

GIANCARLO ZORZIN

**OS EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA
SOBRE A RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ACCIPITRIFORMES
E FALCONIFORMES NA ZONA DA MATA DE MINAS
GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

Z89e
2011

Zorzin, Giancarlo, 1976-

Os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre a
riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes na
Zona da Mata de Minas Gerais / Giancarlo Zorzin.

- Viçosa, MG, 2011.

vi, 108f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Rômulo Ribon.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Ave de rapina. 2. Paisagens fragmentadas. 3. Ecologia
das paisagens. 4. Accipitriformes. 5. Falconiformes. 6. Mata
Atlântica. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 598.9

GIANCARLO ZORZIN

**OS EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA
SOBRE A RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ACCIPITRIFORMES
E FALCONIFORMES NA ZONA DA MATA DE MINAS
GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 15 de setembro de 2011.

José Marinaldo Gleriani

Jorge Abdala Dergam

Rômulo Ribon
(Orientador)

Dedico este trabalho aos “espíritos indomáveis”, que sempre povoaram os meus sonhos, que mesmo diante tamanha devastação, continuarão resistindo nos lugares mais ermos do planeta, e no fundo da minha alma.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todas as bênçãos...

a toda a minha família, principalmente aos meus amados pais, Gianfranco e Malvita, pelo exemplo de vida, constituição de caráter e alento de fé....

ao meu orientador Prof. Rômulo Ribon pela confiança, orientação e por toda paciência...

ao Prof. José Marinaldo, por aceitar a proposta de ensinar um ornitólogo a lidar com programas como Spring e Fragstats...

ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pela oportunidade e formação...

a CAPES pela bolsa de estudo concedida...

aos “velhos irmãos de alma” de Belo Horizonte, por toda amizade e companheirismo em todos esses anos...

a todos os amigos que fiz em Viçosa, pelos ótimos momentos que passamos juntos, vocês são diretamente “culpados” pelo gosto que tomei por essa cidade... Viçosa??? ôôô coisa boa!!!!....

ao Prof. Cosme Damião, pela breve, mas fundamental orientação com as análises de trilha....

aos demais professores da UFV que contribuíram para a minha formação acadêmica...

aos funcionários do Museu de Zoologia João Moojen, José Braz e José Lelis, pelas boas prosas durante o cafezinho de todo dia....

aos colegas do Laboratório de Ornitologia (Cacatuas)...

a todos os proprietários rurais que permitiram que o estudo fosse realizado em suas propriedades...

ao Clube de Tiro de Viçosa, por permitir que praticasse no estante um dos meus passatempos favoritos, o tiro com arco....

...muitas pessoas colaboraram com pequenas coisas durante a reta final, a todos que contribuíram de uma maneira ou outra para o meu crescimento acadêmico, profissional e pessoal, os meus mais sinceros agradecimentos !!!

ÍNDICE

RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
INTRODUÇÃO GERAL.....	01
CAPÍTULO I.....	07
CAPÍTULO II.....	37
CONCLUSÕES GERAIS.....	76
APÊNDICES.....	78

RESUMO

ZORZIN, Giancarlo. M. Sc. Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2011. **Os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre a riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes na Zona da Mata de Minas Gerais.** Orientador: Rômulo Ribon. Coorientadores: Renato Neves Feio e Gisele Mendes Lessa Del Giundice.

Esta dissertação avaliou a composição da assembléia de Accipitriformes e Falconiformes da região de Viçosa, investigando a influência da paisagem na riqueza e na abundância destas espécies. Os censos foram realizados entre os anos de 2009 e 2010, quando foram empregados os seguintes métodos: i) pontos de observação realizados de 07 às 12 h; ii) atrativo acústico (*playbacks*); iii) transectos de varredura. Para cada espécie foi calculado o índice pontual de abundância (IPA) e a frequência de ocorrência (FO). Foi avaliado o efeito das variáveis de 35 fragmentos florestais (área, isolamento, tipos de vegetação e relevo) sobre a ocorrência destas espécies. A influência da paisagem do entorno foi avaliada com a cotação de raios a partir do centróide de cada fragmento amostrado (500, 1000, 1500 e 2000m), considerando as seguintes métricas: porcentagem de cobertura florestal (PLAND), distância média dos fragmentos (ENNMN), densidade de fragmentos (PD), quantidade de área nuclear (CORE) e tamanho médio dos fragmentos (AREAMN). Para avaliar as correlações entre as variáveis foram realizadas Análises de Trilha (*path analyses*). Foram registrados 17 Accipitriformes e 08 Falconiformes, quando as espécies generalistas e campestres foram as mais frequentes e abundantes, enquanto a maioria das espécies florestais apresentou baixa abundância. Os resultados das análises de trilha demonstraram que a nível local, a área dos fragmentos foi a principal explicativa das variações nas medidas de riqueza encontradas nos fragmentos, exercendo efeito direto sobre a abundância das espécies florestais. A porcentagem de cobertura florestal e a quantidade de área nuclear foram as métricas com maior influência sobre as variáveis principais. Tanto a riqueza como a abundância dos táxons florestais demonstraram depender primariamente da área dos fragmentos, assim como da quantidade de habitat favorável no cenário do entorno (PLAND, CORE e AREAMN), com as métricas de isolamentos e disposição (ENNMN e PD) assumindo importância marginal. Assim, os efeitos da fragmentação sobre os táxons contemplados devem ser avaliados em escalas distintas, e dentro das atuais políticas públicas direcionadas à conservação destas espécies, a composição da paisagem deve ser priorizada, garantindo a manutenção dos aspectos paisagísticos mais relevantes para a conservação regional das espécies mais seletivas.

ABSTRACT

ZORZIN, Giancarlo. M. Sc. Universidade Federal de Viçosa, September, 2011. **Effects of the Atlantic Forest fragmentation on the species richness and abundance of Accipitriformes and Falconiformes in the Zona da Mata region, Minas Gerais.** Adviser: Rômulo Ribon. Co-advisers: Renato Neves Feio and Gisele Mendes Lessa Del Giundice.

This dissertation investigated the diurnal raptor assembly in Atlantic forest fragments in the Viçosa region, Minas Gerais, Brazil, by studying the species composition and abundance in forest fragments and how these parameters are influenced by the landscape. Data were collected in 2009 and 2010, in 35 forest fragments, using three census methods: i) 5 h point counts from outside forest fragments (7:00 am - 12:00 pm); ii) playbacks inside forest fragments and; iii) transects in existent trails inside forest fragments. The punctual abundance index (IPA) and the frequency of occurrence (FO) for each species was calculated. Landscape influence on both species richness and abundance was analyzed considering both patch (area, isolation, vegetation types, and topography types) and landscape variables. Landscape variables were measured from the centroids in each fragment for 500m, 1000m, 1500m, and 2000m radius, considering percentage of forest cover (PLAND), average distance between fragments (ENNMN), fragment density (PD), amount of core area (CORE) and average size of fragments (AREAMN). Correlations among variables were tested with path analysis. Seventeen Accipitriformes and eight Falconiformes were recorded. Generalist and open area species were the most frequent and abundant while most forest species presented low abundance. Five species have become extinct in the region in accordance with previous surveys. Path analysis indicated that at the local level, fragment area was the main variable explaining the raptor species richness in forest fragments, exerting a direct effect on the abundance of forest species. PLAND and CORE were the most important variables explaining bird abundance and richness. Both richness and abundance of forest raptors were strongly influenced by fragment area, as well as the amount of favorable habitat in the surrounding landscape, with the metrics available for isolation and assuming marginal importance. Both species richness and abundance of forest species were primarily dependent on the area of forest fragments, as well as the amount of favorable habitat in the landscape. We conclude that the effects of forest fragmentation on the taxa studied must be analyzed under different spatial scales. Additionally, current public policies for the conservation of these species should prioritize a landscape approach in order to conserve more sensitive forest species.

INTRODUÇÃO GERAL

Parte do grupo designado como aves de rapina é formada por duas ordens cosmopolitas, Accipitriformes e Falconiformes, que são representadas por espécies diurnas, com 240 e 63 espécies em todo mundo, respectivamente (Ferguson Lees e Christie 2006). Considerando as duas ordens, 66% das espécies se encontram nos trópicos e 30% são residentes da região neotropical (Bierregaard 1995, 1998; Bildstein et al. 1998). Nessa mesma região, a primeira ordem é composta por duas famílias, Accipitridae e Pandonidae, enquanto a segunda ordem é composta apenas pela família Falconidae. No Brasil ocorrem 47 Accipitriformes e 21 Falconiformes (CBRO 2011), e grande parte desta diversidade está concentrada na Mata Atlântica, que abriga aproximadamente 72% das espécies que ocorrem no país (Sick 1997, Ferguson Lees e Christie 2006). Este bioma representa um dos sistemas florestais mais fragmentados e ameaçados do mundo (Myers et al. 2000), reduzido a cerca de 11% de sua área inicial (Ribeiro et al. 2009). Em Minas Gerais o bioma cobria 46% da área do Estado, mas foi reduzido a menos de 10% (SOS Mata Atlântica e INPE 2010). Tamanha devastação condicionou o atual estado de conservação de sua avifauna como a mais ameaçada do Brasil (Marini e Garcia 2005) e uma das mais ameaçadas em toda região neotropical (Stotz et al. 1996).

As mudanças biológicas, associadas à perda e à fragmentação do habitat, favorecem espécies generalistas adaptadas a paisagens alteradas, conseqüentemente, a maioria das espécies florestais em declínio está sendo substituída por espécies em expansão, que são favorecidas pelas alterações do habitat (McKinney e Lockwood 1999). Este processo é chamado de homogeneização biótica e é uma consideração importante na atual crise da biodiversidade. Alguns Accipitriformes e Falconiformes se adaptam bem em áreas alteradas e centros urbanos (Newton 1979, Sick 1997, Carvalho e Marini 2007), chegando a nidificar em bairros mais arborizados, como é o caso do gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*) e o caracará (*Caracara plancus*). Espécies campestres como o gavião-de-rabo-branco (*Geranoaetus albicaudatus*), o carrapateiro (*Milvago chimachima*), o quiriquirei (*Falco sparverius*) e o falcão-de-coleira (*Falco femoralis*) ampliam a sua distribuição diante da substituição dos ambientes florestais por pastos e áreas cultivadas (Sick 1997).

Por outro lado, alguns táxons florestais são aparentemente incapazes de suportar mudanças no seu habitat, demonstrando sensibilidade diante a distúrbios antrópicos, enquanto outras ocorrem naturalmente em baixas densidades e (ou) requerem extensas áreas de vida (Thiollay 1989, Robinson 1994, Jullien e Thiollay 1996, Bildstein et al. 1998). A

destruição das florestas tropicais é apontada como a maior ameaça às diversas espécies de Accipitriformes e Falconiformes (Bildstein et al. 1998). No Brasil, entre os três Accipitriformes presentes na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (Machado et al. 2008), o gavião-pomba-pequeno (*Amadonastur lacernulatus*) é endêmico da Mata Atlântica e também está incluído nas listas dos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Paraná (Soares et al. 2008). A drástica redução do bioma também pode ser apontada como a principal ameaça a outras espécies, como o gavião-pomba-grande (*Pseudonastur polionotus*) que não figura na lista nacional, mas é citado nas listas de Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul (Soares et al. 2008).

Os grandes gaviões do gênero *Spizaetus*, *S.melanoleucus*, *S.ornatus* e *S.tyrannus*, também não estão incluídos na lista nacional, mas estão presente em várias listas estaduais, como consequência da redução dos ambientes florestais no sul e sudeste do país (Bergallo et al. 2000, Biodiversitas 2007, Bressan et al. 2009, Fontana et al. 2003, Mikich e Bérnilis 2004, Passamani e Mendes 2007), aonde muitas vezes são considerados criticamente ameaçados. Já o estado de conservação das águias florestais, *Harpia harpyja* e *Morphnus guianensis*, fora dos domínios amazônicos é ainda mais crítico. Estas espécies estão praticamente extintas em vários Estados do sudeste e sul do país (Soares et al. 2008).

Apesar do iminente risco de extinção regional destas espécies e do atual estado de devastação da Mata Atlântica, nenhum estudo buscou avaliar os efeitos da fragmentação do bioma sobre a riqueza e a abundância destas espécies. Os trabalhos já realizados na região Neotropical não aplicaram métodos específicos para o recenseamento de Accipitriformes e Falconiformes (Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995, Bierregaard e Stouffer 1997, Christiansen e Pitter 1997, Aleixo 1999, 2001, Ribon 1998, Ribon et al. 2003, Antunes 2005, Uezu et al. 2005 e 2008, Stouffer et al. 2006, Gray et al. 2007, Ferraz et al. 2007, Bispo 2010). De acordo com estes trabalhos, os principais efeitos negativos da fragmentação sobre a avifauna são a perda imediata da cobertura florestal, que ocorre logo após o desmatamento, a redução do tamanho dos remanescentes e o aumento no isolamento destes. Entretanto, a sensibilidade a cada um desses fatores depende dos táxons contemplados (Ribon et al. 2003, Uezu et al. 2005, Ferraz et al. 2007, Martensen et al. 2008, Bispo 2010).

Esses trabalhos foram embasados na teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (1963,1967), e muitos ficaram limitados a relação entre a área e demais características dos remanescentes (ilhas de habitat favorável) com a riqueza de espécies. Com o desenvolvimento das abordagens em ecologia da paisagem, algumas revisões indicaram a

importância de uma análise em uma escala espacial mais ampla (Mazerolle e Villard 1999, Thornton et al. 2011). De acordo com essas publicações, para uma melhor compreensão dos efeitos da fragmentação sobre a incidência e a abundância das espécies contempladas, é fundamental uma análise em escalas espaciais distintas, que considere tanto as características dos fragmentos como a paisagem do entorno. Desta forma, a ecologia de paisagem chama atenção para padrões e processos que ocorrem numa escala espacial mais ampla que a de um único fragmento e, conseqüentemente, para as interações entre os elementos da paisagem (Pires et al. 2006).

Diante estas considerações esta dissertação avaliou, primeiramente, o estado de conservação da assembléia de Accipitriformes e Falconiformes da região de Viçosa em Minas Gerais, de acordo com a compilação de Ribon et al. (2003). Posteriormente, foi analisado o efeito da fragmentação sobre a riqueza e a abundância destas espécies em duas escalas: a nível local, verificando a influência das características intrínsecas dos fragmentos florestais; e a nível da paisagem, examinando a influência da paisagem do entorno sobre as espécies contempladas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor*, 101: 537-548.
- Aleixo, A. 2001. Conservação da Avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e importância das florestas secundárias. In: Albuquerque, J.L.A, Cândido JR., J.F., Straube, F.C. e Roos, A.L. (Eds.) *Ornitologia e Conservação da ciência às estratégias*. Unisul, Curitiba.
- Aleixo, A. e Vielliard, J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12(3): 493-511.
- Antunes, A.Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba*, 13 (1): 47-61
- Bergallo, H.G., da Rocha, C.F.D., Alves, M.A.S. e van Sluys, M. 2000. A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro. Editora UERJ. Rio de Janeiro.
- Bieldstein K.L., Schelsky, W. e Zalles, J. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal Raptor Research*, 32(1): 3-18.
- Bierregaard, R. O. 1995. The biology and conservation status of Central and South America Falconiformes: a survey of current knowledge. *Bird Conservation International*, 5:325-340.
- Bierregaard, R. O. 1998. Conservation status of birds of prey in the South American tropics. *Journal Raptor Research*, 32(1): 19-27.

- Bierregaard, R. O. e Stouffer, P. C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: W. F. Laurance, W.F. e Bierregaard Jr., R.O. (Eds.). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago.
- Biodiversitas. 2007. Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do Estado de Minas Gerais. Volume 3. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Bressan, P.M., Kierulff, M.C.M e Sugieda, A.M. 2009. Fauna ameaçada de extinção do estado de São Paulo. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente.
- Bispo, A.A. 2010. Fragmentação florestal: Efeitos em múltipla escala sobre a diversidade de aves em remanescentes florestais no noroeste de São Paulo. Tese (Doutorado) Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP. Rio Claro.
- Blake, E.R. 1977. Manual of Neotropical birds. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Carvalho, C.E.A. e Marini, M.A. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. Bird Conservation International, 17: 367-380.
- Chistiansen, M.B. e Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. Biological Conservation, 80: 23-32.
- Ferguson-Lees, J. e Christie, D. A. 2006. Raptors of the world (Princeton Field Guides). Houghton Mifflin Company. New York.
- Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaaard Jr., R.O. e Lovejoy, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: Effects of patch area and isolation on Amazon Birds. Science, 315: 238-241.
- Fontana, C. S., Bencke, G. A. e Reis, R. E. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Ed.IPUCRS. Porto Alegre.
- Gray, M.A., Bauldaf, S.L , Mayhew, P.J. e Hill, J.K. 2007. The response of avian guild totropical Forest disturbance. Conservation Biology, 21(10): 133-141.
- Jullien, M. e Thiollay, J.M. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. Journal o f Biogeography, 23:07-25.
- MacArthur, R.H. e Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. Evolution, 17(4): 373-387.
- MacArthur, R.H. e Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Monographs in Population Biology 1, Princeton University Press. New Jersey, USA.
- Machado, A. B. M., Drummond, G.M. e Paglia, A.P. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade 19. Brasília, DF.

- Marini, M. A. e Garcia, F. I. 2005. Conservação de Aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 95 – 102.
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G. e Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141: 2184-2192.
- Mazerolle, J.M. e Villard M.A. 1998. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Ecoscience*, 6(1): 117-124.
- McKinney, M. L. e Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453.
- Mikich, S. B. e Bérnils, R. S. Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. University Press, Cambridge.
- Passamani, M. e Mendes, S.L. 2007. Espécies da Fauna ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica. Vitória.
- Pires, A.S., Fernandez, F.A.S. e Barros, C.S. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: Efeitos da fragmentação florestal sobre comunidade e populações animais. In: Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V. e Alves M.A.S. (Eds.) *Biologia da Conservação , essências*. Ed Rima. São Carlo, SP.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. e Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141–1153.
- Ribon, R. 1998. Fatores que influenciam a distribuição da avifauna em fragmentos de Mata Atlântica nas Montanhas de Minas Gerais. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da UFMG. Belo Horizonte.
- Ribon, R., Simon, J.E e Mattos, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17(6):1827-1839.
- Robinson, S. K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. *Biotropica*, 26: 443-458.
- Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V. e Alves M.A.S. 2006 *Biologia da Conservação , essências*. Ed Rima. São Carlo, SP.
- Sick,H. e Teixeira, D.M. 1979. Notas sobre aves brasileiras raras ou ameaçadas de extinção. *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, 62:1-39.
- Sick,H. e Teixeira, D.M. 1979. Notas sobre aves brasileiras raras ou ameaçadas de extinção. *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, 62:1-39.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro. Ed. Nova Fronteira.

- Soares, E.S., Amaral, F.S.R., Carvalho Filho, E.P.M., Granzinoli, M.A., Albuquerque, J.L.B., Lisboa, J.S., Azevedo, M.A.G., Moraes, W., Sanaiotti, T., Guimarães, I.G., Carvalho, C.E.A. e Zorzini, G. 2008. Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Série Espécies Ameaçadas. Brasília.
- SOS Mata Atlântica e INPE. 2010. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica; período 2008-2010 dados parciais dos estados avaliados até maio de 2010. São Paulo, SP.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.M., Parker, T.A. e Moskovits, D.K. 1996. Neotropical birds, ecology and conservation. The University of Chicago press.
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr., R.O., Strong, C. e Lovejoy, T.E. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian Rainforest fragments. *Conservation Biology*, 20(4):1212-1223.
- Thiollay J.M. 1989. Area requirements for the conservation of rainforest and game birds in French Guiana. *Conservation Biology*, 3(2): 128-137.
- Thornton, D.H., Branch, L.C. e Sunquist, M.E. 2011. The influence of landscape, patch and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. *Landscape Ecology*, 26: 7-18.
- Uezu, A., Metzger, J.P. e Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest birds species. *Biological Conservation*, 123: 507-519.
- Uezu, A., Beyer, D.D. e Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17: 1907-1922.
- Willis, E.O. 1979. The composition on avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33(1): 1-25.

CAPÍTULO I

Riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes na região de Viçosa, Minas Gerais.

1. INTRODUÇÃO

O conceito da ordem Falconiformes como táxon monofilético, suportado por apenas um único estudo genético (Sibley e Ahlquist 1990) e por tradicionais análises morfológicas que podem ser induzidas pela convergência morfológica, foi refutado por recentes análises genômicas (Hackett et al. 2008). Este estudo indicou que os representantes da família Falconidae não estão relacionados com as demais famílias da ordem, Accipitridae, Pandonidae e Sagittariidae. Conforme essa hipótese, na região Neotropical as aves de rapina diurnas são representadas atualmente por duas ordens (AOU 2011): a ordem Accipitriformes, composta na região pelas famílias Accipitridae e Pandonidae; e a ordem Falconiformes pela Falconidae. Considerando os representantes das duas ordens, o continente sul-americano abriga 95 espécies, o que corresponde a 30% das espécies mundiais (Ferguson-Lees e Christie 2001). No Brasil foram registradas 47 espécies de Accipitriformes e 21 Falconiformes (CBRO2011), considerando as espécies visitantes sazonais e vagantes. Somando os representantes destas duas ordens, 70% das espécies podem ser encontradas em Minas Gerais (Pinto 1952, 1978, Mattos et al. 1993).

Apesar da recente segregação taxonômica, os representantes dessas duas ordens possuem, em comum, várias características ecológicas de importância conservacionista (Bildstein et al. 1998). A composição da assembléia destas duas ordens e suas tendências demográficas podem ser utilizadas como indicadores de qualidade ambiental, descrevendo o estado de conservação em que se encontram os habitats (Jullien e Thiollay 1996, Anderson 2001, Thiollay 2007). Várias espécies são sensíveis à alteração e a fragmentação do habitat, possuindo características e exigências intrínsecas que podem limitar a viabilidade de suas populações em áreas degradadas, como a necessidade de áreas de vida extensas e bem conservadas (Newton 1979, Bierregaard, 1995, 1998; Thiollay 1989a,b). Este último requerimento caracteriza vários representantes como espécies “guarda-chuva”, proporcionando a conservação das populações de espécies de níveis tróficos inferiores (Newton 1979, Sergio et al. 2006). Além disso, essas aves são de fundamental importância no equilíbrio ecológico, regulando as populações de suas eventuais presas. Todos estes aspectos,

somados ao fascínio geral que estas aves exercem sobre nós, as tornam bandeiras ideais para a conservação de habitats ameaçados em todo o mundo (Bierregard 1998, Watson 1998).

Entretanto, 23% das espécies neotropicais estão ameaçadas de extinção (IUCN 2010). No Brasil três acipitrídeos figuram na lista nacional de espécies ameaçadas (Machado et al. 2008), enquanto nove acipitrídeos e um falconídeo estão inclusos na lista oficial do Estado de Minas Gerais (Drummond et al. 2008). Os números também são semelhantes para outros Estados do sudeste e sul do país que possuem listas de espécies ameaçadas, que citam várias espécies de aves de rapina (Bergallo et al. 2000, Bressan et al. 2009, Fontana et al. 2003, Marques et al. 2002, Mikich e Bérnilis 2004, Passamani e Mendes 2007).

Entre as causas determinísticas, a destruição do habitat é apontada como a mais notável e imediata responsável pela redução das populações de diversas espécies (Albuquerque 1995, Bierregard 1998, Bildstein et al. 1998, Thiollay 2007). Além da perda do habitat, a caça e a perseguição contribuem secundariamente para o contínuo declínio das populações destas espécies (Newton 1979; Bildstein et al. 1998, Machado et al. 1998, Thiollay 1985, 1994).

Considerando-se as taxas de desmatamento das florestas tropicais nas últimas décadas (Whitmore 1997), as espécies tipicamente florestais são particularmente mais vulneráveis (Bildstein et al. 1998). Entre os táxons com problemas de conservação em Minas Gerais, os gaviões-pombo (*Amadonastur lacernulatus* e *Pseudastur polionotus*) merecem atenção especial, pois são endêmicos da Mata Atlântica (Blake 1977, Stotz et al. 1996, Sick 1997, Ferguson-Lees e Christie 2001). O primeiro figura também na lista nacional e mundial de espécies ameaçadas (Machado et al. 2008; IUCN 2010). A drástica redução do bioma a aproximadamente 11% da sua cobertura original (Ribeiro et al. 2009) é apontada como a causa do declínio destes Accipitriformes em diversas localidades, sugerindo a sua extinção local ou um baixo número de indivíduos em fragmentos isolados (Machado et al. 1998, Sick 1997, Ferguson-Lees e Christie 2001).

O declínio regional de outros táxons, decorrente da redução dos ambientes florestais no sudeste do Brasil, como o gavião-pega-macaco (*Spizaetus t. tyrannus*), o gavião-de-penacho (*Spizaetus o. ornatus*), o gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*), o uiraçu-falso (*Morphnus guianensis*) e o gavião-real (*Harpia harpyja*), fica evidenciado pela presença destes nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção dos Estados do sudeste e sul do Brasil (Bergallo et al. 2000, Bressan et al. 2009, Fontana et al. 2003, Mikich e Bérnilis 2004, Passamani e Mendes 2007). Essas espécies possuem distribuição bem mais extensa do que os gaviões-

pomba, se distribuindo amplamente por toda a região neotropical (Blanke 1977, Pinto 1978), no entanto, se tornaram raras fora dos domínios amazônicos (Sick e Teixeira 1979, Sick 1997, Ferguson-Lees e Christie 2001).

Outras duas espécies que ocorrem na Mata Atlântica se destacam pela escassez de registros e informações sobre a sua história natural e ecologia: o tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*) e o falcão-de-peito-laranja (*Falco deiroleucus*) (Bieerregaard 1995, 1998). Ambos representam as espécies com o menor número de registros em Minas Gerais, com apenas três e duas localidades respectivamente (Zorzini et al. 2006), o que levou a primeira a ser considerada extinta no estado por vários anos (Vasconcelos 1998) e a segunda como criticamente ameaçada (Melo Júnior 1998).

Mesmo diante do risco iminente de extinção local, diversos aspectos básicos sobre a biologia de várias espécies continuam desconhecidos, devido à falta de trabalhos específicos e, ou, pelas dificuldades de coleta de dados em ambientes tropicais, o que não permite uma avaliação precisa sobre o status de conservação da maioria das espécies (Bierregaard, 1995, 1998). Assim, é de fundamental importância a realização de estudos que visem diagnosticar o estado de conservação local dessas espécies em florestas secundárias e a capacidade dessas florestas em preservar as espécies mais seletivas. Portanto, este capítulo teve como objetivo analisar a composição da assembléia de Accipitriformes e Falconiformes observadas entre os anos de 2009 e 2010 na região de Viçosa e municípios vizinhos. A região encontra-se hoje completamente fragmentada, como grande parte da Mata Atlântica (Valverde 1958, Ribon 1998).

A avifauna de Viçosa foi documentada inicialmente pelas coletas de João Moojen, entre os anos de 1932-1936. Posteriormente, J. C. Carvalho entre 1937 e 1938, coletou espécimes que foram depositados nos Museu de Zoologia da Universidade Federal de Viçosa e no Museu Nacional do Rio de Janeiro. Outras coletas foram realizadas por R.E. Mumford que também coletou diversos exemplares entre 1966 e 1973. Entre as décadas de 1980 e 90, as contribuições seguiram com inventários e observações sobre as espécies ocorrentes (Monteiro et al. 1983, Monteiro e Mattos 1984). Depois, teses acadêmicas avaliaram os efeitos da fragmentação sobre a avifauna da região (Ribon 1998, Maldonado-Coelho 2000). Por meio da compilação destas referências e comparações com dados de campo, Ribon et al. (2003) descreveram o declínio e a extinção de várias espécies de aves da região, caracterizando o status geral de conservação da avifauna local, incluindo 14 Accipitriformes e 02 Falconiformes florestais. Baseada nessa compilação, o presente estudo também objetivou uma reavaliação

do estado de conservação destas aves, promovendo inferências sobre prováveis extinções locais e sobre a preservação das espécies mais seletivas.

2.MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado entre os Municípios de Viçosa, Paula Cândido e Cajuri, na mesoregião da Zona da Mata de Minas Gerais, abrangendo uma área de 100 km² (Figura 01), entre os paralelos 20°42'30" e 20 ° 50'00" S e 42 ° 48' 45" e 42 ° 56' 15"W. Essa mesorregião recebeu esse nome em referência à sua vegetação natural e esta inserida nos "Mares de Morros" do Domínio Tropical Atlântico (Valverde 1958, Ab'Saber 1973). A vegetação original pertence às formações da Floresta Estacional Semidecidual Sub-montana (Oliveira-Filho e Fontes 2000), caracterizada pela perda sazonal de 20 a 50% de folhas pelas árvores, e pela altitude, de 300 a 700 m a.n.m. O relevo da região mostra formas diversificadas, destacando-se áreas planas, onduladas e montanhosas; elevações de topos arredondados com vertentes convexas terminando em vales planos (Valverde 1958). Conforme a classificação de Koppén o clima de Viçosa se caracteriza como tropical de altitude (CWb), com verões frescos e chuvosos e invernos secos. A temperatura média anual é de 21.8 °C e a precipitação média anual de 1314 mm (Castro et al. 1983).

