio (1922 a 1990) (Tabela 2.1 e Figuras 2.2 a 2.6). Eles foram designados por letras maiúsculas (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa em que a avifauna foi amostrada na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), Rio Claro (SP).

Talhões	Número dos talhões utilizados na FEENA	Anos de plantio	Área (ha)	Número de pontos de amostragem de avifauna	Número de parcelas 3 x 10 cm de amostragem da vegetação
<i>Eucalyptus citriodora</i>					
A	17a	1972	11,85	1	7
B	22	1972	7,31	1	6
C	27	1972	6,49	1	6
D	60	1975	1,00	1	5
E	99a	1942	1,38	1	5
F	12a e 14	1942	22,62	2	8
G	112a, 114, 116, 118 e 121	1939, 1940 e 1941	51,09	3	10
H	17R, 18R e 19R	1988 e 1990	35,60	3	9
I	20R, 21R e 22R	1990	41,01	3	9
J	2R	1988	37,31	3	9
K	1R	1983	25,55	3	8
L	36	1984	13,33	2	7
M	32	1984	8,71	1	6
N	44	1935	2,31	1	5
<i>Eucalyptus microcorys</i>					
O	56	1954	20,81	2	8
P	25A, 27A e 28A	1971	20,03	2	8
Q	19 e 20	1971 e 1972	13,33	2	7
R	3A	1919	0,92	1	5
Vegetação nativa					
S	23	1922	1,10	1	5
T*	-	déc. 50	2,30	1	5
U	40	1929	5,68	1	6

A primeira coluna se refere aos nomes (uma letra) utilizados para os talhões estudados enquanto que a segunda se refere aos números dos talhões da FEENA correspondentes a cada letra.

*O talhão T não possui nome na FEENA, refere-se a um talhão de vegetação nativa próximo ao arboreto na área de uso público da Floresta, provavelmente tenha sido criado na década de 50 (Figura 2.2).

Visualmente, talhões de *E. citriodora* e *E. microcorys* são bastante distintos entre si (Figura 2.5). *Eucalyptus citriodora* possui tronco liso, praticamente sem ramos laterais ao longo de todo o caule e com descamações, apresenta folhas verdes apenas na parte superior e sua copa é aberta, o que permite que a luz do Sol penetre até os estratos inferiores (Figuras 2.3A e B). Por outro lado, *E. microcorys*, apresenta caule com cascas permanentes enrugadas, suberosas e com estrias, pequenos ramos laterais com folhas ao longo de todo o tronco e possui copa mais fechada (Figuras 2.4A e B). Assim, no talhão de *E. microcorys* a luz penetra com mais dificuldade. Essas características certamente conferem diferenças na vegetação que regenera no sub-bosque. Em talhões de *E. citriodora*, gramíneas, lianas e pioneiras de rápido crescimento costumam dominar o sub-bosque, especialmente nos talhões mais recentes (Figuras 2.3C, D e E). Por outro lado, o sub-bosque nos talhões de *E. microcorys* tende a ser arbustivo, com baixa densidade de lianas e gramíneas (Figura 2.4C, D e E).

Os talhões de vegetação nativa eram constituídos por espécies típicas da floresta estacional semidecídua da região, tais como, *Anadenanthera colubrina*, *Trichilia catigua*, *T. clausenii* e *Zanthoxylum rhoifolium*, havendo também espécies que ocorrem em outras fitofisionomias florestais no Brasil (e.g., *Caesalpinia peltophoroides* e *Lecyhis* sp.), e algumas exóticas (e.g., *Coffea arabica*), sendo, portanto, talhões heterogêneos.

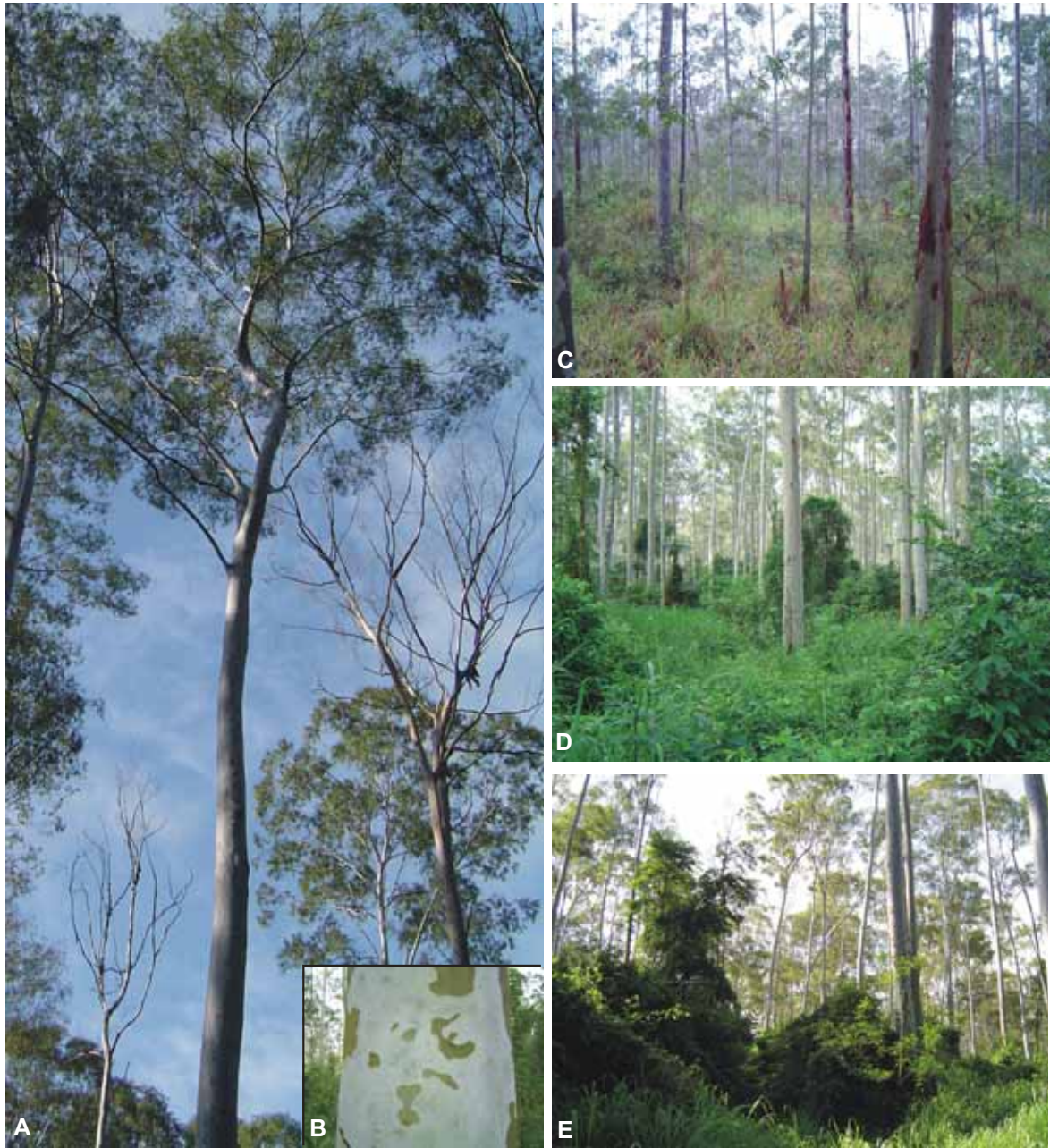


Figura 2.3. *Eucalyptus citriodora*. A – indivíduo adulto, B – detalhe do caule, C, D e E – talhões de *E. citriodora* (Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, Rio Claro, SP).



Figura 2.4. *Eucalyptus microcorys*. A – indivíduo adulto, B – detalhe do caule, C, D e E – talhões de *E. microcorys* (Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, Rio Claro, SP).



Figura 2.5. Talhões de *Eucalyptus citriodora* (à direita) e de *Eucalyptus microcorys* (à esquerda), separados por um aceiro, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP).



Figura 2.6. A e B – Talhões de vegetação nativa, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, Rio Claro (SP)

Durante a coleta de dados, ocorreram desbastes em alguns talhões da FEENA, atingindo talhões de *E. citriodora* amostrados: o talhão H teve 25% de sua área desbastada em dezembro de 2006 e o talhão I teve 30% de sua área desbastada em maio de 2007. A coleta de dados foi encerrada no mês de dezembro de 2007, quando o talhão F seria cortado. Os

desbastes não atingiram diretamente os pontos de amostragem da avifauna, isto é, não houve desbaste exatamente no local do ponto no período de amostragem.

2.2. Amostragem da vegetação

Parcelas retangulares de 3 x 10 m foram estabelecidas para a amostragem da vegetação nos mesmos talhões em que houve a amostragem da avifauna, no período entre fevereiro e abril de 2007. O número de parcelas por talhão variou entre cinco e dez, conforme sua área (Tabela 2.1). As parcelas foram distribuídas em cada talhão através do lançamento de um dado de seis lados, utilizado para tomar quaisquer decisões sobre o local em que a parcela seria montada. Por exemplo: a distância entre uma parcela e outra foi obtida lançando-se o dado e multiplicando-se o número sorteado por 50, assim, as distâncias entre parcelas vizinhas poderiam ser 50, 100, 150, 200, 250 e 300 m; o número sorteado também representava a direção que a próxima parcela seria estabelecida da anterior e a direção da própria parcela em relação ao talhão (1: ↙; 2: ↖, 3: ↑, 4: ↗, 5: ↘ e 6: ↓). Cuidado foi tomado para que as parcelas ficassem distantes no mínimo 50 m uma das outras e da borda, caso contrário, um outro sorteio era realizado. Em cada parcela foram coletados os seguintes parâmetros (variáveis) da vegetação, considerando-se as espécies nativas, *Eucalyptus* spp. e outras plantas exóticas:

(i) perímetro à altura do peito (PAP) de todas as plantas que apresentavam $PAP \geq 6,3$ cm a 1,3 m de altura do chão, ou seja, diâmetro à altura do peito (DAP) $\geq 2,0$ cm ($DAP = PAP/3,14$) para o cálculo da área basal e dos três próximos parâmetros;

(ii) riqueza (número de espécies) de plantas;

(iii) densidade de plantas (número de indivíduos/10 m²);

(iv) densidade de plantas mortas (número de indivíduos mortos/10 m²);

(v) altura do maior indivíduo da parcela;

(vi) densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m de altura;

(vii) densidade vertical da vegetação de 1,1 a 2,0 m de altura;

(viii) densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m de altura e

(ix) cobertura do dossel.

A área basal de cada indivíduo foi obtida pela razão entre a área da seção transversal em que o PAP foi medido e a área da parcela (DURINGAN, 2006). A área basal das plantas de uma mesma parcela foi determinada pela soma dos valores de todos os indivíduos medidos e foi dada em cm²/m². A altura foi visualmente estimada. A densidade vertical da vegetação

foi obtida levantando-se uma vara de 3,0 m de altura, com cerca de 2,0 cm de diâmetro, deixando-a perpendicular ao chão e contando o número de vezes que a vegetação tocou na vara nos estratos 0,0 a 1,0 m, 1,1 a 2,0 m e 2,1 a 5,0 m, sendo que no último caso a vara precisou ser erguida. Tais medidas foram coletadas nos quatro vértices de uma mesma parcela. Para cada estrato, a média do número de toques foi considerada como a medida da densidade vertical. A cobertura do dossel foi obtida com auxílio de um densiômetro convexo (LEMON, 1957) no centro de cada parcela onde foram obtidas quatro medidas em direções diametralmente opostas. A média dessas medidas foi considerada como a medida de cobertura do dossel para a parcela.

As espécies de plantas foram identificadas no próprio local com auxílio de um especialista da área (M. Firens), que detinha conhecimento sobre as espécies da região e acompanhou o trabalho nas parcelas. Poucas plantas foram coletadas para posterior identificação em herbário. A taxonomia e nomenclatura das plantas foram feitas conforme “Missouri Botanical Garden”, em <http://www.tropicos.org>.

2.3. Amostragem da avifauna

A coleta de dados de avifauna foi realizada no período de setembro de 2006 a dezembro de 2007. Foi empregado o método de pontos fixos (REYNOLDS et al., 1980; BIBBY et al., 1993) com a distância de detecção ilimitada, tomando-se cuidado para não registrar aves em talhões vizinhos. O número de pontos utilizados em cada talhão dependeu de seu tamanho e forma, variando entre um e três (Tabela 2.1). Os pontos foram estabelecidos na porção mais interna de cada talhão. A distância mínima entre dois pontos vizinhos de um mesmo talhão foi de 150 m a fim de garantir a independência dos dados, estando no mínimo a 50 m da borda. Os pontos foram amostrados uma vez por mês, sendo despendidos 10 min em cada ponto. A ordem de amostragem dos pontos foi variada entre os meses, e ocorreu desde o amanhecer até cerca de três horas após o nascer do sol, quando as aves estão mais ativas. Cada indivíduo, observado ou escutado foi contado apenas uma vez. No caso de serem avistados pares ou grupos de espécies, cada par ou grupo de mesma espécie foi considerado um contato (ANJOS, 2001; VOLPATO et al., 2009). Aves observadas sobrevoando o dossel não foram consideradas para as análises.

Durante a amostragem foram utilizados binóculos 10 x 42 e gravador portátil para gravação de vocalizações desconhecidas para posterior identificação da espécie através de

“playbacks” ou comparando-as com gravações existentes no site <http://xeno-canto.org>. As aves foram identificadas segundo guias de campo (e.g., Develey e Endrigo, 2000; Souza, 2002) e descrições em Sick (2001). A taxonomia e nomenclatura seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2008).

As aves registradas foram classificadas quanto ao grau de dependência de ambiente florestal. Para isso, foi utilizada a classificação proposta por Silva (1995), que categoriza as espécies em dependentes, semidependentes e independentes de florestas. Segundo esse autor, espécies dependentes de florestas são aquelas que ocorrem principalmente em áreas florestais, sejam cerradões, florestas ciliares, decíduais ou semidecíduais; espécies independentes são aquelas que são associadas à vegetação aberta, como campos, cerrado *sensu stricto* e brejos; e espécies semidependentes são aquelas que ocorrem tanto em áreas florestais quanto em áreas abertas. Todas as espécies registradas na FEENA no presente estudo são encontradas na lista apresentada por Silva (1995).

As espécies também foram categorizadas em guildas de acordo com seu hábito alimentar, consultando-se os trabalhos de Willis (1979), Marini (1998), Isler e Isler (1999), Jaramillo e Burke (1999), Sick (2001) e Lopes *et al.* (2005). Para a classificação em guildas não foram considerados o local em que uma determinada espécie é comumente encontrada (borda ou interior, dossel ou sub-bosque) ou substrato de forrageio, uma vez que esse detalhamento nem sempre é possível, principalmente quando se trata de espécies generalistas, minimizando-se assim a ocorrência de erros. Ainda, quanto maior o número de categorias, maior a probabilidade dos dados não se prestarem aos estimadores de riqueza ou aos testes estatísticos, em virtude do maior número de valores nulos ou baixos que podem ocorrer. Cada espécie registrada foi enquadrada em uma das guildas abaixo:

- Carnívoros: aquelas que se alimentam basicamente de vertebrados;
- Granívoros: aquelas que se alimentam essencialmente de sementes, embora eventualmente consumam frutos ou artrópodes;
- Insetívoros: espécies que se alimentam basicamente de insetos, geralmente costumam viver entre ramos da vegetação, podendo também se expor em poleiros de áreas abertas de onde facilmente apanham sua presa. As insetívoras de troncos e galhos não foram consideradas nessa guilda porque exploram insetos em um substrato bastante distinto das demais insetívoras.

