

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO
E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**O PAPEL DA MATRIZ SOBRE OS PADRÕES DE DIVERSIDADE DA
COMUNIDADE DE AVES EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**

BELO HORIZONTE, ABRIL DE 2015.

**O papel da matriz sobre os padrões de diversidade da comunidade
de aves em fragmentos de mata atlântica**

Fagner Daniel Teixeira

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós Graduação em Ecologia,
Conservação e Manejo da Vida
Silvestre da Universidade Federal de
Minas Gerais, como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Cesar Cascelli De Azevedo

BELO HORIZONTE, ABRIL DE 2015.

Dedico este trabalho a todos que me ajudaram sem exigir recompensas.

Agradecimentos

À minha família pelo apoio.

Ao orientador Fernando pela confiança e ensinamentos.

Ao Programa de PPG-ECMVS, em especial a Cris e ao Fred por sempre estarem à disposição para me orientar sobre as burocracias exigidas.

Aos amigos profissionais, em especial Vitor Torga e Wagner Nogueira, pelo conhecimento ornitológico gratuitamente cedido.

Aos amigos de longa data e aos mais recentes que caminharam ao meu lado, entenderam e respeitaram o que faço.

Aos colegas de sala pelo ensinamento e momentos de prazer. Vida longa ao curso de campo no PERD!

Aos amigos que me ajudaram a vencer os diversos 'perrengues' do mestrado, Naíla, Guilherme e Rafael.

Loreta e João pelo teto e apoio em São João del-Rei.

Carlos e Karen pelo teto em BH.

Larissa Arantes por ser meu ponto de apoio durante os momentos difíceis do início do mestrado.

Meu irmão Fábio que disponibilizou seu carro para que eu fosse a campo. Sem ele eu não teria ido muito longe, literalmente.

Aos amigos que foram a campo comigo, me auxiliaram e ainda participaram da divisão das contas. Talita que até foi reprovada em disciplinas por ter largado tudo para ir para o PERD. André Pacheco que apesar de reclamar de todas as subidas nos fragmentos, me ajudou sempre que pedi. Fernanda, apesar de ter ido apenas uma vez e ter ficado pouco tempo, sua ajuda foi essencial para meu sucesso.

À CENIBRA por permitir o acesso às áreas da empresa.

Ao Instituto Estadual de Florestas (IEF), em especial ao pessoal do PERD que sempre esteve à disposição para solução de meus problemas. Ao Tião e Cimar pelas longas buscas pelo Gavião-Caramujeiro e ao Vicente e Ângela pela hospitalidade e ajuda na Ponte Perdida, além dos ensinamentos sobre a floresta durante nossos longos 'dedos de prosa' na ponte. Além deles, merece destaque a ajuda que Débora de Faria e Mirlaine Barros.

A todos vocês, muito obrigado.

Sumário

Resumo-----	9
Abstract-----	11
1. INTRODUÇÃO-----	13
2. MATERIAL E MÉTODOS-----	16
2.1. Área de estudo-----	16
2.2. Levantamento da avifauna-----	19
2.3. Análise dos dados-----	20
3. RESULTADOS-----	24
4. DISCUSSÃO-----	31
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS-----	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização dos oito fragmentos florestais estudados. Linhas brancas indicam as divisas entre os municípios, com seus respectivos nomes destacados em branco. A linha vermelha indica a demarcação do Parque Estadual do Rio Doce - PERD. Em amarelo estão destacados os fragmentos estudados. A direita do PERD encontram-se os quatro fragmentos circundados por pasto, enquanto que na esquerda encontram-se os quatro fragmentos circundados por pasto. Fonte: Google Earth. ----- 18

Figura 2- Localização dos pontos, em vermelho, dentro de um fragmento circundado por pasto. Três pontos foram escolhidos distantes 30 metros da borda com o intuito de registrar as espécies que ali frequentam, e três no interior, distantes no mínimo 200 metros da matriz a fim de se registrar espécie que frequentam área com pouco ou nenhum efeito de borda. Todos os pontos foram feitos distantes no mínimo 150 m entre si, a fim de se tentar evitar que um mesmo indivíduo fosse registrado em mais de um ponto Fonte: Google Earth.-----20

Figura 3- Ranking de abundância relativa para as 10 espécies mais abundantes de cada local. Comunidades presentes na borda e no interior de fragmentos circundados por pasto, assim como comunidades presentes no interior de fragmentos em contato com eucalipto, aparentaram possuir maior dominância de poucas espécies. Já a comunidade presente na borda de fragmentos circundados por eucalipto mostraram-se com maior distribuição de indivíduos entre as espécies. -----26

Figura 4- Dendrogramas criados a partir dos índices de dissimilaridade de Jaccard e de Bray-Curtis. O índice de Jaccard agrupa os pontos com mesma

matrix (Pasto interior (PI) e Pasto borda (PB); Eucalipto interior (EI) e Eucalipto borda (EB)). Já o índice de Bray-Curtis separa a comunidade em borda de fragmentos circundados por eucalipto, enquanto que reuni os demais. -----28

Figura 5- Participação de cada medida sobre o eixo no Scatter plot ("loading").

-----31

Figura 6- Análise do componente principal (PCA) para guildas de alimentação, comportamento de nidificação e forrageamento nos distintos ambientes. EB = Borda de fragmento com matriz de eucalipto; EI = Interior de fragmento com matriz de eucalipto; PB = Borda de fragmento com matriz de pasto; PI = Interior de fragmento com matriz pasto -----31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado do teste ANOVA Two-way e teste Tukey a posteriori. Pasto interior (PI), Pasto borda (PB), Eucalipto interior (EI) e Eucalipto borda (EB). -----	25
Tabela 2 – Diversidade funcional para os grupos Pasto interior (PI), Pasto borda (PB), Eucalipto interior (EI) e Eucalipto borda (EB). -----	29
Tabela 3 – Lista de espécies registradas nos fragmentos com suas abundancias relativas [EB = Borda de fragmento com matriz de eucalipto; EI = Interior de fragmento com matriz de eucalipto; PB = Borda de fragmento com matriz de pasto; PI = Interior de fragmento com matriz pasto] -----	49
Tabela 4 - Coordenadas Geográficas, Distância em Km entre os fragmentos e o Parque Estadual do Rio Doce e Tamanho em hectares dos fragmentos. -----	57
Tabela 5 - Altitude e localização na borda ou interior dos pontos dentro dos fragmentos. A letra 'E' indica fragmentos circundados por eucalipto, de mesmo modo que a letra 'P' indica fragmentos circundados por pasto. Os números em seguida representam o fragmento e o ponto. -----	58

O papel da matriz sobre os padrões de diversidade da comunidade de aves em fragmentos florestais de Mata Atlântica

Resumo

Apesar de ser um dos biomas mais ricos em biodiversidade do mundo, a Mata Atlântica encontra-se, na maior parte de sua extensão, restrita a pequenos fragmentos isolados. Assim, grande parte de sua fauna está em declínio e correndo risco de extinção. Devido, principalmente, a perda de habitat à influências negativas a que os fragmentos são submetidos na paisagem. Em especial, o efeito de borda se mostra como um importante fator para a fauna, já que influencia tanto fatores abióticos como bióticos. Entretanto, generalizações são perigosas, já que diferentes matrizes podem influenciar os fragmentos em níveis distintos. Diante disso, fitofisionomias florestais plantadas podem agir como 'filtros' para o efeito de borda quando comparadas a áreas abertas, como pastagens. Desta forma, hipotetizamos que fragmentos florestais em contato com uma matriz formada principalmente por eucalipto apresentariam comunidades de aves mais diversas quanto à riqueza e papéis funcionais. Estudamos quatro fragmentos de mata atlântica circundados por pasto e quatro circundados por eucalipto e avaliamos a riqueza, abundância e diversidade funcional das aves presentes na borda e interior. Apesar de todos os fragmentos estudados apresentarem baixa riqueza de espécies e valores aproximados, a matriz de eucalipto parece beneficiar a comunidade de aves, apresentando mais espécies com equitabilidade maior na borda dos fragmentos rodeados por eucalipto. Além disso, a comunidade em contato com eucalipto se mostrou mais diversa quanto aos grupos funcionais, com especial

abundância de grupos geralmente sensíveis a perturbações e presença de uma espécie ameaçada. Tendo em vista a atual situação em que se encontra a Mata Atlântica, mais atenção deve ser dada para a composição da matriz em que os fragmentos se inserem, em especial ao plantio de eucalipto, pois esse parece ser uma matriz melhor para a comunidade que áreas de pastagem.

Matrix role on the bird community diversity pattern in patches of the Brazilian Atlantic Forest

Abstract

Despite being one of the most diverse biomes in the world, the Brazilian Atlantic Forest is restricted to small isolated patches in all its extension and, as a consequence, the majority of its fauna is declining or under extinction risk. This is observed due mainly to habitat loss and other negative effects that take place on patches in a landscape, including the edge effect, which influences both biotic and abiotic factors. Nevertheless, it is important to be careful while generalizing since different matrices can influence patches in distinct levels. For example, planted forest phytophysionomies can act as barriers to the border effect when compared to open areas, such as pastures. Therefore, we hypothesize that patches in contact with a matrix dominated by eucalyptus would have more diverse bird communities. We assessed the richness, abundance and functional diversity of birds in the edge and inside patches of Atlantic Forest surrounded by pastures (n=4) and by eucalyptus trees (n=4). Even though all the studied patches showed low species richness and approximate values, the eucalyptus matrix seems to favor the bird community, as we found higher species richness and evenness in the border of the fragments surrounded by eucalyptus. Furthermore the community in contact with the eucalyptus matrix had a greater functional diversity, abundance of groups generally sensitive to disturbances and presence of a threatened species. It is important to give more attention to the matrix composition where

the patches are found, especially to the eucalyptus plantation since it seems to be a better matrix than pasture areas are to the bird community.

1. INTRODUÇÃO

A modificação dos ambientes naturais causada pelo homem é apontada como um dos principais processos que contribuem para a perda global de biodiversidade (Houghton 1994, Myers *et al.* 2000). Muitas vezes o resultado dessas modificações é uma paisagem fragmentada formada por manchas de vegetação nativa circundadas por uma matriz antropizada. Além de perder parte do habitat disponível, as comunidades de animais que permanecem nessas manchas têm seu deslocamento afetado devido à distância entre os fragmentos (MacArthur & Wilson 1967, Hanski 1998), além da mudança de variáveis bióticas e abióticas causada pela matriz circundante (Andrén & Angelstam 1988).