Em 1817, a região era coberta por florestas primárias, com pequenos trechos secundários resultantes da agricultura de subsistência de povos indígenas e das atividades de isoladas fazendas (Ribon et al. 2003). A efetiva ocupação da Zona da Mata teve início com a introdução da cafeicultura na bacia mineira do Paranaíba, em meados do século XIX, quando a devastação e a fragmentação generalizada da paisagem atingiram vastas escalas, visando à implantação de extensivas plantações (Valverde 1958). Seguindo a cafeicultura, a pecuária se expandia à medida que a lavoura tornava-se improdutivo, sendo transformada em pastagem de capim-gordura (*Melinis minutiflora*) (Resende e Resende 1996).

O ciclo do café se exauriu nas primeiras décadas do século XX, o que provavelmente levou a regeneração de diversos fragmentos florestais a partir de antigos cultivos abandonados (Ribon et al. 2003). Assim, muitos fragmentos da região de Viçosa apresentam entre 20 a 60 anos de regeneração, sendo que alguns chegam a 90 anos de regeneração (Ribon et al 2003). De acordo com as últimas expectativas, a cobertura florestal da área chega a 33% (Ribon 1998), com os fragmentos concentrados nas encostas e topos de morro, sendo raros aqueles cobrindo baixadas e grotas, e praticamente extintos aqueles com curso d'água em seu interior (Ribon 1998). A maioria destes fragmentos não ultrapassa 50 ha e poucos cobrem uma

área superior a 300 ha. Mesmo com a regeneração de muitos remanescentes, estes continuam expostos as mais distintas perturbações antrópicas, como o fogo, a invasão pelo gado-doméstico e o corte seletivo de madeira (Ribon et al. 2003, Silva Júnior et al. 2004) e muitos ainda têm a sua área reduzida para a implantação de pequenas culturas (obs. pess.).

Atualmente a matriz paisagística apresenta diferentes usos, como plantações de café de várias extensões, outros cultivos em menor proporção (como milho, arroz e feijão), pequenas plantações de eucalipto (*Eucalyptus* spp.), pastagens e capoeiras (Ribon et al. 2003). Além de centros urbanos e pequenos vilarejos, observa-se o desmembramento de propriedades rurais e o seu posterior parcelamento em lotes, com a crescente criação de condomínios (obs. pess.).

2.2. Métodos de amostragem

No presente trabalho, optou-se por empregar três métodos para a análise da assembléia de Accipitriforme e Falconiformes, de acordo com Thiollay (1989b) e Whitacre et al. (1992):

i) Pontos de observação – Esta técnica consiste em conduzir observações durante um período pré estabelecido, em pontos que ofereçam um amplo campo de visão (Thiollay 1989, 2007, Whitacre et al. 1992, Carvalho Filho et al. 2009, Canuto 2009).

A seleção dos pontos foi baseada em uma imagem do sensor PRISM/ALOS (Advanced Land Observing Satellite), com resolução de 2,5 m. Foram sorteados 35 fragmentos florestais (Figura 01), que além de amostrados pelas técnicas descritas a seguir, foram utilizados como referência para a marcação dos pontos de observação. Na borda de cada fragmento foi selecionado um ponto de observação que proporcionasse um ângulo de visão de no mínimo 180°, com uma satisfatória vista fragmentos florestais e da paisagem do entorno. Com a marcação desses pontos, *a posteriori*, foram mantidos 25 pontos que apresentaram distâncias superiores a 800 m dos pontos mais próximos e que ofereceram um campo de visão independente dos demais pontos selecionados. A menor distância entre os pontos selecionados foi de 820 m e a média das distâncias mínimas foi de 1.714 m, o que resultou em uma área amostrada de aproximadamente 10.000ha.

Esses pontos foram realizados em duas estações, de acordo com o ciclo reprodutivo das espécies brasileiras (Sick 1997, Carvalho-Filho et al. 1998, 2005, 2006, 2009, Ferguson-Lees e Christie 2001, Zorzini et al. 2004, Azevedo et al. 2006, Canuto 2008): a primeira amostragem foi concentrada entre os meses de dezembro de 2009 e fevereiro de 2010,

período que corresponde ao final da época reprodutiva, quando foi possível registrar a dispersão natal de jovens; e a segunda entre os meses de agosto e novembro de 2010, período que inclui atividades reprodutivas como o pareamento de casais, vôos de cortejo e incubação.

Vários trabalhos constataram diferenças nos horários de atividade das espécies neotropicais (Thiollay 1989, Whitacre e Turley 1990, Mañosa et al. 2003, Canuto 2009). No Parque Estadual do Rio Doce (Canuto 2009), algumas espécies foram mais ativas nas primeiras horas da manhã, como *A. lacernulatus*, *Geranospiza caerulescens* e *Rupornis magnirostris*, enquanto espécies maiores, como *S. ornatus*, *S. melanoleucus* e *P. polionotus* foram mais ativas depois das 10h da manhã. No estudo de Mañosa et al. (2003), *S. tyrannus* foi mais ativo entre 10 e 12h, enquanto *P. polionotus* após as 12h. Desta forma, foram realizados pontos com um período de cinco horas de observação, das 07:00 h às 12:00 h, abrangendo todos os períodos indicados por esses autores.

As espécies foram identificadas com auxílio de binóculos 10x42 mm e de suas vocalizações, descrevendo em planilha padronizada o tipo de habitat utilizado, o número de indivíduos, a distância estimada do observador e o tipo de atividade do (s) indivíduo (s) observado (s). Para tentar evitar uma dupla contagem individual, foi registrada a direção tomada pelo exemplar quando em vôo e o padrão da plumagem (Ferguson-Lees e Christie 2001): Imaturo, sub-adulto, adulto e fase melanística, além de possíveis falhas nas penas de vôo. Essas características da plumagem auxiliaram na identificação de indivíduos e na separação de casais vizinhos, assumindo-se a territorialidade das espécies.

ii) Atrativo acústico – A prática consiste em realizar a reprodução das vocalizações das espécies ocorrentes na região (*playbacks*) ou vocalizações agonísticas de eventuais presas. Várias espécies florestais, incluindo algumas localmente comuns na região neotropical, raramente voam acima do dossel e ocasionalmente se deslocam fora do sub-bosque (Thiollay 1989b). Portanto, a técnica foi empregada com o objetivo de documentar as espécies que tendem a ser sub-amostradas pelas observações por ponto (Whitacre et al. 1992, Carvalho Filho et al. 2009). Foram realizados os *playbacks* dos representantes dos gêneros *Accipiter* (*A. superciliosus*, *A. striatus*, *A. bicolor* e *A. poliogaster*) e *Micrastur* (*M. ruficollis* e *M. semitorquatus*) que ocorrem na Mata Atlântica (Blanke 1977, Sick 1997, Carvalho-Filho et al. 2009, Ferguson-Lees e Christie 2001).

As reproduções foram feitas no interior de 35 fragmentos (Figura 01), durante as primeiras horas do dia, começando logo no alvorecer, entre 05:30 h e 08:00 h. Em cada ponto foi realizado o *playback* de apenas uma espécie, com uma distância linear de 300 m entre os

pontos. Ao se chegar ao ponto aguardou-se cinco minutos, seguidos de três minutos de reproduções, repetidos mais uma vez e terminando com cinco minutos finais de espera, respeitando-se um provável período de letargia na resposta (Mosher et al. 1990). A seqüência das reproduções seguiu uma ordem crescente de acordo com o tamanho corpóreo, ou seja, começando com vocalização da menor espécie e terminando com a maior, evitando-se a inibição da espécie menor devido à vocalização da espécie maior (Granzinoli e Motta-Júnior 2010). Também foi reproduzido o chamado agonístico de *Habia rubica*, gravado após a captura de um indivíduo em rede-de-neblina. Optou-se pela reprodução desta espécie porque passeriformes florestais são presas freqüentes na dieta dos representantes dos gêneros *Accipiter* e *Micrastur* (del Hoyo et al. 1994, Ferguson-Lees Christie 2001).

Para isso foi utilizado um amplificador CSR-BW 500X, com o alcance de som ajustado para 200m de acordo com a audição humana (Fuller e Mosher 1997, Granzinoli e Motta-Júnior 2010). Foram reproduzidas vocalizações gravadas em outras regiões do sudeste do país, de forma a evitar o efeito *dear enemy* (Granzinoli e Motta-Júnior 2010), quando um animal territorial tem a tendência de ser mais agressivo em relação a indivíduos desconhecidos quando comparado aos seus vizinhos. As gravações foram provenientes do banco de dados Xeno-canto (www.xeno_canto.org). A técnica foi utilizada apenas na segunda etapa de amostragem (Agosto-Novembro 2010).

iii) Transecções de varredura (*Foot survey*) – Thiollay (1989b) destaca a importância desta técnica para o registro das espécies de pequeno porte e aquelas mais reservadas ao sub-bosque. Neste método o observador percorre uma um trajeto, enquanto registra visual ou auditivamente os indivíduos de cada espécie (Anjos et al. 2010). No presente estudo, a técnica foi empregada apenas para complementar os dados de riqueza, quando foram conduzidos trajetos no interior e na borda dos remanescentes florestais amostrados pela técnica anterior. Os resultados da técnica não foram considerados nas estimativas de abundância relativa.

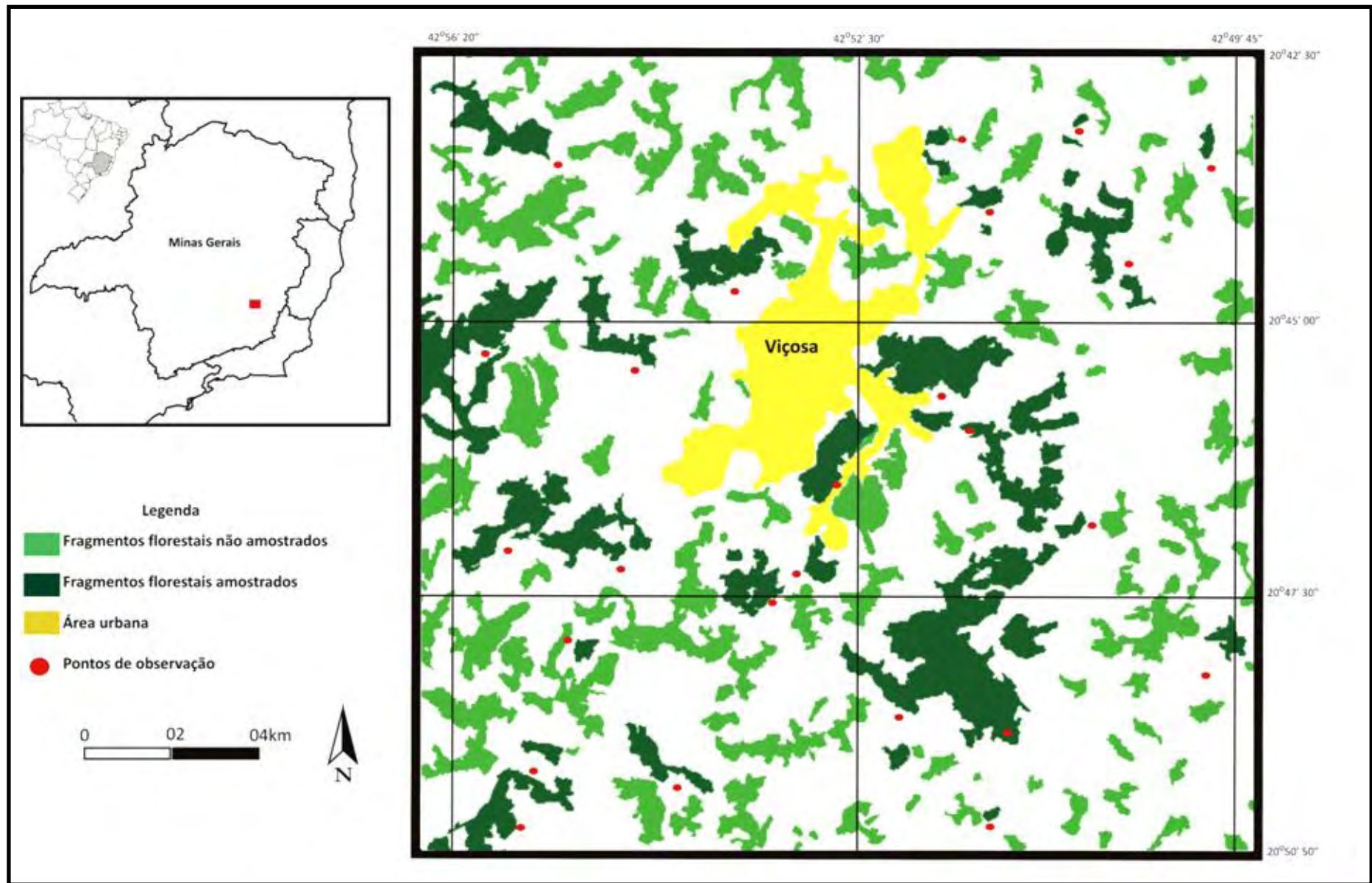


Figura 01. Localização da região de Viçosa, com a disposição dos pontos de observação realizados e dos 35 fragmentos de Mata Atlântica amostrados pela técnica de atrativo acústico.

2.3. Caracterização das espécies

As espécies foram distribuídas em cinco categorias de acordo com o seu habitat preferencial, de acordo com Ferguson-Lees e Christie (2001) e Thiollay (2007):

- i) Espécies florestais – táxons restritamente florestais que dependem dessas formações para a sua ocorrência e reprodução;
- ii) Espécies campestres – espécies típicas de áreas de vegetação aberta, como campos naturais e antrópicos;
- iii) Espécies generalistas – encontradas em ambientes campestres e em florestas, tanto em seu interior como em suas bordas;
- iv) Espécies de borda – dependem parcialmente de formações florestais para forragear e(ou) se reproduzir; ocorrem na borda de remanescentes florestais, vegetação em regeneração e áreas semi-abertas;
- v) Espécies aquáticas – espécies restritas a ambientes aquáticos, como lagoas, lagos, rios e brejos.

Discutimos o status de conservação local das espécies registradas seguindo a compilação de Ribon et al. (2003), assim como as inferências sobre possíveis extinções locais. A definição dos táxons ameaçados seguiu a lista estadual proposta pela Biodiversitas (2007), o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Machado et al. 2008) e a lista mundial de espécies ameaçadas da IUCN (2010). As espécies também foram categorizadas de acordo com a sua sensibilidade em relação aos distúrbios ambientais segundo Stotz et al. (1996), em espécies de baixa, moderada e elevada sensibilidade ambiental. A ordem taxonômica seguiu o CBRO (2011).

2.4. Análise dos dados

A eficiência do esforço amostral foi avaliada através da curva do coletor, conforme Colwel e Coddington (1994). Esse método é utilizado para verificar se o número de amostras foi suficiente para explicar a riqueza local de espécies. Além da riqueza observada, a riqueza esperada foi estimada por meio do estimador *Jackknife* de 1ª ordem, utilizando o programa EstimateS versão 7.5.0 (Colwell 2005).

Baseado na metodologia de pontos de observação foi calculado para cada espécie a sua frequência de ocorrência (FO) e o seu índice pontual de abundância (IPA). Esses cálculos foram baseados nos 50 pontos de observação realizados, sendo os 25 pontos da primeira etapa repetidos na segunda etapa do estudo. A FO determina a proporção dos pontos nos

quais a espécie foi observada, com o resultado expresso em porcentagem. O valor obtido permite avaliar se uma espécie é regularmente ou raramente encontrada (Vielliard et al. 2010):

$$FO = N_{pi} / N_{tp} \cdot 100$$

FO= Freqüência de ocorrência;

N_{pi} = número de pontos nos quais a espécie i foi registrada;

N_{tp} = número total de pontos da amostragem.

De acordo com a FO as espécies foram divididas em cinco categorias: espécies muito comuns (MC), registradas entre 70- 100% dos pontos de observação; espécies comuns (C) observadas entre 45-69%; espécies incomuns (I) registradas entre 20-44%; espécies raras (R) observadas entre 6-19% e aquelas muito raras (MR) notadas em menos de 5% dos pontos. Para as espécies que não foram registradas nos pontos de observação, a mesma caracterização foi considerada para os pontos de escuta.

A abundância relativa de cada espécie foi estimada pelo índice pontual de abundância (IPA), obtido através da divisão do número de contatos obtidos com uma espécie pelo número total de pontos amostrais (Vielliard et al. 2010):

$$IPA = N_{ci} / N_{tp}$$

IPA = Índice Pontual de Abundância;

N_{ci} = número de contatos da espécie i ;

N_{tp} = número total de pontos da amostragem.

3. RESULTADOS

Foram registradas 25 espécies, 17 Accipitridae e 08 Falconidae, durante 325 horas de censo, incluindo todas as metodologias. O estimador *Jackknife I* estimou $28,9 \pm 2,1$ espécies durante os pontos de observação (Figura 02).

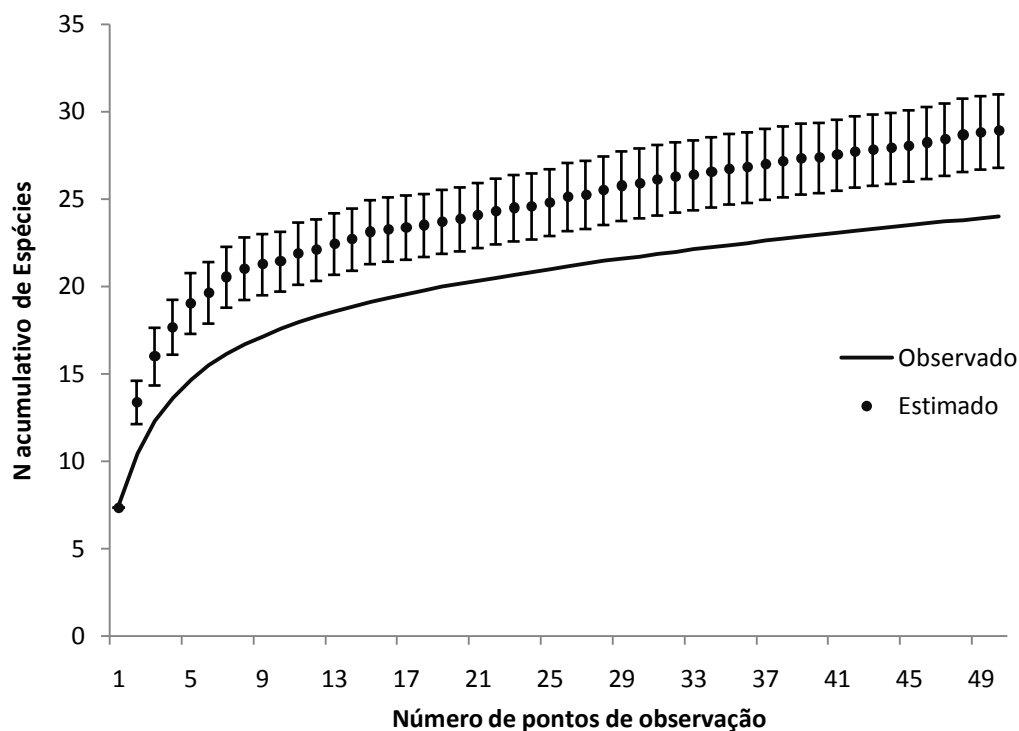


Figura 02. Curva observada e estimada de acúmulo de espécies de Accipitriformes e Falconiformes na região de Viçosa, Minas Gerais, ao longo de 50 pontos de observação, de acordo com o estimador *Jackknife I*.

Entre as espécies registradas, duas estão ameaçadas de extinção (Biodiversitas 2007, Machado et al. 2008): o gavião-pomba-pequeno (*Amadonastus lacernulatus*) incluído na lista estadual como “criticamente em perigo” e na lista nacional como “vulnerável”, e o gavião-pega-macaco (*Spizaetus t. tyrannus*), categorizado como “em perigo” e como “quase ameaçado”, respectivamente. Duas espécies são migratórias, *Ictinia plumbea* e *Elanoides forficatus*, chegando à região em agosto e permanecendo até março, período em que se reproduzem. A reprodução de outras 13 espécies na região foi confirmada através do registro de ninhos ativos ou pela observação de casais pareados em atividade de cortejo, cópula ou sendo seguidos por indivíduos jovens em dispersão natal.

Três espécies ainda não haviam sido registradas na região, o gavião-de-rabo-barrado (*Buteo albonotatus*), o gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*) e o cauré (*Falco rufigularis*).

Entretanto, outras cinco espécies documentadas anteriormente não foram registradas no presente esforço, o caracoleiro (*Chondrohierax uncinatus*), o gavião-preto (*Urubitinga urubitinga*) e três espécies ameaçadas no Estado, o tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*), o gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*) e o gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*).

Nos 50 pontos de observação ocorreram 862 contatos, resultando em uma média de 3,48 contatos/hora. Contabilizando os resultados desta metodologia e considerando as categorias de frequência propostas, 16% (n=4) das espécies observadas podem ser consideradas muito comuns na região. Entre essas, figuram espécies generalistas como o gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*), o caracará (*Caracara plancus*) e o carrapateiro (*Milvago chimachima*), e uma espécie tipicamente campestre, o gavião-de-rabo-branco (*Geranoaetus albicaudatus*). Estas espécies também apresentaram os mais elevados índices de abundância (Tabela 01). Outros 16% (n = 4) das espécies registradas podem ser consideradas comuns, 20% (n = 5) incomuns, 20% (n = 5) raras e 28% (n = 7) muito raras na região.

As espécies incluídas nas duas últimas categorias também apresentaram os mais baixos índices de abundância, (Figura 03 e 04), são táxons tipicamente florestais como o gavião-bombachinha-grande (*Accipiter bicolor*), o gavião-miúdo (*Accipiter striatus*), o gavião-pomba-pequeno (*A. lacernulatus*), o falcão-relógio (*Micrastur semitorquatus*) e o cauré (*F. ruficularis*).

Tabela 01. Valores dos Índices Pontuais de Abundância (IPA) e Frequência de Ocorrência (FO) das espécies de Accipitriformes e Falconiformes registradas em 50 pontos de observação na região de Viçosa - MG.

Família/Espécie	FO	IPA
Accipitridae	%	
<i>Leptodon cayanensis</i>	57	1,1
<i>Elanoides forficatus</i>	40	0,76
<i>Elanus leucurus</i>	6	0,1
<i>Harpagus diodon</i>	22	0,24
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	2	0,02
<i>Ictinia plumbea</i>	24	0,54
<i>Accipiter bicolor</i>	6	0,06
<i>Accipiter striatus</i>	12	0,12
<i>Geranospiza caerulescens</i>	26	0,4
<i>Amadonastur lacernulatus</i>	2	0,02
<i>Heterospizias meridionalis</i>	50	0,78
<i>Rupornis magnirostris</i>	96	2,64
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	84	1,76
<i>Buteo albonotatus</i>	4	0,04
<i>Buteo brachyurus</i>	44	0,58
<i>Buteo nitidus</i>	2	0,02
<i>Spizaetus tyrannus</i>	26	0,32
Falconidae		
<i>Caracara plancus</i>	98	3,54
<i>Milvago chimachima</i>	94	2,76
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	14	0,22
<i>Micrastur semitorquatus</i>	2	0,04
<i>Falco sparverius</i>	16	0,22
<i>Falco ruficularis</i>	4	0,04
<i>Falco femoralis</i>	34	0,5

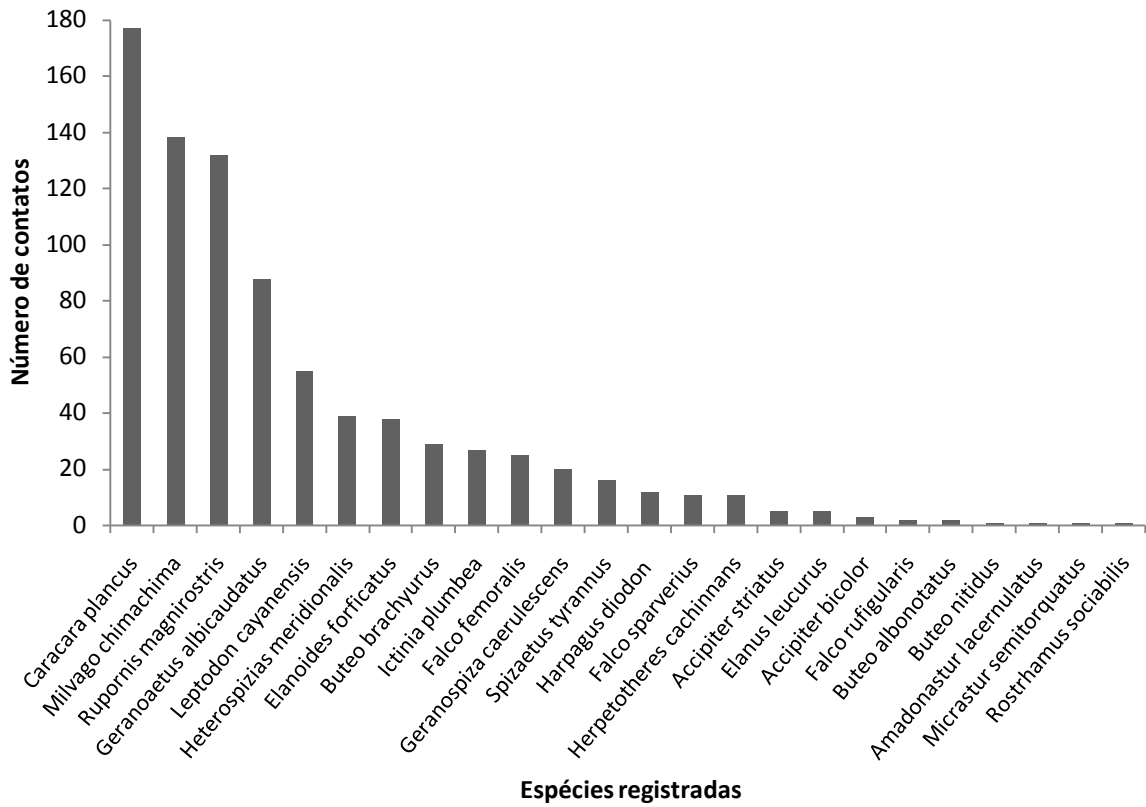


Figura03. Número de contatos com as espécies de Accipitriformes e Falconiformes registradas durante os 50 pontos de observação na região de Viçosa- MG.

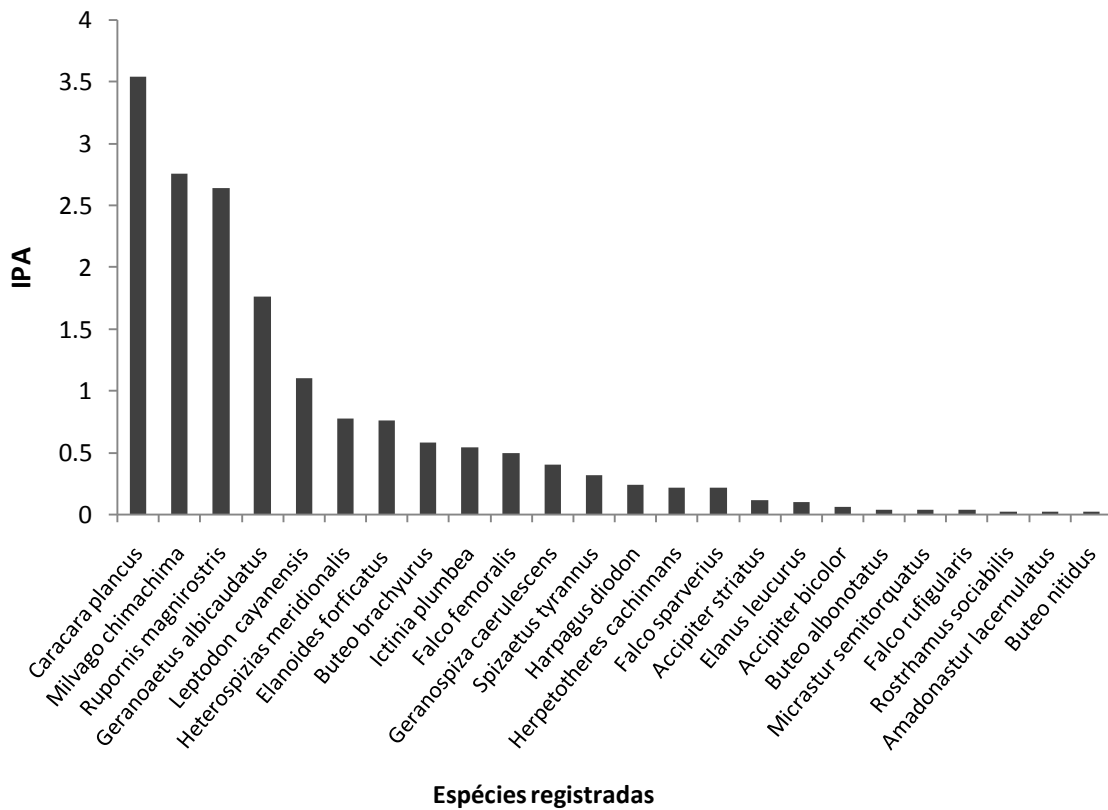


Figura04. Distribuição do IPA das espécies de Accipitriformes e Falconiformes registradas durante os 50 pontos de observação na região de Viçosa – MG.