- Insetívoros de troncos e galhos: aquelas espécies que vivem agarradas a troncos e galhos de árvores e arbustos, onde forrageiam, geralmente capturando suas presas sobre ou sob o súber.
- Frugívoros: espécies que se alimentam essencialmente de frutos.
- Nectarívoros: espécies que se alimentam principalmente de néctar, podendo consumir diminutos insetos e aracnídeos.
- Onívoros: espécies que se alimentam de três ou mais tipos de alimento.

2.4. Análise dos dados

Para cada uma das réplicas (21 talhões), valores médios dos parâmetros da vegetação foram obtidos a partir da média aritmética entre as parcelas. Os parâmetros da vegetação entre os três tipos de talhões foram comparados através de análise de variância de um fator (ANOVA), com ajuste para a soma dos quadrados do tipo III, devido ao número diferente de réplicas entre os três tipos de talhões (SHAW e MITCHELL-OLDS, 1993; STATSOFT, 2005), e atentando-se para não violar os pressupostos do teste (ZAR, 1999). Assim, para a variável densidade de plantas mortas foi feita uma transformação logarítmica ($\log n + 1$) e para a cobertura do dossel foi feita uma transformação angular (ZAR, 1999; STATSOFT, 2005). Para os casos em que houve diferença significativa ($P < 0,05$), foi aplicado o teste Tukey *a posteriori*, identificando-se quais pares de talhões eram semelhantes ou diferentes (ZAR, 1999).

Além disso, a fim de averiguar se a classificação dos 21 talhões em três tipos (talhões de *E. citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa) apresentava relação com as variáveis da vegetação e verificar quais dessas variáveis melhor os separam, foi realizada uma análise de função discriminante (LANDIM, 2003). A idéia básica dessa análise é substituir o conjunto de variáveis obtidas por uma medida de diferença entre os grupos que representa uma combinação linear destas variáveis. Nessa função linear cada variável canônica possui um coeficiente padronizado, que indica a contribuição de cada variável na função gerada (LANDIM, 2003).

A análise discriminante foi realizada pelo método *stepwise*, iniciando-se o modelo com a variável que melhor distingue os talhões e assim por diante. A eficiência das variáveis utilizadas no processo de discriminação dos grupos definidos foi verificada pelo lâmbida (Λ) de Wilk. Seu valor varia de 1,0 (nenhum poder discriminante) até 0,0 (poder discriminante perfeito). A partir dos escores obtidos das funções discriminantes foi montado um gráfico para

melhor visualização do padrão de discriminação dos talhões estudados. Para não violar os pressupostos da análise discriminante, foram feitas as mesmas transformações para densidade de plantas mortas e cobertura do dossel, adotadas para a realização da ANOVA. Tanto para essa análise quanto para as análises de variâncias aqui realizadas foi utilizado o *software* Statistica 7.0 (STATSOFT, 2005).

A riqueza de aves entre os três tipos de talhões foi comparada através de uma ANOVA de um fator com ajuste para a soma dos quadrados do tipo III, tomando-se cuidado para não violar as pressuposições do teste (SHAW e MITCHELL-OLDS, 1993; ZAR, 1999). Visto que o número de pontos amostrais não foi o mesmo entre as réplicas, a riqueza foi estimada através de rarefação (GOTELLI e COLWELL, 2001) para aqueles talhões que tiveram maior número de pontos. Como houve 16 meses de coleta de dados, o número total de amostras (pontos) por talhão foi 16, 32 ou 48. Assim, as análises de rarefação foram realizadas estimando-se o número de espécies para 16 amostras.

A rarefação foi feita através do programa EcoSim 7.0 (GOTELLI e ENTSMIGEN, 2001), utilizando-se 1000 permutações aleatórias. Da mesma forma, a rarefação por amostras foi aplicada também para determinar a riqueza de cada categoria de dependência de ambiente florestal e guilda trófica, excetuando-se a das espécies carnívoras devido ao reduzido número de espécies, quando não ausentes. Aves identificadas apenas até gênero só foram consideradas como uma espécie quando não havia outras espécies do mesmo gênero identificadas em um mesmo talhão. Foi o que aconteceu para os talhões de *E. citriodora* “E”, com *Leptotila* sp., e “F”, com *Elaenia* sp..

A abundância de cada espécie foi obtida a partir do número de contatos nos pontos de amostragem. A abundância foi expressa na forma do índice pontual de abundância (IPA), que é a razão do número total de contatos pelo número de pontos amostrados (VIELLIARD e SILVA, 1990; VOLPATO et al., 2009). A abundância de cada guilda bem como dos grupos de dependência de ambiente florestal foram determinados da mesma forma.

Como na comparação da riqueza entre talhões de *E. citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa, a abundância também foi comparada através de uma ANOVA, aplicando-se o teste de Tukey *a posteriori*. Além disso, a abundância de cada espécie registrada em cada um dos 21 talhões foi utilizada em uma análise de correspondência destendenciada (ACD) (HILL e GAUCH, 1980) para verificar a similaridade entre os talhões no que se refere à composição e abundância das comunidades de aves aí encontradas, utilizando-se a distância euclidiana. Para essa análise, a abundância das espécies foi expressa em escala logarítmica em

uma matriz de abundância de espécies por réplica de talhão. A ACD é derivada da análise de correspondência, contudo é mais refinada que esta por reduzir a compressão no primeiro eixo, e a distorção nos demais (HILL e GAUCH, 1980). Essa análise foi expressa graficamente, considerando-se os dois primeiros e principais eixos da ordenação, onde talhões mais similares estão posicionados mais próximos no plano cartesiano. Essa análise foi realizada no *software* CANOCO 4.5 (TER BRAAK e ŠMILAUER, 2002).

Quatro análises de variância multivariada (MANOVA) foram realizadas comparando-se os conjuntos de (i) riqueza e de (ii) abundância das categorias de grau de dependência de ambiente florestal e os conjuntos de (iii) riqueza e (iv) abundância das guildas (ZAR, 1999). Para os casos em que esses conjuntos foram diferentes entre os tipos de talhões, foram realizadas ANOVAs de um fator, com ajuste para a soma dos quadrados do tipo III (SHAW e MITCHELL-OLDS, 1993), seguidas de teste Tukey, quando era encontrada diferença significativa, a fim de identificar quais guildas ou categorias de dependência florestal diferiam entre esses talhões. Para a realização desses testes, a abundância de insetívoros de troncos e galhos e de frugívoros precisaram ser transformados em $\log n + 1$ e $\log n$, respectivamente, para que as pressuposições de normalidade e homogeneidade de variâncias não fossem violadas (ZAR, 1999).

Relacionou-se a distribuição das abundâncias das guildas com as variáveis da estrutura da vegetação por meio de uma ordenação gerada pela análise de correspondência canônica (ACC) feita no *software* CANOCO 4.5 (TER BRAAK e ŠMILAUER, 2002). A ACC utiliza um modelo de regressão que quantifica a importância de cada variável ambiental no padrão encontrado, no caso, quantifica a importância das variáveis da vegetação no padrão de abundância das guildas nos talhões (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003).

Como requerido pela ACC, os dados foram organizados em duas matrizes: a de abundância das guildas de aves e de variáveis da vegetação (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003). A primeira foi constituída com os valores de IPA de cada guilda por talhão (réplica). A matriz das variáveis da vegetação foi constituída pelo valor médio de cada parâmetro por talhão (réplica), sendo incluídos apenas aqueles que diferiam entre os três tipos talhões ou que os discriminaram. Além disso, a partir do auxiliar de interpretação da ACC que é dado pelo CANOCO 4.5, foi verificado se havia efeito de colinearidade, ou seja, a existência de variáveis redundantes, observando-se o “inflation factor” das variáveis da vegetação. Quando isso ocorre, a utilização dos coeficientes canônicos fica inviável (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003). Isso não aconteceu com as variáveis analisadas. Para testar a probabilidade de acerto das

relações encontradas entre a matriz das variáveis da vegetação e das guildas, empregou-se o teste de permutação de Monte Carlo (LEPŠ e ŠMILAUER, 2003).

Um diagrama de ordenação, oriundo da ACC, foi construído no qual a distribuição das guildas e réplicas de talhões são representadas por pontos, enquanto que as variáveis da vegetação são representadas por setas indicando a direção do seu gradiente máximo, sendo o comprimento da seta proporcional à correlação da variável com os eixos. Assim, o diagrama da ordenação possibilita a visualização de um padrão da variação da comunidade bem como das características principais responsáveis pelas distribuições das guildas ao longo das variáveis da vegetação.

Uma outra ACC foi realizada a fim de verificar as associações entre a abundância das espécies e os parâmetros da vegetação, buscando-se determinar quais variáveis da vegetação explicam a ocorrência das espécies nos diferentes talhões. Esta análise foi realizada seguindo o mesmo procedimento da ACC anteriormente mencionada. Para evitar possíveis erros de interpretação, apenas as espécies para as quais foram obtidos cinco ou mais contatos considerando-se os registros de todos os 21 talhões ou que foram detectadas no mínimo em três talhões foram incluídas na matriz de abundância.

3. Resultados

3.1. Vegetação

Foram amostradas 109 espécies de plantas nas parcelas espalhadas pelos talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa (Anexo 2.1). Tais espécies abrangem 36 famílias botânicas, sendo Fabaceae, Rutaceae e Myrtaceae as que apresentaram o maior número de espécies: 17, 11 e 10, respectivamente. Dez espécies foram comuns entre os três tipos de talhões, a saber: *Eugenia florida*, *Piper amalago*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Allophylus edulis*, *Solanum argenteum*, *Alchornea glandulosa*, *Caesalpinia peltophoroides*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Anadenanthera* sp. e *Casearia sylvestris*.

A análise de variância indicou que os talhões de *E. citriodora*, *E. microcorys* e vegetação nativa divergiram quanto à densidade de plantas, densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m e cobertura do dossel. A densidade de plantas foi maior nos talhões de vegetação nativa em relação ao de *E. citriodora*, não apresentando diferença significativa quanto aos talhões de *E. microcorys*. A densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m foi

estatisticamente maior nos talhões de *E. citriodora* que nos demais, enquanto que a cobertura do dossel foi maior nos talhões de vegetação nativa e de *E. microcorys* (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Média $\pm$ desvio padrão (amplitude) e coeficiente de variação dos parâmetros da vegetação dos talhões de *Eucalyptus citriodora*, *E. microcorys* e vegetação nativa e resultados da análise de variância (ANOVA). As letras iguais ao lado das medidas dos parâmetros da vegetação indicam talhões semelhantes de acordo com o teste de Tukey para os casos em que a ANOVA foi significativa ($P < 0,05$).

Parâmetros da vegetação	Talhões			ANOVA	
	<i>Eucalyptus citriodora</i>	<i>Eucalyptus microcorys</i>	Vegetação Nativa	$F_{(2,18)}$	P
Riqueza	3,7 $\pm$ 1,6 (1,0-6,0) 42,3%	3,8 $\pm$ 1,9 (1,6-6,1) 49,5%	4,8 $\pm$ 0,6 (4,2-5,3) 11,9 %	0,648	0,510
Altura (m)	22,7 $\pm$ 6,1 (11,4-30,0) 27,0%	27,0 $\pm$ 6,1 (22,1-35,4) 22,5 %	20,1 $\pm$ 1,2 (18,8-21,2) 5,9%	1,386	0,280
Área basal (cm ² /m ²)	48,0 $\pm$ 28,8 (4,4-102,4) 59,9%	65,8 $\pm$ 26,1 (40,8-98,8) 39,7%	56,1 $\pm$ 14,9 (39,9-69,4) 26,6%	0,700	0,510
Densidade de plantas (indiv./10 m ²)	0,65 $\pm$ 0,25 (0,67-3,23) 37,9% (a)	0,69 $\pm$ 0,37 (0,86-3,62) 53,7% (ab)	1,19 $\pm$ 0,27 (3,40-5,00) 22,6% (b)	4,857	0,021
Densidade de plantas mortas (indiv./10 m ²)	0,14 $\pm$ 0,10 (0,00-0,30) 72,6%	0,08 $\pm$ 0,03 (0,04-0,12) 40,9%	0,33 $\pm$ 0,30 (0,11-0,67) 91,6%	2,920	0,080
Densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m (no. de toques)	1,75 $\pm$ 0,61 (0,30-2,75) 35,1%	0,99 $\pm$ 0,23 (0,79-1,25) 23,5% (a)	0,93 $\pm$ 0,40 (0,55-1,35) 42,6% (a)	4,713	0,023
Densidade vertical da vegetação de 1,1 a 2,0 m (no. de toques)	1,17 $\pm$ 0,64 (0,00-2,04) 54,1%	1,01 $\pm$ 0,46 (0,39-1,41) 43,9%	0,69 $\pm$ 0,42 (0,20-0,96) 61,5%	0,863	0,439
Densidade vertical da vegetação de 2,0 a 5,0 m (no. de toques)	1,94 $\pm$ 1,15 (0,00-3,56) 59,3 %	1,86 $\pm$ 1,16 (0,43-3,00) 62,3%	1,82 $\pm$ 0,55 (1,40-2,45) 30,3%	0,190	0,981
Cobertura do dossel (%)	25,3 $\pm$ 17,5 (6,12-80,6) 69,3%	85,3 $\pm$ 11,3 (68,5-92,3) 13,2% (a)	84,1 $\pm$ 11,6 (72,1-95,4) 13,8% (a)	30,500	0,000

A análise discriminante, utilizando o método *stepwise*, separou os grupos de talhões de *E. citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa com 100 % de acerto, apresentando duas funções (raízes canônicas) estatisticamente significativas quanto ao poder discriminante (com os dois eixos: r canônico = 0,93; Λ = 0,040; $F_{(12,26)} = 8,692$; $P = 0,000$). Para essas funções, foram selecionadas seis variáveis da vegetação, apresentando contribuições significativas no

modelo: a cobertura do dossel, a densidade de plantas, a densidade vertical de vegetação de 2,1 a 5,0 m e a altura. Observando-se o lambda parcial de Wilk, conclui-se que a cobertura do dossel e densidade de plantas, são as que melhores discriminam os talhões. A primeira função foi responsável por 73,6 % da discriminação entre os talhões, sendo, portanto, a mais importante. Nessa função as variáveis canônicas que apresentaram os maiores coeficientes padronizados foram densidade vertical de sub-bosque de 2,1 a 5,0 m e altura, que contribuíram positivamente, e cobertura do dossel e densidade de plantas, que contribuíram negativamente (Tabelas 2.3 e 2. 4, Figura 2.7).

Tabela 2.3. Variáveis da vegetação incluídas na análise discriminante pelo método *stepwise*, finalizada após a entrada da sexta variável.

Variáveis*	Lambda parcial de Wilk	F-remove _(2,13)	P
Cobertura do dossel	0,249	19,626	0,000
Densidade de plantas mortas	0,716	2,571	0,114
Densidade de plantas	0,292	15,763	0,000
Densidade vertical de vegetação de 2,1 a 5,0	0,484	6,926	0,009
...			
Altura	0,542	5,499	0,002
Densidade vertical de vegetação de 1,0 a 2,0	0,858	1,068	0,372

*Variáveis em ordem de inclusão nos passos da análise.

Tabela 2.4. Coeficientes padronizados das variáveis canônicas consideradas nas raízes canônicas 1 e 2, geradas na análise discriminante.