O efeito desta matriz sobre a biota dos habitats remanescentes, comumente conhecido como efeito de borda, é detectável através da interface entre o ambiente natural e o novo ambiente do entorno e tem sido intensivamente estudado como um fator que desempenha um importante papel sobre as espécies que permanecem nos fragmentos (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995, Harper *et al.* 2005, Laurance *et al.* 2002, Lidicker 1999, Ries *et al.* 2004).

De modo geral, o efeito de borda é caracterizado pela elevação dos níveis de luz solar, aumento da intensidade e frequência de vento e grande variação de umidade e temperatura (Chen *et al.* 1995, Matlack 1993). Diante dessas mudanças as espécies respondem em distintos graus (Gascon *et al.* 1999, Prevedello & Vieira 2010), resultando em alterações na abundância e diversidade das espécies que permanecem nas bordas e interior dos habitats remanescentes (Harper *et al.* 2005, Lidicker 1999, Murcia 1995).

Neste sentido, as características da matriz que envolve os fragmentos são especialmente importantes para as comunidades de animais retidas em fragmentos isolados (Prevedello & Vieira 2010, Watling *et al.* 2011). De modo geral, o efeito de borda é maior onde o contraste entre tipos de vegetação entre a borda e o habitat adjacente é alto (Ries *et al.* 2004). Assim, fitofisionomias como florestas plantadas de monoculturas aparentemente propiciam condições mais favoráveis para algumas espécies florestais nativas quando comparadas com uma matriz de fisionomia aberta (Barlow *et al.* 2007; Brockerhoff *et al.* 2008).

Por outro lado, o papel potencial da silvicultura para a conservação de biodiversidade é controverso. Embora possa abrigar algumas espécies, fornecendo habitats complementares e propiciando a conexão de habitats isolados, monoculturas comumente possuem uma biodiversidade muito baixa quando comparadas a habitats naturais (Brockerhoff *et al.* 2008, Bremer & Farley 2010, Barlow *et al.* 2007).

Dentre as espécies plantadas, quase 50% da produção madeireira do mundo é representada por florestas de *Eucalyptus* (FAO 2007), principalmente nos trópicos, onde a produção é economicamente mais eficiente (Evans & Turnbull 2004). Apenas no Brasil, em 2012, a área de plantio atingiu 5,1 milhões de hectares, sendo Minas Gerais o estado com maior produtividade, perfazendo 22,4 % da área total (ABRAF 2013).

Em contraste, ambientes naturais como a Mata Atlântica, apesar de considerada como um dos hotspots de maior biodiversidade do mundo (Myers *et al.* 2000), encontram-se em constante degradação, restando aproximadamente 10% de sua área original (Morellato & Haddad 2000, Myers

et al. 2000, Ribeiro *et al.* 2009). Além disso, os fragmentos remanescentes quase sempre são menores do que 50 hectares (ha) (Ribeiro *et al.* 2009), sendo que em alguns locais as extensões desprovidas de vegetação florestal variam entre 87% e 94% e o tamanho dos fragmentos é ainda mais reduzido (entre 20 e 24 ha) (Machado 1995).

Diante deste cenário, grande parte das 850 espécies de aves, sendo pelo menos 181 endêmicas deste bioma (Machado & Fonseca 2000, Myers *et al.* 2000), encontra-se classificadas como ameaçadas de extinção, o que ajuda a colocar o Brasil como o país com o maior número de espécies de aves ameaçadas de extinção do neotrópico (Collar *et al.* 1997).

Apesar de grande parte dos estudos apontarem a fragmentação como a principal causa de extinção de aves (Willis 1974, Kattan *et al.* 1994, Stratford & Stouffer 1999, Ribon *et al.* 2003), muitos enfatizam apenas o isolamento e tamanho dos fragmentos e ignoram a importância da matriz (e. g. Ricketts 2001). Embora tenha seu papel comprovado para muitos aspectos, principalmente na movimentação das aves entre fragmentos (e. g. Castellon & Sieving 2006, Hansbauer *et al.* 2008), a influência que distintas matrizes exercem sobre a avifauna de interior e borda de fragmentos de Mata Atlântica permanece pouco conhecida.

De modo geral, eucaliptais parecem agir como mitigadores do efeito de borda, que são geralmente mais intensos em matriz aberta (Engel & Nassur 1995). Assim, nossa hipótese foi que a comunidade de aves florestais da região de estudo seria beneficiada por uma matriz de eucalipto e, conseqüentemente, apresentaria maior diversidade em relação aos fragmentos circundados por matriz de pasto. Diante disso, esperávamos que a comunidade

apresentasse maior riqueza de espécies, equitabilidade da abundância distinta e maior diversidade funcional com presença de grupos sensíveis à fragmentação, como grandes aves frugívoras florestais.

Desta forma, este estudo teve como objetivo avaliar os padrões de diversidade encontrados em fragmentos florestais circundados por matriz de pasto e de eucalipto a fim de se entender como estes ambientes influenciam a comunidade restrita aos fragmentos de Mata Atlântica. Para isso, a comunidade de aves foi avaliada em relação à riqueza e diversidade funcional em pontos de borda e interior. Além disso, variáveis consideradas importantes para a presença das espécies, tais como altitude, distância de áreas florestais contínuas e tamanho dos fragmentos também foram avaliados a fim de saber se essas variáveis tiveram influência sobre a comunidade.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Este trabalho foi realizado em fragmentos de floresta no entorno do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), localizados na Bacia do Rio Doce, leste do estado de Minas Gerais, Brasil. A vegetação local era originalmente caracterizada por Floresta Estacional Semidecidual Sub-Montana (Veloso *et al.* 1991). Em virtude do alto grau de fragmentação, a vegetação nativa encontrase restrita a fragmentos circundados por pastos e/ou silvicultura, sobretudo de eucalipto (Fonseca 1997).

O clima da região é do tipo Aw (clima tropical úmido de savana, megatérmico), segundo a classificação de Köppen, com um período de chuvas e outro de estiagem bem definidos. As precipitações atingem até 235 mm no

mês de dezembro, reduzindo-se a 9 mm em agosto (CETEC 1978, Gilhuis 1986). Os valores médios anuais de precipitação, umidade relativa do ar e temperatura, calculados a partir de registros dos últimos vinte anos, estão em torno de 1.300mm, 79% e 23°C, respectivamente.

Os fragmentos foram escolhidos com a exigência de que seus centros estivessem distantes no mínimo 200 metros da borda, de forma que fosse mantida uma área central com pouco ou nenhum efeito de borda. Assim, os fragmentos selecionados tiveram tamanho entre 40 e 70 hectares (Tabela 3). Foram escolhidos quatro fragmentos circundados principalmente por eucalipto a nordeste do PERD, nas imediações da Ponte Perdida (Unidade de Apoio do PERD mais a norte), e quatro circundados por pasto nas proximidades da sede do parque (Figura 1).

Durante o período de amostragem, foram coletados dados sobre a riqueza e abundância das espécies. Para isso foram registradas todas as aves com o cuidado de se tentar distinguir a localização de todos os indivíduos para que os mesmos não fossem registrados mais de uma vez. Aves voando não foram contadas, exceto nos casos de exibição territorialista ou durante manobras de forrageamento no sub-bosque, como no caso dos membros da família Trochilidae.

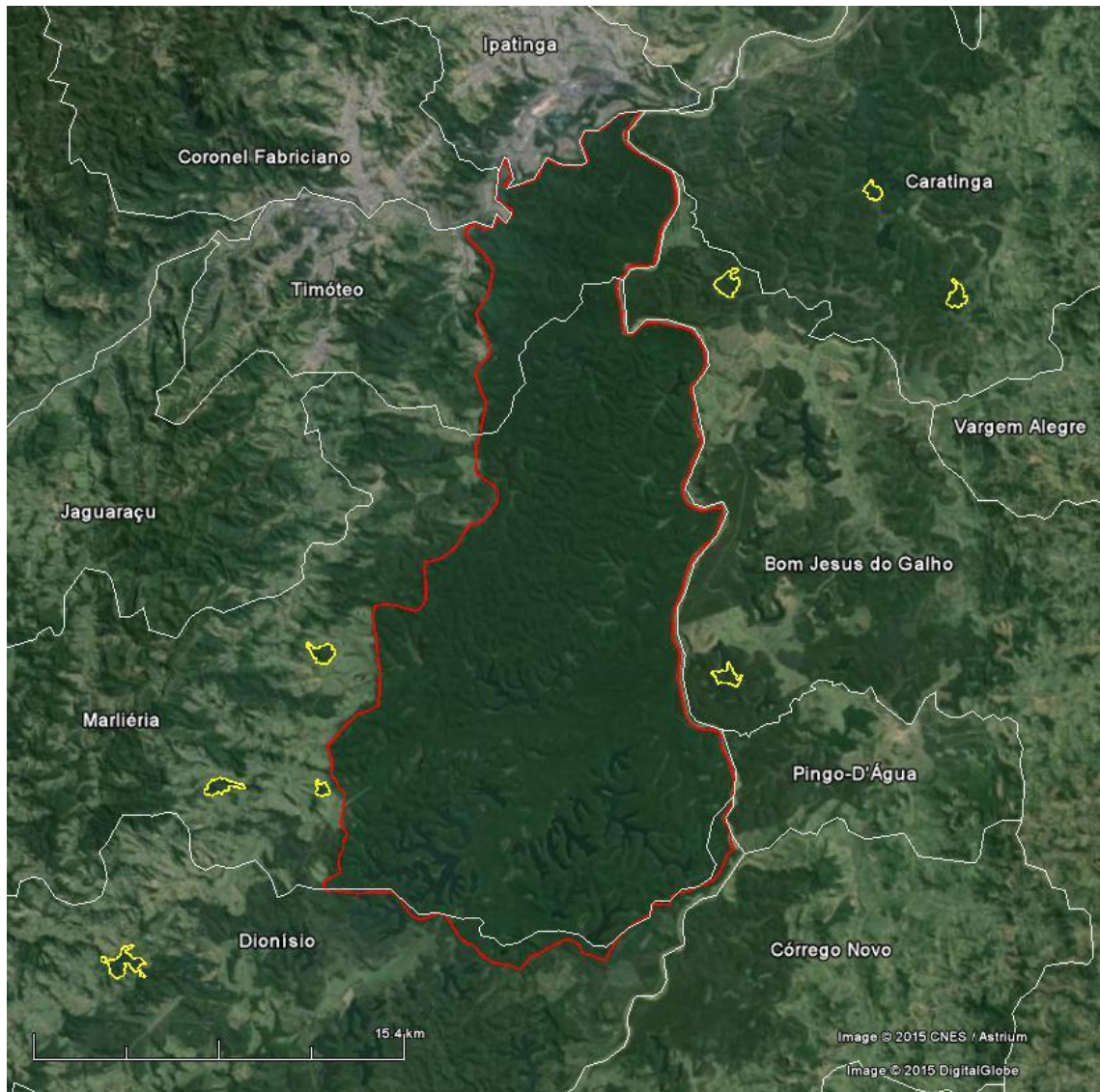


Figura 1 - Localização dos oito fragmentos florestais estudados. Linhas brancas indicam as divisas entre os municípios, com seus respectivos nomes destacados em branco. A linha vermelha indica a demarcação do Parque Estadual do Rio Doce - PERD. Em amarelo estão destacados os fragmentos estudados. A direita do PERD encontram-se os quatro fragmentos circundados por pasto, enquanto que na esquerda encontram-se os quatro fragmentos circundados por pasto. Fonte: Google Earth.