As figuras 03 e 04 mostram uma assembléia composta por um pequeno número de espécies de abundância elevada e um número maior com abundância baixa; entre estes dois extremos, existe um número de espécies com abundância intermediária.

Apenas o Falcão-mateiro (*Micrastur ruficollis*) não foi detectado durante os pontos de observação. A espécie foi registrada em apenas um fragmento, através de sua vocalização espontânea durante um transecto realizado na Mata do Paraíso. Foram obtidas 11 respostas às vocalizações reproduzidas no interior dos fragmentos. *A. bicolor* respondeu em uma oportunidade às reproduções de *M. semitorquatus* e *M. ruficollis*, quando foi possível encontrar um ninho da espécie com a resposta e o comportamento agonístico do casal após a reprodução da vocalização do último falconídeo citado. *Accipiter striatus* e *M. semitorquatus* responderam à reprodução intra-específica em uma ocasião, das trinta e cinco reproduções realizadas de cada espécie. Outras espécies se manifestaram com a reprodução das vocalizações de outras espécies, como *Milvago chimachima*, que foi atraído em uma oportunidade pelas vocalizações de *A. bicolor*, *A. superciliosus* e *A. striatus*. *Rupornis magnirostris* também respondeu em uma ocasião às reproduções de *A. bicolor*, *A. striatus*, *M. ruficollis* e *M. semitorquatus*. Por outro lado, nenhum indivíduo foi atraído pela reprodução dos chamados agonísticos de *Habia rubica*.

Considerando todos os trabalhos realizados na área de estudo (Monteiro et al. 1983, Monteiro e Mattos 1984, Ribon 1998, Maldonado-Coelho 2000, Ribon et al. 2003), chega-se a um total de 22 espécies de Accipitriformes e 08 Falconiformes (Tabela 02). Entre estas, 15 são tipicamente florestais (50%), cinco apresentam hábitos campestres (16,7%), quatro são generalistas (13,3%), outras quatro são espécies de borda e duas são típicas de ambientes aquáticos (6,7%). Considerando a sensibilidade ambiental proposta por Stotz et al. (1996), 12 apresentam baixa sensibilidade (40%), 15 moderada sensibilidade (49%) e três apresentam elevada sensibilidade (11%).

Tabela 02. Espécies de Accipitriformes e Falconiformes registradas na região de Viçosa, Minas Gerais.

Ordem/Família/Espécie					
Accipitriformes	Categoria	Método	Categoria de	Sensibilidade	Habitat
Accipitridae	de ameaça	amostral	Frequência		
Gavião-de-cabeça-cinza (<i>Leptodon cayannensis</i>)		PO	C	M	F
Caracoleiro (<i>Chondrohierax uncinatus</i>)		-	PEX	B	F
Gavião-peneira (<i>Elanus leucurus</i>)		PO	R	B	C
Gavião-bombachinha (<i>Harpagus diodon</i>)		PO,T	I	M	F
Gavião-caramujeiro (<i>Rostrhamus sociabilis</i>)		PO	MR	B	A
Gavião-tesoura (<i>Elanoides forficatus</i>)		PO,T	I	M	F
Sovi (<i>Ictinia plumbea</i>)		PO,T	I	M	F
Tauató-pintado (<i>Accipiter poliogaster</i>)	DD(Br), CP(MG)	-	PEX	EI	F
Gavião-miúdo (<i>Accipiter striatus</i>)		PO,AA	R	M	F
Gavião-bombachinha-grande (<i>Accipiter bicolor</i>)		PO,AA	R	M	F
Gavião-pernilongo (<i>Geranospiza caerulescens</i>)		PO,T	I	M	B
Gavião-pomba-pequeno (<i>Amadonastur lacernulatus</i>)	Vu(Br), EP(MG)	PO	MR	EI	F
Gavião-preto (<i>Urubutinga urubitinga</i>)		-	PEX	M	A
Gavião-caboclo (<i>Heterospizias meridionalis</i>)		PO	C	B	C
Gavião-carijó (<i>Rupornis magnirostris</i>)		PO,AA,T	MC	B	G
Gavião-de-rabo-branco (<i>Geranoaetus albicaudatus</i>)		PO,T	C	B	C
Gavião-pedregal (<i>Buteo nitidus</i>)		PO	MR	M	B
Gavião-de-rabo-curto (<i>Buteo brachyurus</i>)		PO,T	C	M	B
Gavião -de-rabo-barrado (<i>Buteo albonotatus</i>)		PO	MR	M	G
Gavião-pega-macaco (<i>Spizaetus t. tyrannus</i>)	QA(Br), EP(MG)	PO	I	M	F
Gavião-pato (<i>Spizaetus melanoleucus</i>)	EP(MG)	-	PEX	EI	F
Gavião-de-penacho (<i>Spizaetus ornatus</i>)	EP(MG)	-	PEX	M	F
Falconiformes					
Falconidae					
Caracará (<i>Caracara plancus</i>)		PO,AA,T	MC	B	G
Carrapateiro (<i>Milvago chimachima</i>)		PO,AA,T	MC	B	G
Acauã (<i>Herpetotheres cachinnans</i>)		PO,T	R	B	B
Falcão-caburé (<i>Micrastur ruficollis</i>)		AA	MR	M	F
Falcão-relógio (<i>Micrastur semitorquatus</i>)		PO,AA	MR	M	F
Qüiriquiri (<i>Falco sparverius</i>)		PO,T	R	B	C
Cauré (<i>Falco rufigularis</i>)		PO	MR	B	F
Falcão-de-coleira (<i>Falco femoralis</i>)		PO,T	C	B	C

Legenda: Indica a categoria de ameaça em Minas Gerais (MG) e no Brasil (Br), DD = Deficiente em dados; CP = Criticamente em perigo; EP = Em perigo; Vu = Vulnerável; QA = Quase ameaçada. **Método amostral pelo qual a espécie foi detectada no presente estudo:** PO = Ponto de observação; AA = Atrativo acústico; T = Transecto. **Categoria de frequência:** MC = muito comum, espécie registrada entre 70- 100% dos pontos de escuta e observação; C= comum entre 45-69%; I = Incomum, entre 20-44%; R = Rara entre 6-19%; MR = Muito rara, menos de 5%; PEX = Provavelmente extinta, citada apenas por Ribon et al. (2003). **Sensibilidade ambiental** segundo Stotz et al. (1996), B = baixa, M = moderada e EI = elevada sensibilidade. **Habitat preferencial** de acordo com Ferguson-Lees e Christie (2001) e Thiollay (2007): F = Florestal; C = Campestre; G = Generalista; B = Borda; A = Aquático.

Avaliando o status de conservação proposto por Ribon et al. (2003), os resultados corroboram a raridade de seis espécies, *A. bicolor*, *Buteo nitidus*, *A. lacernulatus*, *Herpetotheres cachinnans*, *M. ruficollis* e *M. semitorquatus*. Por outro lado, *Leptodon cayanensis* e *Buteo brachyurus* anteriormente considerados ameaçados na região, foram considerados comuns durante o presente esforço.

4. DISCUSSÃO

Apesar dos diversos inventários já realizados na região de Viçosa, nenhum aplicou métodos específicos para o levantamento de aves de rapina. Trabalhos realizados na região neotropical evidenciam o amplo e específico esforço exigido para a amostragem da assembléia de aves de rapina (Thiollay 1989b, 2007, Mañosa et al. 2003). Estas aves ocorrem em baixa densidade, são altamente territoriais e algumas espécies ocupam extensos territórios, apresentando distribuição esparsa (Newton 1979; Thiollay 1989a, 1989b, Burnham et al. 1990, Canuto 2009). Uma análise acurada da diversidade destas espécies requer uma amostra que contemple extensas áreas, com a condução de muitos pontos amostrais e a utilização de duas ou mais metodologias especiais (Whitacre e Turley 1990, Mañosa et al. 2003). Assim, a maioria das técnicas de censo empregadas em levantamentos avifaunísticos não é adequada para uma avaliação mais acurada da assembléia de raptos (Thiollay 2007, Whitacre et al. 1992, Carvalho et al. 2009). Portanto, o emprego de métodos específicos de rescenseamento foi fundamental para a reavaliação do status de conservação dos Accipitriformes e Falconiformes da região de Viçosa, propostos anteriormente por Ribon et al. (2003).

Os resultados ratificam a extinção de algumas espécies, como o tauató-pintado (*A. poliogaster*), anteriormente indicado por Ribon et al. (2003). Considerado um dos Falconiformes mais raros da região neotropical (Robinson 1994, Bierregard 1998) e avaliado como “criticamente ameaçado” em Minas Gerais (Biodiversitas 2007), a ocorrência da espécie esta associada a florestas extensas e bem preservadas (Jullien e Thiollay 1996, Ferguson-Lees e Christie 2001).

Outras espécies florestais extintas na região são o gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*) e o gavião-pato (*S. melanoleucus*), anteriormente consideradas como “criticamente ameaçadas” na área de estudo (Ribon et al. 2003). Estes gaviões apresentam naturalmente baixa densidade e carecem de extensas áreas florestais relativamente íntegras. Como espécies de grande porte, podem ser consideradas como tamanho-dependentes, ou seja, que dependem de uma área mínima para a sua ocorrência (Galli et al. 1976). Em áreas bem preservadas, os representantes do gênero *Spizaetus*, incluindo *S. tyrannus*, ainda ocorrem em

simpatria (Turley 1989b, Whitacre et al. 1990, 1991, 1992, Funes et al. 1992, Anderson 2001, Mañosa et al. 2003, Soares et al. 2008, Carvalho et al. 2009, Canuto 2009). Em Minas Gerais, os três podem ser observados no Parque Estadual do Rio Doce, que representa o maior remanescente da Mata Atlântica do Estado, com aproximadamente 36.000 ha (Carvalho Filho et al. 2006, 2009, Canuto 2009), distante aproximadamente 120 km de Viçosa. Nessa reserva, Canuto (2009) estimou a ocorrência de até 06 pares de *S. ornatus* e até 09 pares de *S. melanoleucus*, onde *S. tyrannus* foi menos abundante. Na Guiana Francesa, em quadrantes com extensão similar ao da área amostrada neste estudo (10.000ha), mas em florestas primárias contínuas, Thiollay (1989) estimou a sobreposição de até três territórios das duas primeiras espécies. No entanto, *S. tyrannus* foi o único representante do gênero registrado na região de Viçosa durante o atual trabalho. Alguns autores consideram a espécie menos sensível à fragmentação do que os seus congêneres, sendo mais freqüente em áreas fragmentadas e florestas perturbadas (Brown e Amadon 1968, Jullien e Thiollay 1996, Thiollay 2007). Além disso, há registros recentes da sua ocorrência em fragmentos próximos a grandes centros urbanos (Azevedo et al. 2003, Zorzín et al. 2006, Canuto 2008, Salvador-Jr. et al. 2011).

Além da perda de habitat a preservação local do gênero *Spizaetus* pode ser afetada pelo corte seletivo de madeira, já que estas espécies utilizam grandes árvores para a construção de seus ninhos (Brown e Amadon 1968, Lyon e Kuhnigk 1985, Montenegro et al. 1992, Canuto 2008, Zorzín et al. 2009). Muitos fragmentos da região se encontram em estágio inicial e intermediário de sucessão e apresentam poucas árvores emergentes, e assim o corte dessas árvores para o uso local da madeira pode reduzir as condições exigidas para a nidificação destas espécies.

Outros grandes Accipitriformes, como o uiraçu-falso (*Morphnus guianensis*) e a harpia (*Harpia harpyja*), podem ter se extinguido antes mesmo dos primeiros inventários na região de Viçosa. A distribuição geográfica destas espécies inclui toda a Mata Atlântica (Blake 1977, Hoyo et al. 1994, Sick 1997, Ferguso-Lees e Christie 2001), com registros em outras localidades do leste mineiro, como o P. E. do Rio Doce e o Parque Nacional do Caparaó (Sick e Teixeira 1979, Lins 2001, Zorzín et al. 2006). Estes táxons representam as maiores e mais raras espécies florestais da região neotropical, apresentando as mais baixas densidades entre os táxons florestais (Thiollay 1989, 2007), constitutivas ecológicas que os tornam ainda mais susceptíveis à fragmentação (Laurance et al. 1997, Henle et al. 2004).

Como as espécies anteriores, o gavião-pomba-grande (*Pseudastur polionotus*) não foi registrado na área de estudo, apesar dos registros em localidades próximas, como a Serra do

Caraça (Zorzin et al. 2006), Mariana (Pinto 1955), P.E. do Rio Doce e Serra de Marliéria (Canuto 2009, Carvalho Filho et al. 2009). A sua ausência e a raridade do gavião-pomba-pequeno (*Amadonastur lacernulatus*) na área de estudo ratifica a sensibilidade destes frente à fragmentação (Sick 1997, Ferguson-Lees e Christie 2001), refletindo o panorama de declínio ou até mesmo de extinção local destas espécies já descrito em outras localidades do bioma (Pinto 1955, Albuquerque 1986, Sick 1997, Ferguson-Lees e Christie 2001, Soares et al. 2008).

Outra espécie florestal registrada anteriormente por Ribon et al. (2003), mas que não foi detectada durante as amostragens foi o caracoleiro (*Chondrohierax uncinatus*). Apesar de ser considerada uma espécie de baixa sensibilidade ambiental (Stotz et al. 1996), a espécie é considerada incomum em grande parte da sua área de distribuição e em declínio em várias localidades (Ferguson-Lees e Christie 2001). Por ser um especialista trófico, com a dieta baseada em caracóis arborícolas, a sua conservação local, distribuição e abundância podem estar vinculadas ao ciclo populacional de suas presas, assim como prováveis movimentos sazonais (del Hoyo et al. 1994, Ferguson-Lees e Christie 2001). Essas tendências devem ser ponderadas para outro especialista trófico, que foi considerado raro na localidade de estudo durante a atual amostragem, o gavião-caramujeiro (*Rosthramus sociabilis*). No entanto esse gavião está associado à ambientes aquáticos como brejos e lagoas, habitats que não foram suficientemente amostrados e que não apresentam extensões significativas na região. O mesmo pode ser indicado para o gavião-preto (*Urubitinga urubitinga*), outra espécie palustre, que esteve ausente durante o atual inventariado e que foi anteriormente indicado como raro na região de Viçosa (Ribon et al. 2003).

Os representantes dos gêneros *Accipiter* e *Micrastur* também estiveram entre as espécies menos freqüentes neste estudo. Considerando o caráter inconspícuo destas espécies, o emprego de métodos específicos foi fundamental para uma melhor avaliação da freqüência destas espécies durante o presente trabalho, fato já indicado por Whitacre e Turley (1990) na Guatemala. Provavelmente, os Accipitriformes e os Falconiformes de menor porte são menos vulneráveis do que as grandes espécies, porque possuem áreas de vida menores e (ou) os seus hábitos reservados os tornam menos expostos à caça e perseguição (Bierregaard 1998). No entanto, Thiollay (1998) considera as espécies de interior de florestas mais sensíveis à fragmentação e mais propensas à extinção local. Além da redução da cobertura florestal, a preservação local destas espécies pode ser comprometida pela descaracterização da estrutura vegetacional dos remanescentes florestais da região causadas por diversas atividades antrópicas. A disponibilidade e a composição da vegetação demonstraram afetar a distribuição espacial e a abundância de diversas espécies de aves (Terborgh 1985, Robison 1994, Whitacre

et al. 1990). Thiollay (2007) descreveu a ocorrência simpátrica dos falcões do gênero *Micrastur* em florestas bem estratificadas, com uma notável segregação das espécies em estratos vegetacionais diferentes. Jullien e Thiollay (1996) evidenciaram a abundância mais baixa dos representantes desses dois gêneros em áreas fragmentadas, e até mesmo a ausência de algumas espécies em trechos mais desmatados.

Os táxons considerados muito comuns e comuns, que provavelmente não apresentam problemas de conservação local, somam 32% das espécies registradas. Essa porcentagem é representada por espécies mais generalistas como *Rupornis magnirostris*, *Milvago chimachima* e *Carcara plancus*, que apresentam tendências sinantrópicas e considerável plasticidade ambiental (Stotz et al. 1996, Sick 1997); e por Falconiformes campestres, como *Geranoaetus albicaudatus* e *Heterospizias meridionalis*. Essas espécies apresentam baixa sensibilidade ambiental (Stotz et al. 1996) e muitas vezes são favorecidas pela conversão de áreas florestadas em campos antrópicos (Albuquerque 1986, Ellis et al. 1990, Sick 1997, Salvador-Jr e Silva 2009).

Outras duas espécies incluídas nessa estimativa foram *Leptodon cayannensis* e *Buteo brachyurus*. A primeira é considerada freqüente tanto em florestas primárias quanto em áreas fragmentadas (Jullien e Thiollay 1996, Thiollay 2007, Canuto 2010), indicação que pode ser corroborada com os resultados do atual estudo, onde a espécie apresentou notória ocorrência nos remanescentes da região. A segunda é descrita como espécie típica de borda, muitas vezes beneficiada pela fragmentação que acarreta um aumento da abundância da espécie (Jullien e Thiollay 1996). Em áreas com a porcentagem de cobertura florestal próxima à encontrada em Viçosa (cerca de 20%), estes autores descreveram índices de freqüência e abundância similares aos obtidos no presente estudo.

Aproximadamente metade das espécies registradas (48%) foram consideradas raras e apresentaram baixos índices de abundância. Esta perspectiva, assim como a extinção de outros táxons, é provavelmente decorrente de vários fatores, sendo que a drástica redução da cobertura florestal da região pode ser indicada como a causa determinística destes processos. Ameaças secundárias como a caça e a perseguição se destacam como causas proximais de extinção, considerando a redução das populações locais e a baixa densidade natural de muitas espécies. Essas espécies também são afetadas pela redução nas populações de suas eventuais presas (Newton 1979, Thiollay 1989a, 2007). Assim, é importante citar que algumas aves descritas na dieta de algumas espécies (del Hoyo et al. 1994, Ferguson-Lees e Christie 2001)

foram localmente extintas ou declinaram nos últimos anos, como tinamídeos, cracídeos e ramphastídeos (Ribon et al. 2003).

O panorama descrito para a região de Viçosa condiz com outros trabalhos que evidenciam o declínio e a extinção local de raptos florestais, com a posterior substituição destes por táxons campestres e generalistas, causado pelo desmatamento das florestas tropicais (Thiollay 1985, Albuquerque 1986, Ellis et al. 1990, Jullien e Thiollay 1996, Sick 1997, Seavy e Apodaca 2002, Salvador-Jr. e Silva 2009). Os resultados do presente esforço, em parte, são similares aos descritos por Jullien e Thiollay (1996) na Guiana Francesa. Esses autores, em uma extensiva amostragem ao longo de diversos tipos de habitat e gradientes de degradação antrópica, descreveram o declínio e a perda de espécies florestais e a substituição destas por táxons mais generalistas e de habitats abertos. Em quadrantes desmatados, que apresentavam uma cobertura florestal similar aquela observada na área de estudo (20-30%), estes autores relataram a ausência e a baixa densidade das mesmas espécies consideradas raras ou extintas na região de Viçosa, como *A. bicolor*, *A. poliogaster*, *H. diodon*, *S. ornatus*, *S. melanoleucus*, *H. harpija*, *M. guianensis* e *M. ruficollis*.

Atualmente a conservação da biodiversidade em longo prazo nas regiões tropicais depende, além de outros aspectos, da capacidade das paisagens antrópicas em manter populações viáveis das espécies florestais (Dente 2010). Desta maneira, a capacidade das florestas em regeneração em prevenir extinções de táxons florestais tem sido foco de muitos debates (Dunn 2004, Brooks et al. 2009, Dente e Wright 2009, Dente 2010). Vários estudos enfatizam a relação entre a recuperação da riqueza e da composição de espécies com o tempo de regeneração dos remanescentes secundários (Shankar Raman et al. 1994, Andrade e Rubio-Torgler 1997, Gascon et al. 1999, Dunn 2004). Dunn (2004) descreve um tempo médio de 20 a 40 anos para a que a riqueza de aves em remanescentes secundários seja semelhante à original.

A manutenção da diversidade de espécies de aves nesses remanescentes ainda depende das condições da paisagem do entorno (Gascon et al. 1999, Chazdon et al. 2009) e da presença próxima de grandes fragmentos primários (Dent e Wright 2009, Dente 2010, Sberze et al. 2010). Jullien e Thiollay (1996) indicam que a persistência de populações viáveis de Accipitriformes e Falconiformes em áreas fragmentadas (*suboptimal habitats*) depende da imigração de indivíduos oriundos de extensas áreas florestais (*source optimal habitats*).

A raridade e a presumível extinção de várias espécies na área de estudo, tende a indicar a ausência desse processo de imigração, mesmo com muitos fragmentos com tempo

de regeneração igual ou acima daqueles preditos por Dunn (2004) e considerando o elevado poder de dispersão da maioria das espécies contempladas. Portanto, a ausência de diversas espécies que ocorrem na Mata Atlântica, evidencia a inépcia da região em resguardar a ocorrência simpátrica das espécies de grande porte e das florestais mais seletivas. Este fato estaria essencialmente relacionado ao histórico de desmatamento e ao contexto paisagístico da Zona da Mata (Valverde 1958), onde a maioria das áreas apresenta a mesma conformação paisagística da localidade de estudo (*suboptimal habitats*), com a completa ausência de grandes trechos florestados que poderiam funcionar como fragmentos fontes (*source optimal habitats*).

Diante da perspectiva local, que provavelmente pode ilustrar o estado de conservação dessas espécies em outras áreas do bioma, como estratégia de conservação local é fundamental o estabelecimento de estudos que venham a promover uma melhor compreensão dos fatores que limitam a distribuição e abundância destas espécies em áreas fragmentadas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab' Saber, A. N. 1977. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. *Geomorfologia*, 52: 1-21.
- Albuquerque, J.L.B. 1986. Conservation and status of raptors in southern Brazil. *Birds of Prey Bulletin*, 3: 88-94.
- Albuquerque, J.L.B. 1995. Observations of rare raptors in southern Atlantic Rainforests of Brazil. *Journal Field Ornithology*, 66(3):363-369.
- Anderson, D.L. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptors diversity in Honduras: The role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica*, 33(3): 511-519.
- Anjos, L., Volpato, G.H., Mendonça, L.B., Serafini, P.P., Lopes, E.V., Boçon, R. Silva, E.S. e Bisheimer, M.V. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal; uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: Von Matter, S., Straube, F.C., Almeida, I.A., Piacentini, V.Q. e Cândido-Jr., J.F. (Eds.). *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books, Rio de Janeiro.
- AOU. 2010. <<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>>
- Azevedo, M.A.G., Machado, D.A. e Albuquerque, J.L.B. 2003. Aves de rapina na Ilha de Santa Catarina, SC: composição, frequência de ocorrência, uso do habitat e conservação. *Ararajuba*, 11 (1): 75-81.
- Azevedo, M.A.G., Piacentini, V.,Q., Ghizoni-Jr , I.R., Albuquerque, J.L.B., Silva, E.S., Joenk, C.M., de Mendonça-Lima,A. e Zilio, F. 2006. Biologia do gavião-bombachinha, *Harpagus*

- diodon*, no estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Revista Brasileira de Ornitologia, 14 (4) 351-357.
- Bergallo, H.G., da Rocha, C.F.D., Alves, M.A.S. e van Sluys, M. 2000. A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro. Editora UERJ. Rio de Janeiro.
- Bieldstein K.L., Schelsky, W. e Zalles, J. 1998. Conservation status of tropical raptors. Journal Raptor Research, 32(1):3-18.
- Bierregaard, R. O. 1995. The biology and conservation status of central and south America Falconiformes: a suvervey of current Knowledge. Bird Conservation International, 5:325-340.
- Bierregaard, R. O. 1998. Conservation status of birds of prey in the South American tropics. Journal Raptor Research, 32(1):19-27.
- Biodiversitas. 2007. Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do Estado de Minas Gerais. Volume 3. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Blake, E.R. 1977. Manual of neotropical birds. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Bressan, P.M., Kierulff, M.C.M e Sugieda, A.M. 2009. Fauna ameaçada de extinção do estado de São Paulo. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente.
- Brooks, T.M., Wright, S.J. e D, Sheil. 2009. Evaluating the success of conservation actions in safeguarding tropical forest biodiversity. Conservation Biology, 23: 1448–1457.
- Brown, L. e Amadon, D. 1968. Eagles, hawks and falcons of the world. McGraw-Hill Book Co. New York.
- Burnham,W.A., Jenny, J.P. e Turley, C.W. 1988. Maya Project: Investigation of raptors and their habitats as environmental indicators for preserving biodiversity of Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report.
- Burnham,W.A., Jenny, J.P. e Turley, C.W. 1989. Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 2.
- Burnham,W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. 1990. Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Canuto, M. 2008. First description of the nest of the black-and-white hawk eagle (*Spizaetus melanoleucus*) in the Brazilian Atlantic Rainforest, southeast Brazil. Neotropical Ornithology, 19: 607–610.
- Canuto, M. 2009. Ecologia de comunidades de aves de rapina (Cathartidae, Accipitridae e Falconidae) em fragmento de Mata Atlântica na região do Médio Rio Doce, MG.

Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais da UFOP. Ouro Preto.

- Carvalho, C.E.A. e Marini, M.A. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. *Bird Conservation International*, 17: 367-380.
- Carvalho-Filho, E. P. M., Carvalho, C. E. A. e Carvalho, G. D. M. 1998. Descrição de ninho e ovos de *Micrastur semitorquatus* (Falconidae) no interior de habitação rural, no município de sete lagoas - MG. *Atualidades Ornitológicas*, 86: 12.
- Carvalho Filho, E. P. M., Carvalho, G. D. M. e Carvalho, C.E.A. 2005. Observations of nesting Gray-Headed Kites (*Leptodon cayanensis*) in southeastern Brazil. *Journal Raptor Research*, 39 (1): 91-94.
- Carvalho Filho, E.P.M., Canuto, M. e Zorzini, G. 2006. Biologia reprodutiva do gavião preto (*Buteogallus u. urubitinga: Accipitridae*) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 14 (4): 445-448.
- Carvalho Filho, E. P. M., Zorzini, G., Canuto, M., Carvalho, C. E. A. e Carvalho, G. D. M. 2009. Aves de Rapina Diurnas do Parque Estadual do Rio Doce. *MG Biota*, 1(5): 04-43.
- Castro, P.S. 1983. Interceptação da chuva por mata natural secundária na região de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 7: 76-89.
- Colwell, R. K. e Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions Royal Society of London*. 345: 101-118.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 7.5.0. Disponível em <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 01/12/2010.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. Listas das aves do Brasil. 10ª Edição.< <http://www.cbro.org.br>>
- del Hoyo, Elliott, J.A. e Sargatal, J. 1994. Handbook of the birds of the world. vol. 2: new world vultures to guineafowl. Lynx Editions, Barcelona.
- Dente, H.D. e Wright, S.J. 2009. The future of tropical species in secondary forest: A quantitative review. *Biological Conservation*, 142: 2833-2843.
- Dente, .D.H. 2010. Defining the conservation value of secondary tropical forests. *Animal Conservation*, 13: 14-15.
- Dunn, R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18 (2): 302-309.
- Ellis, D. H., Glinski, R. L. e Smith, D. G. 1990. Raptor road surveys in South America. *Journal of Raptor Research*, 24(4): 98-106.
- Ferguson-Lees, J. e Christie, D. A. 2001. *Raptors of the world*. Houghton Mifflin Company. New York.