Variáveis	raiz canônica 1	raiz canônica 2
Cobertura do dossel	-0,798	-0,780
Densidade de plantas mortas	-0,173	0,742
Densidade de plantas	-1,809	1,315
Densidade vertical de vegetação de 2,1 a 5,0 m	2,041	-1,361
Altura	0,855	-0,557
Densidade vertical de vegetação de 1,0 a 2,0 m	-0,694	0,321
Constante	2,608	2,586
Autovalor	6,379	2,404
Porcentagem acumulada	0,736	1,000

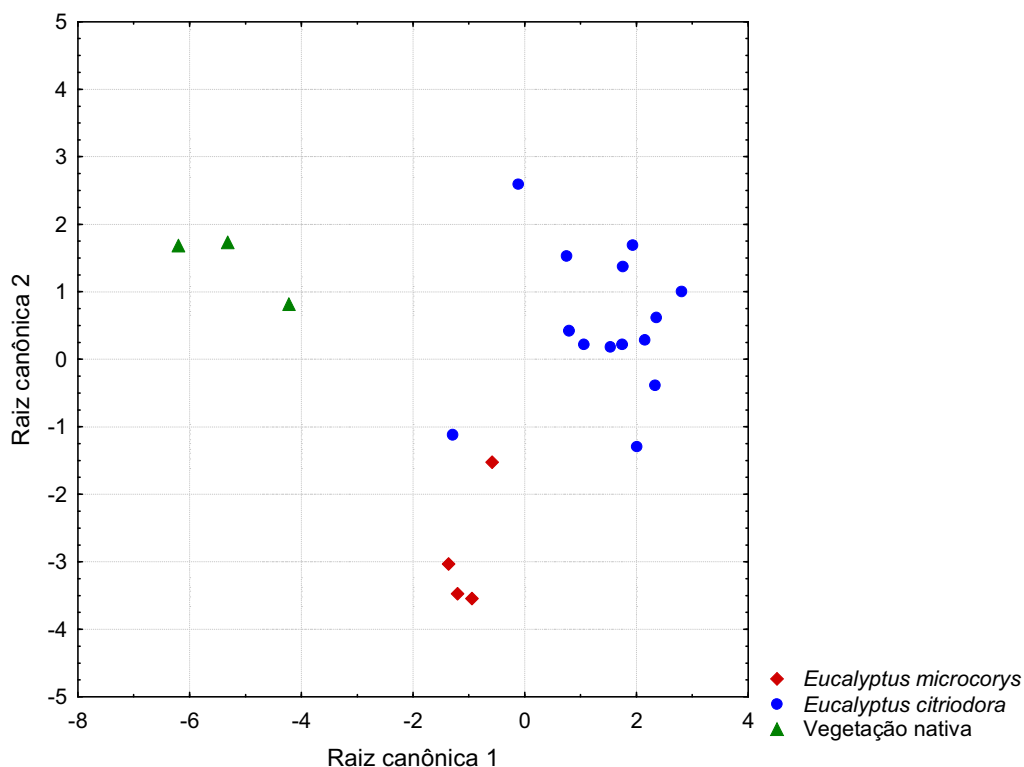


Figura 2.7. Gráfico contrastando as funções discriminantes (raízes canônicas 1 e 2) dos talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa, geradas a partir de variáveis da vegetação apresentadas na Tabela 2.3.

3.2. Avifauna

Foram registradas 115 espécies de aves em 4743 contatos (Tabela 2.5). Entre essas espécies, 44 (38,3%) foram comuns entre os talhões de *Eucalyptus citriodora*, *E. microcorys* e vegetação nativa. Sete espécies foram encontradas exclusivamente nos talhões de vegetação nativa: *Claravis pretiosa*, *Colaptes melanochloros*, *Hylocharis chrysura*, *Icterus cayanensis*, *Herpsilochmus longirostris*, *Pachyramphus castaneus* e *Tytira cayana* (Tabela 2.5). O número acumulado de espécies registradas nos três tipos de talhões tendeu à estabilidade nos últimos meses de amostragem (Figura 2.8).

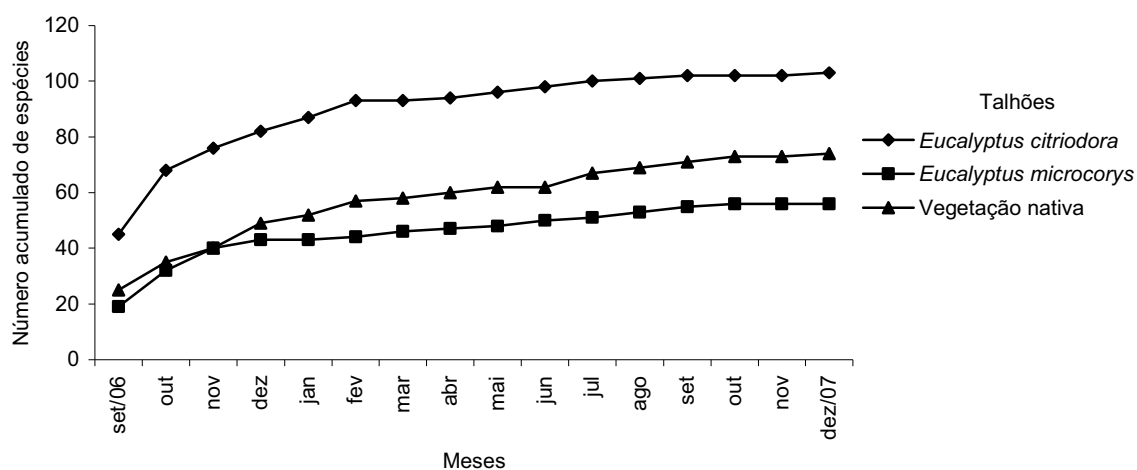


Figura 2.8. Número acumulado de espécies de aves registradas por meses de amostragem (setembro de 2006 a dezembro de 2007) nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa, Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP).

Tabela 2.5. Continuação (parte II).

Espécies (por guildas)	Dep. flor. ¹	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>											Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>					Talhões de vegetação nativa				
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U
<i>Nemosia pileata</i>	D		0,06								0,04	0,02	0,03									0,06
<i>Pachyrhamphus castaneus</i>	D																					0,06
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	S	0,13							0,04					0,06			0,03				0,13	0,06
<i>Parula pitiayumi</i>	D				0,06							0,02		0,06	0,03			0,03			0,13	0,06
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	S													0,06						0,06		0,06
<i>Piaya cayana</i>	S			0,06			0,06		0,06	0,06				0,13	0,06					0,06		0,06
<i>Piranga flava</i>	I				0,06		0,06	0,02	0,06													
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	D	0,13							0,02	0,02				0,13				0,03		0,19	0,13	0,13
<i>Progne tapera</i>	I									0,02												
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	I			0,06								0,02	0,03									0,06
<i>Pyriglena leucoptera</i>	D						0,03															
<i>Synallaxis frontalis</i>	D	0,13	0,19	0,31		0,13	0,19	0,42	0,38	0,50	0,02	0,27	0,28	0,13	0,19	0,06	0,09	0,06	0,06			
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	D	0,13	0,13	0,25		0,06	0,28	0,63	0,31	0,23	0,02		0,03	0,13	0,19	0,03	0,22	0,06	0,13	0,13		0,25
<i>Synallaxis spixi</i>	D		0,13				0,22	0,17	0,23	0,10	0,04	0,06	0,59	0,06			0,03					
<i>Tapera naevia</i>	I												0,03									0,06
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	D	0,50	0,63	0,63		0,13	0,34	0,67	0,63	0,63	0,10		0,06	0,25	0,63	0,47	0,50	0,47	0,50	0,19	0,25	0,25
<i>Thamnophilus doliatus</i>	S						0,09	0,04	0,04			0,06				0,03						
<i>Thlypopsis sordida</i>	S						0,03	0,02	0,02	0,02			0,03									
<i>Todirostrum cinereum</i>	S	0,06										0,02			0,06						0,06	
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	D			0,06			0,09		0,06				0,03							0,06	0,06	0,06
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	D	0,25	0,25	0,06		0,19	0,06	0,17	0,06	0,15		0,02	0,09	0,13	0,50	0,09	0,31	0,16	0,13	0,56	0,56	0,38
<i>Trichothraupis melanops</i>	D	0,06	0,06											0,06			0,03			0,13	0,06	0,06
<i>Troglodytes musculus</i>	I	0,50	0,44	0,88	0,19	0,63	0,97	0,88	0,75	0,56	0,98	1,46	1,41	1,13	0,63	0,34	0,75	0,78	0,63	0,06	0,50	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	I				0,19					0,04	0,10	0,15	0,06									
<i>Vireo olivaceus</i>	D	0,13			0,06	0,06	0,03		0,02		0,02	0,02	0,03	0,25	0,06	0,09	0,03				0,13	0,06
Insetivos de troncos e galhos																						
<i>Campephilus robustus</i>	D							0,02														
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	D															0,03						
<i>Colaptes campestris</i>	I										0,27	0,02	0,06									
<i>Colaptes melanochloros</i>	S																				0,06	
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	D			0,06				0,02						0,06		0,03	0,09	0,03		0,06	0,13	0,13

Tabela 2.5. Continuação (parte III).

Tabela 2.3. Continuação (parte III).																							
Espécies (por guildas)	Dep. flor. ⁻¹	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>																Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>				Talhões de vegetação nativa	
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	
<i>Dryocopus lineatus</i>	S				0,06			0,06	0,02								0,16				0,13	0,31	0,19
<i>Melanerpes candidus</i>	S						0,03			0,04	0,08		0,06			0,03							
<i>Picumnus albosquamatus</i>	S	0,13					0,13	0,17	0,08	0,08		0,03	0,13	0,19	0,06	0,03	0,03			0,19	0,06	0,25	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	D	0,13	0,13				0,13	0,04	0,06				0,19	0,25	0,38	0,63	0,34	0,44	0,94	0,75	0,56		
<i>Veniliornis passerinus</i>	S	0,06	0,13	0,06			0,13	0,06	0,08	0,02			0,13	0,13	0,06	0,06		0,13	0,44	0,13	0,19		
<i>Xenops rutilans</i>	D	0,06																		0,13	0,06		
Frugívoros																							
<i>Aratinga leucophthalma</i>	S								0,02														
<i>Chiroxiphia caudata</i>	D											0,03			0,03								
<i>Elaenia flavogaster</i>	S																						
<i>Elaenia mesoleuca</i>	D							0,02			0,02		0,06			0,03						0,06	
<i>Elaenia</i> sp.	-						0,03																
<i>Euphonia chlorotica</i>	S	0,13	0,13	0,19	0,19	0,13		0,06	0,06		0,15			0,31	0,03	0,03			0,19	0,25	0,31		
<i>Forpus xanthopterygius</i>	I				0,06	0,13	0,13	0,02	0,02		0,02				0,03								
<i>Pionus maximiliani</i>	S									0,02	0,04			0,06		0,06	0,03			0,06			
<i>Ramphastos toco</i>	S							0,02	0,02	0,02	0,04		0,06										
<i>Tachyphonus coronatus</i>	D			0,13		0,13	0,19	0,15	0,19	0,13		0,09	0,06	0,19	0,13	0,06		0,25	0,13	0,19	0,25		
<i>Tangara cayana</i>	I	0,06		0,06	0,06		0,16	0,08	0,10	0,19	0,15	0,04	0,06	0,13	0,31	0,03	0,03		0,38	0,13	0,13		
<i>Thraupis palmarum</i>	S				0,06	0,13				0,04	0,04									0,06			
<i>Tityra cayana</i>	D																				0,06		
Granívoros																							
<i>Claravis pretiosa</i>	S																		0,13				
<i>Columbina talpacoti</i>	I					0,06																	
<i>Coryphospingus cuculatus</i>	S							0,04			0,02	0,31											
<i>Leptotila</i> sp.	-						0,06	0,03	0,06	0,04	0,08	0,02		0,06	0,06	0,03	0,03	0,13		0,06	0,13		
<i>Leptotila verreauxi</i>	S	0,38	0,44	0,25			0,22	0,23	0,19	0,29	0,06	0,08	0,06	0,31	0,19	0,03	0,06	0,06	0,31	0,25	0,31		
<i>Patagioenas cayennensis</i>	D						0,02	0,02						0,06							0,06		
<i>Patagioenas picazuro</i>	D	0,25	0,31	0,25	0,38	0,31	0,53	0,38	0,10	0,21	0,19	0,29	0,03	0,19	0,38	0,13	0,22	0,13		0,50	0,06		
<i>Volatinia jacarina</i>	I				0,13					0,04	0,04	0,03											
<i>Zonotrichia capensis</i>	I					0,19		0,02	0,02	0,08	0,04	0,02	0,28	0,13			0,25						

Tabela 2.5. Continuação (parte IV).

Espécies (por guildas)	Dep. flor. ¹	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>															Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>					Talhões de vegetação nativa				
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U				
Nectarívoros																										
<i>Amazilia lactea</i>	D	0,19	0,38	0,19	0,31	0,25	0,41	0,21	0,27	0,23	0,21	0,25	0,34	0,19	0,50	0,50	0,22	0,16	0,31	0,19	0,81	0,13				
<i>Amazilia</i> sp.	-	0,06			0,06		0,06					0,02							0,06							
<i>Amazilia versicolor</i>	D																		0,06							
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	S									0,02																
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	D															0,03										
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	S		0,06			0,06	0,06	0,02		0,02	0,02	0,04	0,28						0,06							
<i>Coereba flaveola</i>	S		0,25		0,19	0,56	0,22	0,17	0,17	0,15	0,04	0,06	0,09		0,44				0,06	0,38	0,25	0,56				
<i>Eupetomena macroura</i>	I				0,06								0,03		0,19											
<i>Florisuga fusca</i>	D					0,06															0,13					
<i>Helimaster squamosus</i>	D		0,06																			0,06				
<i>Hylocharis chrysura</i>	S																									
<i>Hylocharis cyanus</i>	S								0,02																	
<i>Leucochloris albicollis</i>	D							0,02		0,02					0,06											
<i>Phaethornis pretrei</i>	S	0,31	0,06	0,19	0,06	0,44	0,03	0,08	0,15	0,17	0,19	0,33	0,06	0,19		0,03	0,03	0,09		0,06	0,13					
<i>Thalurania glaucopis</i>	D			0,06			0,03													0,06		0,06				
Onívoros																										
<i>Arremon flavirostris</i>	D	0,31	0,06	0,06		0,06	0,03	0,15	0,04	0,08				0,19	0,19				0,06		0,06	0,19				
<i>Crypturellus parvirostris</i>	I							0,02	0,08	0,08	0,08	0,10														
<i>Cyanocorax citratellus</i>	I							0,02			0,13	0,15	0,03					0,03		0,06	0,19					
<i>Dacnis cayana</i>	S					0,06			0,04						0,06											
<i>Icterus cayanensis</i>	S																				0,06					
<i>Pitangus sulphuratus</i>	I	0,19		0,06	0,75	0,25	0,16		0,06		0,50	0,67	0,13	0,13		0,06		0,06		0,06	0,13					
<i>Saltator similis</i>	S	0,13					0,09	0,15	0,15	0,35			0,03							0,06	0,06	0,06				
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	I												0,06													
<i>Thraupis sayaca</i>	S	0,19	0,38	0,25	0,88	0,56	0,59	0,21	0,48	0,19	0,29	0,48	0,41	0,13	0,38	0,16	0,06	0,16		0,06	0,25	0,13				
<i>Turdus amaurochalinus</i>	S					0,06					0,02				0,03						0,06					
<i>Turdus leucomelas</i>	S	0,75	0,38	0,38	0,56	1,00	0,34	0,48	0,58	0,56	0,15	0,40	0,19	0,38	1,38	0,84	0,69	0,38	0,31	1,06	1,31	1,00				
<i>Turdus rufiventris</i>	I	0,06	0,06				0,03															0,06				
<i>Turdus</i> sp.	-												0,03													

Tabela 2.5. Continuação (parte V).

Espécies (por guildas)	Dep. flor. ¹	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>												Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>					Talhões de vegetação nativa			
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U
Carnívoros																						
<i>Caracara plancus</i>	I		0,06							0,04	0,06	0,02		0,06								
<i>Herpethoteres cacinmans</i>	S						0,02							0,06								
<i>Ictinia plumbea</i>	S																0,03			0,06		
<i>Milvago chimachima</i>	I							0,02				0,02									0,19	
<i>Rupornis magnirostris</i>	I	0,06				0,03		0,08	0,08	0,10	0,04	0,19	0,19	0,03	0,03	0,03	0,13				0,13	

¹Dep. Flor.: Dependência de ambiente florestal, segundo Silva (1995): D - dependente, S - semidependente e I - independente.