2. 2. Levantamento da avifauna

A comunidade de aves foi amostrada através da técnica de pontos fixos entre os meses de setembro e novembro de 2014, período do ano de maior atividade das aves. Os registros foram provenientes de aves vistas e/ou ouvidas dentro de um raio de 30 metros ao longo de 15 minutos. Esta metodologia, conhecida como amostragem por pontos de raio curto, é considerada útil para amostragem de pequenos fragmentos, já que permite maior confiabilidade ao observador sobre a posição das aves (Anjos *et al.* 2010).

Seis pontos distantes no mínimo 150 metros entre si foram escolhidos em cada fragmento. Três pontos foram posicionados distantes 30 metros da matriz para que fosse possível detectar as espécies que frequentam a borda; e três distantes 200 metros da matriz em direção ao centro do fragmento para que fosse possível detectar as espécies que frequentam o interior (Figura 2).

A amostragem foi repetida três vezes em cada ponto em dias distintos. Para evitar qualquer efeito do horário sobre a amostragem, a ordem dos pontos foi alternada. Deste modo, pontos que foram feitos no início da manhã na primeira amostragem, foram amostrados por último na segunda.

Para permitir o deslocamento dos pesquisadores entre os pontos, três transectos foram abertos ligando os pontos da borda aos pontos do interior. Assim, o deslocamento entre os pontos foi realizado em média com 10 minutos de duração. As observações iniciavam-se logo após o nascer do sol e estendiam-se até aproximadamente 02h30min após o início. Para evitar que o horário tivesse influência sobre os dados a ordem em que os pontos foram amostrados foi alternada.



Figura 2– Localização dos pontos, em vermelho, dentro de um fragmento circundado por pasto. Três pontos foram escolhidos distantes 30 metros da borda com o intuito de registrar as espécies que ali frequentam, e três no interior, distantes no mínimo 200 metros da matriz a fim de se registrar espécie que frequentam área com pouco ou nenhum efeito de borda. Todos os pontos foram feitos distantes no mínimo 150 m entre si, a fim de se tentar evitar que um mesmo indivíduo fosse registrado em mais de um ponto Fonte: Google Earth.

2. 3. Análise dos dados

Inicialmente foi avaliado se a altitude, distância até o maior fragmento de mata (considerado como a distância mínima até o PERD), e tamanho dos fragmentos influenciaram na riqueza total de espécies. Para isso, uma regressão linear foi realizada entre cada uma das variáveis e a riqueza total

observada, sendo estas tratadas como variáveis independentes e a riqueza como variável dependente. Para estas análises foi utilizado o software BioEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007).

Em seguida, um teste ANOVA Two-way foi realizado com o objetivo de testar se a riqueza entre os pontos na borda e interior dos fragmentos de mesma matriz era semelhante à riqueza entre fragmentos com matriz distinta (hipótese nula). Em virtude da rejeição da hipótese nula, foi realizado o teste de Tukey *a posteriori* para avaliar a diferença entre grupos.

Além disso, também foi calculada a abundância relativa das espécies para o conjunto de pontos no interior e borda dos fragmentos com mesma matriz. Este cálculo foi realizado dividindo-se o número total de indivíduos de uma espécie registrado em um determinado conjunto de pontos pelo total de indivíduos de todas as espécies registrados para os pontos em questão. Assim, agrupamos as espécies amostradas em cada grupo (borda com eucalipto (EB), Interior com eucalipto (EI), borda com pasto (PB) e interior com pasto (PI)) e calculamos a abundância relativa de cada uma. Posteriormente os resultados foram multiplicados por 100 para que os dados fossem apresentados como porcentagem.

Para avaliar a similaridade de espécies entre os grupos (PI, PB, EI e EB) calculou-se o índice de Jaccard (Jaccard 1901) através do programa PAST (Paleontological Statistics) (Hammer *et al.* 2003). Este índice leva em conta a relação existente entre o número de espécies compartilhadas e o número total de espécies encontradas quando se comparam duas amostras. Desta forma, esta análise utiliza dados binários e conseqüentemente desconsidera o peso da abundância entre as comunidades. Diante disso, também foi calculado o

índice de similaridade de Bray-Curtis para que a abundância também fosse incluída nas análises (Bray & Curtis 1957).

Os resultados foram apresentados através de dendrogramas de dissimilaridade, criados através do método de ligação UPMGA (“Unweighted Pair Group Method with arithmetic”) com auxílio dos procedimentos disponíveis no pacote ‘vegan’ (Oksanen *et al.* 2013) do *software* R, versão 3.0.2 (2013).

Além disso, a avaliação da avifauna também foi realizada com base nos padrões de diversidade funcional. A maioria dos estudos ecológicos utiliza apenas riqueza de espécies para comparar comunidades, porém essa abordagem tem como premissa a redundância funcional entre espécies. Em função disso, o índice de diversidade funcional foi proposto para avaliar as comunidades em relação ao número de funções que as espécies exercem no ambiente (Petchey & Gaston 2006).

Grupos funcionais têm sido definidos como um conjunto de espécies que apresentam respostas similares para o ambiente ou efeitos similares sobre os principais processos do ecossistema (Gitay & Noble 1997). Desta forma, para as análises o objetivo foi escolher características bem conhecidas das aves estudadas e que poderiam ser influenciadas pela matriz do fragmento. Assim, partimos do pressuposto que a matriz influenciaria na disponibilidade de alimento, disponibilidade de sítios de nidificação e na estrutura da vegetação, o que influenciaria diretamente nos sítios de forrageamento, resultando em comunidades distintas quanto à dieta, estratégia de nidificação e estrato de forrageamento.

Assim sendo, estas variáveis foram utilizadas para o cálculo da diversidade funcional, realizada utilizando-se o pacote ‘picante’ (Kembel *et al.*

2008) no ambiente R de acordo com Petchey & Gaston (2002). As espécies foram classificadas em relação aos itens que incluem na dieta, estratégia de nidificação e estrato de forrageamento baseado em Sick (1997) e Lopes *et al.* (2005).

Desta forma evitamos classificar uma espécie como especialista ou generalista já que tais classificações, em geral, mascaram os itens utilizados na dieta. Os possíveis itens foram: Carnívoras (aves que se alimentam de vertebrados vivos ou parte deles, excluindo carne em putrefação); Insetívoras (consumidoras de insetos); Nectarívoras (consumidoras de néctar floral); Granívoras (alimentam-se de grãos); Frugívoras (alimentam-se de frutos ou parte deles); Necrófagas (alimentam-se de carne em putrefação); Piscívoras (alimentam-se de peixes); Folívoras (alimentam-se de folhas, especialmente brotos).

Já para a estratégia de nidificação, as espécies foram classificadas quanto ao tipo de ninho que constroem e, quando não o fazem, ao tipo de ninho do qual costumam se apropriar. Os tipos foram: Fechado (ninho construído com ramos vegetais finos e com arquitetura fechada); Cesto (ninho construído com ramos vegetais finos e com arquitetura aberta em formato de cesto); Plataforma (ninhos construídos com ramos de maior espessura, muitas vezes galhos e de modo geral maiores que os de cesto); Cavidade em terra (ninhos feitos em buracos cavadas em terra ou cupinzeiro); Cavidade em madeira (ninhos feitos em cavidades cavadas em madeira); Solo (ninhos simples feitos sobre o solo ou serrapilheira, porém sem estrutura bem elaborada); Solo estruturado (ninhos feitos sobre o solo ou serrapilheira com algum grau de complexidade, geralmente com uso de ramos vegetais finos);

Nidoparasita (espécie que bota seus ovos no ninho de outra ave, a qual fica a tarefa de incubar os ovos e cuidar dos filhotes); Apropriador de cavidade em madeira (espécie que não cava seu ninho e se apropria de cavidades previamente escavadas em madeira por outra espécie); Apropriador de cavidade em terra (espécie que não cava seu ninho e se apropria de cavidades previamente feitas em terra ou cupinzeiro por outra espécie); Apropriador de cesto (espécie que não constrói seu ninho, mas se apropria de ninhos em formato de cesto feitos por outras espécies).

Quanto ao estrato de forrageamento às espécies foram classificadas como forrageadoras de solo (aquelas que buscam seu alimento ao nível do solo), vegetação (espécies que buscam seu alimento nos troncos, galhos e folhas das árvores) ou ar (espécies que capturam seu alimento no ar).

Por fim, para melhor compreensão dos dados, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para todos os grupos funcionais. Esta análise é uma formulação matemática usada na redução da dimensão de dados. Assim, a técnica PCA permite identificar padrões nos dados e expressá-los de maneira que suas semelhanças e diferenças sejam destacadas (Jolliffe 1986) tornando possível identificar as variáveis que melhor explicaram as diferenças entre as comunidades.

3. RESULTADOS

Foram registrados 601 indivíduos, sendo 333 nos fragmentos florestais cuja matriz era formada por eucalipto (213 registros na borda e 120 no interior) e 268 aves nos fragmentos circundados por pasto (147 na borda e 121 no interior). No total, 78 espécies foram registradas, sendo 58 nos fragmentos

circundados por pasto (48 na borda e 40 no interior) e 56 nos fragmentos circundados por eucalipto (49 na borda e 42 no interior).

A regressão linear entre o número total de espécies dos fragmentos e a distância do PERD ($F= 1,8$; $P=0,23$; $R^2= 0,23$), assim como a altitude ($F= 2,7$; $P=0,103$; $R^2= 0,06$), e tamanho dos fragmentos ($F= 1,8$; $P=0,23$; $R^2= 0,23$) não mostrou correlação significativa entre as variáveis.