- Fontana, C. S., Bencke, G. A. e Reis, R. E. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Ed. IPUCRS. Porto Alegre.
- Fuller, M.R. e Mosher, J.A. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. In: Ralph, C.J. e Scott, J.M. (Eds.). Estimating number of terrestrial birds, *Studies in Avian Biology*, 6.
- Funes, S.H., Avila, J.L. e Avila, G.L. 1992. Reproductive biology, food habits, and behavior of the Black Hawk-eagle in Tikal national Park. In: Whitacre, D. F., e Thorstrom, R. K. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Galli, A.E., Leck, F.C. e Forman, R.T.T. 1976. Avian distribution patterns within sized forest island in central New Jersey. *Auk*, 93: 356-365.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierreggard, R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. e Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223-229.
- Granzinolli, M.A.M. e Motta-Júnior, J.C. 2010. Aves de rapina: levantamento, seleção de habitat e dieta. In: Von Matter, S., Straube, F.C., Almeida, I.A., Piacentini, V.Q. e Cândido-Jr., J.F. (Eds.). *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Hackett, S. J., R. T. Kimball, S. Reddy, R. C. K. Bowie, E. L. BRAUN, M. J. Braun, J. L. Chojnowski, W. A. Cox, K.-L. Han, J. Harshman, C. J. Huddleston, B. D. Marks, K. J. Miglia, W. S. Moore, F. H. Sheldon, D. W. Steadman, C. C. Witt e T. Yurl. 2008. A phylogenomic study of birds reveals their evolutionary history. *Science* 320: 1763-1768.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. e Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207-251.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <[http: www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- Jones, L.E. e Sutter, J. 1992. Results and comparisons of two years of census efforts at three units of the Maya Biosphere Reserve/Calakmul Biosphere Reserve Complex. In: Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Jullien, M. e Thiollay, J.M. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography*, 23: 07-25.
- Laurance, W.F e Bierregaard Jr, R.O. 1997 *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago.
- Laurance, W.F., Bierregaard Jr., R.O., Gascon, C., Didhan, R.K., Smith, A.P., Lynam, A.J., Viana, V.M., Lovejoy, T.E., Sieving, K.E., Sites, J.W., Andersen, M., Tocher, M.D., Kramer, E.A.,

- Restrepo, C. e Moritz, C. 1997. Tropical forest fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: Laurance, W.F e Bierregaard Jr, R.O. (Eds.) Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago.
- Lees, A.C. e Peres, C.A. 2008. Avian life history determinants of local extinction risk in a fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation*, 11: 128–137.
- Lins, L.V. 2001. Diagnóstico ornitológico do Parque Estadual Rio Doce. IEF, Belo Horizonte.
- Lyon, B. e Kuhnigk, A. 1985. Observations on nesting ornate hawk-eagles in Guatemala. *Wilson Bulletin*, 97(2): 141-147.
- Machado, A.B.M., da Fonseca, G.A.B, Machado, R.B., Aguiar L.M.S. e Lins, L.V. 1998. Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.
- Machado, A. B. M., Drummond, G.M. e Paglia, A.P. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade 19. Brasília, DF.
- Maldonado-Coelho, M. 2000. Efeitos da fragmentação florestal em bandos mistos de aves de Mata Atlântica, no sudeste de Minas Gerais. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da UFMG, Belo Horizonte.
- Mañosa, S., Mateos, E., e Pedrocchi, V. 2003. Abundance of soaring raptors in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Journal Raptor Research*, 37(1): 19-30.
- Marques, A. A. B. Suertegaray, C., Vélez, E., Bencke, G.A., Schneider, M. e Reis, R.E. 2002. Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. FZB/MCTPUCRS.
- Mattos, G. T., Andrade, M.A. e Freitas, M.V. 1993. Nova lista de aves do Estado de Minas Gerais. Revisada, ampliada e ilustrada. Fundação Acangaú, Belo Horizonte.
- Melo-Júnior. T. A. 1998. *Falco deiroleucus* (Temminck, 1825). In: Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B. , Machado, R.B., Aguiar, L.M.S e Lins, L.V. (Eds.). Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.
- Mikich, S. B. e Bérnils, R. S. 2004. Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná,. Curitiba.
- Ministério do Meio Ambiente. 2000. Avaliações e ações Prioritárias para a Conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília/DF.
- Monteiro, A.R., Mattos, G.T. e Pontes, J.L. 1983. Avifauna observada e identificada no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. *Experientiae*, 29(3): 312-47.
- Monteiro, A. R. e Mattos, G.T. 1984. Avifauna do parque florestal de Viçosa: Minas Gerais. *Experientiae*, 29:1–13.
- Montenegro, H.D.M., Montenegro, R.A.M., Echeverría, J.R.C., Alvarez, J.S.C. Rivera, M.C., Avila, W.E.M. e Cáal, A.R. 1992. Behavior and breeding biology of the Ornate Hawk Eagle. In:

- Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. (Eds.). Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Mosher, J.A., Fuller, M.R. e Kopeny, M. 1990. Surveying woodland raptors by broadcast of conspecific vocalization. *Journal Field Ornithology*, 61(4): 453-461.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. University Press, Cambridge.
- Oliveira-Filho, A. T. e M. A. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32: 793–810.
- Passamani, M. e Mendes, S.L. 2007. Espécies da Fauna ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica. Vitória.
- Pinto, O. 1952. Súmula histórica e sistemática da Ornitologia de Minas Gerais. *Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo*, 08: 1-51.
- Pinto, O. 1978. *Novo Catálogo das Aves do Brasil*. Primeira parte. Empresa Gráfica da Revista dos Tribunais. São Paulo.
- Ralph, C.J. e Scott, J.M. 1981. Estimating number of terrestrial birds, *Studies in Avian Biology*.
- Resende, S. B. e Resende, M. 1996. Solos dos Mares de Morros: ocupação e uso. In: Alvares, V. H. V. (Org.). *O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado*. SBCS, Viçosa: 261-288.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. e Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141–1153.
- Ribon, R. 1998. Fatores que influenciam a distribuição da avifauna em fragmentos de Mata Atlântica nas Montanhas de Minas Gerais. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da UFMG, Belo Horizonte.
- Ribon, R., Simon, J.E e Mattos, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17(6): 1827-1839.
- Robinson, S. K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. *Biotropica*, 26: 443-458.
- Salvador-Jr., L.F. e Silva, F.A. 2009. Rapinantes diurnos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no alto rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Professor Mello Leitão*, 25: 53-65.
- Salvador-Jr, L.F., Canuto, M., Carvalho, C.E.A. e Zorzini, G. 2011. Aves, Accipitridae, *Spizaetus tyrannus* (Wied, 1820): New records in the Quadrilátero Ferrífero region, Minas Gerais, Brazil. *Check List*, 7: 32-37
- Sberze, M., Cohn-Haft, M. e Ferraz, G. 2010. Old growth and secondary Forest site occupancy by nocturnal birds in a neotropical landscape. *Animal Conservation*, 13: 3-11.

- Seavy, N.E. e Apodaca, C.K. 2002. Raptor abundance and habitat use in a highly-disturbed-forest landscape in western Uganda. *Journal Raptor Research*, 36(1): 51-57.
- Sergio, F., Newton, I. e Marchesi, L. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1049–1055
- Shankar Raman, T. R., Rawat, G. S. e Johnsingh, A. J. T. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology*, 35: 214–231.
- Sibley, C. G. e Ahlquist, J. E. 1990. *Phylogeny and classification of birds*. Yale Univ. Press, New Haven.
- Sick, H. e Teixeira, D.M. 1979. Notas sobre aves brasileiras raras ou ameaçadas de extinção. *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, 62: 1-39.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Ed. Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Silva Júnior, W.M., Martins, S.V., Silva, A.F. e Marco Júnior, P. 2004. Regeneração natural de espécies arbustivo- arbóreas em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. *Scie. For.* 66: 169-179.
- Simon, J. E., Ribon, R., de Mattos, G. T. e Abreu, C. R. M. 1999. A avifauna do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, sudeste de Minas Gerais. *Revista Árvore*, 23: 33–48.
- Soares, E.S., Amaral, F.S.R., Carvalho Filho, E.P.M., Granzinolli, M.A., Albuquerque, J.L.B., Lisboa, J.S., Azevedo, M.A.G., Moraes, W., Sanaiotti, T., Guimarães, I.G., Carvalho, C.E.A. e Zorzini, G. 2008. Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Série Espécies Ameaçadas. Brasília.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.M., Parker, T.A. e Moskovits, D.K. 1996. *Neotropical Birds, ecology and conservation*. The University of Chicago press.
- Terborgh, J. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Princeton, New Jersey.
- Thiollay, J. M. 1985. Raptor community structure of a primary rain forest in French Guiana and effect of human hunting pressure. *Journal Raptor Research*, 18: 117-122.
- Thiollay J.M. 1989a. Area requirements for the conservation of rainforest and game birds in French Guiana. *Conservation Biology*, 3(2): 128-137.
- Thiollay, J.M. 1989b. Censusing of diurnal raptors in a primary rain Forest: comparative methods and species detectability. *Journal of Raptor Research*, 23(3): 72-84.
- Thiollay J.M. 2007. Raptor communities in French Guiana: Distribution, habitat selection and conservation. *Journal Raptor Research*, 41(2): 000-000.
- Turley, C.W. 1989a. Evaluation of raptors survey techniques. In: Burnham, W.A., Jenny, J.P. e Turley, C.W. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 2.

- Turley, C.W. 1989b. Comparasion of species composition of raptor communities in primary and modified habitats. In: Burnham, W.A., Jenny, J.P. e Turley, C.W. (Eds.). Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 2.
- Valverde, O. 1958. Estudo regional da Zona da Mata de Minas Gerais. Revista Brasileira de Geografia. 1: 3-82.
- Vasconcelos, M.F. 1998. *Accipiter poliogaster* (Temminck, 1824). In: Machado, A.B.M., G.A.B. Fonseca, R.B. Machado, L.M.S. Aguiar e L.V. Lins (Eds.). Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.
- Vielliard, J.M.E., Almeida, M.E.C., dos Anjos, L. e Silva, W.R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA) In: Von Matter, S., Straube, F.C., Almeida, I.A., Piacentini, V.Q. e Cândido-Jr., J.F. (Eds.) Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books. Rio de Janeiro.
- Von Matter, S., Straube, F.C., Almeida, I.A., Piacentini, V.Q. e Cândido-Jr., J.F. 2010. Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books. Rio de Janeiro.
- Zorzín, G., Carvalho, C.E.A. e Canuto, M. 2004. Dados sobre a biologia reprodutiva de *Buteogallus meridionalis* (Falconiformes – Accipitridae) na APA Carste de Lagoa Santa /MG. XII Congresso Brasileiro de Ornitologia - Blumenau /SC.
- Zorzín, G., Carvalho, C.E.A., Carvalho Filho, E.P. e Canuto, M. 2006. Novos registros de Falconiformes raros e ameaçados para o estado de Minas Gerais. Revista Brasileira de Ornitologia 14(4): 417-421.
- Zorzín, G., Canuto, M., Carvalho, C. E. A., Carvalho Filho, E. P. M., Carvalho, G. D. M. e Benfício, C. E. R. T. 2010. Conservation status of hawk-eagles in Minas Gerais State, Southeastern Brazil. 25th International Ornithological Congress – Campos do Jordão/SP.
- Watson, R.T. 1998. Preface: Conservation and ecology of raptors in the Tropics. Journal Raptor Research, 32(1): 1-2.
- Whitacre, D.F., Turley, C.W. e Cleaveland, E.C. 1990a. Correlation of diurnal abundance with habitat features in Tikal National Park. In: Burnham, W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. (Eds.) Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Whitacre, D.F., Turley, C.W. e Cleaveland, E.C. 1990b. Preliminary comparisons of relative abundance of raptors species in primary and human-altered habitats at and near Tikal National Park, Guatemala. In: Burnham, W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. (Eds.) Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.

- Whitacre, D.F. e Turley, C.W. 1990. Further comparisons of tropical forest raptor census techniques. In: Burnham, W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. (Eds.) *Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Whitacre, D. F. Burnham, W.A. e Jenny, J.P. 1991. *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 4.
- Whitacre, D.F. 1991. Censusing raptors and other birds in Tropical Forests: further refinements of methodology. In: Whitacre, D. F., Burnham, W.A. e Jenny, J.P. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 4.
- Whitacre, D.F., Baker, A.J., Jones, L.E., Patraca, R.V., Sutter, J. e Swartz, C.M. 1991. Results of census efforts in three units of the Maya Biosphere Reserve/Calakmul Biosphere Reserve Complex. In: Whitacre, D. F., Burnham, W.A. e Jenny, J.P. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 4.
- Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. 1992. *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Whitacre, D. F, Jones, L.E. e Sutter, J. 1992. Censusing raptors and other birds in tropical forest: Further refinements of methodology. In: Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical Forest disturbance, disappearance and species loss. In: Laurance, W.F e Bierregaard Jr, R.O. (Eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.

CAPÍTULO II

A influência da fragmentação florestal em diferentes escalas espaciais sobre a riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes em Viçosa, Minas Gerais.

1. INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação do habitat são as principais ameaças à biodiversidade global (Laurance e Bierregaard 1997, Mittermeier et al. 1998, Brooks et al. 2002, Pires et al. 2006). Diversas paisagens naturais outrora contínuas foram transformadas em um mosaico de manchas do habitat original inseridos em uma matriz caracterizada por ambientes alterados pelas diversas atividades antrópicas. Após a destruição de parte da vegetação natural pode ocorrer uma redução adicional na área dos habitats remanescentes e o aumento no isolamento destes (Cerqueira et al. 2003, Paglia et al. 2006). A consequência deste processo é a perda de parte da biodiversidade do ambiente original, que ocorre em duas escalas temporais: uma redução imediata ao desmatamento e a perda de área; e posteriormente, com o isolamento dos remanescentes e os efeitos da insularização, quando as populações de várias espécies limitadas a esses fragmentos não são viáveis a longo prazo (Soulé 1987). Populações pequenas e isoladas nos fragmentos de hábitat remanescentes muitas vezes persistem expostas a processos estocásticos, que como legados da fragmentação, podem ser caracterizados como causas determinísticas ou proximais da extinção de pequenas populações (Henle et al. 2004).

Avanços conceituais têm modificado a visão de como a fragmentação afeta as espécies nos remanescentes de habitat (Stouffer et al. 2006). Estudos iniciais, expandidos de esforços reais em ilhas e embasados na Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson 1963, 1967), enfatizaram a relação básica entre a área do fragmento e o seu isolamento com a riqueza de espécies (Gimenes e dos Anjos 2003). Estudos posteriores evidenciaram a influência de outros fatores na dinâmica das populações em áreas fragmentas, como a importância da matriz na qual os fragmentos de hábitats originais estavam inseridos (Stouffer et al. 2006) e de outros elementos da paisagem (Hill e Hamer 2004, Thornton et al. 2011).

O reconhecimento da importância de outros fatores, tais como a estrutura e configuração da paisagem em escalas espaciais mais amplas, levou ao crescimento da

abordagem da ecologia de paisagem (Metzger 2004, Pires et al. 2006). O foco central dessa abordagem visa identificar como os fatores da paisagem em distintas escalas influenciam os padrões e processos ecológicos (Pickett e Cadenasso 1995, Turner 2005). Nas últimas décadas algumas revisões demonstram que a influência de muitas variáveis depende crucialmente da escala espacial na qual são analisadas, indicando que a incidência, a riqueza e a abundância das espécies são influenciadas não só pelas características intrínsecas dos remanescentes, mas também, pelo cenário do entorno destes fragmentos (Mazerolle e Villard 1999, Hill e Hamer 2004, Bispo 2010, Thornton et al. 2011).

Diversos estudos realizados na região Neotropical, que avaliaram as conseqüências da fragmentação sobre a avifauna, descreveram mudanças nas comunidades de aves, destacando a extinção local de espécies mais seletivas (Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995, Stouffer e Bierregaard 1995, Bierregaard e Stouffer 1997, Christiansen e Pitter 1997, Aleixo 1999, 2001, Ribon 1998, Ribon et al. 2003, Antunes 2005, Stouffer et al. 2006, Gray et al. 2007, Ferraz et al. 2007). A redução da cobertura florestal, do tamanho e da conectividade dos remanescentes são reconhecidas como as principais decorrências negativas da fragmentação sobre a avifauna (Gimenes e dos Anjos 2003). Porém, a sensibilidade a cada um desses fatores pode variar muito entre as espécies contempladas (Ribon et al. 2003, Uezu et al. 2005, Ferraz et al. 2007, Martensen et al. 2008). Entretanto, esses estudos não avaliaram a influência da paisagem em diferentes escalas espaciais. A escolha correta da escala é essencial para uma melhor avaliação dos efeitos da fragmentação sobre a ocorrência de cada espécie (Boscolo e Metzger 2009). Padrões de ocorrência e abundância podem depender tanto da percepção espacial de cada espécie, como dos diferentes aspectos da paisagem, os quais, por sua vez, variam em diferentes escalas (Metzger 2004).

Apesar do número razoável de trabalhos que avaliaram a diversidade da avifauna em fragmentos de Mata Atlântica, nenhum deles teve como objetivo específico interpretar os efeitos da fragmentação e a influência da paisagem na diversidade e distribuição de Accipitriformes e Falconiformes. O recenseamento dessas ordens carece um esforço amostral extenso e específico, com o emprego de duas ou mais metodologias específicas (Whitacre e Turley 1990, Mañosa et al. 2003). Essas espécies são especialmente sensíveis à fragmentação, apresentando diversas características intrínsecas que as tornam mais vulneráveis à extinção em áreas fragmentadas (Bierregaard, 1995, 1998, Laurance et al. 1997, Thiollay 1989a, 2007), como a baixa densidade de muitos táxons, a necessidade de grandes áreas de vida, a baixa taxa reprodutiva e a forte associação a habitats específicos. Adicionalmente, as espécies

dessas ordens sofrem com a caça e a perseguição (Newton 1979, Biedstein et al. 1998, Brandt 1998a,b, Melo-Júnior 1998).

Os poucos trabalhos realizados na Mata Atlântica com essas ordens apenas descrevem as assembléias de algumas localidades e(ou) enfatizam, de forma descritiva, o declínio e a provável extinção local de algumas espécies florestais frente ao desmatamento do bioma (Albuquerque 1986, Manõsa e Pedrocchi 1997, Sick 1997, Azevedo et al. 2003, Manõsa et al. 2003, Ribon et al. 2003, Faria et al. 2006, Loures-Ribeiro e dos Anjos 2006, Carvalho filho et al. 2009, Salvador-Jr. e Silva 2009). A Mata Atlântica representa um dos sistemas florestais mais fragmentados e ameaçados do mundo (Myers et al. 2000). O bioma foi reduzido a cerca de 11% de sua área inicial e com agravante a maioria dos seus remanescentes são pequenos e extremamente isolados (Ribeiro et al. 2009). Tamanha devastação resultou em alterações severas nos ecossistemas que compõem o bioma (Pinto et al. 2006), o que condicionou o atual estado de conservação de sua avifauna como a mais ameaçada do Brasil (Marini e Garcia 2005) e uma das mais ameaçadas em toda região neotropical (Stotz et al. 1996).

Desta forma, no presente estudo foi avaliada a influência da paisagem na riqueza e na abundância de Accipitriformes e Falconiformes na região de Viçosa, considerando duas escalas: i) na escala do fragmento, foi avaliada a influência direta e indireta das variáveis de 35 fragmentos florestais sobre a riqueza e a abundância das espécies (*patch-level effects*); ii) na escala da paisagem, foi considerada a influência do cenário do entorno destes fragmentos sobre a abundância e distribuição destas espécies (*landscape-level effects*). Assim, este estudo promoveu a avaliação das seguintes hipóteses: i) a riqueza e abundância das espécies são influenciadas pelas características intrínsecas dos remanescentes, como a área destes, suportando a relação espécie-área; ii) a riqueza e abundância das espécies são influenciadas pelas características da paisagem do entorno; iii) a relação das espécies com as características intrínsecas dos fragmentos e da paisagem seguem os seus requerimentos ecológicos e vão de acordo com a sensibilidade de cada espécie à fragmentação florestal.

2.MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em 35 fragmentos florestais (Figura 01) localizados entre os Municípios de Viçosa, Paula Cândido e Cajuri, na Zona da Mata de Minas Gerais. Detalhes sobre descrições da área de estudo estão no Capítulo I.

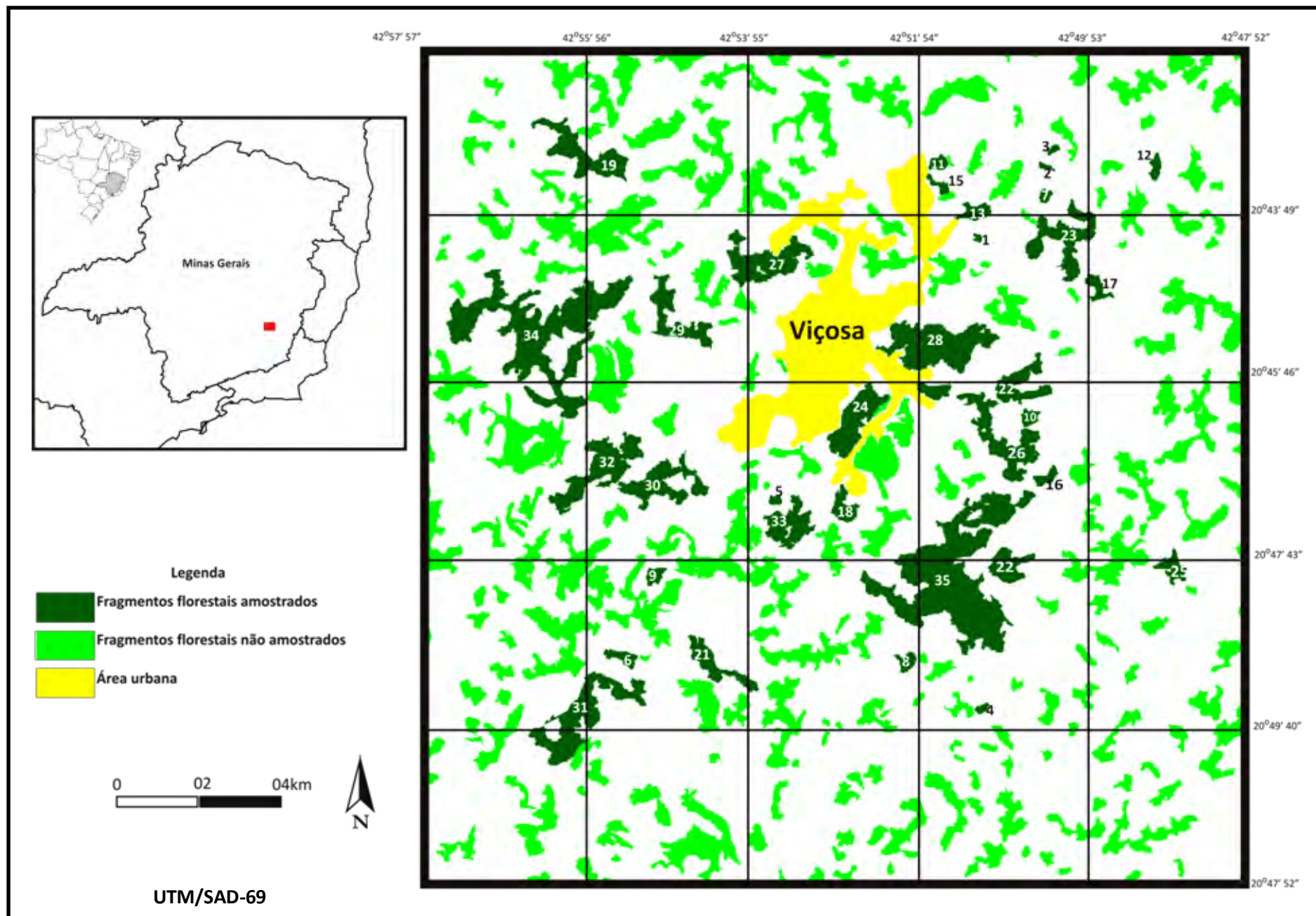


Figura 01. Localização da região de Viçosa e municípios vizinhos, indicando a disposição dos 35 fragmentos de Mata Atlântica amostrados na área de estudo.

2.2. Métodos de amostragem

Para avaliar a riqueza, a abundância e o uso dos fragmentos pelas espécies de Accipitriformes e Falconiformes foram empregados dois métodos específicos, anteriormente descritos no Capítulo I, mas com algumas particularidades para essa análise:

i) Pontos de observação – Os pontos foram realizados no alto de colinas na borda dos remanescentes, permitindo uma ampla visão externa do fragmento avaliado. Antes das amostragens todo o entorno de cada fragmento foi verificado em campo para se determinar o melhor local de observação (aquele que oferecesse uma visão da maior porção do fragmento). Foi realizado um ponto de observação por fragmento, de acordo com o ciclo reprodutivo das espécies brasileiras: a primeira amostragem foi concentrada entre os meses de dezembro de 2009 e fevereiro de 2010, período que corresponde ao final da época reprodutiva, quando foi possível registrar a dispersão natal de jovens; e a segunda entre os meses de agosto e novembro de 2010, período que inclui atividades reprodutivas como o pareamento de casais, vôos de cortejo e incubação.

Cada ponto foi amostrado uma vez em cada estação, por cinco horas consecutivas, das 07:00h às 12:00h. Foram considerados apenas os indivíduos que utilizaram o fragmento, desconsiderando-se aqueles em vôo cruzado ou planado, mesmo que sobre o remanescente. As espécies foram identificadas com auxílio de binóculos 10x42mm e por suas vocalizações, anotando-se a espécie e número de indivíduos em planilha padronizada. Também foram anotadas atividades das aves como tipo de vôo (cruzado ou planado), atividades de interação, forrageio e reprodução, para auxiliar na interpretação dos dados, particularmente daqueles oriundos de fragmentos vizinhos.

ii) Pontos de escuta e atrativo acústico – A técnica foi empregada com o objetivo de documentar as espécies que tendem a ser sub-amostradas pelas observações por ponto (Whitacre et al. 1992, Carvalho Filho et al. 2009), determinando-se a presença/ausência das espécies nos fragmentos. Foram realizados *playbacks* (cantos e chamados) dos representantes dos gêneros *Accipiter* e *Micrastur* que ocorrem na Mata Atlântica (Blanke 1977, Sick 1997, Carvalho-Filho et al. 2009, Ferguson-Lees e Christie 2001).

Antes de cada reprodução foram dedicados cinco minutos de escuta em cada ponto. As reproduções foram realizadas no interior de todos os fragmentos selecionados, entre 05:30h e 08:00h; a seqüência das reproduções e demais premissas da técnica seguiram conforme descrito no Capítulo I. Os pontos foram distribuídos com uma distância mínima de

300m entre estes; em cada ponto foi realizado a reprodução de apenas uma espécie, no entanto, nos fragmentos menores que não comportavam muitos pontos, foram realizadas mais de uma reprodução em cada ponto.

2.3. Análise dos fragmentos florestais e da estrutura da paisagem

Apesar dos extensos territórios das espécies de Acipitriformes e Falconiformes incluírem diversos tipos de micro-habitats, essas espécies pouco ou nunca utilizam esses habitats. Dessa forma assume-se que apenas as características em uma escala mais ampla influenciem a riqueza e a abundância dessas espécies, como determinadas características dominantes da estrutura da vegetação e da paisagem (Jullien e Thiollay 1996).

A influência das variáveis da paisagem sobre a riqueza e a abundância das espécies de Accipitriformes e Falconiformes foi considerada em duas escalas: (i) na escala do fragmento, considerando a influência das características intrínsecas de cada fragmento; (ii) na escala da paisagem, quando os descritores paisagísticos foram determinados com o esboço de raios a partir do centróide de cada fragmento foco.

2.3.1. Seleção e análise dos fragmentos

A seleção dos fragmentos foi baseada em uma imagem do sensor orbital PRISM/ALOS, (ano de 2008) com uma resolução de 2,5m e cobrindo uma área de 31.404 ha. O programa *Spring5.1.6* foi utilizado para a fotointerpretação da imagem e a criação de um mapa vetorial, que foi utilizado para a medição dos fragmentos. Depois de medidos, os fragmentos foram separados em seis classes de tamanho (0 a 5; 5,1 a 10; 10,1 a 20; 20,1 a 50; 50,1 a 100 e maiores que 100 ha), e dentro de cada classe foram sorteados de 4 a 8 fragmentos, totalizando 35 remanescentes. As variáveis dos fragmentos correlacionadas com a riqueza e a abundância das espécies foram: área de cada fragmento, o isolamento (distância para o remanescente mais próximo) e os tipos de vegetação e relevo encontrados em cada remanescente. Estas duas últimas variáveis são descritas a seguir.

A classificação da vegetação foi baseada no estágio de regeneração indicado pela Resolução nº10 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, de 1º de outubro de 1993 (D.O.U. 1993), além de observações de campo, distinguindo-se em três categorias básicas de estágios de sucessão (Figura 02):

Estágio inicial (I): Fisionomia herbáceo/arbustiva de porte baixo. Espécies lenhosas com pequena amplitude de distribuição diamétrica; epífitas ausentes ou representadas

principalmente por poucas espécies de líquens, musgos, briófitas e pteridófitas. As trepadeiras presentes são de porte herbáceo. Poucas espécies arbóreas ou arborescentes, ausência de sub-bosque e abundância de espécies pioneiras.

Estágio médio (M): Fisionomia herbácea e arbustiva ou somente arbustiva, podendo haver estratos diferenciados. Cobertura arbórea aberta ou fechada, podendo haver indivíduos emergentes. Predomínio de indivíduos com pequeno diâmetro, embora haja amplitude moderada de distribuição diamétrica. Maior número de espécies e indivíduos de epífitas do que no estágio inicial; trepadeiras predominantemente lenhosas. Presença de sub-bosque.

Estágio Avançado (A): Predomínio de fisionomia arbórea, com dossel fechado e relativamente uniforme, com ou sem árvores emergentes. Copas superiores e horizontalmente amplas. Árvores com distribuição diamétrica de grande amplitude. Abundância de epífitas e trepadeiras geralmente lenhosas. Grande complexidade estrutural, com grande diversidade de espécies. Fisionomia semelhante à vegetação primária, normalmente com sub-bosque menos expressivo que no estágio médio.