O número total de espécies registrado para os talhões de *E. citriodora*, *E. microcorys* e vegetação nativa foram, 103 (3488 contatos), 56 (736) e 74 (519), respectivamente. Considerando-se as análises de rarefação, o número médio de espécies foi 35,0, 24,1 e 47,3 para os talhões de *E. citriodora*, *E. microcorys* e de vegetação, respectivamente. Esses talhões diferiram significativamente quanto à riqueza ou à abundância de aves. Os talhões de vegetação nativa apresentaram a maior riqueza, seguido pelos de *E. citriodora* (Figura 2.9A). Esses talhões também apresentaram as maiores abundâncias, sendo os de vegetação nativa estatisticamente diferente dos talhões de *E. microcorys* (Figura 2.9B).

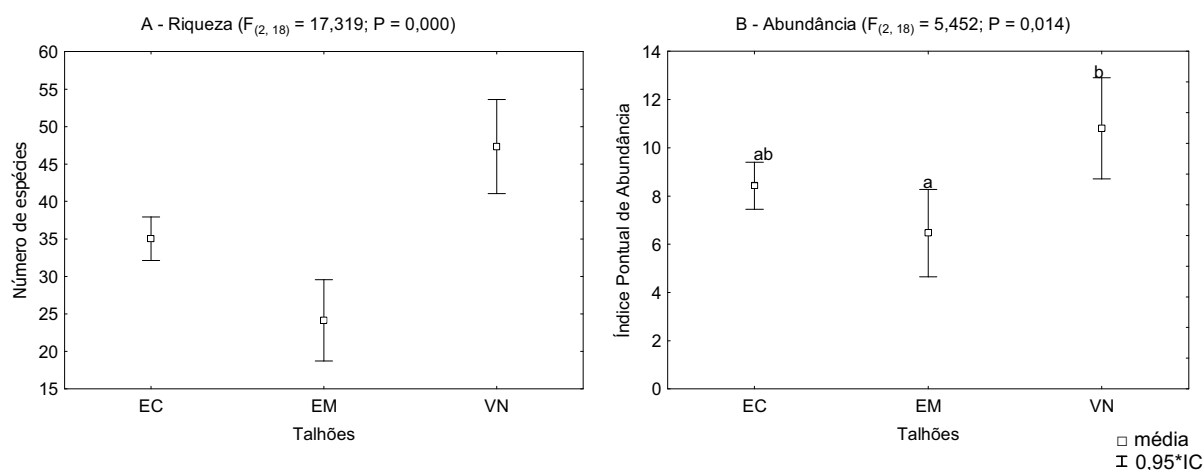


Figura 2.9. Riqueza (A) e abundância (B) de aves encontradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, EC (N = 14), de *Eucalyptus microcorys*, EM (N = 3), e de vegetação nativa, VN (N = 4), Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). Os traços verticais indicam o intervalo de confiança (IC) em relação à média (□). Acima de cada gráfico é apresentado o resultado da análise de variância. As letras iguais sobre as linhas verticais dos gráficos indicam quais talhões são similares de acordo com o teste a posteriori de Tukey ($P < 0,05$).

Nos três tipos de talhões estudados, *Cyclarhis gujanensis*, *Basileuterus hypoleucus*, *B. flaveolus*, *Turdus leucomelas*, *Myiodynastes maculatus*, *Amazilia lactea*, *Patagioenas picazuro* e *Thraupis sayaca* estiveram entre as mais abundantes. Além dessas, destacaram-se *Troglodytes musculus* nos talhões de *E. citriodora* e *E. microcorys*, *Sittasomus griseicapillus* e *Tolmomyias sulphurescens* nos talhões de vegetação nativa. *Sittasomus griseicapillus* também apresentou elevado IPA em talhões *E. microcorys* (Tabela 2.5). *Troglodytes musculus* foi a única que esteve fortemente associada apenas aos talhões de *Eucalyptus*, sendo raro nos de vegetação nativa. Em todos os 18 talhões de *Eucalyptus* avaliados, essa espécie apresentou, na maioria das vezes (72,2 %), elevados IPAs (acima de 0,60).

Através da ordenação dos 21 talhões amostrados obtida pela análise de correspondência destendenciada (ACD) com base na composição e abundância das espécies de aves, foi possível verificar ao longo do eixo 1 (autovalor = 0,21, porcentagem de explicação = 23,5 %), que talhões de *E. citriodora* tenderam à esquerda do gráfico enquanto que os de vegetação nativa à direita. Ainda em relação ao eixo 1, talhões de *E. microcorys* ficaram posicionados entre talhões de *E. citriodora* e de vegetação nativa, na região em que esses dois tipos de talhões mais se assemelhavam. Observando-se o eixo 2 (autovalor = 0,06, porcentagem de explicação = 6,6 %), é possível perceber uma distinção entre talhões de *E. microcorys* e de vegetação nativa: os primeiros ficaram posicionados na parte superior do gráfico e os demais, logo abaixo. Talhões de *E. citriodora* ficaram mais espalhados ao longo do eixo 2, havendo apenas um talhão consideravelmente distinto dos demais, localizado na parte inferior do gráfico. No gráfico produzido pela ACD percebe-se que os pares de talhões mais similares entre si foram B-G (ambos de *E. citriodora*), R-O (ambos de *E. microcorys*) e M-Q (o primeiro de *E. citriodora* e o segundo de *E. microcorys*) (Figura 2.10).

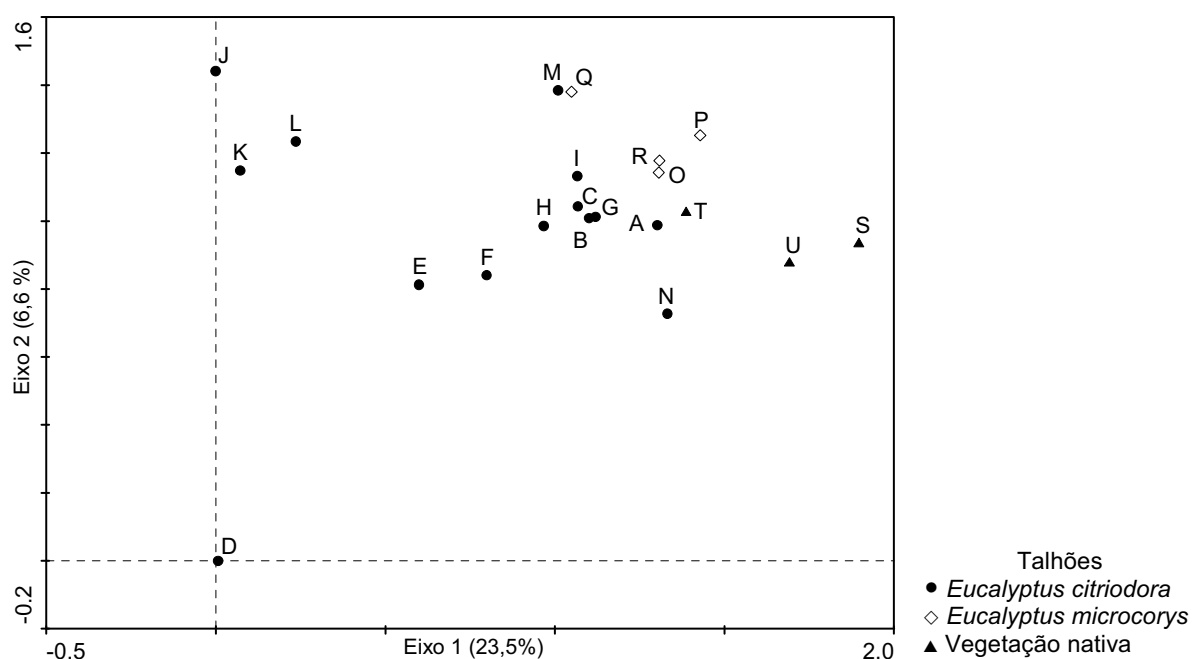


Figura 2.10. Ordenação dos talhões de *Eucalyptus citriodora* (de A a N), de *E. microcorys* (de O a R) e de vegetação nativa (S, T e U) oriunda de uma análise de correspondência destendenciada, baseada na composição e na abundância das aves.

Referindo-se às categorias de grau de dependência de ambiente florestal, a análise de variância multivariada (MANOVA) indicou diferenças significativas entre os três tipos de talhões quanto à riqueza e abundância da avifauna (Tabela 2.6). Excetuando-se a abundância de espécies dependentes de ambiente florestal, tanto a riqueza quanto a abundância de espécies semidependentes e independentes e a riqueza de dependentes variaram significativamente entre os talhões (ANOVA, $P < 0,05$), havendo alguns pares semelhantes, revelados pelo teste de Tukey. De um modo geral, a riqueza de dependentes de floresta foi significativamente maior nos talhões de vegetação nativa, enquanto que a riqueza e abundância de espécies independentes desse ambiente foram maiores nos talhões de *E. citriodora*. A riqueza de espécies semidependentes foi maior nos talhões de vegetação nativa. A abundância dessas espécies foi estatisticamente igual entre talhões de *E. citriodora* e de vegetação nativa, os quais apresentaram valores elevados em relação aos de *E. microcorys* (Figura 2.11).

Tabela 2.6. Resultados da análise de variância multivariada (MANOVA) para verificar diferenças e semelhanças entre talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. micocorys* e de vegetação nativa quanto à riqueza e abundância de guildas tróficas e grau de dependência de ambiente florestal.

Variáveis	MANOVA		
	Λ de Wilk	F	P
Riqueza das categorias de grau de dependência de floresta	0,027	$F_{(6, 32)} = 27,294$	0,00 0
Abundância das categorias de grau de dependência de floresta	0,273	$F_{(6, 32)} = 4,876$	0,00 1
Riqueza das categorias de guildas*	0,173	$F_{(12, 26)} = 3,045$	0,00 8
Abundância das categorias de guildas	0,107	$F_{(14, 24)} = 3,520$	0,00 3

*A riqueza de carnívoras não foi considerada na análise porque não foi possível estimar (através da rarefação) o número de espécies dessa guilda em algumas réplicas.

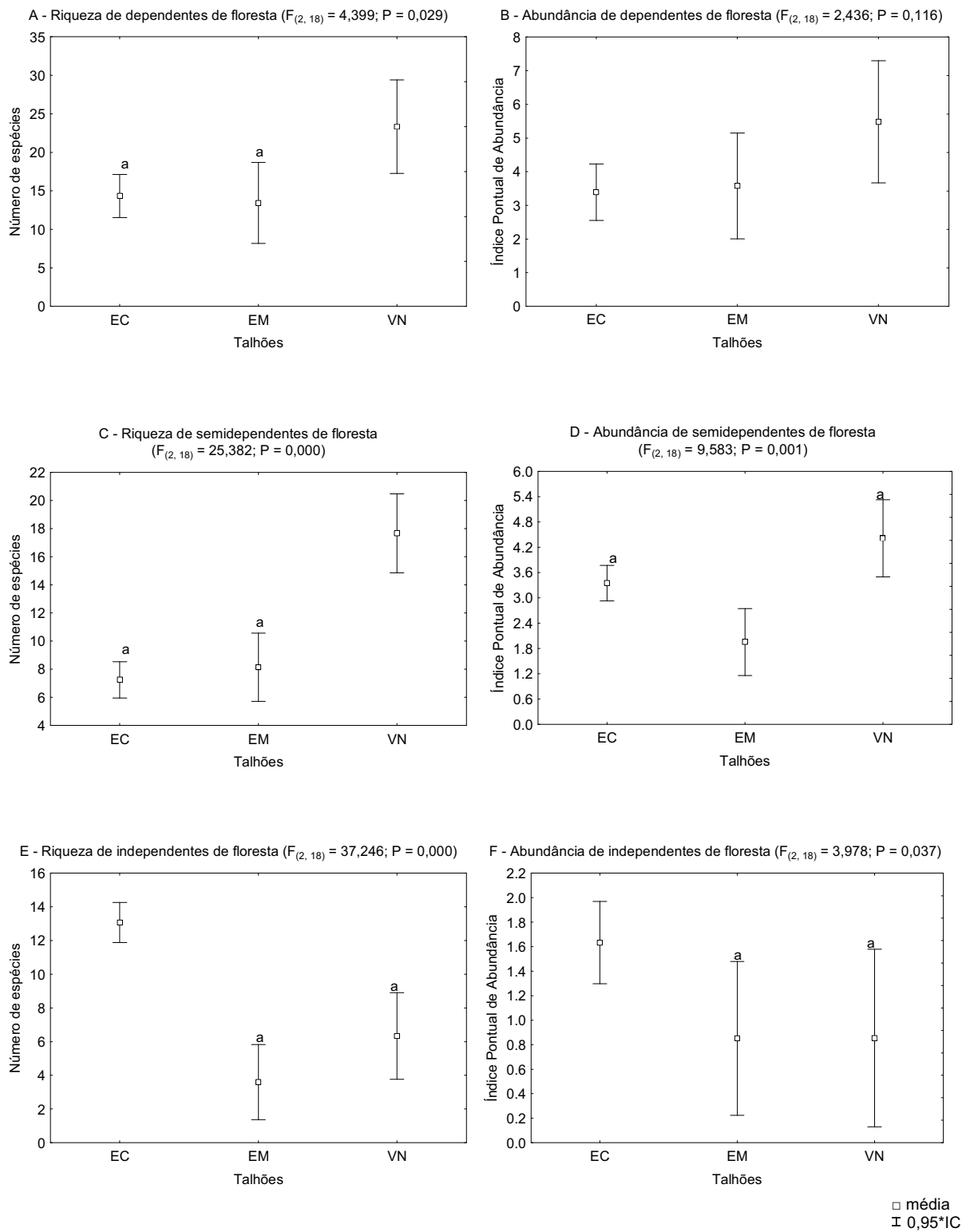


Figura 2.11. Riqueza e abundância de aves por categoria de grau de ambiente florestal observadas nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, EC (N = 14), *Eucalyptus microcorys*, EM (N = 3), e vegetação nativa, VN (N = 4), Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). Os traços verticais indicam o intervalo de confiança (IC) em relação à média (□). Acima de cada gráfico é apresentado o resultado da análise de variância. As letras iguais sobre as linhas verticais dos gráficos indicam quais talhões são

similares de acordo com o teste a posteriori de Tukey ($P < 0,05$) para os casos em que a ANOVA indicou diferença significativa ($P < 0,05$).

A MANOVA verificou diferenças significativas quanto à riqueza e à abundância de guildas de aves entre os três tipos de talhões (Tabela 2.6). Excetuando-se a riqueza e abundância de granívoros e a abundância de carnívoros, para as demais guildas houve diferença na sua riqueza e ou abundância entre os talhões. Para os casos em que foi verificada diferença significativa na ANOVA, os maiores valores, seja para riqueza ou abundância, foram observados nos talhões de vegetação nativa ou de *E. citriodora*, dependendo da guilda considerada. O maior número de espécies e de abundância foi observado para insetívoros em todos os talhões (Figura 2.12).