O teste ANOVA demonstrou haver diferença significativa apenas entre a riqueza dos pontos de borda dos fragmentos circundados por eucalipto com os demais (pontos de interior e borda com pasto e pontos de interior com eucalipto) (Tabela 1).

Tabela 1 – Resultado do teste ANOVA Two-way e teste Tukey a posteriori. Pasto interior (PI), Pasto borda (PB), Eucalipto interior (EI) e Eucalipto borda (EB).

F (tratamentos) =	70.525	
p (tratamentos) =	0.0100	
Tukey	Q	(p)
Médias (EB a EI) =	52.462	< 0.05
Médias (EB a PB) =	47.385	< 0.05
Médias (EB a PI) =	57.539	< 0.05
Médias (EI a PB) =	0.5077	Não significativo
Médias (EI a PI) =	0.5077	Não significativo
Médias (PB a PI) =	10.154	Não significativo

O ranking de abundância relativa demonstrou que os pontos no interior de fragmentos circundados por eucalipto e pontos na borda e interior de fragmentos circundados por pasto possuem poucas espécies que dominam a comunidade (as espécies com maior abundância foram *Thamnophilus ambiguus* 15,0%; *Pheugopedius genibarbis* 12,9%; *Thamnophilus ambiguus* 19,8%, respectivamente). Por outro lado, pontos na borda de fragmentos circundados por eucalipto apresentam maior homogeneidade da comunidade com a espécie mais abundante, *Thamnophilus ambiguus*, representando apenas 8,5% (Figura 3).

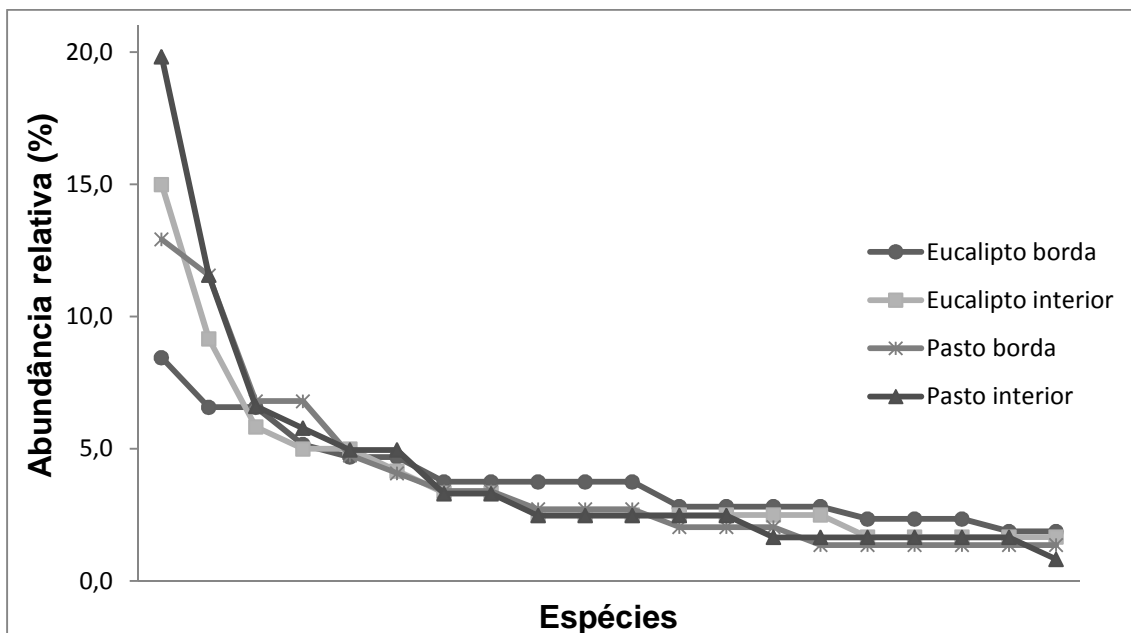


Figura 3– Ranking de abundância relativa para as 10 espécies mais abundantes de cada local. Comunidades presentes na borda e no interior de fragmentos circundados por pasto, assim como comunidades presentes no interior de fragmentos em contato com eucalipto, aparentaram possuir maior dominância de poucas espécies. Já a comunidade presente na borda de

fragmentos circundados por eucalipto mostraram-se com maior distribuição de indivíduos entre as espécies.

O teste de similaridade de Jaccard demonstrou haver maior similaridade entre os pontos circundados pela mesma matriz na composição de espécies (Tabela 3). A similaridade entre a comunidade na borda de fragmentos circundados por pasto e interior, e entre borda circundada por eucalipto e interior circundado por eucalipto foram iguais ($J = 0,52$). Já a similaridade entre os outros pontos foi semelhante (pasto borda e eucalipto interior $J = 0,45$; pasto borda e eucalipto borda $J = 0,47$; pasto interior e eucalipto interior $J = 0,44$), com exceção de pasto interior e eucalipto borda que tiveram a menor similaridade ($J = 0,39$). Os resultados podem ser melhor visualizados através do dendrograma criado pela dissimilaridade (similaridade subtraída por 1) onde os pontos foram agrupados em dois grupos distintos (Figura 4).

O índice de Bray-Curtis que considera a abundância das espécies nas análises, demonstrou resultado diferente. Eucalipto borda e pasto interior tiveram a menor similaridade ($B = 0,47$), enquanto pasto interior e pasto borda ($B = 0,62$), assim como pasto borda e eucalipto interior ($B = 0,63$) tiveram as maiores similaridades (Tabela 3). Já eucalipto interior e eucalipto borda ($B = 0,56$), pasto borda e eucalipto borda ($B = 0,55$), pasto interior e eucalipto interior ($B = 0,61$) tiveram similaridades intermediárias.

Desta forma, o dendrograma criado através da dissimilaridade separou eucalipto borda dos demais, que ficaram em outro grupo onde eucalipto interior e pasto borda formaram o grupo mais similar na composição de espécies (Figura 4).

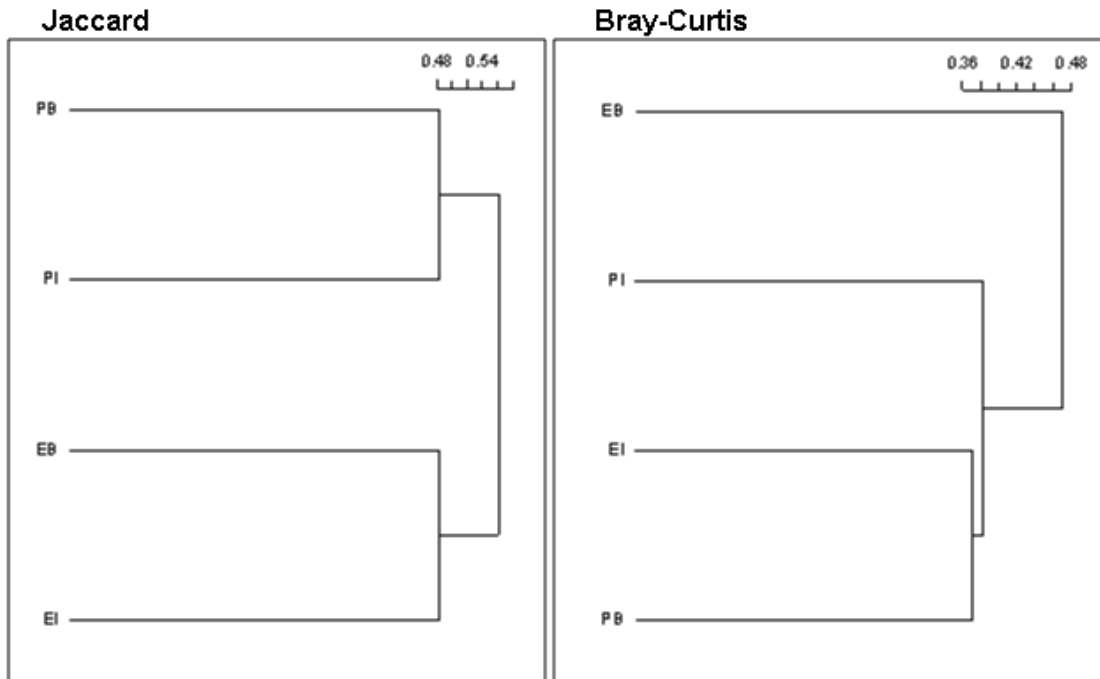


Figura 4- Dendrogramas criados a partir dos índices de dissimilaridade de Jaccard e de Bray-Curtis. O índice de Jaccard agrupa os pontos com mesma matrix (Pasto interior (PI) e Pasto borda (PB); Eucalipto interior (EI) e Eucalipto borda (EB)). Já o índice de Bray-Curtis separa a comunidade em borda de fragmentos circundados por eucalipto, enquanto que reuni os demais.

A diversidade funcional foi maior para pontos de borda, tanto para eucalipto como para pasto, porém pontos na borda em contato com eucalipto alcançaram o maior valor. Já os pontos de interior obtiveram os menores valores, sendo que pasto interior obteve o menor valor (Tabela 4).

Tabela 2 – Diversidade funcional para os grupos Pasto interior (PI), Pasto borda (PB), Eucalipto interior (EI) e Eucalipto borda (EB).

	EB	EI	PB	PI
Diversidade funcional	2,19	1,95	2,0	1,55

A avaliação individual das guildas de alimentação demonstrou haver maior riqueza geral de aves que incluem insetos e/ou frutos em sua dieta (Pasto interior = insetívora 53% e frugívoras 24%; Pasto borda = insetívora 52% e frugívoras 23%; Eucalipto interior = insetívora 44% e frugívoras 28%; Eucalipto borda = insetívora 47% e frugívoras 29%). Entretanto, a distinção entre eucalipto e pasto foi maior já que houve maior proporção de aves que consomem insetos e menor proporção de aves que comem frutas no pasto.

Já as guildas de tipos de nidificação e de locais de forrageamento demonstraram que em todos os ambientes há dominância de aves que fazem ninho do tipo ramo fechado e do tipo cesto e espécies que buscam seu alimento na vegetação.

Por outro lado, a análise de componente principais revelou apenas três variáveis com forte influência sobre o resultado. Foram encontrados dois componentes que, juntos, explicam mais de 90% dos dados. O primeiro responde por 71.17 % e foi determinado positivamente principalmente por espécies insetívoras, frugívoras e espécies que forrageiam na vegetação, enquanto que o segundo responde por 22.67% e foi determinado positivamente por espécies frugívoras e negativamente por espécies insetívoras (Figura 5). Os pontos localizados na borda, tanto no eucalipto

quanto no pasto, tiveram valor positivo no eixo do primeiro componente, enquanto que pontos de interior tiveram valor negativo. Por outro lado, apenas os pontos nos fragmentos circundados por eucalipto tiveram score positivo no eixo do segundo componente (Figura 6).