O relevo da região foi subdividido conforme denominações comumente utilizadas em topografia (Espartel 1977) em baixadas, grotas, encostas e topos de morro, sendo que um mesmo fragmento poderia ter mais de um tipo de relevo. Cada tipo de relevo apresenta as seguintes características (Figura 03):

Baixadas (B): terrenos com até 8% de declividade. Geralmente este tipo de relevo acompanha leitos de cursos d'água.

Grotas (G): superfícies côncavas, originadas do encontro de duas encostas adjacentes. Geralmente ao longo de cursos d'água e em suas cabeceiras.

Encosta (E): superfícies laterais inclinadas, com declividade moderada a forte, entre as baixadas e os topos de morro.

Topos de morro (T): áreas mais elevadas da paisagem e com topografia menos declivosa no topo da encosta, que apresenta pequena área.



Figura 02. A) Mata em estágio inicial de sucessão (Fragmento 09); B) Mata em estágio intermediário de sucessão (Fragmento 23), C) Mata em estágio avançado de sucessão (Fragmento 22).



Figura 03. A) Fragmento florestal restrito ao topo de morro (Fragmento 07); B) Fragmento em topo de morro e encosta (Fragmento 12), C) Fragmento florestal abrangendo tanto as encostas e topos de morro como as áreas de grotta e baixada (Fragmento 35).

2.3.2. Estrutura da paisagem: raios e métricas

Sendo todos os fragmentos da área contemplada florestas secundárias e a matriz caracterizada por habitats antrópicos abertos, para a edição vetorial da imagem a paisagem foi dividida em apenas duas classes, conforme Boscolo e Metzger (2009): *Florestal*, os remanescentes não foram segregados de acordo com o grau de conservação; e *Não Florestal*, matriz composta por áreas abertas como pastagens, cultivos diversos e distritos urbanos.

Para o cálculo das métricas da paisagem foi utilizado o programa *Fragstats 3.3* (MacGarigal e Marks 1995). Duas métricas foram calculadas para a paisagem total, a porcentagem de cobertura florestal (PLAND) e o índice de agregação (CLUMPY). A estrutura da paisagem do entorno dos remanescentes foi analisada em raios de 500, 1000, 1500, 2000m a partir do centróide dos remanescentes amostrados (Apêndice I), compreendendo áreas de 78,5, 314,2, 707,9 e 1256,6 ha, respectivamente. As métricas analisadas descrevem características da paisagem que influenciam diretamente os padrões de ocorrência das aves, conforme Boscolo e Metzger (2009) e Bispo (2010), como a conectividade e a quantidade de habitat favorável. Seguem as descrições das métricas e seus respectivos códigos:

- i) Porcentagem de cobertura da vegetação (PLAND) = Proporção de cobertura florestal em cada raio;
- ii) Densidade de fragmentos (PD) = Números de fragmentos florestais dentro de cada raio dividido pela área total do raio;
- iii) Área média dos fragmentos (AREAMN) = Média das áreas de todos os fragmentos da paisagem de entorno;
- iv) Quantidade de área nuclear (CORE) = Soma das áreas nucleares dos remanescentes presentes em cada raio, assumindo-se uma distância da borda de 100m.
- v) Distâncias médias do fragmento mais próximo (ENNMN) = Média das distâncias do fragmento mais próximo de todos os fragmentos do raio considerada.

2.4. Caracterização das espécies

As espécies foram separadas em três categorias conforme a sua associação com o ambiente florestal (Jullien e Thiollay 1996, Ferguson-Lees e Christie 2001, Thiollay 1989a,b, 2007):

- 1- Dependentes – inclui as espécies restritamente florestais, cuja ocorrência está totalmente vinculada à presença do ambiente florestal;

- 2- Semi-dependentes – dependem parcialmente das formações florestais, utilizando esses ambientes para forragear ou se reproduzir, inclui-se aqui as espécies típicas de borda;
- 3- Independentes – espécies generalistas ou típicas de áreas abertas, cuja ocorrência não depende da presença das formações florestais.

2.5. Análises estatísticas

Foi verificada a condição de multicolinearidade entre as variáveis explicativas e a riqueza e abundância das espécies, utilizando-se o programa GENES (Cruz 1997). A verificação desta condição é importante, pois influencia a escolha do melhor método a ser utilizado para estudar as correlações entre as variáveis (Carvalho 1995). Tendo-se detectado uma multicolinearidade fraca, o diagnóstico dos dados foi feito através de análise de trilha (“*path analysis*”), utilizando-se também o programa GENES (Cruz 1997, 2006).

Essa análise consiste no estudo dos efeitos diretos e indiretos de variáveis explicativas sobre uma variável dependente. Os efeitos diretos e indiretos são estimados por meio de equações de regressão em que as variáveis são previamente padronizadas. Apesar de envolver princípios de regressão, a análise de trilha é, em essência, um estudo da decomposição do coeficiente de correlação, permitindo avaliar se a relação entre duas variáveis é de causa e efeito ou se é determinada pela influência de outra ou outras variáveis (Cruz 2006), sendo empregada quando há inter-relações complexas entre as variáveis (Ribon 1998).

Os efeitos diretos e indiretos das variáveis são fornecidos pelos coeficientes de trilha, os quais são coeficientes de regressão parciais padronizados e fornecem, em termos numéricos, a magnitude de efeito de cada variável. Sua padronização é obtida através da seguinte correlação:

$$U_i = \frac{X_i - \bar{X}}{\sigma_x}$$

em que:

U_i = variável padronizada;

$X_i - \bar{X}$ = desvio de cada observação em relação à média;

σ_x = desvio padrão da amostra;

Uma variável independente Y correlaciona-se com as variáveis explicativas (X_1, X_2, \dots, X_n), através do modelo:

$$Y - \bar{Y} = b_{0_1}(X_1 - \bar{X}_1) + b_{0_2}(X_2 - \bar{X}_2) + \dots + b_{0_n}(X_n - \bar{X}_n) + E$$

Em que:

Y = variável principal;

\bar{Y} = média da variável principal;

X_i = variável explicativa;

\bar{X}_1 = média da variável explicativa;

b_{0_1} = coeficiente de regressão parcial;

E = variável residual.

A riqueza e a abundância das espécies dependentes e semi-dependentes, foram analisadas como variáveis principais (Y), enquanto as demais variáveis, do fragmento e da paisagem do entorno, foram as variáveis explicativas (X_i). A importância de cada uma das variáveis explicativas foi verificada através de seus efeitos diretos e indiretos sobre o número de espécies nos fragmentos e abundância destas, através da obtenção dos coeficientes de determinação (r^2) destas variáveis, a partir do modelo I.

Assim, a influência de cada variável foi primeiramente verificada através do coeficiente de correlação total, cuja significância foi avaliada pelo Teste t . Em seguida desdobraram-se as correlações em efeitos diretos e indiretos. A relação de causa e efeito de cada variável com a riqueza de espécies foi avaliada comparando-se o coeficiente de trilha com o efeito da variável residual, de acordo com Cruz e Regazzi (1994): se o coeficiente de trilha (efeito direto) de uma variável explicativa for numericamente menor que o efeito da variável residual, a maior parte da influência dessa variável explicativa sobre a variável principal (ou resposta) ocorre indiretamente, sob a influência de outra variável. Assim, esta variável deve ser considerada apenas juntamente com as outras variáveis explicativas. Por outro lado, se o coeficiente de trilha for maior do que o efeito residual, existe um efeito direto da variável explicativa sobre a variável resposta. Foram feitos gráficos das regressões lineares simples para ilustrar a relação entre a riqueza de espécies com as variáveis dos fragmentos. O mesmo foi feito em relação às métricas da paisagem, mas apenas nos raios que apresentaram coeficientes de determinação maiores que os valores da variável residual.

3. RESULTADOS

3.1. Escala do fragmento

Foram registradas 16 espécies de Accipitriformes e 7 de Falconiformes nos remanescentes amostrados, totalizando 23 espécies. O número de espécies registradas nos fragmentos variou de 2 a 14, números observados no menor (1,65ha) e no maior (404ha) fragmento amostrados, respectivamente. Considerando a dependência dessas espécies do ambiente florestal, 09 são dependentes (espécies florestais), 06 podem ser consideradas semi-dependentes (espécies de borda) e 08 independentes (espécies generalistas e campestres). Entre estas, duas ameaçadas de extinção: o gavião-pomba (*Amadonastur lacernulatus*), ameaçado em nível nacional (Machado et al.2008) e mundial (IUCN 2010), e o gavião-pegamacaco (*Spizaetus tyrannus*), ameaçado em Minas Gerais (Biodiversitas 2007).

A análise de trilha demonstrou que todas as variáveis intrínsecas dos fragmentos (área, isolamento, e os tipos de relevo e de vegetação) foram significativamente correlacionadas ($p < 0,01$) com a riqueza de espécies, sendo que essas quatro variáveis, em conjunto, explicaram 61,1% da variação encontrada na riqueza total de espécies nos remanescentes ($r^2 = 0,6114$). Essas correlações foram ainda mais significativas quando considerada apenas a riqueza das espécies restritamente florestais, apresentando um coeficiente de determinação ainda maior ($p < 0,01$; $r^2 = 0,7842$), explicando 78,4% da variação (Apêndice II). Tanto a riqueza de espécies florestais como a total esteve mais associada com a área do que com as demais variáveis, apresentando coeficientes de correlação iguais a 0,8709 e 0,7356, respectivamente (Figura 04).

O total de espécies também apresentou uma alta correlação com o número de tipos de vegetação e relevo (coeficiente de correlação total= 0,5190 e 0,6338, respectivamente), assim como a riqueza de táxons florestais (0,6006 e 0,6530). Essas variáveis dependentes apresentaram uma correlação negativa com o isolamento (Figuras 05), apresentando valores de coeficiente de correlação total igual a -0,3056 e -0,1992, respectivamente.

Para a riqueza total nenhuma variável apresentou efeito direto maior que o efeito da variável residual. Considerando apenas as espécies florestais, a área foi a única variável que apresentou efeito direto maior que o efeito da variável residual (Apêndice II), sendo a principal explicativa da variação na riqueza destas espécies nos fragmentos amostrados. O efeito direto dos tipos de vegetação e relevo sobre a riqueza total de espécies foi fraco, como representado pelos baixos valores de efeito direto dessas variáveis obtido na análise de trilha (-0,0218 e

0,2640, respectivamente). O mesmo foi observado para o efeito direto dessas variáveis sobre a riqueza de espécies florestais (0,0886 e 0,1501). Por outro lado, o valor do efeito indireto destas variáveis via variável área foi mais elevado, sendo que entre a riqueza total e os tipos de vegetação o Coeficiente de Correlação Total foi igual a 0,3234 e para os tipos de relevo 0,3453; e para a riqueza de espécies florestais esses valores foram de 0,4208 e 0,4493, respectivamente.

Espécies generalistas, como *Rupornis magnirostris*, *Caracara plancus* e *Milvago chimachima*, foram freqüentes em todas as classes de tamanho dos fragmentos (Tabela 01). Por outro lado algumas espécies restritamente florestais, como *Accipiter bicolor*, *Micrastur semitorquatus* e *M. ruficollis*, ocorreram apenas nos maiores remanescentes da área. *A. bicolor* ocorreu em apenas quatro remanescentes (com áreas de 147, 150, 328 e 404 ha), enquanto *M. semitorquatus* foi observado em três fragmentos (147, 328 e 404ha) e *M. ruficollis* ocorreu apenas no maior fragmento amostrado. Espécies consideradas campestres também foram observadas utilizando fragmentos de distintos tamanhos, forrageando e(ou) interagindo com outros indivíduos.

Para quatro espécies, *Buteo albonotatus*, *B. nitidus*, *M. ruficollis* e *Falco rufigularis*, não foi possível estabelecer uma relação entre as variáveis do fragmento e a abundância das mesmas, em virtude da baixa incidência dessas espécies nos fragmentos amostrados. Outras duas espécies migratórias, *Ictinia plumbea* e *Elanoides forficatus*, não foram consideradas, já que a abundância destas é influenciada por seus movimentos sazonais.

A abundância de todas as espécies florestais, exceto *Accipiter striatus*, foi significativamente afetada pela área dos fragmentos ($p < 0,01$) (Apêndice II). A área apresentou efeito direto sobre a abundância de *Leptodon cayannensis*, *Accipiter bicolor* e *Micrastur semitorquatus*. O número de tipos de vegetação e relevo também apresentaram uma correlação significativa com a abundância dessas espécies, mas com efeito direto fraco, ocorrendo principalmente de maneira indireta através da relação com a área dos remanescentes. A abundância de outras espécies florestais foram significativamente correlacionadas às variáveis do fragmento ($p < 0,01$), como *Harpagus diodon* e *Spizaetus tyrannus*, mas estas espécies apresentaram coeficientes de correlação total e coeficientes de determinação mais baixos que as anteriores. Entre as espécies típicas de borda, as variáveis explicativas apresentaram correlação significativa apenas com a abundância de *Buteo brachyurus*. O isolamento apresentou correlação negativa e significatriva apenas com a abundância de *A. striatus* (Apêndice II).

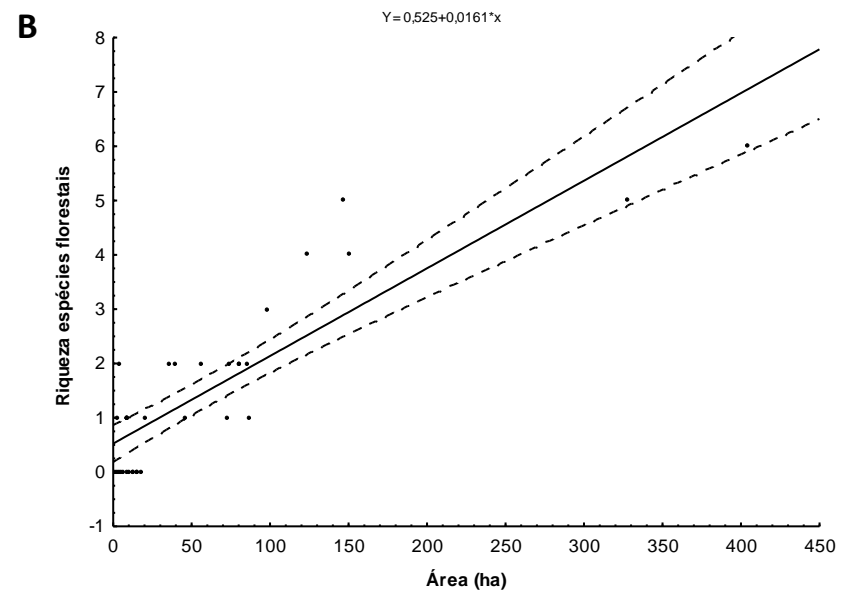
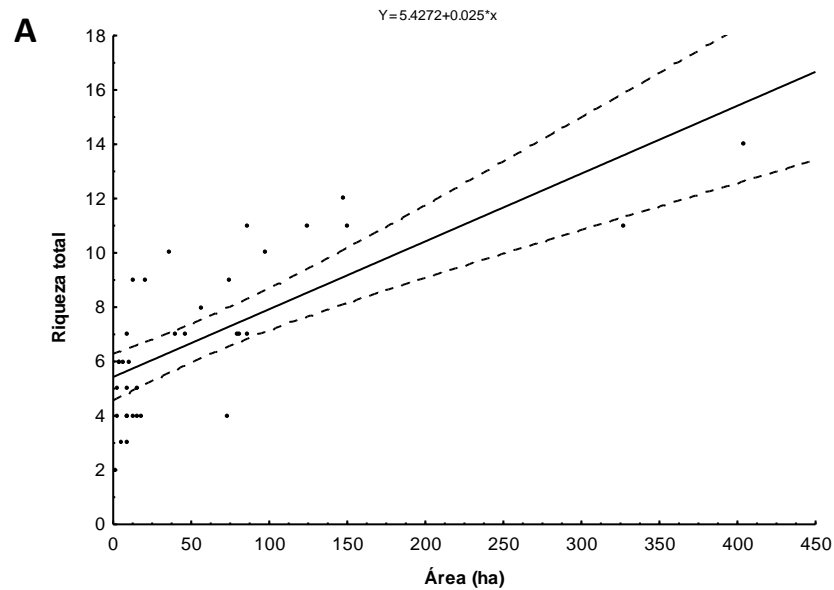


Figura 04. **A)** Relação entre a riqueza total de Accipitriformes e Falconiformes com a área dos fragmentos florestais amostrados, medida em hectares; **B)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com a área dos fragmentos florestais amostrados, medida em hectares. A linha contínua representa o ajuste da regressão linear e as linhas pontilhadas os limites de confiança de 95%.

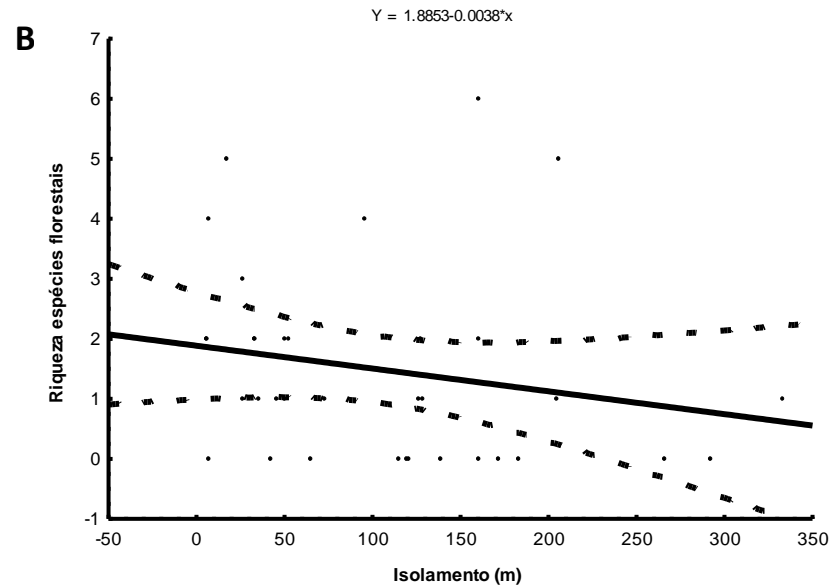
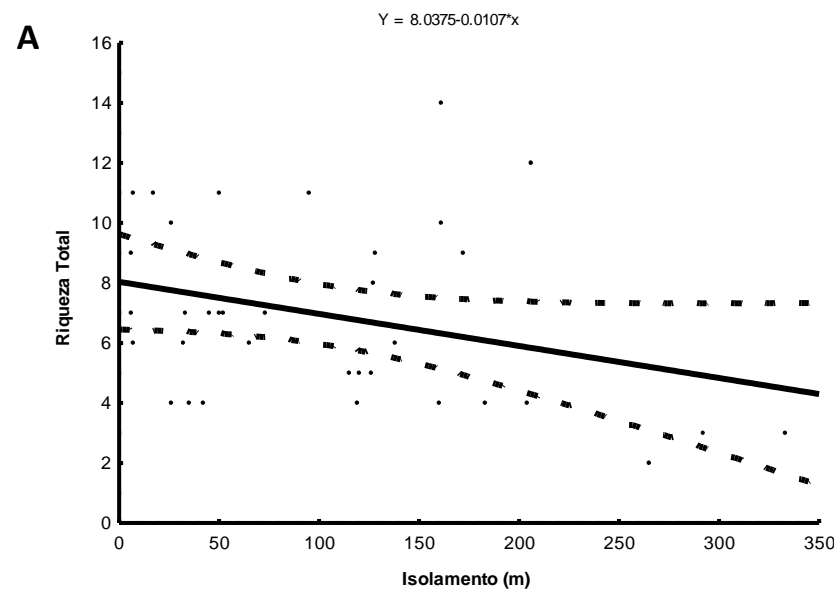


Figura 05. **A)** Relação entre a riqueza total de Accipitriformes e Falconiformes com o isolamento dos remanescentes florestais amostrados, medido pela distância ao fragmento mais próximo; **B)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com o isolamento dos remanescentes florestais amostrados. A linha contínua representa o ajuste da regressão linear e as linhas pontilhadas os limites de confiança de 95%.

Tabela 01 – Frequência de ocorrência (%) das espécies de Accipitriformes e Falconiformes nos fragmentos florestais na região de Viçosa, divididos por classes de tamanho dos fragmentos. n = número de fragmentos por classe de tamanho. No total de espécies, os valores entre parênteses indicam o número de espécies florestais registradas.

Ordem/Espécies	CLASSE DE TAMANHO					
	I (0-5 ha) n=5 %	II (5,1-10 ha) n=7 %	III (10,1-20 ha) n=6 %	IV (20,1-50 ha) n=4 %	V (50,1-100 ha) n=8 %	VI (≥ 100ha) n=5 %
Accipitriformes						
<i>Leptodon cayannensis</i>	20	0	0	100	50	60
<i>Elanoides forficatus</i>	0	42,8	66,6	75	37,5	40
<i>Harpagus diodon</i>	20	0	0	0	25	100
<i>Ictinia plúmbea</i>	0	14,3	16,6	25	50	60
<i>Accipiter bicolor</i>	0	0	0	0	0	80
<i>Accipiter striatus</i>	20	0	0	0	25	20
<i>Geranoospiza caerulescens</i>	40	0	50	50	37,5	60
<i>Amadonastur lacernulatus</i>	0	0	0	0	12,5	0
<i>Heterospizias meridionalis</i>	0	14,3	33	50	50	40
<i>Rupornis magnirostris</i>	100	71,4	100	100	75	80
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	40	0	50	100	62,5	60
<i>Buteo albonotatus</i>	0	0	16,6	0	0	0
<i>Buteo brachyurus</i>	20	42,8	66,6	0	34,5	100
<i>Buteo nitidus</i>	0	0	0	0	0	40
<i>Spizaetus tyrannus</i>	20	29	0	50	25	100
Falconiformes						
<i>Caracara plancus</i>	60	85,6	83,3	100	87,5	100
<i>Milvago chimachima</i>	100	100	83,3	100	75	100
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	20	0	0	50	50	20
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0	0	0	0	0	60
<i>Micrastur ruficollis</i>	0	0	0	0	0	20
<i>Falco sparverius</i>	0	14,3	0	0	0	0
<i>Falco rufigularis</i>	0	0	0	0	0	20
<i>Falco femoralis</i>	20	14,3	16,6	25	37,5	0
Total de espécies	12 (4)	10 (1)	11 (0)	12 (2)	16 (5)	19 (8)

3.2 Escala da paisagem

Calculada a partir da imagem PRISM/ALOS que abrange 31.404 ha, a porcentagem de cobertura florestal para toda a área de estudo foi de 20%. Foram quantificados 293 fragmentos florestais e o índice de agregação da vegetação (CLUMPY) foi de 0,9330.

A riqueza de espécies florestais e a riqueza total apresentaram correlação significativa com porcentagem de cobertura florestal (PLAND) em todos os raios ($p < 0,01$). Essa métrica da paisagem apresentou efeito direto sobre a riqueza total nos raios de 500, 1500 e 2000 m, e efeito direto sobre a riqueza de espécies florestais no raio de 500 m (Apêndice III). As métricas quantidade de área nuclear (CORE) e área média dos fragmentos (AREAMN) apresentaram correlação significativa com ambas riquezas ($p < 0,01$), em todos os raios. Adicionalmente, CORE apresentou efeito direto sobre a riqueza de táxons florestais no raio de 500 m. O valor do efeito direto da métrica AREAMN sobre ambas as medidas de riqueza foi pequeno, sendo mais alto o seu efeito indireto via PLAND.

A densidade de fragmentos (PD) influenciou negativamente a riqueza de táxons florestais e a total, mas de maneira significativa em raios distintos (Apêndice III). A métrica de isolamento ENNM também apresentou uma correlação negativa com as variáveis dependentes, mas de forma significativa apenas para no raio de 500 m ($p < 0,05$).

Para as duas riquezas, o raio de 500 m foi o que apresentou os maiores coeficientes de determinação, enquanto a distância de 2000 m apresentou os menores (Apêndice III). No raio de 500m, as cinco métricas explicaram juntas 80,4% da variação na riqueza de espécies florestais ($r^2 = 0,8041$) e 70,2% da variação na riqueza total ($r^2 = 0,7024$). Por outro lado, no raio de 2000m, essas métricas explicaram apenas 37,6% e 40,5% das variações. Para a riqueza total o raio de 500m foi o único que apresentou coeficiente de determinação (r^2) maior que o valor da variável residual, enquanto para a riqueza de táxons florestais o mesmo ocorreu para os dois primeiros raios. Essas relações foram ilustradas pelos gráficos de regressão linear (Figuras de 06, 07 e 08), como proposto nas análises estatísticas.

Os descritores da paisagem PLAND, AREAMN e CORE apresentaram correlação significativa com a abundância de quatro espécies florestais (*Leptodon cayannensis*, *Harpagus diodon*, *Accipiter bicolor* e *Micrastur semitorquatus*) em todas as distâncias de entorno. Entretanto, o desdobramento dessas métricas sobre a abundância destas espécies apontou particularidades para cada táxon. A porcentagem de cobertura florestal apresentou efeito direto maior que o efeito da variável residual, nos raios de 500 e 1000m, para a abundância L.

cayannensis, sendo que o valor dos efeitos indiretos de AREAMN e CORE via PLAND foram relativamente altos e mais expressivos que os valores de seus efeitos diretos. A abundância de *H. diodon* foi mais afetada pela quantidade de área nuclear, sofrendo efeito direto desta métrica nos três primeiros raios. No entanto o efeito direto apresentou baixo valor no último raio (-0,1645). O efeito dessa métrica sobre a abundância da espécie também pode ser evidenciado pelos altos valores de seus efeitos indiretos via PLAND nas três primeiras distâncias (0,8185, 1,192 e 0,767) e via AREAMN (0,819, 1,324 e 0,834). A quantidade de área nuclear também apresentou efeito direto na abundância de *A. bicolor* e *M. semitorquatus*, mas apenas no raio de 500m para a primeira e nos raios de 500 e 1500m para a última. Essa métrica também apresentou valor de efeito indireto elevado via PLAND e AREAMN nos raios descritos anteriormente. Outro resultado comum entre essas duas espécies é o efeito direto de AREAMN no raio de 2000m. De fato, essa variável apresentou valor de efeito direto maior que o valor da variável residual, indicando que esta é a principal determinante das variações na abundância destas espécies nessa escala.

A abundância de *Spizaetus tyrannus* também apresentou correlação significativa com PLAND em todos os raios, mas a correlação com AREAMN foi significativa apenas no raio de 500m ($p < 0,01$) e a de CORE nos raios de 500 e 1000m ($p < 0,01$). As métricas da paisagem não apresentaram nenhuma correlação significativa com a abundância de *Accipiter striatus*, em nenhum raio. Para essa espécie, os coeficientes de correlação total apresentaram baixos valores para PLAND, AREAMN e CORE. As outras métricas, PD e ENNMN, apresentaram coeficientes de correlação negativos e significativos com a abundância das espécies florestais em raios distintos.

Entre as espécies de borda, apenas *Buteo brachyurus* apresentou coeficientes de correlação significativos para os descritores da paisagem. PLAND foi significativamente correlacionada com a abundância da espécie nos raios de 500m, 1000m ($p < 0,01$) e 1500m ($p < 0,05$); e as métricas AREAMN e CORE nos raios de 500 e 1000m. A métrica ENNMN apresentou correlação negativa com a abundância da espécie nos raios de 500 e 1000m ($p < 0,05$).