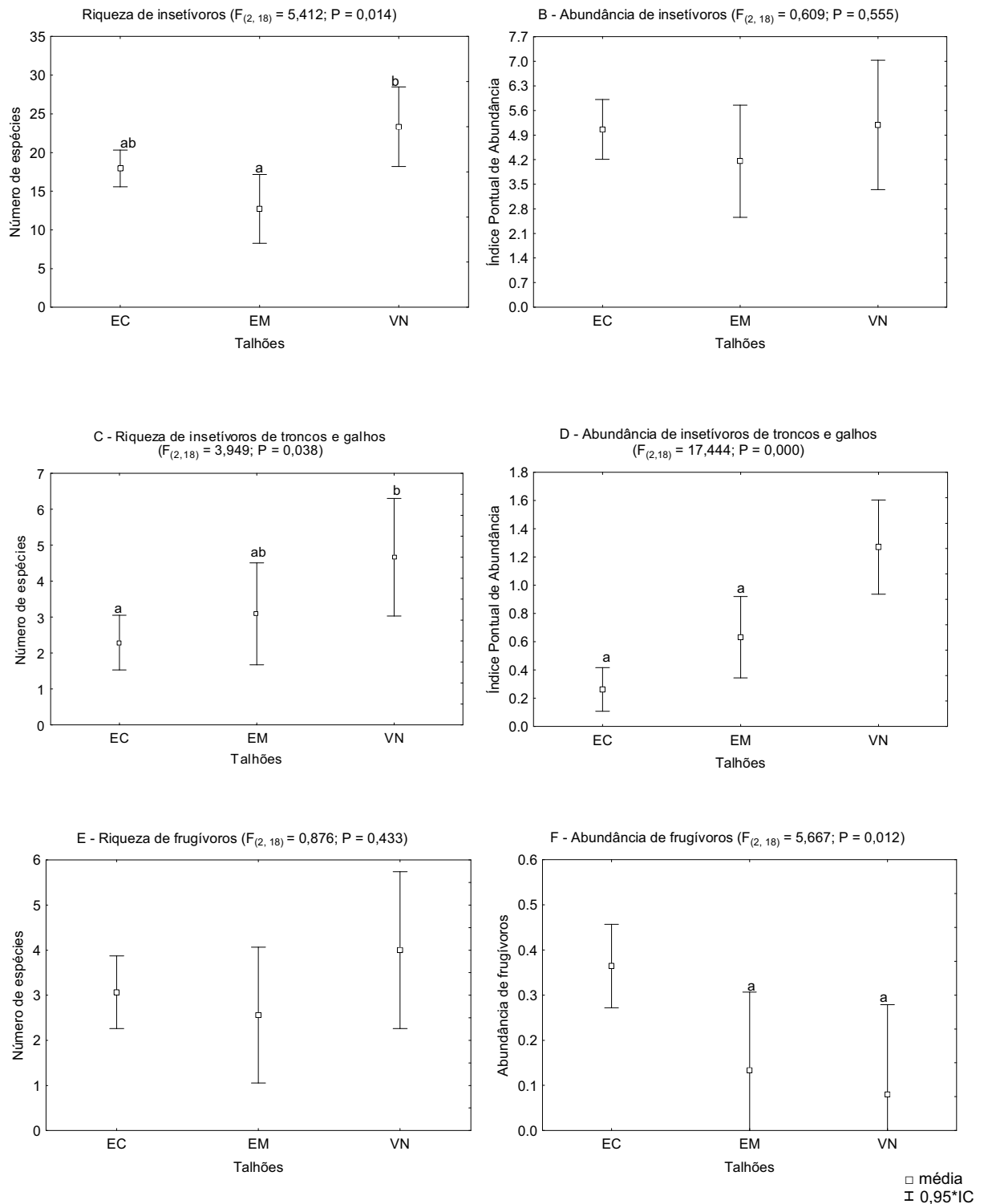


Figura 2.12. Riqueza e abundância de aves por guilda observadas nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, EC (N = 14), *Eucalyptus microcorys*, EM (N = 3), e vegetação nativa, VN (N = 4), Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). Os traços verticais indicam o intervalo de confiança (IC) em relação à média (□). Acima de cada gráfico é apresentado o resultado da análise de variância. As letras iguais sobre as linhas verticais dos gráficos indicam quais talhões são similares de acordo com o teste a *posteriori* de Tukey ($P < 0,05$) para os casos em que a ANOVA indicou diferença significativa ($P < 0,05$) (parte I).

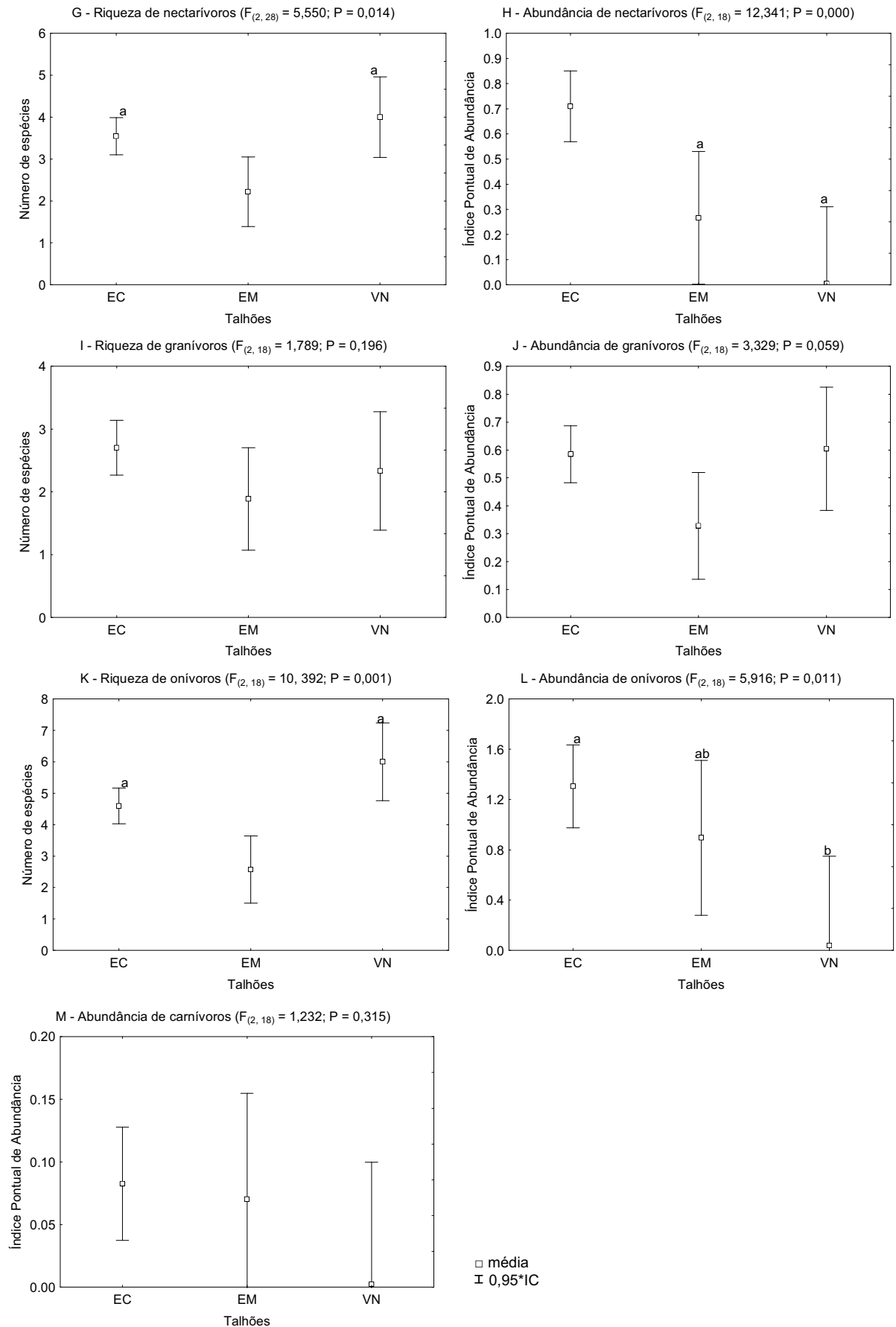


Figura 2.12. Continuação (parte II).

As análises de correspondência canônica (ACC), feitas para verificar relações da abundância das guildas tróficas e das espécies de aves com as variáveis da vegetação, foram realizadas utilizando-se as seguintes variáveis da vegetação: densidade de plantas, altura, cobertura do dossel, densidade vertical de sub-bosque de 0,0 a 1,0 m e de 2,0 a 5,0 m, visto que foram aquelas estatisticamente distintas entre os talhões (Tabela 2.2) e ou que melhor distinguiram os três tipos de talhões na análise discriminante (Tabela 2.3).

A respeito da ACC realizada com a abundância das guildas, os autovalores dos dois primeiros eixos foram 0,105 (eixo canônico 1) e 0,013 (eixo canônico 2), sendo suas correlações guilda-variáveis da vegetação 0,90 e 0,81, respectivamente. As porcentagens de variância acumuladas nos quatro primeiros eixos indicam que as variáveis da vegetação foram suficientes para explicar a maior parte da variação na abundância das guildas. As variáveis da vegetação explicaram 68,9 % da variabilidade. Desta porcentagem 84,1 foi explicado no eixo canônico 1 e 10,8 % no eixo canônico 2 (Tabela 2.7). O teste de Monte Carlo revela correlações significativas entre as variáveis da vegetação e as abundâncias de guildas ($P < 0,01$).

Tabela 2.7. Resultados da análise de correlação canônica (autovalores e porcentagens de variação explicada) entre abundância das guildas de aves e variáveis da vegetação.

	Eixos			
	1	2	3	4
Autovalores	0,105	0,013	0,004	0,002
Correlação de Pearson, guildas-variáveis da vegetação	0,900	0,814	0,448	0,451
% de variância explicada acumulada para os dados de abundância de guildas	55,8	62,9	65,0	65,8
% de variância explicada acumulada para as relações guildas-variáveis da vegetação	84,1	94,9	98,0	99,3

No eixo canônico 1, as variáveis da vegetação mais importantes foram a cobertura do dossel, seguida pela densidade de plantas e densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m, sendo as duas primeiras influenciando positivamente e a outra negativamente na variação das abundâncias das guildas. O segundo eixo canônico esteve fortemente associado à altura da vegetação, seguido pela cobertura do dossel e densidade de plantas; todas essas variáveis influenciando positivamente. A densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m também esteve consideravelmente associada ao eixo 2, porém exercendo influência negativa. A variável densidade da vegetação de 2,1 a 5,0 m foi a que menos contribuiu na variação explicada pelos eixos canônicos 1 e 2 (Figura 2.13).

As guildas dos granívoros e insetívoros não tiveram relações estreitas com as variáveis em questão, sendo as guildas mais generalistas. Insetívoros de troncos e galhos estiveram mais associados à densidade de plantas e cobertura do dossel, sendo mais abundantes em talhões de vegetação nativa e de *E. microcorys*. De um modo geral, a abundância de frugívoros, onívoros e nectarívoros tenderam a ser maior em talhões de *E. citriodora*, estando associados à altura e densidade da vegetação de 0,0 a 1,0 m, porém essas relações não são fortes, estando próximas ao ponto de origem do gráfico da ACC. A abundância de carnívoros foi maior em alguns talhões de *E. citriodora*, estando mais associados à densidade vertical de sub-bosque de 0,0 a 1,0 m (Figura 2.13).

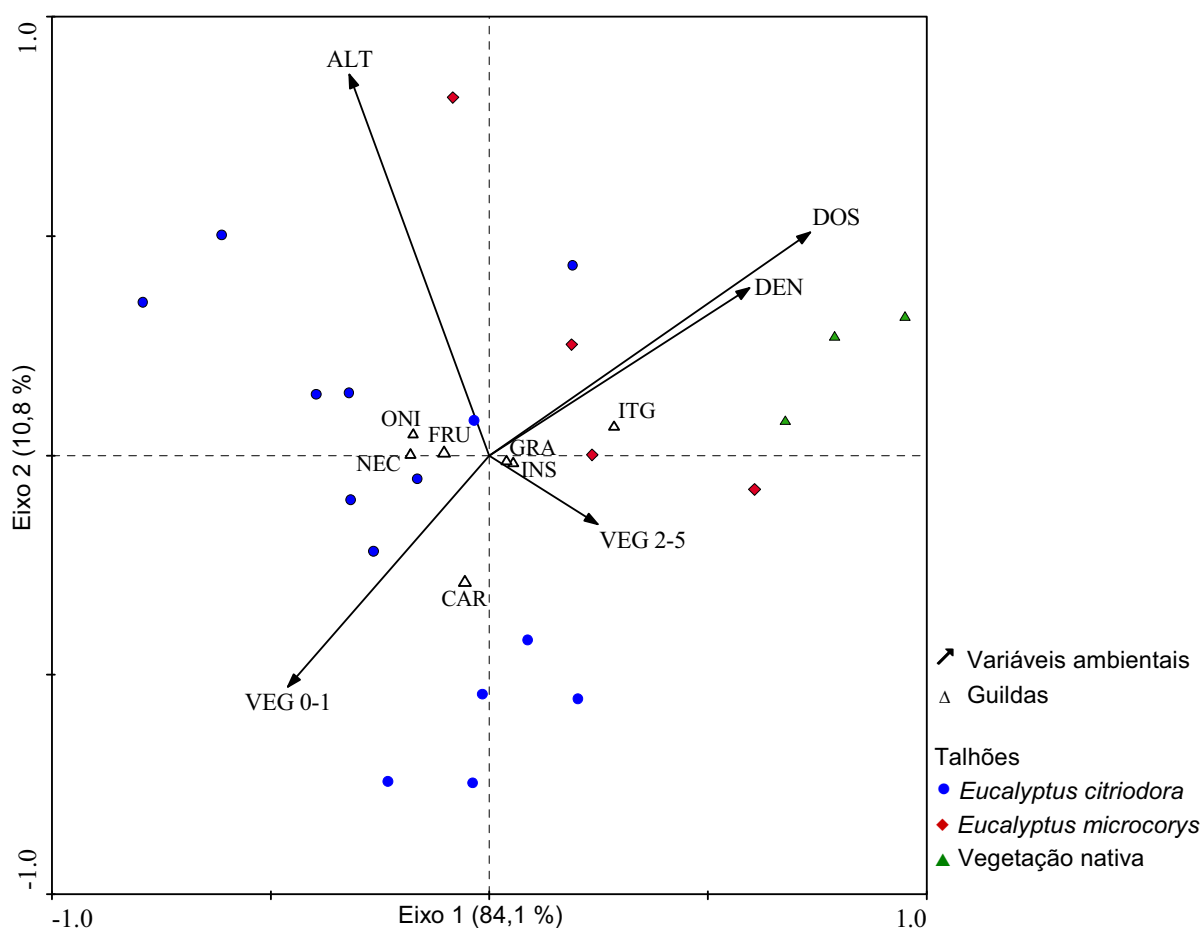


Figura 2.13. Distribuição das guildas de aves de acordo com relações entre suas abundâncias e as variáveis da vegetação e inter-relações entre a distribuição dos talhões e as variáveis da vegetação, apresentados no diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos canônicos da análise de correspondência canônica. As variáveis da vegetação estão indicadas por siglas: **DEN**: densidade de plantas, **ALT**: altura, **VEG 0-1**: densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m, **VEG 2-5**: densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m, **DOS**: cobertura do dossel (para as três primeiras variáveis foram consideradas apenas plantas com DAP $\geq$ 2 cm a 1,30 m de altura). As guildas estão indicadas pelas siglas: **CAR**: carnívoros, **INS**: insetívoros, **ITG**: insetívoros de troncos e galhos, **GRA**: granívoros, **FRU**: frugívoros, **NEC**: nectarívoros e **ONI**: onívoros.

Quanto à ACC realizada com a abundância das espécies de aves, os autovalores dos dois primeiros eixos foram 0,150 (eixo canônico 1) e 0,090 (eixo canônico 2), sendo suas correlações espécies-variáveis da vegetação 0,89 e 0,88, respectivamente. As variáveis da vegetação explicaram 41,8 % da variabilidade. Desta, 43,3 % foi explicada no eixo canônico 1 e 25,9 % foi explicada no eixo canônico 2 (Tabela 2.8). O teste de Monte Carlo revela correlações significativas entre as variáveis da vegetação e as abundâncias de espécies ($P < 0,01$).