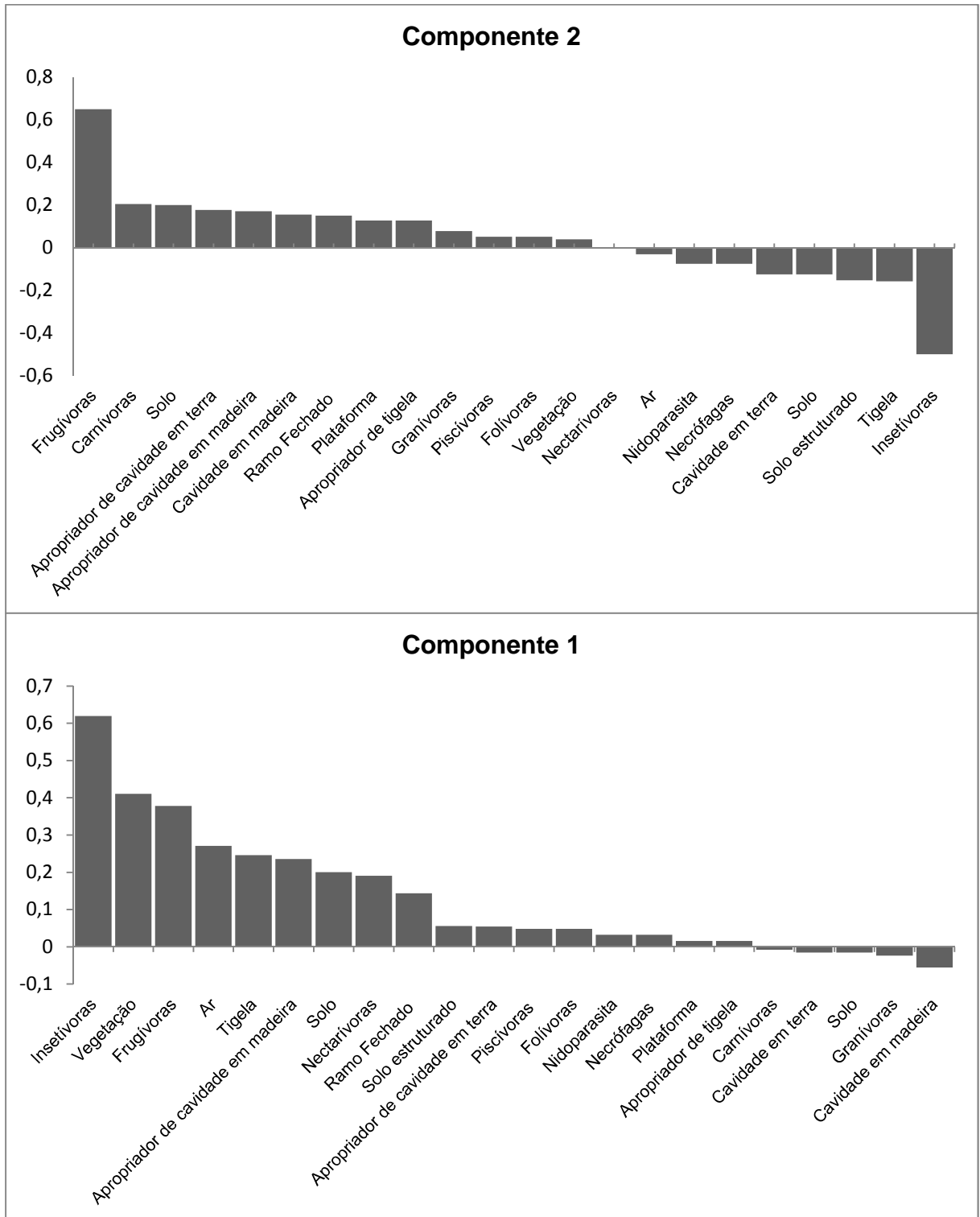


Figura 5- Participação de cada medida sobre o eixo no Scatter plot (“loading”).

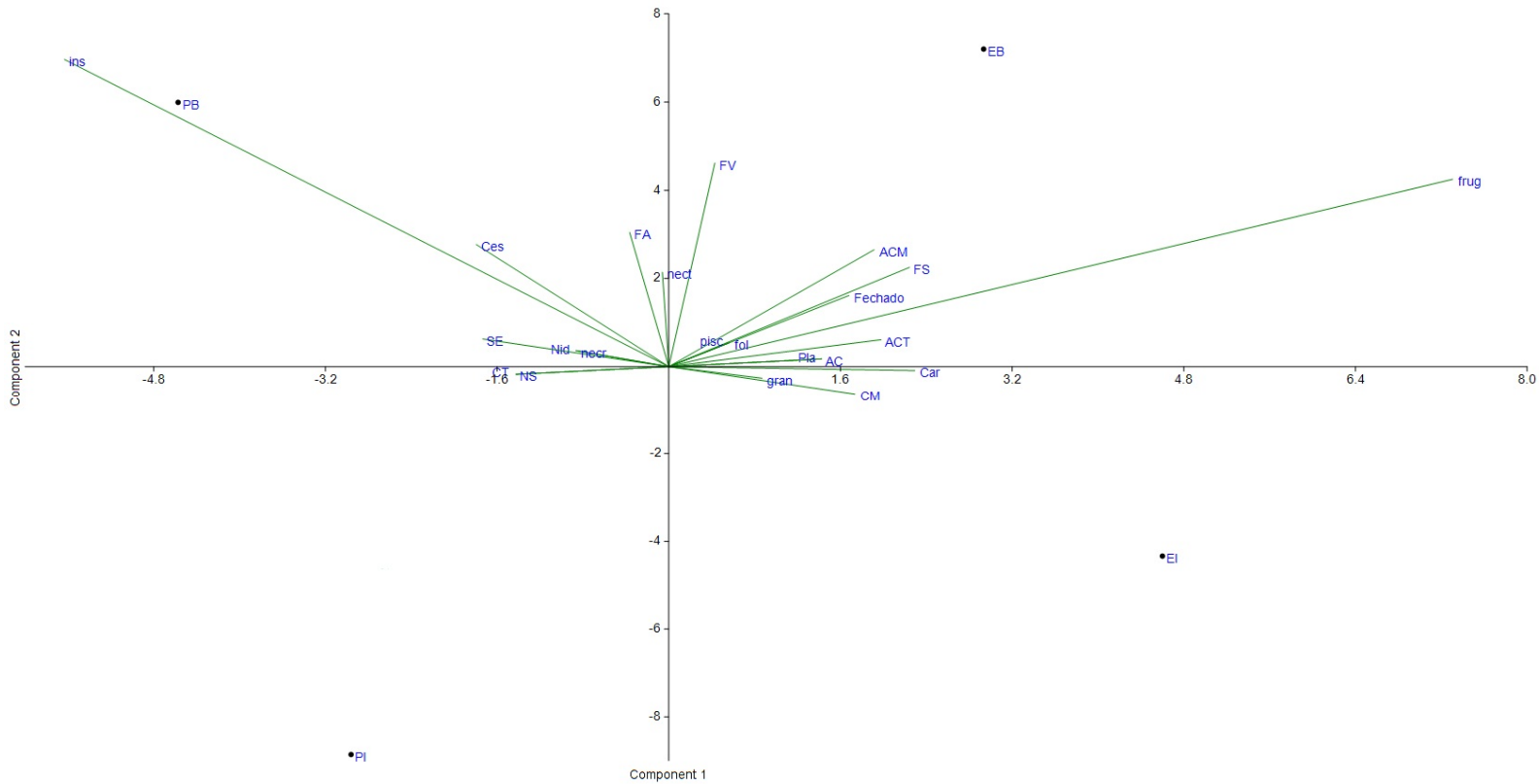


Figura 6- Análise do componente principal (PCA) para guildas de alimentação, comportamento de nidificação e forrageamento nos distintos ambientes. EB = Borda de fragmento com matriz de eucalipto; EI = Interior de fragmento com matriz de eucalipto; PB = Borda de fragmento com matriz de pasto; PI = Interior de fragmento com matriz pasto

4. DISCUSSÃO

Estudos dos efeitos da fragmentação de hábitat sobre as comunidades enfatizam principalmente o tamanho dos fragmentos (e.g. Hovel & Lipcius 2001) e o grau de isolamento entre eles como variáveis que exercem influencia

sobre a riqueza e abundância das espécies presentes nos fragmentos (e.g. Andrén 1994). Entretanto estas variáveis não foram decisivas para explicar a riqueza de aves encontrada nos fragmentos circundados por pasto ou eucalipto.

Embora o tamanho dos fragmentos seja considerado como o parâmetro mais importante para explicar a riqueza de espécies (Metzger 1999), em nosso estudo, apesar de o maior fragmento ter quase duas vezes o tamanho do menor, esta diferença não foi suficiente para explicar a riqueza de espécies dos fragmentos.

O isolamento, considerado aqui como a distância do PERD dos fragmentos estudados, apesar de geralmente ser considerada uma variável capaz de explicar uma pequena parte da riqueza de espécies dentro dos fragmentos (Metzger 1999), também não foi suficiente para influenciar a riqueza de espécies em nossa área de estudo, mesmo variando desde 350 m até 10,4 km. Por outro lado, é importante ressaltar que outros parâmetros de ecologia de paisagem, tais como distância entre os fragmentos, tenham maior influência sobre os resultados do que a distância para o maior bloco de mata. Porém, esta hipótese não foi avaliada.

Estudos também indicam que a altitude age como um fator determinante para a riqueza de espécies (Pianka 1966). Entretanto, nossos dados demonstraram que a variação de altitude encontrada entre os pontos, máxima de 270 metros, também não foi suficiente para influenciar a comunidade de aves. Para a região da Bacia do Rio Doce é necessária uma variação de 500 m de altitude para determinar a existência de diferenças entre a composição das comunidades de aves (Machado & Fonseca 2000). Assim, é possível que a

altitude seja um fator importante, porém a amplitude entre os fragmentos estudados por nós não foi suficiente para modificar a riqueza de espécies entre eles.