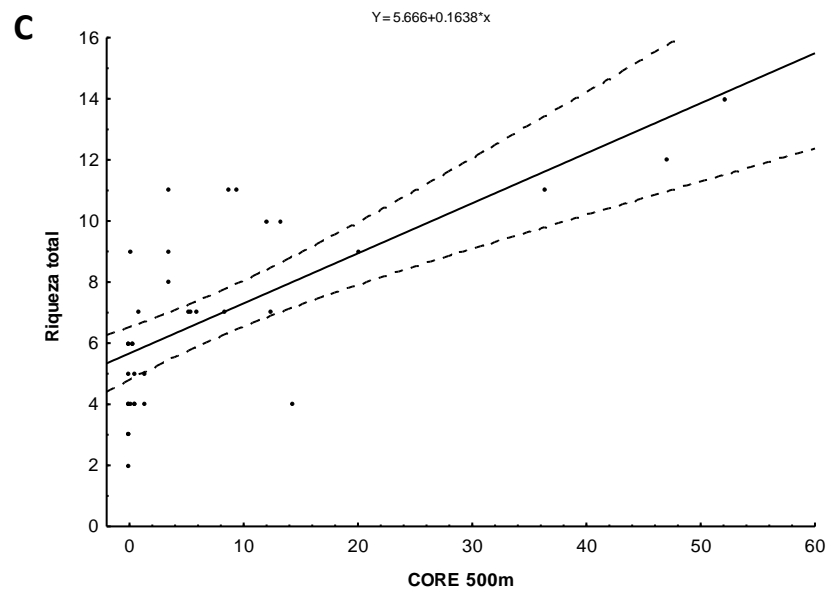
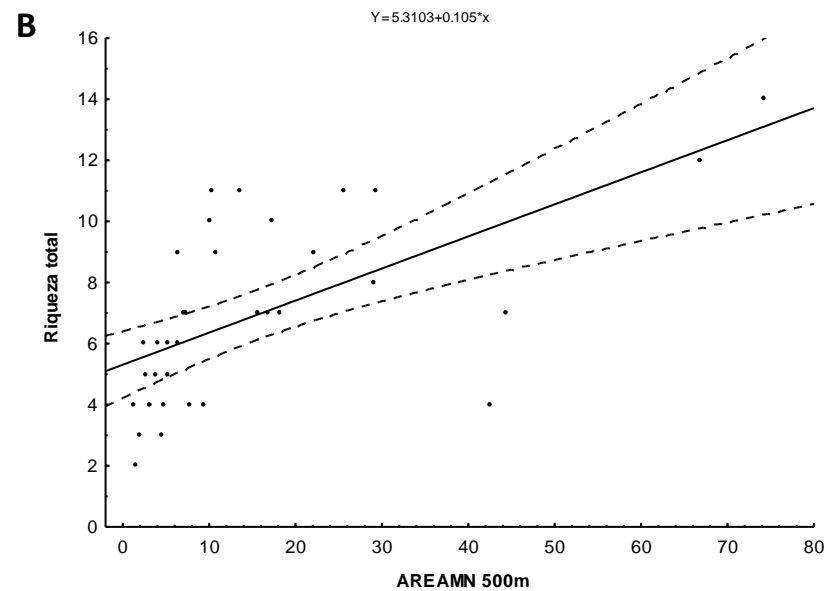
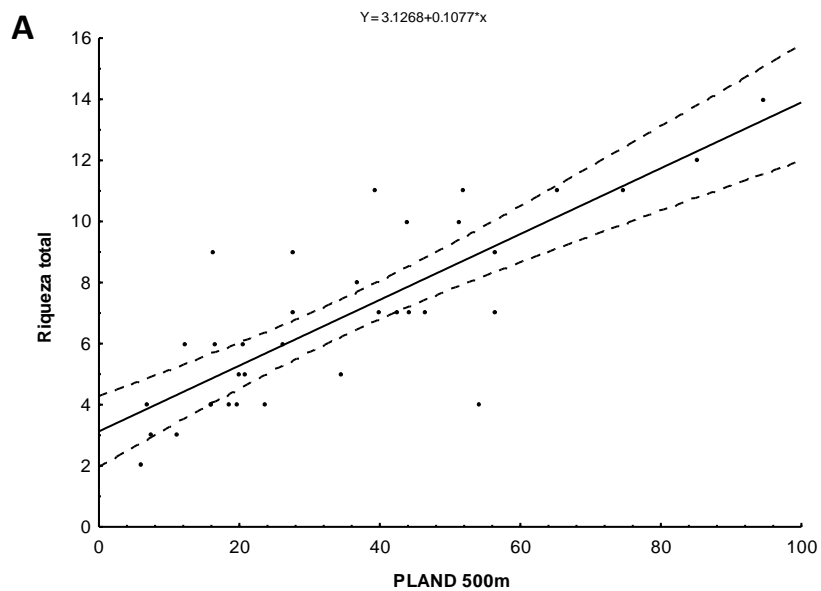


Figura 06.A) Relação entre a riqueza total de Accipitriformes e Falconiformes com a porcentagem de cobertura florestal (PLAND) no raio de 500m; **B)** Relação entre a riqueza total de Accipitriformes e Falconiformes com a área média dos remanescentes (AREAMN) no raio de 500m; **C)** Relação entre a riqueza total de Accipitriformes e Falconiformes com a quantidade de área nuclear (CORE) no raio de 500m. A linha contínua representa o ajuste da regressão linear e as linhas pontilhadas os limites de confiança de 95%.

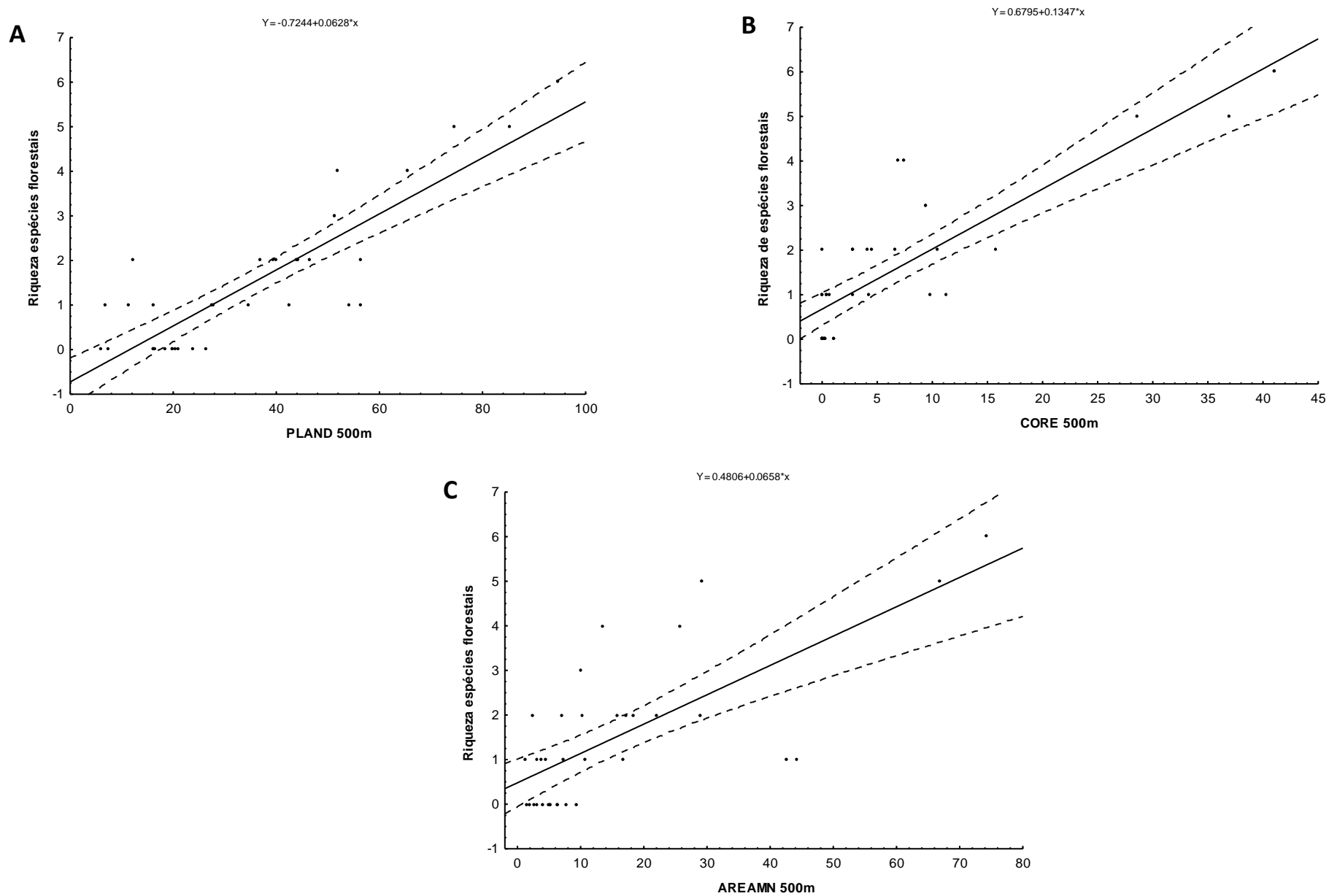


Figura 07. **A)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com a porcentagem de cobertura florestal (PLAND) no raio de 500m; **B)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com a área média dos remanescentes (AREAMN) no raio de 500m; **C)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com a quantidade de área nuclear (CORE) no raio de 500m. A linha contínua representa o ajuste da regressão linear e as

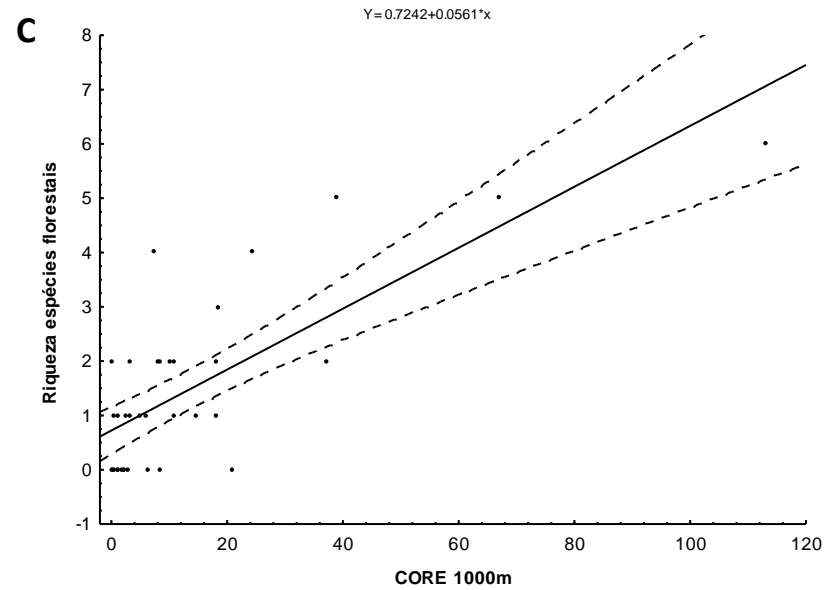
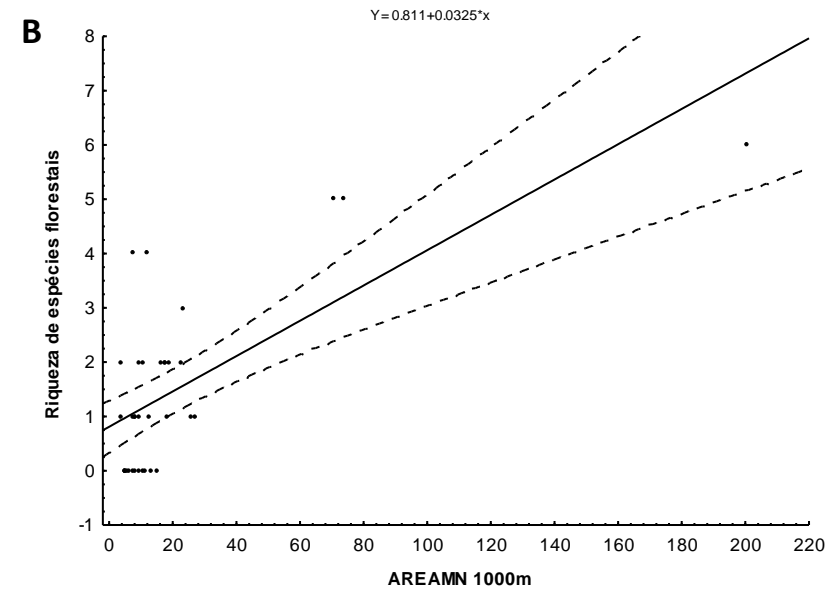
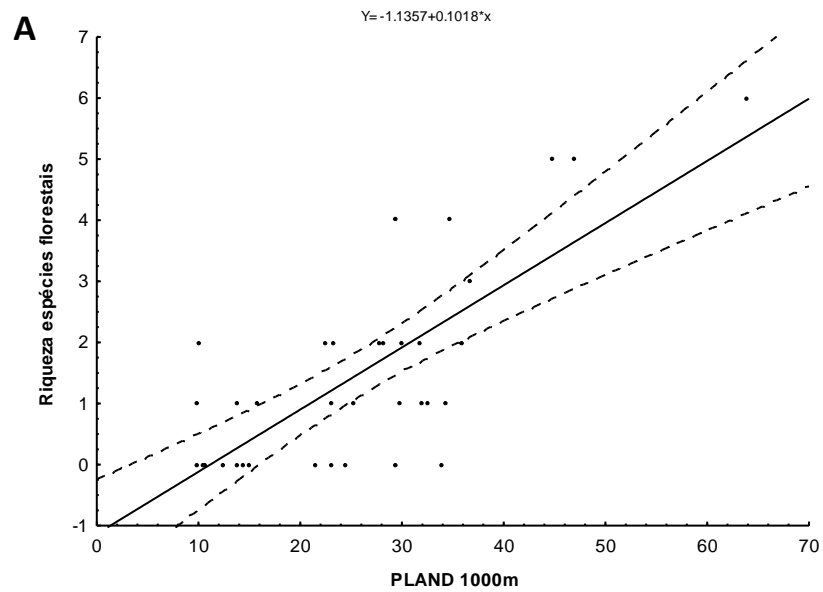


Figura 08. **A)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com a porcentagem de cobertura florestal (PLAND) no raio de 1000m; **B)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com a área média dos remanescentes (AREAMN) no raio de 1000m; **C)** Relação entre a riqueza de Accipitriformes e Falconiformes florestais com a quantidade de área nuclear (CORE) no raio de 1000m. A linha contínua representa o ajuste da regressão linear e as

4. DISCUSSÃO

4.1. Escala do fragmento

No presente estudo, a riqueza total de Accipitriformes e Falconiformes, assim como a riqueza de espécies florestais dessas duas ordens, apresentaram correlação significativa com o tamanho dos remanescentes, apoiando a teoria de que áreas maiores podem abrigar um maior número de espécies (MacArthur e Wilson 1963, Forman et al. 1976, Galli et al. 1976, Willis 1979, Askins et al. 1987, Warburton 1997, Ribon 1998, Anjos e Boçon 1999, Ferraz et al. 2007, Bispo 2010). Em fragmentos da Mata Atlântica no interior de São Paulo, Bispo (2010) também encontrou correlação positiva entre o tamanho dos fragmentos e a riqueza de espécies de aves de rapina.

A análise de trilha ainda demonstrou que o efeito da área foi mais importante sobre a riqueza total e, principalmente sobre as espécies florestais, que as demais variáveis dos remanescentes. A área foi a principal determinante das variações na riqueza das espécies florestais, sendo a única variável com efeito direto maior que o efeito da variável residual, indicando que as variações na riqueza de táxons florestais são decorrentes principalmente do efeito da área *per se*. O mesmo pode ser observado em relação à influência da área sobre a abundância das espécies florestais, quando os efeitos diretos das demais variáveis também apresentaram baixos valores, exercendo apenas efeito indireto sob a influência da área. Warburton (1997) também indicou que a área foi a principal determinante na riqueza avifaunística em remanescentes de floresta tropical na Austrália e que embora outras variáveis apresentassem correlação significativa com a riqueza, essas correlações seriam mais fracas com a remoção do efeito da área.

Algumas espécies de aves são consideradas como tamanho-dependentes, ou seja, sua densidade acompanha o tamanho da área do fragmento (Villard 1998), e muitas vezes estão presentes em fragmentos com um determinado tamanho mínimo, tendências já descritas para algumas espécies de aves de rapina (Galli et al. 1976, Warburton 1997). No presente estudo, *A. bicolor*, *M. semitorquatus* e *M. ruficollis* foram as espécies mais influenciadas pela área dos remanescentes. Além de ocorrer apenas nos maiores fragmentos, a abundância das duas primeiras também foi diretamente afetada pelo tamanho do fragmento. Desta forma, considerando que tanto a incidência como a abundância destas espécies esteve associada à área dos fragmentos, estes táxons podem ser considerados como tamanho-dependentes.

Apesar da abundância de outras espécies florestais apresentarem correlação significativa com a área dos fragmentos, a incidência destas em remanescentes menores indica uma dependência menor da área. Isso pôde ser visto, por exemplo, para *L. cayannensis*, cuja abundância foi diretamente afetada pela área, mas cuja incidência não foi restrita aos maiores remanescentes, visto sua freqüência em fragmentos menores. *S. tyrannus* também foi registrado em pequenos fragmentos, e nenhuma variável apresentou efeito direto sobre a sua abundância. Por representar a maior espécie florestal registrada durante o atual trabalho, possuindo elevada capacidade de dispersão e ocupando áreas mais extensas (del Hoyo et al. 1994, Ferguson- Lees e Christie 2001, Canuto 2009), *S.tyrannus* tende a ser mais influenciada em escalas espaciais mais amplas.

A explicação da ausência de correlação significativa entre a abundância de *A.striatus* e a área dos remanescentes, pode ser o seu tamanho corporal; por ser um dos menores Accipitrídeos das Américas (Sick 1997, Ferguson Lees e Christie 2001) a sua incidência e abundância tende a depender menos da área que as espécies anteriores.

Apesar das variações nas riquezas de espécies no presente estudo serem decorrentes, principalmente, do efeito da área, a relação entre o tamanho dos fragmentos e a diversidade de habitats é freqüentemente indicada como mais uma determinante dessas variações (Gimenes e dos Anjos 2003). Áreas maiores tendem a apresentar mais habitats do que áreas menores e, conseqüentemente, maior número de espécies associadas. Essa tendência pode ser observada nos fragmentos da área de estudo. Enquanto os três tipos de vegetação categorizados podem ser encontrados nos maiores remanescentes amostrados, os menores muitas vezes apresentam apenas um estágio de sucessão. O mesmo pode ser considerado para os tipos de relevos; de acordo com Junior et al. (2010), os solos associados a cada relevo influenciam diretamente a composição florística e a estrutura da vegetação dos remanescentes da região. Enquanto que nas áreas próximas das linhas de drenagem desenvolve-se uma floresta mais alta e densa, com dossel mais contínuo e um sub-bosque mais sombreado e úmido, nas encostas desenvolve-se uma floresta mais aberta, caracterizada como um ambiente transicional entre a floresta de baixada e a de topo, que apresenta dossel ainda mais baixo e aberto (Junior et al. 2010). Essas descrições evidenciam a relação entre o tamanho do fragmento e o número de habitats existentes com a riqueza de espécies associadas, visto que o relevo e a vegetação apresentaram uma influência indireta via área.

Desta forma, os fragmentos maiores deste estudo, que apresentavam todos os tipos de vegetação e relevo, foram utilizados tanto pelas espécies que dependem de trechos mais

maduros e preservados, como pelas espécies de borda e aquelas mais generalistas, que tendem a utilizar os trechos mais abertos e(ou) em estágio mais inicial de regeneração. Em ambientes florestais a composição florística e a estrutura da vegetação afetam a distribuição espacial e a abundância de diversas espécies de aves (Terborgh 1985, Robison 1994, Whitacre et al. 1990a, Amaral 2007). Além disso, habitats mais complexos oferecem mais nichos potenciais do que ambientes estruturalmente mais simples, sendo que em ambientes florestais a presença de distintas estratificações favorece a ocorrência simpátrica de várias espécies de Accipitriformes e Falconiformes (Julien e Thiollay 1996, Thiollay 1989a, 2007). Jullien e Thiollay (1996) indicaram que trechos de florestas maduras e sem influência antrópica apresentaram maior riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes florestais do que florestas secundárias mais baixas e estruturalmente mais simples.

Diferente do que foi observado nas maiores matas da área de estudo, algumas espécies florestais não foram registradas nos remanescentes menores. Além de apresentar uma menor diversidade de habitats, fragmentos pequenos ainda estão mais expostos aos efeitos de borda, que tendem a gerar constantes modificações nas características relacionadas à estrutura, composição e diversidade florística (Pires et al. 2006, Pereira et al. 2009). A influência das características intrínsecas dos remanescentes sobre a incidência e abundância das espécies não depende apenas dos efeitos da área e do isolamento destes, mas também das mudanças na qualidade dos remanescentes, decorrentes de diversos efeitos da fragmentação a longo prazo, incluindo o efeito de borda (Thornton et al. 2011). Em fragmentos pequenos toda a área deve ser afetada por esse efeito, não havendo neles habitats adequados para as espécies florestais mais seletivas (Pires et al. 2006) e favorecendo a incidência e abundância de táxons generalistas (Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995, Jullien e Thiollay 1996, Aleixo 2001, Ribon et al. 2003).

Em muitas áreas inseridas nos domínios da Mata Atlântica a maioria das manchas florestais é menor do que as áreas requeridas como territórios pela maioria das espécies neotropicais (Canuto 2009, Ferguson Lees e Christie 2001, Granzinelli 2009, Montenegro et al. 1992, Parker 1990, Rivera e Codrdova 1992, Thiollay 1989a, Thorstrom 1990a,1990b, Thorstrom et al. 1991a, 1991b, 1992), como é o caso dos remanescentes da área sob estudo. Conseqüentemente, a preservação das espécies florestais vai depender da qualidade dos remanescentes e da capacidade das espécies em explorar o conjunto de pequenas manchas de habitats favoráveis, juntamente com as porções alteradas. Considerando essa perspectiva, os pequenos fragmentos poderiam desempenhar um importante papel na dinâmica dos indivíduos na paisagem, reduzindo o isolamento, servindo como “trampolins” para fragmentos

maiores (Fahring 2003, Uezu et al. 2008) e ainda como áreas alternativas de forrageio e nidificação. Entretanto, a ausência de algumas espécies florestais na maioria das menores manchas florestais, no atual estudo, demonstra uma provável restrição no uso destas, possivelmente decorrente da pequena área e da “baixa qualidade” destes remanescentes. Além disso, o freqüente uso destes fragmentos por espécies generalistas, inclusive como áreas de nidificação e forrageio, pode coibir a incidência de outras espécies, devido às relações agonísticas (obs. pess.).

O isolamento, por sua vez, não mostrou relação significativa com as medidas de riqueza de espécies. Isso se deve ao fato da maioria das espécies contempladas possuírem elevada capacidade de dispersão, como foi observado na área de estudo. Praticamente todas as espécies foram observadas em longos deslocamentos, cruzando a matriz, com exceção de *M. semitorquatus* e *M. ruficollis*. Thiollay (1989a,b, 1991, 2007) enfatiza a provável baixa capacidade de dispersão dos representantes desse gênero. Na Guiana Francesa, esses representantes estiveram entre as espécies mais abundantes, no entanto esse autor também não observou essas espécies cruzando extensas áreas abertas. Outro fator que deve ser considerado é o tamanho corporal das espécies. Táxons de médio e grande porte são menos relutantes em atravessar a matriz por não serem suscetíveis à predação; por outro lado espécies de pequeno porte, como *M. ruficollis*, podem ser predadas por rapinantes maiores (Sherrod et al. 1978, Ferguson-Lees e Christie 2001). Essa possibilidade também deve ser considerada para explicar a influência do isolamento na abundância de *A. striatus*, sendo a única espécie que apresentou correlação significativa com o isolamento dos remanescentes.

4.2. Escala da paisagem

A porcentagem de vegetação foi a principal determinante das variações nas medidas de riqueza de espécies, apresentando efeito direto em diferentes raios. A intensidade do efeito dessa métrica também pode ser evidenciada pelos valores dos efeitos indiretos de outras variáveis, como a quantidade de área nuclear e a área média dos remanescentes da paisagem do entorno. No sudeste australiano, a quantidade de vegetação nativa no entorno dos sítios amostrais também foi o principal fator para ocorrência de várias espécies de aves (Westphal et al. 2003).

Os dados de Jullien e Thiollay (1996) evidenciam a importância da cobertura florestal na composição da assembléia de Accipitriformes e Falconiformes, quando descreveram a redução direta da riqueza e abundância das espécies florestais com a diminuição na porcentagem de cobertura florestal. Os representantes dessas ordens estão entre os grupos

de aves mais afetadas pela perda de habitat, pois muitas espécies necessitam de áreas mais extensas e muitas estão associadas a florestas contínuas e bem preservadas (Thiollay 1985, 1989, Bierregaard, 1995, 1998, Jullien e Thiollay 1996, Bildstein et al. 1998, Aleixo 2001). A riqueza de Falconiformes e a abundância de pares reprodutivos também estiveram positivamente correlacionadas com a cobertura florestal em estudos realizados na Espanha (Sánchez-Zapata e Calvo 1999, Palomino e Carrascal 2007).

Outra métrica de composição que apresentou efeito direto sobre a riqueza de espécies florestais foi a quantidade de área nuclear. Para muitas espécies florestais a qualidade de um remanescente está diretamente associada à sua quantidade de área nuclear (Murcia 1995). Essas duas métricas de composição da paisagem exercem influência significativa sobre as espécies restritamente florestais, limitando a distribuição dos táxons que dependem tanto da quantidade quanto da qualidade dos ambientes florestais (Bispo 2010). Essa influência pode ser demonstrada pelas correlações encontradas entre estes descritores e a abundância das espécies florestais no presente estudo. As métricas de composição (PLAND e CORE) além de exercer efeitos diretos sobre a riqueza de espécies em escalas diferentes, também influenciaram a abundância das espécies. Essas variáveis estão relacionadas com a quantidade de habitat favorável na paisagem, afetando diretamente as oportunidades das espécies em encontrar locais mais favoráveis para a sua alimentação e nidificação (Boscolo e Metzger 2009).

A abundância de várias espécies, como *H. diodon*, *A. bicolor* e *M. semitorquatus*, foi diretamente afetada pela quantidade de área nuclear, evidenciando a dependência dessas espécies com trechos mais bem preservados. Apesar de ocorrerem em florestas secundárias e em bordas, essas espécies são consideradas típicas de interior de florestas primárias (Thiollay 1989, 2007). De fato, a abundância destas espécies, na Guiana Francesa, também foi afetada pela quantidade de área nuclear (Jullien e Thiollay 1996). Essa relação pode, em parte, explicar a ausência destas espécies nos menores remanescentes da área amostrada, já que fragmentos pequenos apresentam pouco ou nenhuma área nuclear.

Entretanto, ocorreram particularidades na influência destas métricas (PLAND e CORE) na abundância das espécies. *H. diodon* sofreu efeito direto da área nuclear nos dois primeiros raios, enquanto que no raio de 2000m a influência direta dessa variável apresentou baixo coeficiente de correlação. Esse limite na abrangência dos efeitos dessa métrica deve estar relacionado à área de vida da espécie. Na Guiana Francesa o território do seu congênere *H.*

bidentatus, de tamanho e comportamento similar, variou de 370 a 550ha (Thiollay 1989a), o que representa áreas próximas às aquelas obtidas entre os raios de 1000 e 1500m.

A abundância de *A. bicolor* e *M. semitorquatus* também foi diretamente influenciada pela área nuclear; mas sua influência direta foi restrita ao primeiro raio para o a primeira, e ao primeiro e terceiro raios para a segunda espécie. No raio de 2000m a abundância dessas duas espécies passou a ser afetada diretamente pela área média dos remanescentes. Essa influência em uma escala mais ampla provavelmente está relacionada aos hábitos e ao tamanho do território das duas espécies. Ambas são caçadoras ativas, que cruzam longas distâncias à procura de suas presas e forrageiam em diversos estratos no interior da floresta, apresentando territórios que extrapolam as áreas dos primeiros raios adotados no presente trabalho (Ferguson Lees e Christie 2001, Quixchán et al. 1992, Thiollay 1989, 2007, Thorstrom 1990a,1990b, Thorstrom et al. 1991a, 1991b, 1992). Considerando essas características ecológicas, este resultado demonstra a importância de fragmentos maiores dentro das áreas de caça dessas espécies; suportando a relação de dependência desses rapinantes com a área e com a qualidade dos remanescentes já que, por serem típicos caçadores de interior de florestas, dependem de remanescentes maiores, com áreas nucleares mais bem preservadas.

Outros resultados do atual estudo mostram mais variações nas correlações entre os raios adotados e a influência das demais métricas sobre a abundância de outras espécies. A abundância de *L. cayannensis* foi diretamente afetada pela porcentagem de cobertura florestal nos raios de 500 e 1000m, mas não apresentou valores significativos em relação a quantidade de área nuclear. Uma justificativa para essa espécie não apresentar relação com a quantidade de área nuclear é que, diferentemente das anteriores, essa espécie pouco utiliza o interior e os estratos mais baixos da floresta para forragear, exibindo ativo e notável uso do dossel (Ferguson-Lees e Christie 2001). Apesar de ocorrer com frequência tanto em florestas primárias e secundárias, a abundância dessa espécie acompanhou a redução da cobertura florestal na Guiana Francesa (Jullien e Thiollay 1996) onde, em áreas com mais de 60% de cobertura florestal, sua abundância foi duas vezes maior do que em locais com a metade dessa cobertura.

O aumento gradativo da correlação entre a abundância de *S. tyrannus* e a distância média dos fragmentos, até apresentar valor significativo no raio de 2000m, indica que, em uma escala mais ampla, a abundância dessa espécie pode ser mais afetada pelo isolamento dos fragmentos visto que os representantes desse gênero apresentam territórios de vida mais

extensos que a escala máxima adotada no presente trabalho (Canuto 2009 Montenegro et al. 1992).