Tabela 2.8. Resultados da análise de correlação canônica (autovalores e porcentagens de variação explicada) entre abundância das espécies de aves e variáveis da vegetação.

	Eixos			
	1	2	3	4
Autovalores	0,150	0,090	0,042	0,034
Correlação de Pearson, espécies-variáveis da vegetação	0,890	0,885	0,887	0,902
% de variância explicada acumulada para os dados de abundância de espécies	18,1	28,9	34,0	38,2
% de variância explicada acumulada para as relações espécies-variáveis da vegetação	43,3	69,2	81,4	91,4

Nessa ACC, o primeiro eixo canônico esteve associado principalmente com as variáveis densidade de plantas e cobertura do dossel, que pesaram negativamente sobre esse eixo, e com a variável densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m, influenciando positivamente. O segundo eixo esteve mais associado à densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m, que influenciou positivamente sobre esse eixo. Assim, talhões que apresentavam vegetação mais desenvolvida ficaram localizados à esquerda do gráfico (Figura 2.14).

No gráfico de ordenação da ACC, as espécies de aves formaram uma nuvem de pontos com seu centro na região do ponto de origem do gráfico que se dissipa à esquerda, em direção às variáveis cobertura do dossel e altura, e à direita, em uma área um pouco mais ampla, ao longo do eixo canônico 2. Quanto mais próximo ao ponto de origem do gráfico, mais indiferentes são as espécies em relação às variáveis testadas, podendo ser citadas, em especial, *Cyclarhis gujanensis*, *Amazilia lactea* e *Myiodynastes maculatus* (Figura 2.14).

Observando-se as relações das variáveis da vegetação com os eixos canônicos 1 e 2, conclui-se que espécies localizadas principalmente na porção inferior à flecha da variável densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m, à direita do gráfico da Figura 2.14, são aquelas associadas aos talhões com vegetação menos desenvolvida, com sub-bosque pouco expressivo e vegetação mais aberta, tais como, *Colaptes campestris*, *Crypturellus parvirostris*,

Tyrannus melancholicus, *Volatinia jacarina* e *Thraupis palmarum*, que foram registrados em alguns talhões de *E. citriodora*. Outras espécies, localizadas à esquerda do gráfico, mostraram-se mais relacionadas à densidade de plantas (e.g., *Veniliornis passerinus* e *Thalurania glaucopis*), podendo também ser influenciadas pela cobertura do dossel, sendo mais comuns onde este é mais fechado (e.g., *Sittasomus griseicapillus*, *Dendrocolaptes platyrostris* e *Tolmomyias sulphurescens*), ou à densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m (e.g., *Conopophaga lineata* e *Turdus rufiventris*). Ainda, algumas espécies estiveram mais associadas à densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m, por exemplo, *Synallaxis frontalis*, *Troglodytes musculus* e *Coryphospingus cucullatus* (Figura 2.14).

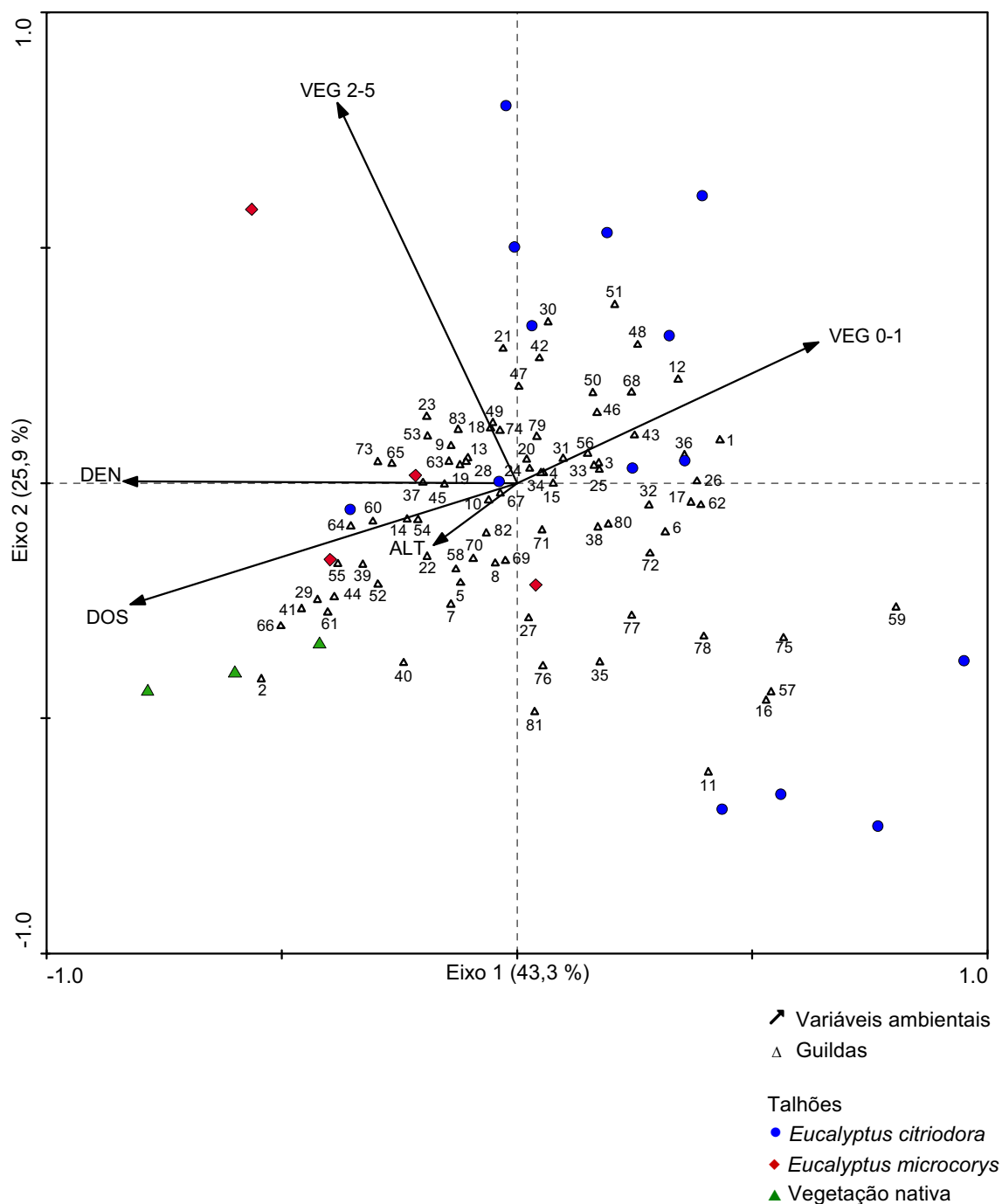


Figura 2.14. Distribuição das espécies de aves de acordo com relações entre suas abundâncias e as variáveis da vegetação e inter-relações entre a distribuição dos talhões e as variáveis da vegetação, apresentados no diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos canônicos da análise de correspondência canônica. As variáveis da vegetação estão indicadas por siglas: **DEN**: densidade de plantas, **ALT**: altura, **VEG 0-1**: densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,0 m, **VEG 2-5**: densidade vertical da vegetação de 2,1 a 5,0 m, **DOS**: cobertura do dossel (para as três primeiras variáveis foram consideradas apenas plantas com DAP $\geq$ 2 cm a 1,30 m de altura). As espécies de aves estão indicadas por números, conforme se segue: **1** - *Caracara plancus*, **2** - *Milvago chimachima*, **3** - *Rupornis magnirostris*, **4** - *Elaenia mesoleuca*, **5** - *Euphonia chlorotica*, **6** - *Forpus xanthopterygius*, **7** - *Pionus maximiliani*, **8** - *Ramphastos toco*, **9** - *Tachyphonus coronatus*, **10** - *Tangara cayana*, **11** - *Thraupis palmarum*, **12** - *Coryphospingus cuculatus*, **13** - *Leptotila verrauxi*, **14** - *Patagioenas cayennensis*, **15** - *Patagioenas picazuro*, **16** - *Volatinia jacarina*, **17** - *Zonotrichia capensis*, **18** - *Basileuterus flaveolus*, **19** - *Basileuterus hypoleucus*, **20** - *Camptostoma obsoletum*, **21** - *Colonia colonus*, **22** - *Conirostrum speciosum*, **23** - *Conopophaga lineata*, **24** - *Cyclarhis*

gujanensis, **25** - *Empidonomus varius*, **26** - *Geothlypis aequinoctialis*, **27** - *Hermithraupis ruficapilla*, **28** - *Lathrotriccus euleri*, **29** - *Leptopogon amaurocephalus*, **30** - *Mackenziaena severa*, **31** - *Megarynchus pitangua*, **32** - *Myiarchus ferox*, **33** - *Myiarchus swainsoni*, **34** - *Myiodynastes maculatus*, **35** - *Myiopagis viridicata*, **36** - *Myiophobus fasciatus*, **37** - *Myiozetetes similis*, **38** - *Nemosia pileata*, **39** - *Pachyramphus polychopterus*, **40** - *Parula pitiayumi*, **41** - *Phyllomyias fasciatus*, **42** - *Piaya cayana*, **43** - *Piranga flava*, **44** - *Platyrinchus mystaceus*, **45** - *Pygochelidon cyanoleuca*, **46** - *Synallaxis frontalis*, **47** - *Synallaxis ruficapilla*, **48** - *Synallaxis spixi*, **49** - *Thamnophilus caerulescens*, **50** - *Thamnophilus doliatus*, **51** - *Thlypopsis sordida*, **52** - *Todirostrum cinereum*, **53** - *Todirostrum poliocephalum*, **54** - *Tolmomyias sulphurescens*, **55** - *Trichothraupis melanops*, **56** - *Troglodytes musculus*, **57** - *Tyrannus melancholicus*, **58** - *Vireo olivaceus*, **59** - *Colaptes campestris*, **60** - *Dendrocolaptes platyrostris*, **61** - *Dryocopus lineatus*, **62** - *Melanerpes candidus*, **63** - *Picumnus albosquamatus*, **64** - *Sittasomus griseicapillus*, **65** - *Veniliornis passerinus*, **66** - *Xenops rutilans*, **67** - *Amazilia lactea*, **68** - *Chlorostilbon lucidus*, **69** - *Coereba flaveola*, **70** - *Eupetomena macroura*, **71** - *Leucochloris albicollis*, **72** - *Phaethornis pretrei*, **73** - *Thalurania glaucopis*, **74** - *Arremon flavirostris*, **75** - *Crypturellus parvirostris*, **76** - *Cyanocorax cristatellus*, **77** - *Dacnis cayana*, **78** - *Pitangus sulphuratus*, **79** - *Saltator similis*, **80** - *Thraupis sayaca*, **81** - *Turdus amaurochalinus*, **82** - *Turdus leucomelas* e **83** - *Turdus rufiventris*.

Durante as atividades de campo, foram feitos dois novos registros de espécies para a FEENA: *Herpsilochmus longirostris*, observado e escutado uma vez no talhão de vegetação nativa, e *Galbula ruficauda*, um casal com um jovem observados forrageando às margens de um córrego. Logo, o número de espécies de aves para a referida unidade de conservação foi elevado para 293.

4. Discussão

Entre as 293 espécies de aves registradas na FEENA no período de 1982 a 2007 (dados de Willis (2003), Gussoni (2007) e este trabalho), 115 (39,2 %) foram detectadas em suas áreas florestais, espalhadas pelos talhões de vegetação nativa, de *Eucalyptus citriodora* e de *E. microcorys*. As outras espécies não detectadas (180) podem estar relacionadas a habitats específicos, tais como, as áreas úmidas e alagadas (e.g., Anatidae, Rallidae e Alcedinidae) e ambientes antropizados, ou a talhões de outras espécies não avaliados nesse trabalho. Além disso, no número total de espécies estão incluídas espécies visitantes, ocorrendo esporadicamente na FEENA, por exemplo, *Elaenia chiriquensis*, *Legatus leucophaius* e *Hemithraupis guira* (WILLIS, 2003), também não registradas.

Considerando-se os talhões de *E. citriodora*, *E. microcorys* e de vegetação nativa, a riqueza média de aves encontrada foi, respectivamente, 35,0, 24,1 e 47,3, compartilhando

espécies entre si. Houve casos de espécies de hábitos florestais detectadas apenas nos talhões de *Eucalyptus*, como *Campephilus robustus*, *Pyriglena leucoptera* e *Automolus leucophthalmus* nos talhões de *E. citriodora* e *Chiroxiphia caudata* e *Campylorhamphus falcularius* nos talhões de *E. microcorys*, todas com um registro (Tabela 2.5). Um dos fatores que podem explicar essas diferenças foi a vegetação, que diferiu entre talhões. Tais fatos evidenciam a importância do mosaico paisagístico na manutenção das aves, podendo justificar o elevado número de espécies encontrado na FEENA. É importante ressaltar a expressiva contribuição dos talhões de vegetação nativa na riqueza total, visto que eram pequenos (< 6 ha) em relação aos demais estudados (Tabela 2.1) e, no entanto, abrigaram maior número de espécies. É plausível que algumas, senão todas, as espécies registradas exclusivamente nos talhões de vegetação nativa não estejam aí confinadas, visto que esses talhões são demasiadamente pequenos. Além disso, segundo a literatura científica, algumas dessas espécies podem ser encontradas em eucaliptais, a saber: *Claravis pretiosa* (BARLOW et al., 2007), *Hylocharis chrysura* (MOTTA JÚNIOR, 1990) e *Colaptes melanochloros* (MOTTA JÚNIOR, 1990; MACHADO e LAMAS, 1996), embora os eucaliptais em questão sejam diferentes dos aqui estudados.

Referindo-se ao grau de dependência de ambiente florestal, quando se observa a riqueza de espécies, os talhões de vegetação nativa foram importantes para as espécies dependentes e semidependentes de floresta, apresentando os maiores valores. Entretanto, a abundância de espécies dependentes de floresta não diferiu entre os três tipos de talhões. É importante notar também que a riqueza e abundância de espécies independentes de ambiente florestal foram maiores nos talhões de *E. citriodora*. Assim, talhões de vegetação nativa e de *E. citriodora* podem apresentar comunidades de aves bastante distintas entre si, conforme apresentado na ordenação da Figura 2.10. Quanto aos talhões de *E. microcorys*, quando se observa espécies dependentes e semidependentes de ambiente florestal, são mais semelhantes aos talhões de *E. citriodora*, e, quando se observa as independentes, assemelham-se aos talhões de vegetação nativa. Assim, a FEENA apresenta um elevado número de espécies de aves em suas áreas florestais, opondo-se, por exemplo, a extensas áreas homogêneas de plantios comerciais de *Eucalyptus*, que praticamente não apresentam desenvolvimento de sub-bosque, como em: (i) Garcia et al. (1998), que registraram 21 espécies em plantações de *E. camaldulensis*, em Michoacán (México), (ii) Marsden et al. (2001), que registraram apenas oito espécies em plantações de *Eucalyptus* ao lado das Unidades de Conservação de Sooretama e Linhares, no Espírito Santo e (iii) Hobbs et al. (2003), que registraram de 31 a 36

espécies de aves em plantações de *E. globulus* no sudoeste da Austrália, embora os métodos e as extensões dos plantios não sejam os mesmos que os adotados neste trabalho.