Desta forma, as variações de alguns parâmetros entre as comunidades de aves investigadas neste estudo provavelmente ocorrem em função do tipo de matriz em que os fragmentos estão inseridos. É possível que as variáveis acima apontadas (altitude, tamanho e isolamento), sejam importantes para determinar a composição e diversidade de comunidades de aves, porém a variação delas nos fragmentos estudados não foi grande o suficiente para causar tais efeitos. Para uma avaliação mais completa dessas variáveis, seria necessário aumentar o número de fragmentos amostrados a fim de aumentar a amplitude das variáveis. Porém, este não foi o objetivo deste estudo. A avaliação delas foi realizada com o objetivo de verificar se, para os fragmentos amostrados, se elas tiveram alguma influencia nos resultados. Como não demonstraram, atribuímos a variação de alguns parâmetros à composição da matriz.

Além de interferir no número de espécies, a matriz de eucalipto influenciou também na abundância relativa destas espécies na borda dos fragmentos. O padrão encontrado é diferente do que comumente é encontrado em comunidades naturais, onde geralmente há alta dominância por poucas espécies. Magurran (2004) discute que as distribuições de abundância das espécies nos fornecem informações sobre os processos que determinam a diversidade biológica de uma assembleia. Isso decorre do pressuposto que a abundância de uma espécie reflete seu sucesso em competir por recursos limitados. Desta forma, inferimos que na borda dos fragmentos em contato com

eucalipto os recursos estão disponíveis para a comunidade de forma que todas as espécies são igualmente beneficiadas. Assim, supostamente as espécies pouco abundantes nos outros locais têm condições e recursos suficientes para competir igualmente na borda, proporcionando uma competição equilibrada.

Por outro lado, é notável a ausência de registros de espécies características de áreas abertas nos fragmentos de matriz eucalipto, tais como *Colaptes campestris*, *Crypturellus parvirostris* e *Gnorimopsar chopi*, presentes em fragmentos circundados por pasto. Assim, inferimos que os eucaliptais também podem agir como barreiras que impedem que estas espécies alcancem a borda da mata e, conseqüentemente, diminui a competição de aves florestais com aves de áreas abertas na interface entre estes dois ambientes.

Esperávamos que os eucaliptais agissem como barreiras, diminuindo o efeito de borda, tendo em vista que este efeito é mais significativo onde o contraste entre a borda e a matriz é maior (Ries *et al.* 2004, Engel & Nassur 1995). Desta forma, efeitos de borda como maior incidência de raios solares, maior intensidade de ventos, maior variação da umidade e temperatura na borda (Chen *et al.* 1995, Matlack, 1993), seriam maiores nos fragmentos circundados por pasto. Tendo em vista que diferenças em relação à história de vida e estratégias de forrageamento das espécies resultam em variações interespecíficas em resposta a estes efeitos (Lovejoy *et al.* 1986, Develey & Metzger 2006; Van Houtan *et al.* 2007), esperávamos que as comunidades responderiam de maneira distinta entre os fragmentos circundados por eucalipto e pasto.

De fato, as comunidades de interior e borda dos fragmentos com eucalipto apresentaram similaridade de espécies maior entre si do que com os outros pontos (PB e PI). Entretanto, as abundâncias dessas espécies foram distintas nos diferentes locais (PI, PB, EI, EB), de forma que, quando comparamos as comunidades levando em conta a riqueza e abundância, a comunidade da borda em contato com eucalipto apresenta menor similaridade que os demais locais. Isso ocorreu porque as espécies abundantes de PB, PI e EB são menos abundantes em EI. Vale destacar, por exemplo, a frequência de *Pheugopedius genibarbis* que foi muito alta nos outros fragmentos (interior eucalipto 9,2; pasto borda 12,9; pasto interior 11,6), porém baixa na borda dos fragmentos com eucalipto (3,8). Assim, mesmo compartilhando espécies semelhantes com o EI, a comunidade dos pontos na borda distingue-se quanto à abundância dessas espécies.

A princípio os resultados sugerem que os eucaliptais atraiam algumas espécies, enquanto repelem outras. De fato algumas espécies de aves podem frequentar eucaliptais (Machado & Lamas 1996), principalmente quando há recursos através da floração, em especial para espécies nectarívoras (Antunes 2003). Entretanto, no Brasil e especialmente na área de estudo, os eucaliptos são colhidos quase sempre antes da primeira floração, que ocorre quando atingem 5-8 anos de idade. Alguns autores ainda discutem que além de fornecerem poucos recursos alimentares, a perda de componentes estruturais causada pela distribuição regular das plantações de eucalipto também é um fator que reduz a riqueza e composição de espécies de aves (Mardsen *et al.* 2001, Sekercioglu 2002, Lindenmayer & Hobbs 2004, Mazurek & Zielinski 2004).

Para que uma matriz seja funcional, esta deve fornecer recursos alimentares e mesmo áreas de reprodução para a comunidade (e.g. Gates & Gysel 1978). Para redução dos efeitos da fragmentação, a matriz deve ser estruturalmente similar ao habitat primário, de forma que as espécies possam usá-lo como habitat ou para movimentar-se entre os fragmentos (Laurance 1990, Fahrig & Merriam 1994, Aberg *et al.* 1995, Stouffer & Bierregaard 1995, Gascon *et al.* 1999). Para aves restritas a fragmentos florestais, a impossibilidade de habitar a matriz é o principal fator citado para o declínio e extinção de (Diamond *et al.* 1987, Opdam *et al.* 1995, Gascon *et al.* 1999).

Por outro lado, nosso estudo indicou que a matriz de eucalipto causa um efeito benéfico na borda, porém sem influência sobre a comunidade presente no interior dos fragmentos. Aparentemente, apesar de não disponibilizar recursos diretamente, os eucaliptais parecem influenciar a borda dos fragmentos de forma que aumentam a disponibilidade de recursos como alimento e sítios de nidificação.

Aves exigentes como as que utilizam cavidades, recurso limitante no sucesso reprodutivo de aves (Hilden 1965, Copeyon 1990, Heppell *et al.* 1994), foram mais abundantes nas bordas com eucalipto. Já para fragmentos cuja matriz é pasto, foi registrado maior proporção de aves que fazem ninhos mais simples tal como de cesto do que em fragmentos em eucalipto.

Estudos indicam que as comunidades de aves brasileiras de dieta mais especializada (e.g. frugívoras de grande porte) declinam ou desaparecem diante da fragmentação, enquanto espécies mais generalistas (e.g. onívoras) aumentam em riqueza e abundância, resultando em alterações da proporção

dos grupos funcionais (Aleixo 2001, Anjos 2001, Marsden *et al.* 2001, Laurance *et al.* 2002, Sekercioglu 2012).

Por se tratar de dois ambientes fragmentados, ambas as comunidades foram caracterizadas por uma avifauna de modo geral empobrecida, tendo em vista a grande riqueza de aves registrada para a região (Machado & Fonseca 2000). Entretanto, além de apresentar maior quantidade de aves que incluem frutas na dieta, é notável a presença de algumas espécies frugívoras de grande porte na borda de eucalipto, como *Pyroderus scutatus*, espécie ameaçada no estado de Minas Gerais (Machado *et al.* 1998).

Desta forma, nosso estudo demonstra que as diferentes formas de matriz podem interferir em parâmetros da comunidade de aves, sendo que a interface entre eucalipto e mata pode manter maior diversidade funcional que fragmentos em contato com pastagens.

Por outro lado, deve-se levar em consideração que os eucaliptais são periodicamente cortados e replantados e, portanto, o efeito de borda volta a ser forte em algumas fases do plantio. Apesar de trabalhos sobre o efeito das colheitas ainda serem escassos, estudos indicam que o manejo deixando linhas de árvores próximas aos fragmentos atenua o efeito de borda, mantendo melhores condições na margem dos fragmentos (Nascimento *et al.* 2010).

Tendo em vista a atual situação das florestas tropicais, especialmente a fragmentada Mata Atlântica, sugerimos que em futuros estudos envolvendo o papel da matriz para a fauna, assim como agricultores e conservacionistas, seja dada especial atenção para o manejo da matriz a fim de manter a biodiversidade, em especial para florestas de eucalipto.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABERG, J., G. JANSSON, J. E. SWENSON, AND P. ANGELSTAM. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasia bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103, 265-269.
- ABRAF - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS. Anuário estatístico ABRAF 2013. Ano base 2012 / ABRAF. Brasília.
- ALEIXO, A. 2001. Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e a importância de florestas secundárias. In: Albuquerque J. L. B., J. F. Cândido Junior, F. C. Straube and A. L. Roos. *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba. 199-206.
- ANDRÉN, H., AND P. ANGELSTAM. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat island: experimental evidence. *Ecology* 69: 544–547.

- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos* 71: 355–366.
- ANJOS, L., G. H., VOLPATO, I. B. MENDONÇA, P. P. SERAFINI, E. V. LOPES, R. BOÇON, E. S. SILVA, AND M. V. BISHEIMER. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal; uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: Von Matter S., F. C. Straube, I. A. Accordi, V. Q. Piacentini and J. F. Cândido-Jr. *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 63-76.
- ANJOS, L. 2001. Bird communities in five Atlantic forest fragments in Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*. 12:11-27.
- ANTUNES, A. Z. 2003. Partilha de néctar de *Eucalyptus* spp., territorialidade e hierarquia de dominância em beija-flores (Aves: Trochilidae) no sudeste do Brasil. *Ararajuba*, vol. 11, no. 1, p. 39-44.
- AYRES, M., D. L. AYRES, AND A. A. S. SANTOS. 2007. *BioEstat: aplicações estatísticas na área de ciências biomédicas*. Belém.
- BARLOW, J., T. A. GARDNER, I. S. ARAUJO, T. C. ÁVILA-PIRES, A. B. BONALDO, J. E. COSTA, M. C. ESPOSITO, L. V. FERREIRA, J. HAWES, M. I. M. HERNANDEZ, M. S. HOOGMOED, R. N. LEITE, N. F. LO-MAN-HUNG, J. R. MALCOLM, M. B. MARTINS, L. A. M. MESTRE, R. MIRANDA-SANTOS, A. L. NUNES-GUTJAHR, W. L. OVERAL, L. PARRY, S. L. PETERS, M. A. RIBEIRO-JUNIOR, M. N. F. DA SILVA, C. DA SILVA MOTTA, C. A. PERES. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary and plantation forests. *Proceeding of the National*

- Academy of Sciences of the United States Of America. 104: 18555–18560.
- BRAY, J. R. AND J. T. CURTIS. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- BREMER, L. L., AND K. A. FARLEY. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*. 19:3893–3915.
- BROCKERHOFF, E. G., H. JACTEL, J. A. PARROTTA, C. P. QUINE, AND J. SAYER. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*. 17, 925–951.
- CASTELLON T. D., AND K. E. SIEVING. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*. 20: 135–145
- CETEC. 1978. Levantamento pedológico do Parque Estadual do Rio Doce. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC: Belo Horizonte, MG. 68.
- CHEN, J., J. F. FRANKLIN, AND T. A. SPIES. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*. 5: 74–86.
- COLLAR, N. J., D. C. WEGE, AND A. J. LONG. 1997. Patterns and causes of endangerment in the New World of avifauna. *Ornithological Monographs*. 48: 237-260.
- COPEYON, C. K. 1990. A technique for constructing cavities for the Red-cockaded Woodpecker. *Wildlife Society Bulletin* 18:303-31.