Como para outras espécies, a abrangência dos efeitos significativos das métricas sobre a abundância de *B. brachyurus*, ficou limitada aos raios que coincidiram com o tamanho da área utilizada pela espécie descrita na literatura. O diâmetro máximo da área de caça da espécie observado por Ogden (1979) se aproxima dos maiores raios que apresentaram correlações significativas no presente trabalho. O trabalho citado anteriormente descreveu as áreas de caça e nidificação da espécie na Florida como locais permeados de fragmentos ou linhas de vegetação contendo grandes árvores, com denso sub-bosque, e que apresentavam de 20 a 60% de cobertura florestal. Mesmo que apenas descritiva, essa caracterização juntamente com os atuais resultados tendem a realçar a relação da espécie com a disponibilidade de habitat favorável (PLAND e CORE) e o seu arranjo, avaliado pelo isolamento dos fragmentos do entorno (ENNMN). Mesmo sendo uma espécie típica de borda, tolerando a fragmentação, o desmatamento é apontado como ameaça à conservação local da espécie em longo prazo (Ferguson-Lees e Christie 2001), assim a preservação local da espécie parece depender de uma cobertura florestal mínima dentro das suas áreas de caça e nidificação.

Embora a densidade de fragmentos (PD) possa ser considerada como uma medida de fragmentação (Boscolo e Metzger 2009), uma maior densidade de fragmentos também indica um maior número de estruturas de conexão, que poderiam ser utilizadas como “trampolins” (*stepping stones*), diminuindo o isolamento e facilitando a dispersão de indivíduos (Fahring 2003, Olifiers e Cerqueira 2006, Uezu et al. 2008, Bispo 2010). Entretanto, a influência significativa e negativa dessa métrica sobre a riqueza e a abundância de algumas espécies no presente estudo, elucida o conceito de que, para a conservação destes táxons, é mais importante manter fragmentos maiores do que manter a mesma porcentagem de cobertura florestal através de um maior número de fragmentos pequenos. Apesar das diversas funções que estes elementos da paisagem possam exercer na dispersão de indivíduos, o uso destes por espécies florestais mais seletivas também foi questionado anteriormente por Uezu et al. (2008).

Os resultados de outros trabalhos indicam que a influência da densidade de fragmentos na paisagem vai depender da relação das espécies contempladas com o tamanho dos remanescentes. Como por exemplo, o estudo realizado por Westphal et al. (2003) no sudeste da Austrália, que descreveu a importância do elevado número de fragmentos para a dinâmica da avifauna local. Contudo, a maioria das espécies florestais registradas por esses

autores foram observadas em pequenos remanescentes, não apresentando relação com a área destes, resultado contrário àqueles obtido para algumas espécies na região de Viçosa.

4.3. Considerações finais

Algumas revisões avaliaram a importância da análise em múltipla escala sobre a incidência e abundância de várias espécies, incluindo diversos trabalhos realizados com aves (Mazerolle e Villard 1999, Thornton et al. 2011). Essas revisões mostram que diversos táxons responderam significativamente tanto às variáveis dos fragmentos como às da paisagem. Os resultados do atual estudo ratificam essa perspectiva, indicando a influência significativa das variáveis em ambas às escalas sobre a riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes.

A ocorrência e a permanência das espécies estão condicionadas a diversos processos ecológicos que ocorrem em diferentes escalas, razão pela qual os modelos que consideram múltiplas escalas são mais eficientes para avaliar a incidência das espécies (Boscolo e Metzger 2009, Thornton et al. 2011). A influência da paisagem sobre as espécies pode variar, seja pela sua composição como pela disposição de suas unidades (manchas de habitat) (Mazerolle e Villard 1999, Metzger 2004). No presente estudo, a riqueza de espécies e a abundância estiveram mais correlacionadas com a quantidade de habitat favorável (como PLAND, AREAMN e CORE) do que as demais métricas de disposição. Esse resultado contraria a proposta de Andrén (1994), de que em cenários muito fragmentados, onde o habitat favorável ocupa menos 30% da paisagem, como na área de estudo, o arranjo deste (avaliado pelo isolamento ou conectividade) é particularmente importante. Tendência semelhante foi encontrada na revisão de Mazerolle e Villard (1999), que reportaram efeitos significativos da configuração da paisagem na maioria dos 12 estudos realizados com aves, em áreas florestais fragmentadas pela agricultura. No entanto é importante frisar que o arranjo espacial assume importância diferenciada quando a capacidade de dispersão da espécie é menor que a distância entre os fragmentos (Fahring 1997). Isso justifica a contradição entre as descrições anteriores e o resultado do atual trabalho, quando as métricas de composição foram mais importantes que o arranjo espacial dos fragmentos, já que a maioria das espécies contempladas apresenta capacidade de deslocamento maior que o isolamento dos fragmentos da região.

Ainda na escala da paisagem, os valores dos coeficientes de determinação diminuíram com os raios adotados, apresentando os maiores valores no raio de 500m, sugerindo que, conforme se aumenta a distância do remanescente avaliado, a paisagem exerce menor

influência sobre a riqueza e abundância das espécies. Isso contraria a expectativa de uma provável influência mais significativa das métricas em uma escala mais ampla, já que as espécies contempladas apresentarem áreas de vida maiores que a área fornecida pelo raio de 500m. No entanto, os desdobramentos das análises de trilha demonstraram que entre os raios considerados ocorreram diversas variações nas correlações entre a abundância das espécies e as métricas da paisagem. Esses resultados indicam a importância de uma avaliação segregada destas correlações, considerando o efeito de cada métrica nas diferentes distâncias, já que a influência da escala depende da percepção espacial dos táxons contemplados e de seus requerimentos ecológicos (Metzger 2001, 2004, Boscolo e Metzger 2009, Bispo 2010).

Além do efeito de cada variável em diferentes raios se aproximar da estimativa da área de vida das espécies, a relação destas com as métricas também esteve de acordo com a afinidade com os habitats florestais. Enquanto a abundância das espécies de borda não foi influenciada diretamente por nenhuma variável, apresentando poucas correlações significativas, a abundância da maioria das espécies florestais foi diretamente afetada por distintas métricas, apresentando ainda diversos valores significativos de correlação. Isso ilustra a importância do emprego de escalas espaciais diferentes, e as diferentes respostas de cada táxon, seguindo as suas constitutivas ecológicas.

Por outro lado, a falta de outros trabalhos que também avaliassem a influência da fragmentação em distintas escalas sobre as espécies de Accipitriformes e Falconiformes, não permite ponderações mais específicas dos efeitos da paisagem sobre a ocorrência e abundância destes táxons, que poderiam ocorrer através de comparações entre as particularidades dos resultados obtidos. Dessa maneira, mesmo que os resultados do presente estudo indiquem determinadas tendências, a falta de dados sobre a biologia e ecologia de muitos representantes neotropicais acaba por limitar maiores inferências. Novas pesquisas são fundamentais para um melhor entendimento da interação destes táxons com a paisagem, como estudos que avaliem a capacidade de dispersão destas espécies, fornecendo dados mais detalhados sobre o uso dos fragmentos e a relação destas com a matriz, além de trabalhos que busquem calcular a área de vida das espécies florestais em áreas fragmentadas. Estudos com radio-telemetria poderiam fornecer tais subsídios, como exemplo, o estudo de Fraser e Stutchbury (2003). Com o uso da técnica estes autores avaliaram os movimentos de um Passeriforme considerado como área-dependente (*Piranga olivacea*), esclarecendo a relação da espécie com a matriz e com o tamanho dos fragmentos.

A diversidade e a distribuição das espécies contempladas no presente estudo, também são influenciadas por diversos outros fatores que, contudo, não foram considerados neste trabalho, incluindo a qualidade e a sazonalidade de diversos recursos, como a disponibilidade de presas e locais para a nidificação, e interações ecológicas, como a exclusão competitiva (Newton 1979, Jullien e Thiollay 1996). Outros aspectos importantes que podem influenciar a incidência e a abundância destas espécies nos fragmentos são aqueles relacionados à fragmentação, como a caça, incêndios, o corte seletivo e o sinergismo entre estes (Brooks e Balmford 1996, Thiollay 1989a, 2007); variáveis que podem ser consideradas em futuros trabalhos.

A partir dos resultados atuais, conclui-se que os efeitos da fragmentação sobre os táxons contemplados devem ser medidos em escalas distintas, tanto a nível local, na escala do fragmento, como em uma escala mais ampla, considerando o contexto do entorno. Apesar da provável influência de outras variáveis ambientais e daquelas decorrentes das pressões antrópicas, tanto a riqueza de espécies florestais como a abundância destas demonstraram depender primariamente da área dos remanescentes, assim como da quantidade de habitat favorável na paisagem do entorno (porcentagem de cobertura florestal e a quantidade de área nuclear), com as métricas de disposição assumindo uma influência marginal. Dessa forma, dentro das atuais políticas públicas direcionadas à conservação da biodiversidade regional, como as estratégias de implantação de corredores ecológicos da Mata Atlântica (Pinto et al. 2006), a composição da paisagem deve ser priorizada, garantindo a manutenção dos aspectos paisagísticos mais relevantes para a conservação regional das espécies mais seletivas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albuquerque, J.L.B. 1986. Conservation and status of raptors in southern Brazil. *Birds of Prey Bulletin*, 3: 88-94.
- Albuquerque, J.L.A, Cândido JR., J.F., Straube, F.C. e Roos, A.L. 2001. *Ornitologia e Conservação da ciência às estratégias*. Unisul, Curitiba.
- Aleixo, A.1999. Effects os selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor*, 101: 537-548.
- Aleixo, A.2001. Conservação da Avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e importância das florestas secundárias. In: Albuquerque, J.L.A, Cândido JR., J.F., Straube, F.C. e Roos, A.L. (Eds.) *Ornitologia e Conservação da ciência às estratégias*. Unisul, Curitiba.
- Aleixo, A. e Vielliard, J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12(3): 493-511.

- Amaral, K.F. 2007. Composição e abundância de corujas em Mata Atlântica e a sua relação com variáveis de habitat. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS. Porto Alegre.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Anjos, L. e Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin*, 111: 397-414.
- Antunes, A.Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba*, 13 (1): 47-61
- Askins, R.A., Philbrick, M.J. e Sugeno, D.S. 1987. Relationship between regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation*, 39: 129-152.
- Azevedo, M.A.G., Machado, D.A. e Albuquerque, J.L.B. 2003. Aves de rapina na Ilha de Santa Catarina, SC: composição, frequência de ocorrência, uso do habitat e conservação. *Ararajuba*, 11 (1): 75-81.
- Blake, E.R. 1977. *Manual of neotropical birds*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Bieldstein K.L., Schelsky, W. e Zalles, J. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal Raptor Reserch*. 32(1): 3-18.
- Bierregaard, R. O. 1995. The biology and conservation status of central and south America Falconiformes: a survey of current Knowledge. *Bird Conservation International*, 5: 325-340.
- Bierregaard, R. O. 1998. Conservation status of birds of prey in the South American tropics. *Journal Raptor Research*, 32(1): 19-27.
- Bierregaard, R. O. e Stouffer, P. C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: W. F. Laurance, W.F. e Bierregaard Jr., R.O. (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago.
- Biodiversitas. 2007. Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do Estado de Minas Gerais. Volume 3. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.
- Bispo, A.A. 2010. Fragmentação florestal: Efeitos em múltipla escala sobre a diversidade de aves em remanescentes florestais no noroeste de São Paulo. Tese (Doutorado) Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP. Rio Claro.
- Boscolo, D. e Metzger, J.P. 2009. Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, 24: 907-918.
- Brandt, L.F.S. 1998a. *Spizaetus ornatus* (Daudin, 1800). In: Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S e Lins, L.V. (Eds.). *Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.

- Brandt, L.F.S.1998. *Leucopternis lacernulata* (Temminck, 1827). In: Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S e Lins, L.V. (Eds.). Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.
- Brooks, T. e Balmford, A. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature*, 380: 115.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. e Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16: 909–923.
- Burnham,W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. 1990. Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Canuto, M. 2009. Ecologia de comunidades de aves de rapina (Cathartidae, Accipitridae e Falconidae) em fragmento de Mata Atlântica na região do Médio Rio Doce, MG. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais da UFOP. Ouro Preto.
- Carvalho Filho, E. P. M., Zorzini, G., Canuto, M., Carvalho, C. E. A. e Carvalho, G. D. M. 2009. Aves de Rapina Diurnas do Parque Estadual do Rio Doce. *MG Biota*, 1(5): 04-43.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63: 215-244.
- Cerqueira, R., Brant, A., Nascimento, M.T., e Pardini, R.2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: Rambaldi, D.M. e Oliveira, D.A.S. (Org.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA/SBF. Brasília.
- Christiansen, M.B. e Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 80: 23-32.
- Cruz, C.D. 1997. Programa GENES: Aplicativo Computacional em Genética e Estatística. Editora UFV. Viçosa.
- Cruz, C.D. 2006. Programa Genes Estatística Experimental e Mtrizes. Editora UFV, Viçosa.
- Cruz, C.D. e Regazzi, A.J. 1994. Modelos Biométricos Aplicados ao melhoramento Genético. Imprensa Universitária. Viçosa.
- del Hoyo, Elliott, J.A. e Sargatal, J. 1994. Handbook of the birds of the world. vol. 2: new world vultures to guineafowl. Lynx Editions, Barcelona.
- D.O.U. Diário Oficial da União. 1993. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 10 de 1º de outubro de 1993. Brasília.
- Espartel, L. 1977. Curso de Topografia. Editora Globo. Porto Alegre.
- Fahrig L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61: 603–610.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol.*

Syst. 34: 487-515.

Faria, C.M.A., Rodrigues, M., do Amaral, F.Q., Módena, E. e Fernandes A.M. 2006. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1217-1230.

Ferguson-Lees, J. e Christie, D. A. 2001. *Raptors of the world*. Houghton Mifflin Company. New York.

Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaaard Jr., R.O. e Lovejoy, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: Effects of patch area and isolation on Amazon Birds. *Science*, 315: 238-241.

Forman, R.T.T., Galli, A.E. e Leck, C.F. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some landuse implications. *Oecologia*, 26: 1-8.

Fraser, G.S. e Stutchbury, B.J.M. 2003. Area-sensitive Forest birds move extensively among Forest patches. *Biological Conservation*, 118: 377-387.

Galli, A.E., Leck, C.F. e Forman, R.T.T. 1976. Avian distribution pattern in Forest islands of different size in central New Jersey. *The Auk*, 93:356-364.

Gimenes, M.R. e dos Anjos, L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum*, 25(2): 391-402.

Granzinolli, M.A.M. 2009. Levantamentos, área de vida, uso e seleção de habitat de Falconiformes na região central do Estado de São Paulo. Tese (Doutorado) Instituto de Biociências, USP, São Paulo.

Gray, M.A., Bauldraf, S.L , Mayhew, P.J. e Hill, J.K. 2007. The response of avian guild to tropical Forest disturbance. *Conservation Biology*, 21(10): 133-141.

Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. e Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207-251.

Hill, J.K. e Hamer, K.C. 2004. Determining impacts of habitats modification on diversity of tropical Forest fauna: The importance of spatial scale. *Journal of Applied Ecology*, 41: 744-754.

IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>.

Jullien, M. e Thiollay, J.M. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography*, 23: 07-25.

Júnior, W.G.F., Schaefer, C.E.G.R. e da Silva, A.F. 2009. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações da Mata Atlântica. In: Martins, S.V. (Ed.). *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*. Editora UFV. Viçosa.

Laurance, W.F e Bierregaard Jr, R.O. 1997 *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago.

- Loures-Ribeiro, A. e dos Anjos, L. 2006. Falconiformes assemblages in fragmented landscape of Atlantic Forest in southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(1): 149-162.
- MacArthur, R.H. e Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17(4): 373-387.
- MacArthur, R.H. e Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Monographs in Population Biology 1, Princeton University Press. New Jersey, USA.
- Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S e Lins, L.V. 1998. Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.
- Machado, A.B.M., Drummond, G. e Paglia, A.P (Eds). 2008. Livro Vermelho da fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Biodiversidade 19. Ministério do Meio Ambiente. Brasília-DF.
- Mañosa, S. e Pedrocchi, V. 1997. A raptor survey in the Brazilian Atlantic rainforest. *Journal Raptor Reserch*, 31: 203-207.
- Mañosa, S., Mateos, E. e Pedrocchi, V. 2003. Abundance of soaring raptors in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Journal Raptor Research*, 37(1): 19-30.
- Marini, M. A. e Garcia, F. I. 2005. Conservação de Aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 95 – 102.
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G. e Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on Bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141: 2184-2192.
- Martins, S.V. 2009. Ecologia de florestas tropicais do Brasil. Editora UFV. Viçosa.
- Mazerolle, J.M. e Villard M.A. 1998. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Ecoscience*, 6(1): 117-124.
- McGarigal K. e Marks B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- Melo-Júnior. T. A. 1998. *Spizastur melanoleucus* (Vieillot,1816) In: Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S e Lins, L.V. (Eds.). Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens. *Biotaneotropica*, 1:01-09.
- Metzger, 2004. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem. In: Cullen Jr. L., Rudran, R. e Padua-Valladares, C.(Org.). Métodos de estudo em Biologia da Conservação e manejo da vida silvestre. Editora UFPR. Curitiba.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Thomsen, J.B., Fonseca, G.A.B. e Olivieri, S. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12, 516–520.

- Montenegro, H.D.M., Montenegro, R.A.M., Echeverría, J.R.C., Alvarez, J.S.C. Rivera, M.C., Avila, W.E.M. and Cáal, A.R. 1992. Behavior and breeding biology of the Ornate Hawk Eagle. In: Whitacre, D. F., e Thorstrom, R. K. (Eds.). Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 58-62.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. University Press, Cambridge.
- Ogden, J.C. 1974. The Short-tailed Wawk in florida: migration, habitat, hunting techniques, and food havitats. *The Auk*, 91: 95-110.
- Olifiers. N. e Cerqueira, R. 2006. Fragmentação de habitat: Efeitos históricos e ecológicos. In: Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V. e Alves M.A.S. (Eds.) *Biologia da Conservação , essências*. Ed. Rima. São Carlo, SP.
- Paglia, A.P., Fernandez, F.A.S. e Marco Jr., P. 2006. Efeitos da fragmentação de habitats: Quantes espécies, quantas populações, quantos indivíduos e serão eles suficientes? In: Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V. e Alves M.A.S. (Eds.) *Biologia da Conservação , essências*. Ed. Rima. São Carlo, SP.
- Palomino, D. e Carrascal, L.M. 2007. Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landscape and Urban Planning*, 83: 268-274.
- Parker, M.1990. Reproductive biology, home range, and prey studies of the Laughing Falcon (*Herpetotheres cachinnans*). 11990. In: Burnham,W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. (Eds.). Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Pereira, H.S., Hausi, E., Menezes, G.R. e Ferreira, E.B. 2009. Efeitos diretos e indiretos da fragmentação sobre as redes de nidificação. *Ornitologia Neotropical*, 20: 431-444.
- Pickett, S.T.A. e Cadenasso, M.L. 1995. Landscape Ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, 269: 331-334.
- Pinto, L.P., Bedê, L., Paese, A., Fonseca, M., Paglia, A. e Lamas, I. 2006. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para conservação da biodiversidade de um *Hotspot* mundial. In: Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V. e Alves M.A.S. (Eds.) *Biologia da Conservação , essências*. Ed. Rima. São Carlo, SP.
- Pires, A.S., Fernandez, F.A.S. e Barros, C.S. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: Efeitos da fragmentação florestal sobre comunidade e populações animais. In: Rocha, C.F.D.,

- Bergallo, H.G., Sluys, M.V. e Alves M.A.S. (Eds.) *Biologia da Conservação , essências*. Ed Rima. São Carlo, SP.
- Quixchán, A.M., Ramírez, E.M. e Thorstrom, R. 1992. Reproductive biology, food habits and home range of the Bicolored Hawk. In: Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Rambaldi, D.M. e Oliveira, D.A.S. 2003. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA/SBF. Brasília.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. e Hirota, M.M. 2009. Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.
- Ribon, R. 1998. *Fatores que influenciam a distribuição da avifauna em fragmentos de Mata Atlântica nas Montanhas de Minas Gerais*. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da UFMG. Belo Horizonte.
- Ribon, R., Simon, J.E e Mattos, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17(6): 1827-1839.
- Rivera, J.M.C. e Cordova, G.G. 1992. Reproductive biology and food habits of the Collared Forest-Falcon in Tikal National Park. In: Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Robinson, S. K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. *Biotropica*, 26: 443-458.
- Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V. e Alves M.A.S. 2006 *Biologia da Conservação , essências*. Ed Rima. São Carlo, SP.
- Salvador-Jr., L.F. e Silva, F.A. 2009. Rapinantes diurnos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no alto rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Professor Mello Leitão*, 25: 53-65.
- Sánchez-Zapata, J.A. e Calvo, J.F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254-262.
- Sherrod, S.K. 1978. Diets of north american falconiformes. *Raptor Reserch*, 12(3/4): 49-121.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Ed. Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Soulé, M.E. 1987. *Viable populations for conservation*. Univesity Press. Cambridge.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.M., Parker, T.A. e Moskovits, D.K. 1996. *Neotropical Birds, ecology and conservation*. The University of Chicago press. Chicago.

- Stouffer, P. C. e 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. *Ecol. Monogr.* 76: 2429-2445.
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr., R.O., Strong, C. e Lovejoy, T.E. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian Rainforest fragments. *Conservation Biology*, 20(4):1212-1223.
- Terborgh, J. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Princeton. New Jersey.
- Thiollay, J. M. 1985. Raptor community structure of a primary rain forest in French Guiana and effect of human hunting pressure. *Journal Raptor Research*, 18: 117-122.
- Thiollay J.M. 1989a. Area requirements for the conservation of rainforest and game birds in French Guiana. *Conservation Biology*, 3(2): 128-137.
- Thiollay, J.M. 1989b. Censusing of diurnal raptors in a primary rain Forest: comparative methods and species detectability. *Journal of Raptor Research*, 23(3): 72-84.
- Thiollay, J.M. 1991. Altitudinal distribution and conservation of raptors in southwestern Colômbia. *Journal Raptor Reserch*, 25(1): 1-8.
- Thiollay J.M. 2007. Raptor communities in French Guiana: Distribution, habitat selection and conservation. *Journal Raptor Research*, 41(2): 000-000.
- Thornton, D.H., Branch, L.C. e Sunquist, M.E. 2011. The influence of landscape, patch and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. *Landscape ecology*, 26: 7-18.
- Thorstrom, R.1990a. Breeding, Biology of the Barred Forest-Falcon (*Micrastur ruficollis*). In: Burnham,W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Thorstrom, R. 1990b. Breeding biology of the Collared Forest-Falcon (*Micrastur semitorquatus*). In: Burnham,W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. (Eds.). *Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Thorstrom, R., Quixchán, A.M. e Morales, C.M. 1991a. Breeding biology of the Barred Forest-Falcon (*Micrastur ruficollis*).In: Whitacre, D. F.Burnham, W.A. e Jenny, J.P. (Eds.) *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 4.
- Thorstrom, R., Ramos, J. e Castillo J.M. 1991b. Breeding biology of the Collared Forest-Falcon (*Micrastur semitorquatus*).In: Whitacre, D. F.Burnham, W.A. e Jenny, J.P. (Eds.) *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 4.

- Thorstrom, R., Morales, C.M. e Mateo, C.S. 1992. Breeding biology, home range and population dynamics of the Barred Forest-Falcon (*Micrastur ruficollis*). In: Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. (Eds.). Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Turner, M.G. .2005. Landscape ecology in North America: past, present, and future. *Ecology*, 86: 1967–1974
- Uezu, A., Metzger, J.P. e Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest birds species. *Biological Conservation*, 123: 507-519.
- Uezu, A. Beyer, D.D. e Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping Stones for birds in Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17: 1907-1922.
- Villard, M.A. 1998. On Forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity and dogmas in avian conservation. *The Auk*, 115(3): 801-805.
- Warburton, N.H. 1997. Structure and conservation of forest avifauna in isolated rainforest remnants in Tropical Australia. In: Laurance, W.F e Bierregaard Jr, R.O. (Eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago.
- Westphal, M.I., Field, S.A., Tyre, A. J. Paton, D. e Possingham, H.P. 2003. Effects of landscape pattern on bird species distribution in the Mt . Lofty Ranges , South Australia. *Landscape Ecology*, 18: 413-426.
- Whitacre, D.F. e Turley, C.W. 1990. Further comparisons of tropical forest raptor census techniques. In: Burnham,W.A., Whitacre, D.F.e Jenny, J.P.(Eds.) *Maya Project: Use of raptors as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Whitacre, D.F., Turley,C.W. e Cleaveland, E.C. 1990. Correlation of diurnal abundance with habitat features in Tikal National Park.. In: Burnham,W.A., Whitacre, D.F. e Jenny, J.P. (Eds.) *Maya Project: Use of raptos as environmental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 3.
- Whitacre, D. F.Burnham, W.A. e Jenny, J.P. 1991. *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 4.
- Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. 1992. *Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.

- Whitacre, D. F, Jones, L.E. e Sutter, J. 1992. Censusing raptors and other birds in tropical forest: Further refinements of methodology. In: Whitacre, D. F. e Thorstrom, R. K. (Eds.). Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 5.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical Forest disturbance, disappearance and species loss. In: Laurance, W.F e Bierregaard Jr, R.O. (Eds.) Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago.
- Willis, E.O.1979. The composition on avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33(1): 1-25.

CONCLUSÕES GERAIS

- A assembléia de Accipitriformes e Falconiformes da região de Viçosa foi dominada por espécies campestres e generalistas, condizendo com outros trabalhos que evidenciam o declínio e a extinção local de aves de rapina florestais, com a posterior substituição destas por táxons campestres e generalistas;
- o emprego de métodos específicos de rescenseamento foi fundamental para a reavaliação do status de conservação dos Accipitriformes e Falconiformes da região de Viçosa;
- cinco espécies registradas em levantamentos anteriores foram extintas da região, assim como outras espécies que apresentam ampla distribuição na Mata Atlântica e que possuem registros para localidades vizinhas;
- a raridade e a presumível extinção de várias espécies na área de estudo tende a indicar a ausência de um processo de imigração de indivíduos oriundos de áreas fonte, o que evidencia a inépcia da região em resguardar a ocorrência simpátrica das espécies de grande porte e das florestais mais seletivas, fato que pode ilustrar o estado de conservação dessas espécies em outras áreas do bioma;
- os efeitos da fragmentação sobre os táxons contemplados devem ser medidos em escalas espaciais distintas, tanto a nível local, na escala do fragmento, como em uma escala mais ampla, considerando o contexto do entorno;
- os valores dos coeficientes de determinação diminuíram com os raios adotados, sugerindo que, conforme se aumenta a distância do remanescente avaliado, a paisagem exerce menor influência sobre a riqueza e abundância das espécies;
- a influência de cada variável nos diferentes raios coincidiu com as estimativas das áreas de vida das espécies;
- a nível local, a área dos fragmentos foi a principal explicativa das variações nas medidas de riqueza encontradas nos fragmentos, exercendo efeito direto sobre a abundância das espécies florestais;
- *Accipiter bicolor*, *Micrastur ruficollis* e *Micrastur semitorquatus* foram as espécies mais influenciadas pela área dos remanescentes, ocorrendo apenas nos maiores fragmentos;
- tanto a riqueza como a abundância de espécies florestais demonstraram depender primariamente da área dos remanescentes, assim como da quantidade de habitat favorável na paisagem do entorno (porcentagem de cobertura florestal e a quantidade

de área nuclear), enquanto as métricas de isolamento e disposição assumiram uma influência marginal;

- para a conservação destes táxons, é mais importante manter fragmentos maiores do que manter a mesma porcentagem de cobertura florestal através de um maior número de fragmentos pequenos;
- dentro das atuais políticas públicas direcionadas à conservação da biodiversidade regional, a composição da paisagem deve ser priorizada, garantindo a manutenção dos aspectos paisagísticos mais relevantes para a conservação regional das espécies mais seletivas.