Diferenças na composição da avifauna foram encontradas também entre os talhões quando as guildas foram analisadas, em especial para insetívoros de troncos e galhos, frugívoros, nectarívoros e onívoros. Insetívoros e granívoros comportaram-se como indiferentes quanto ao tipo de talhão, ao se considerar suas abundâncias e as variáveis da vegetação (Figura 2.14), embora pudessem apresentar composição distinta entre talhões (Figuras 2.10 e 2.13). Carnívoros também foram registrados nos três tipos de talhões, entretanto, estiveram associados aos talhões de *E. citriodora* mais abertos, sendo representados por espécies de independentes e semidependentes de ambientes florestais (Tabela 2.5). Esses talhões de *E. citriodora* apresentavam baixa densidade de plantas e dossel mais aberto, com alta densidade vertical da vegetação de 0,0 a 1,1 m, o que justifica a maior associação dessa guilda a esta variável. Carnívoros de hábitos estritamente florestais não foram registrados, embora, segundo Willis (2001) espécies como *Harpagus diodon* e *Leptodon cayanensis*, ocorram na FEENA.

A riqueza e abundância de insetívoros de troncos e galhos foram maiores nos talhões de vegetação nativa e de *E. microcorys*, tendendo a se destacar nos talhões de nativas. Essa guilda esteve mais associada à densidade de plantas e à cobertura do dossel, notadamente maiores nesses talhões. Além disso, características inerentes às espécies de *Eucalyptus* em questão também podem influenciar nos representantes dessa guilda. Em duas ocasiões, *Sittasomus griseicapillus* foi observado tentando se agarrar a um caule de *E. citriodora*; não conseguindo, dirigiu-se às plantas do sub-bosque. Isso certamente se deve à textura da casca da espécie de *Eucalyptus*, que é lisa, dificultando que aves escaladoras de troncos e galhos se fixem. Por outro lado, *E. microcorys*, que apresenta a casca rugosa e com estrias, foi bem utilizado por tais espécies, inclusive como substrato de forrageio.

Situação semelhante foi observada por Loyn et al. (2007) ao estudar a comunidade de aves em plantios comerciais de *E. globulus*, *E. nitens* e *E. camaldulensis* na Austrália. Tais autores ressaltam a ausência ou raridade de insetívoros de troncos e galhos (e.g., *Cormobates leucophaeus* e *Climacteris erythrops*, Certhidae) nesses plantios, atribuindo à ausência de rugosidades nas cascas das espécies de *Eucalyptus* (em especial *E. globulus* e *E. camaldulensis*). Na Austrália, essas aves são comuns em áreas onde há grande número de *Eucalyptus* spp. que não possuem casca lisa. Ainda, os autores colocam que essas espécies dependem de ocos para se reproduzirem e que geralmente ocupam áreas antigas, o que não é

possível dentro de um sistema comercial onde ocorrem cortes periódicos. Isto também diferencia a FEENA de plantações florestais. Árvores e arbustos mortos encontrados na FEENA (Anexo 2.1), beneficiam aves que as exploram, seja em busca de alimento ou como local de nidificação em seus ocos, como os insetívoros de troncos e galhos (SICK, 2001).

Outra questão que pode ser atribuída à estrutura das espécies de *Eucalyptus* é o fato de *E. microcorys* apresentar ramos laterais com folhas ao longo de seu caule, o que não acontece com *E. citriodora*, podendo facilitar sua ocupação por espécies que ocupam o estrato médio, por exemplo, *Tolmomyias sulphureus*. Quando observada nos talhões de *E. citriodora*, esta espécie ocupava a parte superior do sub-bosque ou o dossel, sendo ausente no estrato médio (vide Capítulo 1).

Frugívoros não diferiram na riqueza entre os tipos de talhões, embora sua abundância tenha sido maior nos talhões de *E. citriodora*. É possível que a disponibilidade de frutos seja maior nesses talhões, uma vez que a entrada de luz é maior, permitindo o rápido desenvolvimento de plantas que frutificam em abundância, tais como *Trichilia* spp., *Zanthoxylum* spp. e *Nectandra megapota*, comuns em seu sub-bosque (Anexo 2.1). É importante notar que, salvo *Ramphastos toco*, em nenhum dos talhões avaliados (e nem nos levantamentos de Willis (2003) e Gussoni (2007)), grandes frugívoros (e.g., Cracidae, Cotingidae e Ramphastidae) foram encontrados, estando entre os grupos de aves mais sensíveis às alterações de seu habitat (WILLIS, 1979).

Espécies nectarívoras não parecem ser muito prejudicadas em eucaliptais, podendo apresentar composição semelhante a remanescentes naturais, riqueza maior ou igual a áreas de vegetação nativa (MACHADO e LAMAS, 1996; BARLOW et al., 2003) e até maior abundância, como verificado em Barlow et al. (2003), destacando *Amazilia fimbriata* e *Coereba flaveola*. Tal quadro não difere do aqui encontrado, em que a riqueza foi a mesma entre os três tipos de talhões e a abundância se destacou nos talhões de *Eucalyptus citriodora*. *Amazilia lactea* e *C. flaveola* foram as espécies mais abundantes e comuns em todos os talhões avaliados, estando entre as mais generalistas. Tal fato pode ser explicado, em parte, pela oferta de recursos disponibilizados pela vegetação regenerante (DURÁN e KATTAN, 2005; STRAUBE, 2008). Além disso, as floradas de *Eucalyptus* spp. oferecem um recurso extra para tais espécies, como verificado em Willis (2002) e Antunes (2003). Ainda, por explorarem recursos de origem vegetal cuja disponibilidade pode variar bastante temporal e espacialmente, os nectarívoros necessitam se deslocar mais em busca de alimento (STILES,

1980; STOUFFER e BIERREGAARD, 1995), provavelmente frequentando vários talhões da FEENA.

Onívoros ocorreram em igual número de espécies nos talhões de *E. citriodora* e de vegetação nativa, havendo consideravelmente maior abundância nos talhões de *E. citriodora*. A abundância dessas espécies nos talhões de vegetação nativa foi extremamente baixa, sendo representada principalmente por uma única espécie, *Turdus leucomelas* (Tabela 2.5). Willis (1979) coloca que espécies que se alimentam tanto de itens de origem vegetal quanto animal podem ser favorecidas em áreas perturbadas, o que pode explicar a maior abundância dessas espécies em talhões de *Eucalyptus*.

A partir desse estudo foi possível concluir que a estrutura da vegetação é fator importante na composição da comunidade de aves da FEENA, onde cada espécie e ou guilda responde(m) de forma diferente a um determinado parâmetro da vegetação. Adicionalmente, a espécie que caracteriza o talhão (*E. citriodora* e *E. microcorys*) também pode influenciar nessa comunidade, facilitando ou dificultando seu uso por determinada espécie de ave.

Estudos contidos na literatura científica colocam que plantações de *Eucalyptus* não são capazes de manter uma avifauna própria, ou seja, apresentam poucas espécies, geralmente de baixa abundância (SILVA e VIELLIARD, 2000; MARSDEN et al., 2001). No entanto, os resultados aqui apresentados mostraram que muitas espécies podem estar associadas a eucaliptais, podendo apresentar elevada abundância. O complexo mosaico de talhões de *Eucalyptus*, apresentando vários graus de regeneração da vegetação nativa, alguns com sub-bosque bem desenvolvido em consequência da ausência de manejo, e os poucos de vegetação nativa que compõem a FEENA pode explicar a riqueza consideravelmente elevada de espécies de aves dependentes e semidependentes de floresta.

Anexo 2.1. Densidade de plantas com DAP $\geq 2,0$ cm (indiv./10 m²) encontradas nos talhões de *Eucalyptus citriodora*, de *E. microcorys* e de vegetação nativa, Floresta Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro, SP). As letras correspondem aos talhões, apresentados na Tabela 2.1 (parte I)

Espécies (por família)	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>										Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>					Talhões de vegetação nativa						
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	
Anacardiaceae																						
<i>Astronium graveolens</i>														0,06			0,05					
<i>Myracrodron</i> sp.																0,04						
<i>Tapirira guianensis</i>												0,05										
Annonaceae																						
<i>Annona cacans</i>												0,05										
Apocynaceae																						
<i>Aspidosperma polyneuron</i>																			0,07			
<i>Aspidosperma</i> sp.																			0,13			
Araliaceae																						
<i>Dendropanax cuneatus</i>														0,17								
Arecaceae																						
<i>Archontophoenix alexandrae</i>																				0,07		
Asteraceae																						
<i>Gochnatia barrosii</i>										0,07	0,04											
<i>Vernonia diffusa</i>												0,05										
<i>Vernonia polyanthes</i>						0,04						0,14										
<i>Vernonia</i> sp.												0,05										
Indeterminado										0,04												
Bignoniaceae																						
<i>Jacaranda acutifolia</i>																						
<i>Tabebuia chrysotricha</i>													0,06									
<i>Tecoma stans</i>			0,11	0,06			0,04				0,04	0,29	0,11					0,07				
Bombacaceae																						
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>		0,05			0,07									0,06								
Boraginaceae																						
<i>Cordia sylvestris</i>								0,04														
<i>Cordia trichotoma</i>							0,07															
Caricaceae																						
<i>Carica papaya</i>													0,06									

Anexo 2.1 Continuação (parte II).

Espécies (por família)	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>											Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>					Talhões de vegetação nativa				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U
Cecropiaceae																					
<i>Cecropia pachystachya</i>		0,06																			
Celastraceae																					
<i>Maytenus ilicifolia</i>					0,20										0,04						
Erythroxylaceae																					
<i>Erythroxylum pulchrum</i>	0,43	0,17				0,04		0,04											0,80		0,56
Euphorbiaceae																					
<i>Alchornea glandulosa</i>								0,04						0,06	0,04					0,33	
<i>Croton floribundus</i>								0,04													
<i>Mabea fistulifera</i>								0,19											0,07		
<i>Pachystroma longifolium</i>																				0,17	
<i>Savia dictyocarpa</i>																				0,61	
<i>Sebastiania serrata</i>															0,08						
Fabaceae - Caesalpinioideae																					
<i>Bauhinia brevipes</i>	0,10																				
<i>Bauhinia forficata</i>	0,10				0,13		0,07								0,04						
<i>Caesalpinia peltophoroides</i>		0,22															0,07	0,27			0,22
<i>Zollernia ilicifolia</i>	0,19																				
Fabaceae - Faboideae																					
<i>Dalbergia brasiliensis</i>																0,04					
<i>Dalbergia villosa</i>										0,04											
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	0,43	0,06	0,17		0,07	0,04								0,06	0,21	0,04					0,11
<i>Machaerium aculeatum</i>							0,03														
<i>Machaerium brasiliense</i>															0,04						
<i>Machaerium hirtum</i>													0,06								
<i>Machaerium nyctitans</i>																0,04					
<i>Machaerium stiptatum</i>	0,24					0,04				0,04					0,13			0,07			
<i>Myrocarpus frondosus</i>																			0,07		
<i>Platypodium elegans</i>										0,04											
Fabaceae - Mimosoideae																					
<i>Acacia</i> sp.															0,04					2,67	
<i>Anadenanthera</i> sp.	0,29							0,04								0,13			0,07		0,53
<i>Piptadenia gonoacantha</i>			0,06			0,04	0,03	0,19	0,07							0,08					

Espécies (parte IV).	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>													Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>					Talhões de vegetação nativa				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U		
<i>Guapira hirsuta</i>															0,04							0,06	
Ochnaceae																							
<i>Ochna serrulata</i>																					0,27		
Piperaceae																							
<i>Piper amalago</i>	0,19	1,11	0,89		0,33	1,13	0,57	0,19	0,04				0,11	0,44	0,92	0,21	0,05	2,07		0,07	0,17		
<i>Piper amplum</i>												0,10		0,11							0,11		
<i>Piper arboreum</i>								0,04	0,07														
Pittosporaceae																							
<i>Pittosporum</i> sp.																0,04							
Poaceae																0,04							
<i>Bambusa</i> sp.															0,17								
Rhamnaceae																							
<i>Colubrina glandulosa</i>																					0,07		
Rubiaceae																							
<i>Chomelia ribesoides</i>												0,05											
<i>Coffea arabica</i>	0,14		0,06			0,04	0,23					0,14						0,07	0,07		0,39		
<i>Psychotria longipes</i>																					0,11		
<i>Randia armata</i>		0,17			0,07	0,04	0,03								0,21								
Rutaceae																							
<i>Citrus limonia</i>	0,05	0,17	0,11				0,10	0,04				0,05			0,17					0,13			
<i>Esenbeckia febrifuga</i>		0,11	0,17			0,04		0,26				0,05									0,06		
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>																			0,40				
<i>Galipea jasminiflora</i>							0,17	0,19	1,30														
<i>Metrodorea nigra</i>																					0,17		
<i>Metrodorea stipularis</i>																			0,07				
<i>Murraya paniculata</i>						0,08								0,11									
<i>Zanthoxylum chiloperone</i>																							
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0,14						0,03								0,04								
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,05	0,06						0,04				0,05	0,06					0,07		0,07			
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>		0,11	0,22			0,21	0,17	0,04	0,11				0,06		0,04								
Sapindaceae																							
<i>Allophylus edulis</i>	0,38				0,07				0,07					0,06	0,08	0,21			1,00	0,13	0,22		

Espécies (por família) Anexo 2.1 Continuação (parte V)	Talhões de <i>Eucalyptus citriodora</i>															Talhões de <i>Eucalyptus microcorys</i>					Talhões de vegetação nativa				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U				
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>						0,04										0,13									
Sapotaceae																									
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>														0,06			0,05	0,07							
Siparunaceae																									
<i>Siparuna guianensis</i>								0,04																	
Solanaceae																									
<i>Solanum argenteum</i>						0,04									0,13	0,13					0,07				
<i>Solanum glanduloso-leprosum</i>												0,10													
Tiliaceae																									
<i>Triumfetta</i> sp.												0,05													
Ulmaceae																									
<i>Celtis iguanae</i>	0,10		0,06		0,07	0,21	0,10		0,04	0,07		0,05	0,39				0,10	0,07							
Urticaceae																									
<i>Urera baccifera</i>			0,06													0,08		0,07							
Verbenaceae																									
<i>Aegiphila</i> sp.			0,06			0,04		0,04																	
<i>Aloysia virgata</i>	0,10	0,11	0,28		0,07	0,13		0,04					0,33			0,08									
Violaceae																0,00									
<i>Hybanthus atropurpureus</i>																0,04									
Outros																									
Liana						0,04																			
Morta	0,14	0,22	0,17		0,07	0,08	0,30	0,04	0,22	0,04	0,13		0,28	0,22	0,08	0,13	0,05	0,13	0,67	0,20	0,11				

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avifauna encontrada na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade – FEENA (Rio Claro, SP) está bastante empobrecida, não sendo possível encontrar espécies de Cracidae, Cotingidae, Trogonidae e Formicariidae, entre outras, embora seu número de espécies seja elevado (293), podendo ser caracterizada como uma avifauna de vegetação secundária. Isso provavelmente se deve à degradação de sua área do entorno e ao seu histórico de perturbação; antes do cultivo de *Eucalyptus* a área era ocupada pela cultura cafeeira. Importante ressaltar que Willis (1979) aponta diversas espécies de aves que reduziram sua população ou se extinguíram na FEENA no período de 1982 a 2001, embora essas informações devam ser analisadas com cautela, uma vez que não houve um método rigoroso que permitisse essa afirmação com segurança. Importante destacar que essa Unidade de Conservação abriga quase 100 % da avifauna encontrada no município de Rio Claro, possuindo importante função conservacionista para a biodiversidade da região.

O estudo realizado constatou que áreas de plantios de *Eucalyptus* abandonados, onde houve desenvolvimento de vegetação nativa no sub-bosque, tal como a FEENA, podem abrigar riqueza e abundância consideráveis de aves. Foi verificado que o desenvolvimento estrutural da vegetação em talhões de *Eucalyptus citriodora* torna-os mais atrativo para diversas espécies de aves, em especial as dependentes de florestas. Ainda, a riqueza e abundância de aves não estiveram associadas ao tamanho do talhão, dependendo principalmente da complexidade da vegetação e arranjo espacial dos talhões em relação aos de vegetação nativa. Esses fatos tornam essa Unidade de Conservação distinta de monoculturas arbóreas de *Eucalyptus*, visto que na literatura consta que a diversidade de espécies de aves é muito baixa nessas áreas (e.g., GARCIA et al., 1998; MARSDEN et al., 2003; HOBBS et al., 2003), sendo esse fato atribuído às grandes extensões da plantação florestal e ao intenso manejo, que resulta na ausência ou quase ausência de vegetação regenerante.