- DEVELEY, P. F., AND J. P. W. METZGER. 2006. Birds in Atlantic forest landscapes: effects of forest cover and configuration. In: LAURANCE, W. F., AND C. A. PERES (Eds.), *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago and London. 269–290.
- DIAMOND, J. M., K D. BISHOP, AND S. VAN BALEN. 1987. Bird survival in an isolated Javan Woodland: island or mirror?. *Conservation Biology* 1: 132–142.
- ENGEL, V. L.; AND A. A. NASSUR. 1995. Forest dynamics and border effects of Atlantic Forest reserves among Eucalyptus plantation stands. In: IUFRO WORLD CONGRESS, 20, Tampere: Proceedings... Tampere: IUFRO.
- EVANS, J., AND J. TURNBULL. 2004. *Plantation Forestry in the Tropics*. Oxford University Press, Oxford.
- FAHRIG, L., AND G. MERRIAM. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.
- FAO, 2007. *State of the World's Forests 2007*. In: F.a.A.O.o.t.U. Nations. (Ed.), *State of the World's Forests*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. 1–157.
- FONSECA, G. A. B. 1997. Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre. In: PAULA, J. A. A. F. BARBIERI, C.B. GUERRA, E. C. LANDAU, F. VIEIRA, F. A. R. BARBOSA, H S. M. COSTA, L. P. GUERRA, R. L. M. MONTE-MÓR, R. F. SIMÕES, AND T. M. BRAGA (orgs). *Biodiversidade, população e economia – Uma região de Mata Atlântica*. UFMG/CEDEPLAR – ECMVS. PADCT/CIAMB, Belo Horizonte, Brasil. 455-468.

- GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD JR, J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, S. BORGES. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.
- GATES, J. E., AND L. W. GYSEL. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871–883.
- GILHUIS, J. P. 1986. Vegetation survey of the Parque Florestal Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. MSc Dissertation. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Brazil.
- GITAY H. AND I. R. NOBLE. 1997. What are functional types and how should we seek them? In: Smith TM, Shugart HH, Woodward FI (eds) *Plant Functional Types. Their Relavance to Ecosystem Properties and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge. 3-19
- HAMMER, O., D. A. HARPER, AND P. D. RYAN. 2003. PAST - Paleontological statistics. Version 1.12. <http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html>.
- HANSBAUER, M. M., I. Storch, R. G. Pimentel, AND J. P. Metzger. 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology*. 24: 291-299.
- HANSKI, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41– 49.
- HARPER, K.A., S. E. MACDONALD, P. J. BURTON, J. Q. CHEN, K. D. BROSOFSKE, S. C. SAUNDERS, E. S. EUSKIRCHEN, D. ROBERTS, M. S. JAITEH, AND P. A. ESSEEN. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 19: 768–782.

- HEPPELL, S. S., J. R. WALTERS, AND L. B. CROWDER. 1994. Evaluating management Management 58:479-487.
- HILDEN, O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici*, 2:53-75.
- HOUGHTON, R. A. 1994. The worldwide extent of land-use change. *Bioscience* 44, 305–313.
- HOVEL, K. A., AND R. N. LIPCIUS. 2001. Habitat fragmentation in a seagrass landscape: patch size and complexity control blue crab survival. *Ecology* 82: 1814–1829.
- JACCARD, P. 1901. Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques regions voisines. *Bulletin de la Societ e Vaudoise des Sciences Naturelles* 37: 241–272.
- JOLLIFFE I. T. 1986. *Principal component analysis*. New York: Springer-Verlag.
- KATTAN, G. H., H. Alvarez-Lopez, AND M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology*. 8: 138–146.
- KEMBEL, S., D. ACKERLY, S. BLOMBERG, P. COWAN, M. HELMUS, AND C. WEBB. 2008 *Picante: tools for integrating phylogenies and ecology*. (R package, version 0.2-0). <http://picante.r-forge.r-project.org/>.
- LAURANCE, W. F. 1990. Comparative responses of  ve arboreal marsu- pials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71: 641-653.
- LAURANCE, W. F., T. E. LOVEJOY, H. L. VASCONCELOS, E. M. BRUNA, R. K. DIDHAM, P. C. STOUFFER, C. GASCON, R. O. BIERREGAARD JR., S. G. LAURANCE AND E. SAMPAIO. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16:605-618.

- LIDICKER, W. Z. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecol.* 14: 331–343.
- LINDENMAYER, D. B., AND R. HOBBS. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests-a review. *Biological Conservation.* 119: 151–168.
- LOPES, L. E., A. M. FERNANDES, AND M. A. MARINI. 2005. Diet of some Atlantic Forest birds. *Ararajuba* 13: 95-103.
- LOVEJOY, T.E., R. O. BIERREGAARD JR., A. B. RYLANDS, J. B. MALCOLM, C. QUINTELA, L; H. HARPER, K. S. BROWN JR., A. H. POWELL, G. B. N. POWELL, H. O. R. SCHUBART, AND M. B. HAYS. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. A. (Ed.), *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity.* Sinauer, Sunderland, MA, 257–285.
- MACARTHUR, J. W. AND WILSON, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography.* Princeton, NJ: Princeton University Press.
- MACHADO, R. B., AND G. A. B. FONSECA. 2000. The avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. *Biotropica, Lawrence*, 32 (4b): 914-924.
- MACHADO, R. B., AND I. R. LAMAS. 1996. A avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba, São Carlos*, 4: 15-22.
- MACHADO, A. B. M., G. A. B. FONSECA, R. B. MACHADO, L. M. S. AGUIAR AND L. V. LINS. 1998. *Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais.* Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

- MACHADO, R. B. 1995. Padrão de fragmentação da Mata Atlântica em três municípios da bacia do Rio Doce (Minas Gerais) e suas consequências para a avifauna. MSc Dissertation. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. Brazil.
- MAGURRAN, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Science.
- MARSDEN, S. J., M. WHIFFIN, AND M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 10: 737–751.
- MATLACK, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*. 66: 185–194.
- MAZUREK, M.J., AND W. J. ZIELINSKI. 2004. Individual legacy trees influence vertebrate wildlife diversity in commercial forests. *Forest Ecology and Management*. 193: 321–334.
- METZGER, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: uma análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71:445 - 463.
- MORELLATO, L. P. C., AND C. F. B. HADDAD. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 786-792.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58–62.
- MYERS, M., R. A. MITTERMEIR, C. G. MITTERMEIR, G. A. B. DA FONSECA, AND J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

- NASCIMENTO, M. I., F. POGGIANI, G. DURIGAN, A. F. LEMMA, AND D. F. DA SILVA FILHO. 2010. Eficácia de barreira de eucaliptos na contenção do efeito de borda em fragmento de floresta subtropical no estado de São Paulo, Brasil. *Scientia Forestalis*, 38: 191-203.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, AND H. WAGNER. 2013. *Vegan: community ecology package*. R package version 2.0-8. The R Project for Statistical Computing, Vienna, Austria. [online] URL: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OPDAM, P., R. FOPPEN, R. REIJNEN, AND A. SCHOTMAN. 1995. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis* 137: 139–146.
- PETCHEY, O. L., AND K. J. GASTON. 2002. Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters* 5: 402–411.
- PETCHEY, O. L., AND K. J. GASTON. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*. 9(6):741-758.
- PIANKA, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of the concepts. *American Naturalist* 100: 33-46.
- PREVEDELLO, J.A., AND M. V. VIEIRA. 2010. Does the type of matrix matter? a quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*. 19: 1205–1223.
- R Development Core Team. 2006. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>.

- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, AND M. M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, Boston, 142(6): 1141 - 1153, 2009.
- RIBON, R., J. E. SIMON, AND E. G. T. DE MATTOS. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*. 17: 1827-1839.
- RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158(1):87-99
- RIES, L., R. J. FLETCHER JR, J. BATTIN, AND T. D. SISK. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 491–522.
- SAUNDERS, D.A., R. J. HOBBS, AND C. R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5: 18–32.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*. 107: 229–240.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153: 153-161
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro, Editora Nova Fronteira, 912.

- SIEVING, K. E., M. F. WILLSON, T. L. DE SANTO. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented southtemperate rainforest. *The Auk* 113: 944–949.
- STOUFFER, P., R. O. Bierregaard Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology* 76: 2429-2443.
- STRATFORD, J. A., AND STOUFFER, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*. 13: 1416–1423.
- VAN HOUTAN, K. S., S. L. PIMM, J. M. HALLEY, R. O. BIERREGAARD JR., AND T. E. LOVEJOY. 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters* 9: 1–11.
- VELOSO, H. P., A. L. R. RANGEL FILHO, AND J. C. A. LIMA. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE. 124p.
- WATLING, J. I., A. J. NOWAKOWSKI, M. A. DONNELLY, J. L. ORROCK. 2011. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology and Biogeography*. 20: 209–217.
- WILLIS, E. O. 1974. Population and local extinction of birds. *Ecological Monographs*. 44: 153–169.

Tabela 3 – Lista de espécies registradas nos fragmentos com suas abundancias relativas [EB = Borda de fragmento com matriz de eucalipto; EI = Interior de fragmento com matriz de eucalipto; PB = Borda de fragmento com matriz de pasto; PI = Interior de fragmento com matriz pasto]

Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI
Tinamiformes						
Tinamidae						
<i>Crypturellus parvirostris</i>	inhambu-chororó	Small-billed Tinamou	0,00	0,00	0,00	0,83
<i>Crypturellus tataupa</i>	inhambu-chintã	Tataupa Tinamou	0,00	1,67	1,36	0,83
Galliformes						
Cracidae						
<i>Penelope obscura</i>	jacuaçu	Dusky-legged Guan	0,00	0,00	1,36	0,83
Cathartiformes						

Cathartidae							
<i>Coragyps atratus</i>	urubu-de-cabeça-preta	Black Vulture	0,00	0,00	0,68	0,00	
Accipitriformes							
Accipitridae							
<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	Roadside Hawk	0,00	0,83	0,00	0,83	
Columbiformes							
Columbidae							
<i>Patagioenas picazuro</i>	pombão	Picazuro Pigeon	3,76	1,67	6,80	0,83	
Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI	
<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega	Pale-vented Pigeon	0,00	0,00	0,00	0,83	
<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa	Plumbeous Pigeon	0,00	0,83	0,00	0,00	
<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	White-tipped Dove	0,94	0,83	0,68	0,83	
Cuculiformes							
Cuculidae							
<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	Squirrel Cuckoo	1,41	2,50	4,76	2,48	
<i>Tapera naevia</i>	saci	Striped Cuckoo	0,00	0,00	0,68	0,00	
Caprimulgiformes							
Caprimulgidae							
<i>Hydropsalis albicollis</i>	bacurau	Pauraque	0,47	0,00	0,00	0,00	
Apodiformes							
Trochilidae							

<i>Phaethornis idaliae</i>	rabo-branco-mirim	Minute Hermit	0,00	3,33	1,36	0,83
<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado	Planalto Hermit	0,00	0,00	0,68	0,00
<i>Hylocharis cyanus</i>	beija-flor-roxo	White-chinned Sapphire	2,82	0,00	0,68	0,00
<i>Amazilia lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul	Sapphire-spangled Emerald	6,57	5,00	4,08	2,48
Trogoniformes						
Trogonidae						
Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI
<i>Trogon surrucura</i>	surucúá-variado	Surucua Trogon	0,00	0,00	0,00	0,83
Piciformes						
Ramphastidae						
<i>Pteroglossus aracari</i>	araçari-de-bico-branco	Black-necked Aracari	0,00	0,00	2,72	0,83
Picidae						
<i>Picumnus cirratus</i>	pica-pau-anão-barrado	White-barred Piculet	0,47	0,83	1,36	3,31
<i>Veniliornis passerinus</i>	picapauzinho-anão	Little Woodpecker	0,47	0,00	0,00	0,83
<i>Piculus polyzonus</i>	pica-pau-dourado-grande	Brazilian Golden-green Woodpecker	0,00	0,83	0,00	0,00
<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	Campo Flicker	0,00	0,00	1,36	0,00

<i>Celeus flavescens</i>	pica-pau-de- cabeça-amarela	Blond-crested Woodpecker	0,47	1,67	0,00	0,00
Falconiformes						
Falconidae						
<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	Yellow-headed Caracara	0,47	0,83	0,00	0,00
Psittaciformes						
Psittacidae						
Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão- maracanã	White-eyed Parakeet	0,47	0,83	0,00	0,00
<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim	Blue-winged Parrotlet	0,47	0,00	0,00	0,00
<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico	Plain Parakeet	0,00	0,83	0,00	0,00
<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca-verde	Scaly-headed Parrot	0,47	1,67	0,00	0,83
<i>Amazona farinosa</i>	papagaio-moleiro	Mealy Parrot	0,94	0,00	0,68	0,00
Passeriformes						
Thamnophilidae						
<i>Myrmotherula axillaris</i>	choquinha-de- flanco-branco	White-flanked Antwren	0,00	0,00	1,36	1,65
<i>Thamnophilus palliatus</i>	choca-listrada	Chestnut-backed Antshrike	0,47	0,00	0,00	0,00

<i>Thamnophilus ambiguus</i>	choca-de-sooretama	Sooretama Slaty-Antshrike	8,5	15,0	11,6	19,8
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata	Variable Antshrike	0,00	0,00	0,68	0,83
<i>Taraba major</i>	choró-boi	Great Antshrike	0,00	0,00	0,68	0,00
Conopophagidae						
<i>Conopophaga melanops</i>	cuspidor-de-máscara-preta	Black-cheeked Gnateater	0,00	0,00	0,00	0,83
Xenopidae						
<i>Xenops minutus</i>	bico-virado-miúdo	Plain Xenops	0,47	0,83	0,68	0,83
Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI
<i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó	Streaked Xenops	0,00	0,00	0,00	0,83
Furnariidae						
<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	Sooty-fronted Spinetail	0,47	0,00	0,00	0,00
<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	Spix's Spinetail	0,00	0,83	0,68	0,00
Pipridae						
<i>Manacus manacus</i>	rendeira	White-bearded Manakin	0,00	0,83	0,00	1,65
Tityridae						
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	caneleiro-preto	White-winged Becard	6,57	0,00	0,68	0,00
Cotingidae						

<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó	Red-ruffed Fruitcrow	0,94	0,00	0,00	0,00
Rhynchocyclidae						
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo	Sepia-capped Flycatcher	0,00	0,83	1,36	4,96
<i>Corythopis delalandi</i>	estalador	Southern Antpipit	0,47	0,00	0,00	0,00
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de- orelha-preta	Yellow-olive Flycatcher	1,41	1,67	0,68	0,83
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	teque-teque	Yellow-lored Tody- Flycatcher	0,00	0,83	0,00	0,00
<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho	Eared Pygmy-Tyrant	3,76	4,17	3,40	1,65
Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI
Tyrannidae						
<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	Southern Beardless- Tyrannulet	4,69	5,00	6,80	6,61
<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de- barriga-amarela	Yellow-bellied Elaenia	0,47	2,50	0,00	0,00
<i>Capsiempis flaveola</i>	marianinha- amarela	Yellow Tyrannulet	0,47	0,00	0,00	0,00
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho	Planalto Tyrannulet	0,00	1,67	1,36	0,00
<i>Legatus leucophaeus</i>	bem-te-vi-pirata	Piratic Flycatcher	1,88	0,83	0,00	0,00
<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré	Swainson's Flycatcher	2,35	0,83	0,00	0,00

<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira	Short-crested Flycatcher	1,88	2,50	2,04	0,83
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	maria-cavaleira- de-rabo- enferrujado	Brown-crested Flycatcher	2,35	2,50	1,36	2,48
<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	Great Kiskadee	0,94	2,50	2,72	2,48
<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado	Streaked Flycatcher	3,76	0,00	0,68	0,83
<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei	Boat-billed Flycatcher	2,82	1,67	2,04	0,00
<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de- penacho-vermelho	Social Flycatcher	0,47	1,67	0,68	0,00
<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	Tropical Kingbird	0,94	0,00	0,00	0,00

Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI
<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	Bran-colored Flycatcher	0,00	0,00	0,68	0,00
<i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado	Euler's Flycatcher	2,35	2,50	3,40	1,65
Vireonidae						
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	Rufous-browed Peppershrike	0,94	0,00	0,00	0,00
Troglodytidae						
<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	Southern House Wren	0,47	0,00	1,36	0,00

<i>Pheugopedius</i>	garrinchão-pai-avô	Moustached Wren	3,76	9,17	12,9	11,6
<i>genibarbis</i>						
Turdidae						
<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	Pale-breasted Thrush	2,82	0,83	2,72	0,00
<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	Rufous-bellied Thrush	1,41	1,67	0,00	0,00
Parulidae						
<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula	Golden-crowned Warbler	1,88	0,00	2,04	4,96
<i>Myiothlypis flaveola</i>	canário-do-mato	Flavescent Warbler	0,00	0,00	0,68	0,00
Icteridae						
<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe	Red-rumped Caciue	5,16	5,83	1,36	5,79
<i>Gnorimopsar chopi</i>	graúna	Chopi Blackbird	0,00	0,00	0,68	0,00
Táxon	Nome em Português	English Name	EB	EI	PB	PI
Thraupidae						
<i>Coereba flaveola</i>	cambacica	Bananaquit	4,69	0,00	1,36	1,65
<i>Saltator maximus</i>	tempera-viola	Buff-throated Saltator	0,94	1,67	0,68	0,00
<i>Tangara sayaca</i>	sanhaçu-cinzento	Sayaca Tanager	2,82	2,50	0,68	0,83
<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela	Burnished-buff Tanager	1,41	3,33	0,68	0,83
<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul	Blue Dacnis	1,41	0,00	0,68	1,65
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	saíra-ferrugem	Rufous-headed Tanager	0,00	0,00	0,00	2,48

<i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo- castanho	Chestnut-vented Conebill	3,76	1,67	1,36	3,31
------------------------------	-------------------------------	-----------------------------	------	------	------	------

Tabela 4 - Coordenadas Geográficas, Distância em Km entre os fragmentos e o Parque Estadual do Rio Doce e Tamanho em hectares dos fragmentos.

Fragmento	Coordenadas Geográficas	Distância (Km)	Tamanho (ha)
1E	19°33'47.61"S, 42°23'22.70"O	2.02	72
2E	19°31'23.33"S, 42°25'25.05"O	9.23	39,7
3E	19°33'29.05"S, 42°28'56.11"O	10.43	48,8
4E	19°42'24.16"S, 42°28'53.13"O	1.45	82
1P	19°41'52.84"S,	1.77	52,5

	42°38'36.48"O		
2P	19°44'57.27"S, 42°38'38.54"O	0.35	23,7
3P	19°44'53.71"S, 42°41'5.55"O	4.0	63,7
4P	19°48'50.84"S, 42°43'27.07"O	8.43	86,5

Tabela 5 - Altitude e localização na borda ou interior dos pontos dentro dos fragmentos. A letra 'E' indica fragmentos circundados por eucalipto, de mesmo modo que a letra 'P' indica fragmentos circundados por pasto. Os números em seguida representam o fragmento e o ponto.

Ponto	Local	Alt.	Ponto	Local	Alt.	Ponto	Local	Alt.
E1-1	borda	277	E4-2	interior	317	P3-3	borda	412
E1-2	interior	312	E4-3	borda	313	P3-4	interior	474
E1-3	borda	309	E4-4	interior	313	P3-5	borda	440
E1-4	interior	310	E4-5	borda	311	P3-6	interior	496
E1-5	interior	291	E4-6	interior	292	P4-1	borda	376
E1-6	borda	256	P1-1	borda	308	P4-2	interior	460
E2-1	borda	277	P1-2	interior	350	P4-3	borda	403
E2-2	interior	282	P1-3	borda	293	P4-4	interior	463

E2-3	borda	268	P1-4	interior	332	P4-5	interior	467
E2-4	interior	287	P1-5	borda	299	P4-6	borda	443
E2-5	borda	255	P1-6	interior	333			
E2-6	interior	282	P2-1	borda	281			
E3-1	borda	238	P2-2	interior	323			
E3-2	interior	272	P2-3	borda	286			
E3-3	borda	244	P2-4	interior	318			
E3-4	interior	254	P2-5	borda	353			
E3-5	interior	226	P2-6	interior	353			
E3-6	borda	251	P3-1	borda	436			
E4-1	borda	318	P3-2	interior	460			