Outra característica bastante marcante na FEENA é sua heterogeneidade espacial, ocasionada pelos diversos tipos de talhões dispostos em mosaico. Esses talhões, compostos basicamente por várias espécies de *Eucalyptus* e poucos talhões de vegetação nativa, exibindo vários graus de regeneração da vegetação nativa, conferiram o grande número de espécies registradas nesse trabalho, 115 (39 % das existentes no local). Adicionalmente, características intrínsecas à espécie de *Eucalyptus* que compõe o talhão também podem ser determinantes na

composição da comunidade de aves encontrada. No caso estudado, algumas espécies florestais podem ser beneficiadas em talhões de *E. microcorys* em relação aos de *E. citriodora*. Isto porque *E. microcorys* possui tronco (i) bastante suberificado e cheio de estrias, oferecendo substrato de apoio e forrageio para insetívoros troncos e galhos (e.g., *Sittasomus griseicapillus*), e (ii) com ramos laterais ao longo de toda sua extensão, permitindo a ocupação do estrato médio por aves que comumente o exploram (e.g., *Tolmomyias sulphurescens*), diferenciando-se de *E. citriodora*, que possui tronco liso com algumas descamações e ramos apenas na parte superior.

Dentro desse contexto, as conclusões obtidas nesse estudo fornecem subsídios para a elaboração de planos de manejo em Unidades de Conservação e em empresas do setor florestal, que objetivam conciliar sua produção (e.g., madeira, celulose) com a conservação da biodiversidade, a fim de atender a legislação e a selos de certificação florestal, por exemplo, “Forest Stewardship Council”, FSC (CAULEY et al., 2001). Assim, esse trabalho concorda com Hobbs et al. (2003) quando coloca que em plantações florestais deve haver inclusão de outras espécies, quebrando sua homogeneidade. Em tais plantações podem ser adotadas práticas de manejo que permitam o desenvolvimento de um sub-bosque, ainda que mínimo. Para minimizar custos de manter todo um sub-bosque, Hobbs et al. (2003) sugerem que espécies nativas podem ser mantidas nessas plantações em formas de blocos de sub-bosque, formando trampolins ecológicos, ou em fileiras, por exemplo, no perímetro de talhões, em forma de cercas-vivas. Outro ponto a ser considerado seriam plantios comerciais formados por talhões de espécies arbóreas diferentes, por exemplo, talhões com *Eucalyptus* de casca lisa (e.g., *E. grandis*, *E. saligna*) e talhões com espécies de casca rugosa (e.g., *E. paniculata*, *E. microcorys*), podendo-se intercalar também com outras espécies arbóreas (e.g., *Schizolobium amazonicum*, *Araucaria angustifolia*, *Albizia flacataria*), dependendo do interesse econômico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A.; COUTO, H. T. Z.; ALMEIDA, A. F. Diversidade alfa de aves em habitats secundários da Pré-Amazônia maranhense, Brazil. **Ararajuba**, v. 12, n. 1 p. 15-24, 2004.
- ANJOS, L. Bird communities in five Atlantic forest fragments in Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 12, p. 11-27, 2001.
- ANTUNES, A. Z. Partilha de néctar de *Eucalyptus* spp., territorialidade e hierarquia de dominância em beija-flores (Aves: Trochilidae) no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 11, n. 1, p. 39-44, 2003.
- ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal do sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.
- AUGUST, P. V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1495-1507, 1983.
- BARLOW, J.; MESTRE, L. A. A.; GARDENER, T. A.; PERES, C. A. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation**, v. 136, p. 212-231. 2007.
- BIBBY, C. J.; BURGUESS, N. D.; HILL, D. A. **Bird Census techniques**. London: Academic Press, 1993.
- BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. **The Auk**, v. 108, p. 114-130, 1991.
- CARRARA, L. A.; FARIA, L. P.; AMARAL, F. Q. A.; RODRIGUES, M. Dormitórios do papagaio-verdadeiro *Amazona aestiva* e do papagaio-galego *Salvatoria xanthops* em plantio comercial de eucalipto. **Revista Brasileira de Ornitologia** v. 13, n. 1, p. 135-138, mar, 2007.
- CAULEY, H. A.; PETERS, C. M.; DONOVAN, R. Z.; O'CONNOR, J. M. Forest Stewardship Council Forest Certification. **Conservation Biology**, v. 15, p. 311-312, 2001.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). **Listas das aves do Brasil**. Versão 05/10/2008. Disponível em <<http://www.ib.usp.br/cbro>>. Acesso 10 de outubro de 2008.

DEVELEY, P. F.; ENDRIGO, E. **Guia de Campo: Aves da Grande São Paulo**. São Paulo: Aves e Fotos, 2004.

DOUGHTY, R. W. **The *Eucalyptus***. Baltimore: John Hopkins University Press, 2001. *apud* LINDENMAYER, D. B.; HOBBS, R. J. Faunal conservation in Australian plantation forests – a review. **Biological Conservation**, v. 119, p. 151-168, 2004.

DURÁN, S. M.; KATTAN, G. H. A test for the utility of exotic tree plantations for understorey birds and food resources in the Colombian Andes. **Biotropica**, v. 37, n. 1, p. 129-135, 2005.

DURINGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADRES, C. (Org.) **Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. 2 ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2006. p. 455-479.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT JUNIOR., D. A. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, p. 19-43, 1997.

EVANS, J.; TURNBULL, J. **Plantation Forestry in the Tropics**. Oxford University Press : Oxford. 2004.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS. **State of the World's forests**. Roma: Food and Agriculture of the United Nations. 2001

FARWIG, N.; SAJITA, N.; BÖHNING-GAESE, K. Conservation value of forest plantations for bird communities in Western Kenya. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 3885-3892, 2008.

FITZPATRICK, J. W. Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers. **Condor**, v. 82, p. 43-57, 1980.

GABRIEL, V. A.; PIZO, M. A. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Southwest Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1072-1077, 2005.

GARCÍA, L. V. Escaping the Bonferroni iron claw in ecological studies. **Oikos**, v. 105, n. 3, p. 657-663, 2004.

GARCIA, S.; FINCH, D. M.; LEÓN, G. C. Patterns of use and endemism in resident bird communities of North-central Michoacán, Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 110, p. 151-171, 1998.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.

GRAY, M. A.; BAUDAUF, S. L.; MAYHEW, P. J. HILL, J. K. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 133-141, 2007.

GUSSONI, C. O. A. Avifauna de cinco localidades no município de Rio Claro, estado de São Paulo Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, n. 136, 2007.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; Ryan, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 9 p. 2001.
http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HILL, M. O.; GAUCH, G. G. Detrend correspondence analysis, an improved ordination technique. **Vegetatio**, v. 42, p. 47-58, 1980.

HOBBS, R. J.; CATLING, P.; WOMBEY, J. C.; CLAYTON, M.; ATKINS, L.; REID, A. Faunal use of Bluegum (*Eucalyptus globulus*) plantations in southwestern Australia. **Agroforestry Systems**, v. 58, p. 195-212, 2003.

HOLMES, R. T.; RECHER, H. F. Search tactics of insectivorous birds foraging in an Australian eucalipt forest. **Auk**, v. 103, p. 515-530, 1986.

INSTITUTO FLORESTAL (IF). **Plano de Manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade**. Secretaria do Meio Ambiente. Rio Claro: IF/SMA, 2005.

ISLER, M. L.; ISLER, P. R. **Tanagers**. Christopher Helm: London. 1999.

JARAMILLO, A.; BURKE, P. **New world blackbirds**. Princeton University Press: Princeton, USA. 1999.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados**. Laboratório de Geomatemática, DGA, IGE, Unesp/Rio Claro, Texto Didático 03, 2002. 128 p.

LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, Washington, v. 5, p. 667-668, 1957.

LEPŠ, J.; ŠMILAUER, P. **Multivariate analysis of ecological data using CANOCO**. Cambridge, USA: Cambridge University Press. 2003.

LIMA, W. P. **O reflorestamento com eucalipto e seus impactos ambientais**. São Paulo: Artpress. 1987.

LINDENMAYER, D. B.; MCINTYRE, S.; FISCHER, J. Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. **Biological Conservation**, v. 119, p. 45-53, 2003.

LINDENMAYER, D. B.; HOBBS, R. J. Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. **Biological Conservation**, v. 119, p. 151-168, 2004.

LOPES, L. E.; FERNANDES, A. M.; MARINI, M. A. Diet of some Atlantic forest birds. **Ararajuba**, v.13, n. 1, p. 95-103, 2005.

LOYN, R. H.; MCNABB, E. G.; MACAK, P.; NOBLE, P. Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. **Biological Conservation**, v. 137, p. 533-548, 2007.

LUCK, G. W.; KORODAJ, T. N. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: implications for forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 2688-2697, 2008.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press. 1967.

MACDONALD, M. A.; KIRKPATRICK, J. B. Explaining bird species composition and richness in eucalypt-dominated remnants in subhumid Tasmania. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 1415-1426, 2003.

MACHADO, R. B.; LAMAS, I. R.; Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. **Ararajuba**, v. 4, n. 1, p. 15-22, 1996.

MARINI, M. A.; CAVALCANTI, R. B. Frugivory by *Elaenia* flycatchers. **Honero**, v. 15, p. 47-50, 1998.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 731-751, 2001.

MARTINES, J.; PRESTES, N. M. Ecologia e conservação do papagaio-charão *Amazona pretrei*, p. 173-192. Em: GALETTI, M e PIZO, M. A.(Eds.). **Ecologia e Conservação de Psitacídeos no Brasil**. Belo Horizonte : Melopsittacus Publicações Científicas. 2002.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. Rio de Janeiro, v. 71, p. 445-463, 1999.

MITRA, S. S.; SHELDON, F. H. Use of exotic tree plantation by Bornean lowland forest birds. **The Auk**, v.110, n. 3, p. 529-540, 1993.

MOTTA JUNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, p. 65-74, 1990.

PEH, K. S. -H.; SODHI, N. S.; JONG, J.; SEKERCIOGLU, C. H.; YAP. C. A. -M.; LIM, S. L. -H. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. **Diversity and Distributions**, v. 12, p. 572-581, 2006.

PEREIRA, L. A. **Caracterização micromorfológica do processo erosivo em três diferentes coberturas vegetais – Rio Claro – SP**. 1991. 84 f. Monografia (trabalho de Conclusão do Curso de Geologia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1991.

- REINO, L.; BEJA, P.; OSBORNE, P. E.; MORGADO, R.; FABIÃO, A.; ROTENBERRY, J. T. Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation: interactions affecting farmland birds around forests plantations. **Biological Conservation**, v. 142, p. 824-838, 2009.
- REMSEN JR, J. V.; ROBINSON, S. K. A classification scheme for foraging behaviour of birds in terrestrial habitats. **Studies in Avian Biology**, n. 13, p. 144-160, 1990
- REYNOLDS, R.; SCOTT, J. M.; NUSSBAUM, R. A. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. **Condor**, v. 82, p. 309-313, 1980.
- ROLF, F. J.; FISHER, D. R. Tests for hierarchical structure in random data sets. **Systematic Zoology**, v. 17, n. 4, p. 407-412, 1968.
- SANTOS, A. M. R. Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 12, n. 1, p. 43-51, 2004.
- SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, EUA: Island Press, 1996.
- SEKERCIOGLU, C. H. **Biological Conservation**, v. 107, p. 229-240, 2000.
- SEKERCIOGLU, C. H.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Ecosystem consequences of bird declines. **Proceedings of National Academy of Sciences**, v. 101, p. 18042-18047, 2004.
- SHAW, R. G.; MITCHELL-OLDS, T. ANOVA for unbalanced data: an overview. **Ecology**, v. 74, p. 1638-1645, 1993.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001.
- SILVA, J. M. C. Birds of the Cerradao Region, South America. **Steenstrupia**, v.21, p.69-92, 1995.
- SILVA, W. R.; VIELLIARD, J. Avifauna de Mata Ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO, FILHO, H. F. (Eds) **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EdUSP, 2000. p. 169-186.
- SILVA, W. R.; SILVEIRA, L. F.; UEZU, A.; ANTUNES, A. Z.; SUGIEDA, A. M.; HASUI, E.; FIGUEIREDO, L. F.; DEVELEY, P. F. Aves. In: RODRIGUES, R. R.; BONONI, V.

(Orgs.) **Diretrizes para a Conservação e Restauração da Biodiversidade do Estado de São Paulo**. Instituto de Botânica. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2008. p. 77-81.

SOUZA, D. **All the birds of Brazil**: an identification guide. Salvador: DALL, 2002.

STILES, F. G. The annual cycle in a tropical wet forest hummingbird community. **Ibis**, v. 122, p. 322-343, 1980.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 9, n. 5, p. 1085-1094, 1995.

STATSOFT, Inc. **Statistica**: data analysis software system. Versão 7.1. 2005.

STRAFFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 6, p. 1416-1423, 1999.

STRAUBE, F. C. Avifauna da Fazenda Barra Mansa (Arapoti, Paraná), com anotações sobre a ocupação de monoculturas arbóreas. **Atualidades Ornitológicas**, n. 142, p. 4.-50, 2008.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity as a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p. 571-573, 1993.

TER BRAAK. C. J. F.; ŠMILAUER, P. **CANOCO for Windows**. Versão 4.5. Wageningen: Biometrics – Plant Research International. 2002.

TERBOGH, J. Habitat selection in Amazonian birds. In : CODY, M. L. (Ed.) **Habitat Selection in Birds**. Academic Press Inc., New York, 1985. p. 311-338.

TROPPEMAIR, H. Aspectos Geográficos. In: MACHADO, I. L. (Org.) **Rio Claro Sesquicentenária**. Rio Claro: Museu Histórico e Pedagógico Amador Bueno da Veiga, 1978. p. 75-87.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica**: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 117 p.

VIELLIARD, L. E. W.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. In: MENDES, S. (Ed). **Anais do IV Encontro de Anilhadores de Aves**. Recife: Ed. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 1990. p 117-151.

VILLARD, M.; TRZCINSKI, M. K.; MERRIAM, G. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. **Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 774-789, 1999.

VOLPATO, G. H.; LOPES, E. V.; MENDONÇA, L. B.; BAÇON, R.; BISHEIMER, M. V.; SERAFINI, P. P.; ANJOS, L. The use of the point count method for bird survey in the Atlantic forest. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 26, n. 1, p. 74-78, 2009.

WETHERED, R.; LAWES, M. J. Matrix effects on bird assemblages in fragments Afromontane forests in South Africa. **Biological Conservation**, v. 114, p. 327-340, 2003.

WILLIS, E. O. Birds at *Eucalyptus* and other flowers in Southern Brazil: a review. **Ararajuba**, v. 10, n. 1, p. 43-66, 2002.

WILLIS, E. O. Birds of a eucalyptus woodlot in interior São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 1, p. 141-158, 2003.

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

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. The future of tropical forest species. **Biotropica**, v. 38, n. 3, p. 287-301, 2006.

YAMAURA, Y.; AMANO, T.; KATOH, K. Ecological traits determine the affinity of birds to a larch plantation matrix, in Montane Nagano, central Japan. **Ecology Letters**, v. 23, p. 317-327, 2008.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

ZURITA, G. A.; REY, N.; VERELA, D. M.; VILLAGRA, M.; BELLOCQ, M. I. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities

from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 235, p. 164-173, 1996.