Apêndice I

**Fragmentos florestais amostrados e os
respectivos raios adotados**

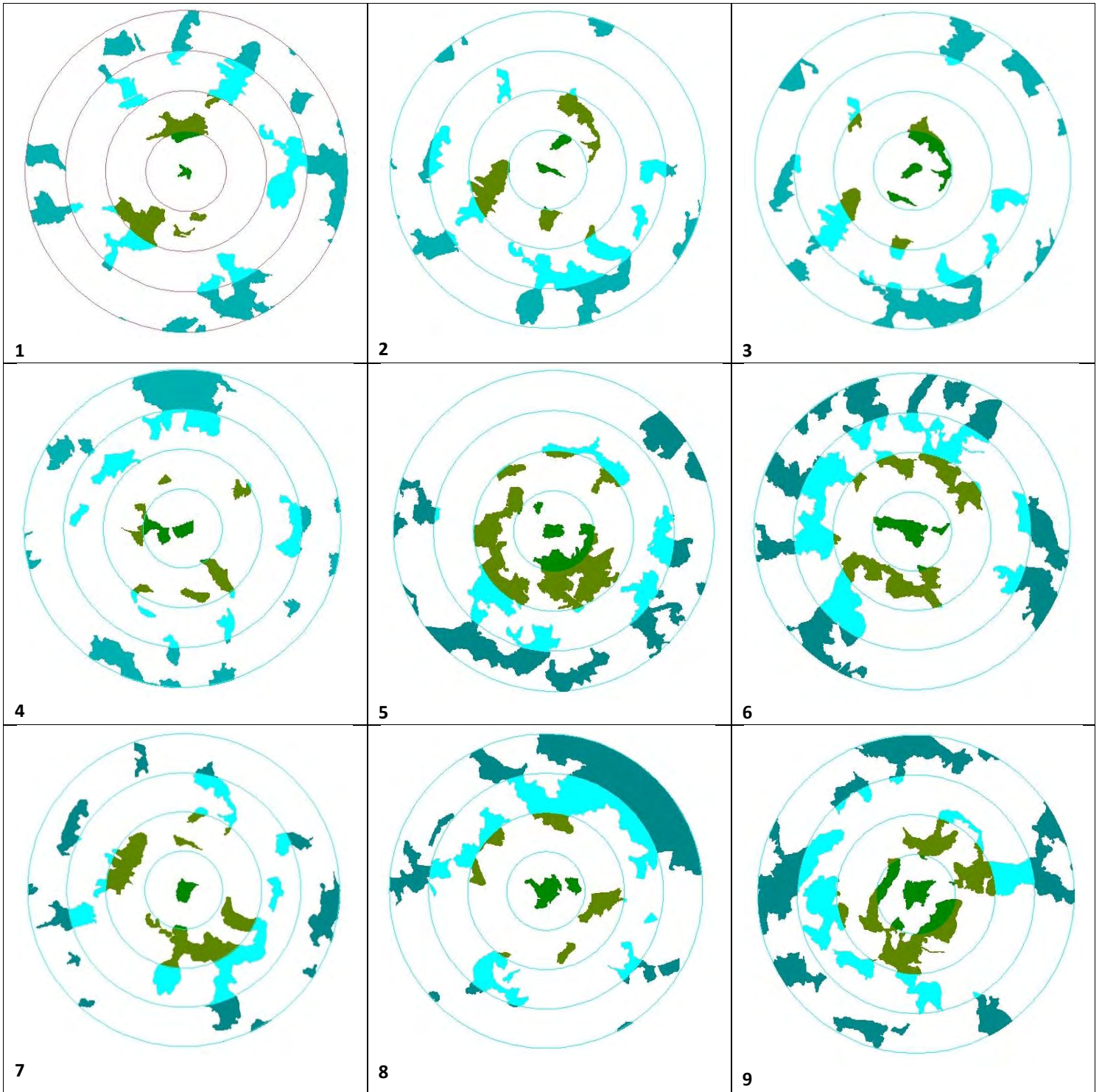


Figura 01 – Paisagem em torno dos remanescentes florestais de 01 a 09, nos raios de 500, 1000, 1500 e 2000 metros.

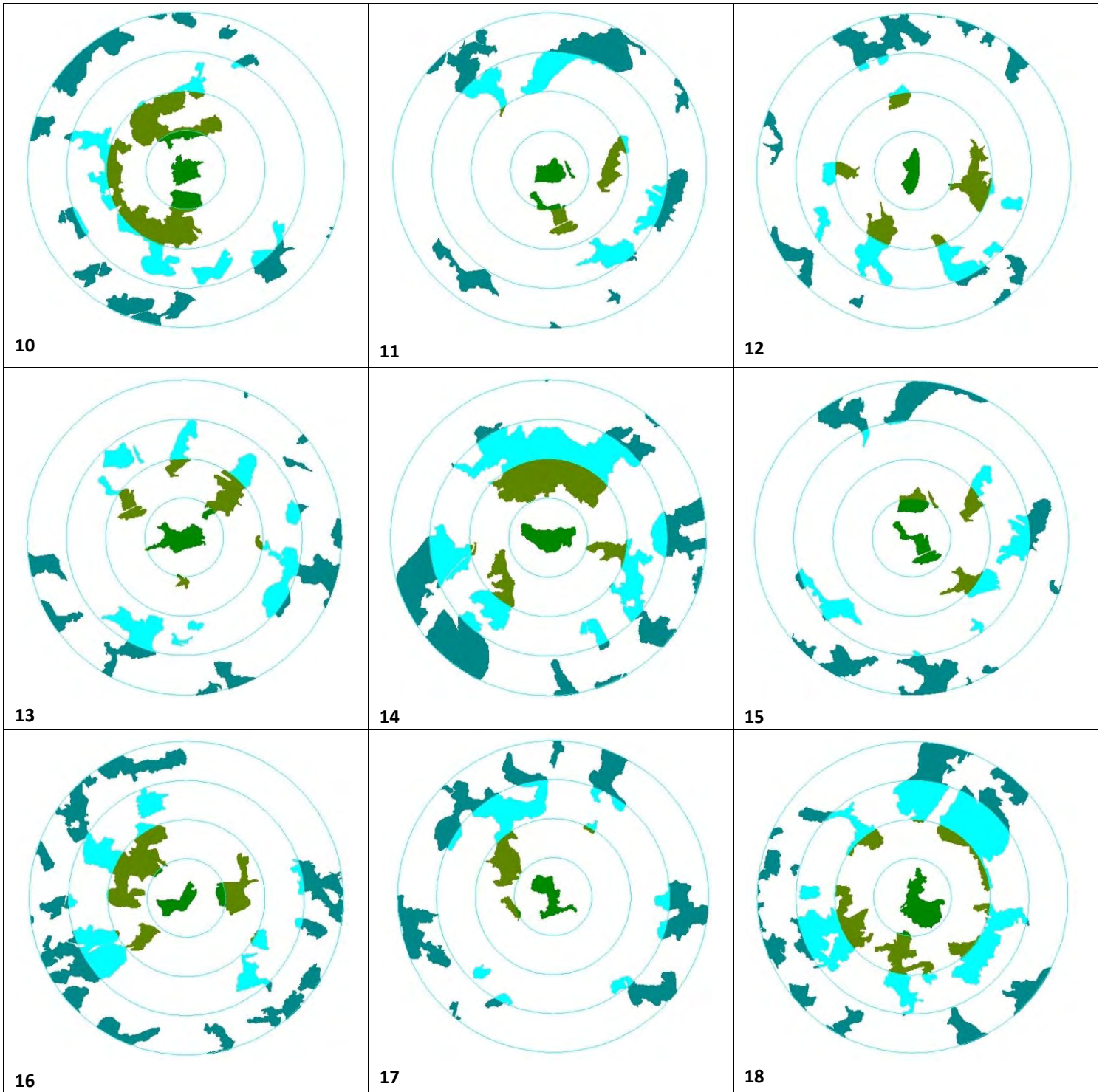


Figura 02 – Paisagem em torno dos remanescentes florestais de 10 a 18, nos raios de 500, 1000, 1500 e 2000 metros.

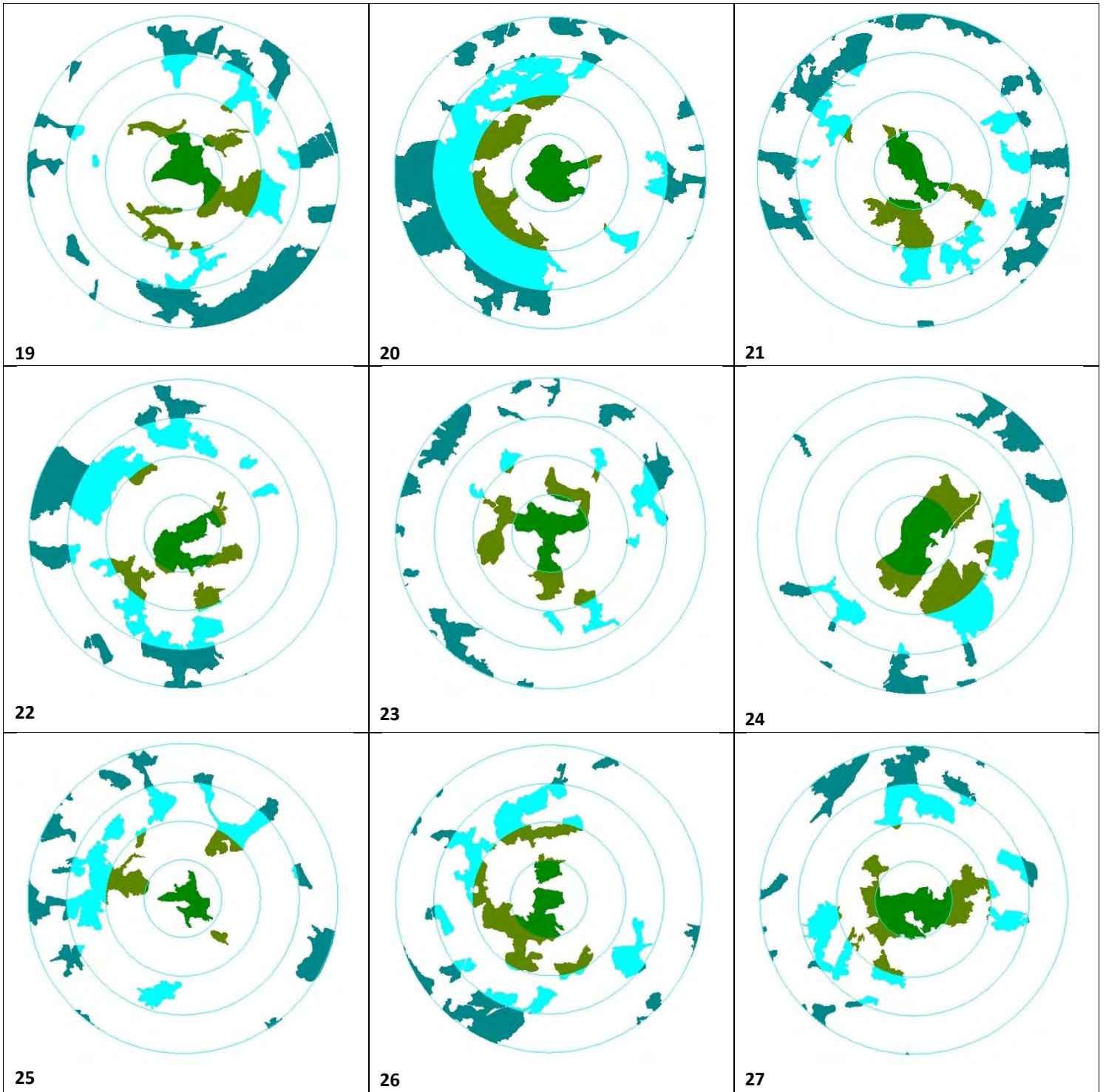


Figura 03 – Paisagem em torno dos remanescentes florestais de 19 a 27, nos raios de 500, 1000, 1500 e 2000 metros.

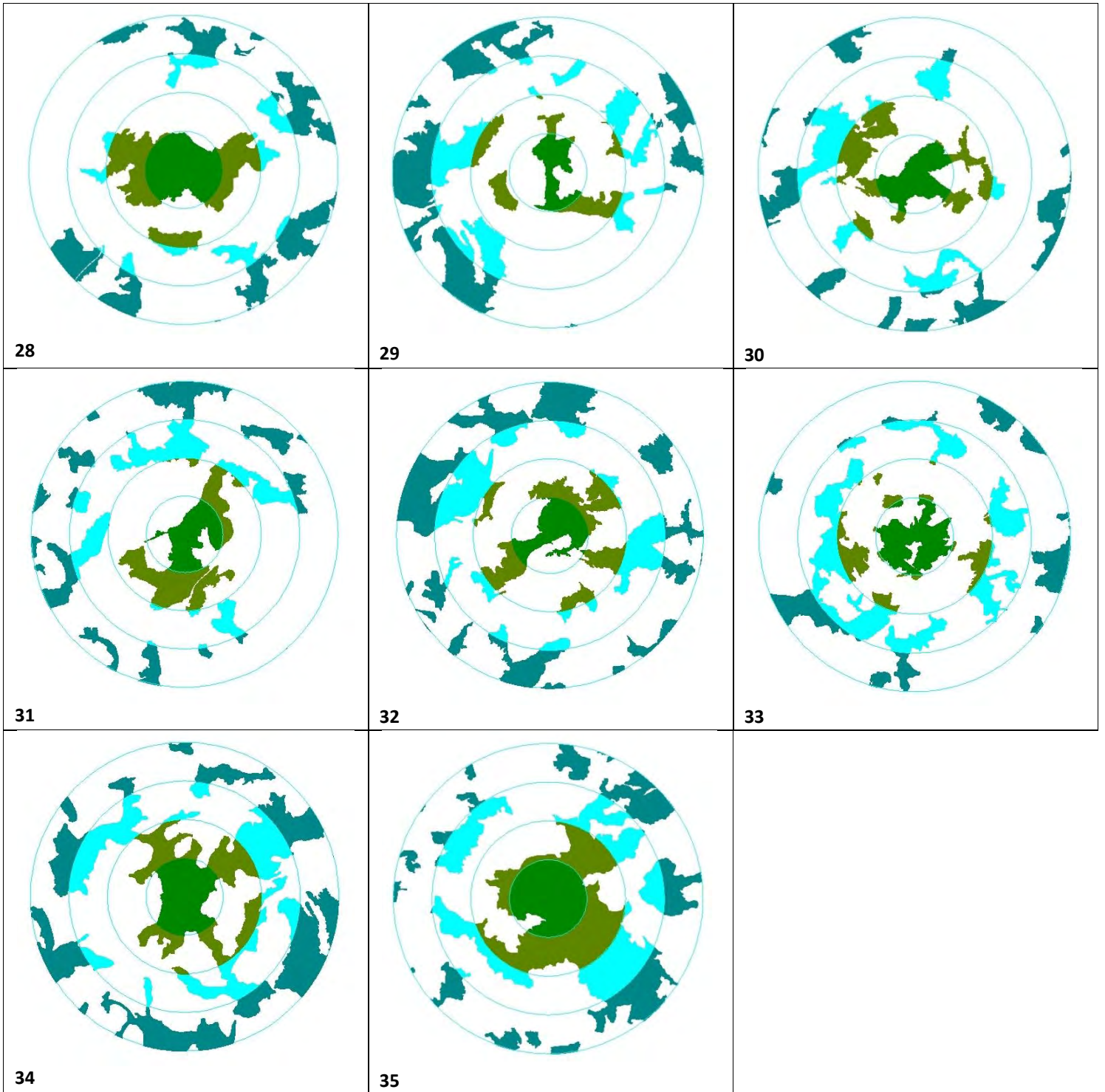


Figura 04 – Paisagem em torno dos remanescentes florestais de 28 a 35, nos raios de 500, 1000, 1500 e 2000 metros.

Apêndice II

Desdobramento das correlações da Análise de Trilha entre as variáveis do fragmento e as variáveis principais

I- Desdobramento das correlações dos efeitos diretos (em negrito) e indiretos das variáveis dos fragmentos, área (A), número de tipos de relevo, número de tipos de vegetação e o isolamento (I), sobre a riqueza total de espécies e sobre a riqueza de espécies florestais:

1. Riqueza total

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,5594	0,1630	-0,0126	0,0257	0,7356**
R	0,3453	0,2640	-0,0135	0,0378	0,6338**
V	0,3234	0,1634	-0,0218	0,0538	0,5190**
I	-0,1007	-0,0698	0,0081	-0,1432	-0,3056

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,6114

Variável residual = 0,6233

¹ Valor dos efeitos diretos em negrito.

**p<0,01

2. Riqueza espécies florestais

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,7278	0,0926	0,0512	-0,0008	0,8709**
R	0,4493	0,1501	0,0548	-0,0012	0,6530**
V	0,4208	0,0929	0,0886	-0,0018	0,6006**
I	-0,1310	-0,0396	-0,0333	0,0048	-0,1992

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,7842

Variável residual = 0,4644

¹ Valor dos efeitos diretos em negrito.

**p<0,01

II- Desdobramento das correlações dos efeitos diretos (em negrito) e indiretos das variáveis dos fragmentos, área (A), número de tipos de relevo, número de tipos de vegetação e o isolamento (I), sobre a abundância das espécies florestais (dependentes do ambiente florestal) e das espécies de borda (semi-dependentes):

1. *Leptodon cayannensis*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,6752	0,1035	-0,0172	0,0229	0,7844**
R	0,4168	0,1677	-0,0184	0,0336	0,5997**
V	0,3904	0,1038	-0,0298	0,0478	0,5123**
I	-0,1216	-0,0443	0,0112	-0,1274	-0,2821

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,6509

Variável residual = 0,5907

**p<0,01

2. *Harpagus diodon*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,43804	0,1179	0,0877	-0,0029	0,6407**
R	0,2704	0,1909	0,0939	-0,0043	0,5510**
V	0,2532	0,1182	0,1517	-0,0061	0,5171**
I	-0,0788	-0,0504	-0,0570	0,0164	-0,1699

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,4615

Variável residual = 0,7337

**p<0,01

3. *Accipiter striatus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	-0,1708	-0,0872	0,1960	0,0529	-0,0091
R	-0,1054	-0,1413	0,2098	0,0777	0,0408
V	-0,0987	-0,0875	0,3389	0,1105	0,2632
I	0,0307	0,0373	-0,1273	-0,2941	-0,3533*

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,1889

Variável residual = 0,9005

*p<0,05

4. *Accipiter bicolor*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,9358	-0,0482	-0,0503	-0,0163	0,8209**
R	0,5777	-0,078	-0,0539	-0,0239	0,4217*
V	0,5411	-0,0483	-0,087	-0,0341	0,3716*
I	-0,1685	0,0206	0,0327	0,0907	-0,0244

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,7007
 Variável residual = 0,5470

**p<0,01 *p<0,05

5. *Geranospiza caerulescens*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,0493	0,0995	-0,0034	-0,0033	0,1421
R	0,0304	0,1612	-0,0036	-0,0048	0,1832
V	0,0285	0,0998	-0,0059	-0,0069	0,1155
I	-0,0088	-0,0426	0,0022	0,0183	-0,0309

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,0353
 Variável residual = 0,9821

6. *Buteo brachyurus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,5954	-0,0166	-0,0118	0,0268	0,5937**
R	0,3675	-0,0269	-0,0127	0,0393	0,3673*
V	0,3443	-0,0166	-0,0205	0,0559	0,3636*
I	-0,1072	0,00711	0,0077	-0,1488	-0,2412

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,3721
 Variável residual = 0,7923

**p<0,01 *p<0,05

7. *Spizaetus tyrannus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,3294	0,2281	-0,0885	-0,01850	0,4505**
R	0,2033	0,3695	-0,0948	-0,0271	0,4509**
V	0,1904	0,2288	-0,1531	-0,0386	0,2275
I	-0,0593	-0,0593	0,0575	0,1027	0,0032

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,2805

Variável residual = 0,8481

**p<0,01

8. *Herpetotheres cachinnans*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	-0,2523	0,0913	0,1819	0,0238	0,0447
R	-0,1558	0,1479	0,1947	0,0350	0,2219
V	-0,1459	0,0916	0,3145	0,0497	0,3100
I	0,0454	-0,0391	-0,1182	-0,1324	-0,2443

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,1514

Variável residual = 0,9211

9. *Micrastur semitorquatus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha				Coeficiente de Correlação Total
	A	R	V	I	
A	0,7456	-0,0782	0,0836	-0,0379	0,7130**
R	0,4602	-0,1267	0,0895	-0,0557	0,3673*
V	0,4311	0,0784	0,1446	-0,0792	0,4180*
I	-0,1342	0,0335	-0,05436	0,2109	0,0557

Coeficiente de Determinação (r^2) = 0,5573

Variável residual = 0,6653

**p<0,01 *p<0,05

Apêndice III

Desdobramento das correlações da Análise de Trilha entre as variáveis da paisagem e as variáveis principais

I - Desdobramento das correlações dos efeitos diretos e indiretos das métricas da paisagem, porcentagem de cobertura florestal (PLAND), densidade de fragmentos (PD), distância media para o fragmento mais próximo (ENNMN), área media dos fragmentos do entorno (AREAMN) e quantidade de área nuclear (CORE), sobre a riqueza total de espécies e a riqueza de espécies florestais:

1. Riqueza Total

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Riqueza total	1,0404	0,4077	0,7838	1,0330
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0824	-0,0020	-0,0615	0,1172
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0087	0,0190	0,0117	-0,1129
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,5652	-0,6728	-0,4189	-0,4910
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,2407	0,4283	0,3205	0,0364
TOTAL	0,8072**	0,6857**	0,6356**	0,5827**
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Riqueza total	-0,1957	0,0047	0,0835	-0,2843
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,4384	-0,1780	-0,5777	-0,4260
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0010	0,0039	-0,0714	-0,0286
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,4086	0,1336	0,3810	0,4212
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1190	-0,2830	-0,2595	-0,0160
TOTAL	-0,3456*	-0,3186	-0,4442**	-0,3338*
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Riqueza total	-0,0165	-0,0417	0,2120	0,2182
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,5520	-0,1857	0,0434	-0,5343
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0124	-0,0004	-0,0281	0,0373
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,2944	0,0644	-0,1903	0,1560
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1094	-0,1589	0,1361	-0,0082
TOTAL	-0,3964*	-0,3225	0,1730	-0,1309
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Riqueza total	-0,6527	-0,2175	-0,4753	-0,5688
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,9009	0,3135	0,6908	0,8916
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,1225	-0,0029	-0,0669	0,2105
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0074	0,0123	0,0848	-0,0598
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,2411	0,4758	0,3483	0,0316
TOTAL	0,6194**	0,5813**	0,5818**	0,5052**
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Riqueza total	0,2727	0,5073	0,3718	0,0422
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,9181	0,3442	0,6755	0,8910
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0853	-0,0026	-0,0582	0,1078
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0066	0,0136	0,0776	-0,0426
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,5770	-0,2040	-0,4452	-0,4267
TOTAL	0,7059**	0,6579**	0,6215**	0,5716**
Coeficiente de determinação (r^2)	0,7024	0,4988	0,4524	0,4051
Efeito da variável residual	0,5455	0,7079	0,7399	0,7712

** p<0,01 *p<0,05

2. Riqueza de espécies florestais

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Esp.flor.	0,7781	0,4366	0,3271	0,6816
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0096	-0,0603	-0,0971	-0,0871
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0306	-0,0484	-0,0052	-0,1170
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,3726	0,0229	-0,0372	0,1686
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,4787	0,4012	0,4260	-0,0568
TOTAL	0,8632**	0,7519**	0,6133**	0,5886**
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE	-0,0227	0,1382	0,1318	0,2125
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,3279	-0,1906	-0,2410	-0,2811
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0038	-0,0100	0,0327	-0,0297
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,2694	-0,0183	0,0338	-0,1446
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,2366	-0,2650	-0,3450	0,0249
TOTAL	-0,3141	-0,3459*	-0,3876*	-0,2179
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE	0,0578	0,1064	-0,9719	0,2262
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,4128	-0,1989	0,0181	-0,3525
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0015	-0,0130	-0,0444	-0,0279
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1941	-0,0088	-0,0169	-0,0535
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,2175	-0,1489	0,1809	0,0128
TOTAL	-0,3800*	-0,2633	0,0405	-0,1949
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE	-0,4302	0,0298	-0,0422	0,1954
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,6738	0,3357	0,2882	0,5883
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0142	-0,0849	-0,1056	-0,1578
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0260	-0,0315	-0,0389	-0,0620
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,4796	0,4457	0,4630	-0,0494
TOTAL	0,7113**	0,6948**	0,5644**	0,5149**
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE	0,5425	0,4751	0,4943	-0,0658
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,6866	0,3687	0,2819	0,5879
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0098	-0,0771	-0,0920	-0,0806
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0231	-0,0333	-0,0355	-0,0441
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,3803	0,0279	-0,0395	0,1466
TOTAL	0,8355**	0,7613**	0,6090**	0,5438**
Coeficiente de determinação (r^2)	0,8041	0,6349	0,4228	0,3756
Efeito da variável residual	0,4425	0,6041	0,7597	0,7901

** p<0,01 *p<0,05

II - Desdobramento das correlações dos efeitos diretos e indiretos das métricas da paisagem, porcentagem de cobertura florestal (PLAND), densidade de fragmentos (PD), distância media para o fragmento mais próximo (ENNMN), área media dos fragmentos do entorno (AREAMN) e quantidade de área nuclear (CORE), sobre abundância das espécies florestais (dependentes do ambiente florestal) e das espécies de borda (semi-dependentes):

1. *Leptodon cayannensis*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Lc	0,9513	0,6967	0,5084	0,7669
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0256	-0,0893	-0,1619	-0,1567
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0164	-0,0619	-0,0067	-0,1023
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,1751	0,5965	0,2048	0,3415
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,0481	-0,4632	0,0481	-0,2480
TOTAL	0,7822**	0,6786**	0,5927**	0,6013**
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Lc	0,0608	0,2048	0,2195	0,3807
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,4012	-0,3039	-0,3750	-0,3156
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0020	-0,0128	0,0407	-0,0260
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1267	-0,4759	-0,1863	-0,2922
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,0238	0,3055	-0,0390	0,1089
TOTAL	-0,2350	0,2825	-0,3401*	-0,1449
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Lc	0,0310	0,1359	-0,1210	0,1979
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,5047	-0,3174	0,0281	-0,3967
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0040	-0,0193	-0,0739	-0,0500
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,0912	-0,2298	0,0930	-0,1085
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,0218	0,1719	0,0204	0,0561
TOTAL	-0,4002*	-0,2587	-0,0532	-0,3013
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Lc	-0,2022	0,7757	0,2324	0,3957
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,8238	0,5357	0,4480	0,6620
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0381	-0,1256	-0,1760	-0,2811
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0140	-0,0402	-0,0484	-0,0543
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,0482	-0,5146	0,0523	-0,2157
TOTAL	0,6176**	0,6309**	0,5084**	0,5064**
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Lc	0,05457	-0,5486	0,0559	-0,2875
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,83956	0,5883	0,4381	0,6615
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,02657	-0,1140	-0,1532	-0,1442
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,01245	-0,0426	-0,0443	-0,0386
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,17878	0,7277	0,2177	0,2968
TOTAL	0,6763**	0,6107**	0,5142**	0,4878**
Coeficiente de determinação (r²)	0,6294	0,5342	0,3801	0,4067
Efeito da variável residual	0,6087	0,6824	0,7873	0,7702

** p<0,01 *p<0,05

2. *Harpagus diodon*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Hd	0,6553	0,0701	-0,0566	0,6064
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,1098	-0,0150	0,2215	-0,0419
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,002	0,0129	-0,0070	-0,1969
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,9878	-0,6921	-0,5127	0,1216
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,8185	1,1923	0,7678	-0,1419
TOTAL	0,5933**	0,5681**	0,4129*	0,3472*
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Hd	-0,2604	0,0345	-0,3002	0,1018
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,2764	-0,0305	0,0418	-0,2496
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0003	0,0026	0,0430	-0,0500
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,7150	0,5527	0,4663	-0,1040
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,4050	-0,7865	-0,6218	0,0623
TOTAL	-0,2265	-0,2275	-0,3708*	-0,2395
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Hd	0,0047	-0,0283	-0,1278	0,3808
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,3477	-0,0319	-0,0031	-0,3136
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0174	-0,0326	0,1010	-0,0133
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,5146	0,2666	-0,2329	-0,0386
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,3719	-0,4425	0,3261	0,0321
TOTAL	-0,1779	-0,2393	0,0633	0,0471
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Hd	-1,1407	-0,9001	-0,58173	0,1409
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,5674	0,0539	-0,0499	0,5234
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,1632	-0,0212	0,2407	-0,0751
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0021	0,0083	-0,0511	-0,1044
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,8199	1,3246	0,8346	-0,1234
TOTAL	0,4077*	0,4656**	0,3924*	0,3612*
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Hd	0,9275	1,4121	0,8909	-0,1645
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,5783	0,0591	-0,0488	0,5230
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,1137	-0,0192	0,2095	-0,0385
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0018	0,0088	-0,0468	-0,0743
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-1,0084	0,8443	-0,5449	0,1057
TOTAL	0,6094**	0,6165**	0,4599**	0,3513*
Coeficiente de determinação (r^2)	0,5467	0,4902	0,2613	0,1972
Efeito da variável residual	0,6732	0,7139	0,8594	0,8959

** p<0,01 *p<0,05

3. *Accipiter bicolor*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Ab	0,3501	0,3892	0,1571	-0,6932
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0309	-0,0559	0,0294	-0,2526
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,1020	-0,1048	-0,0093	0,0496
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,4732	0,4832	0,2573	1,3874
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,8598	-0,1406	0,0716	0,0511
TOTAL	0,6656**	0,5709**	0,5062**	0,5423**
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Ab	-0,0733	0,1283	-0,0399	0,6138
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,1476	-0,1697	-0,1159	0,2853
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0128	-0,0217	0,0565	0,0126
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,3425	-0,3855	-0,2340	-1,1869
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,42550	0,0927	-0,0580	-0,0224
TOTAL	-0,2911	-0,3560*	-0,3913*	-0,2975
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Ab	0,1924	0,2300	-0,1679	-0,0959
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,1857	-0,1773	0,0087	0,3585
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0049	-0,0121	0,0134	-0,0806
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,2465	-0,1861	0,1169	-0,4410
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,3907	0,0522	0,0304	-0,0115
TOTAL	-0,1425	-0,0933	0,0014	-0,2706
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Ab	-0,5465	0,6284	0,2919	1,6073
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,3032	0,2992	0,1384	-0,5983
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0459	-0,0787	0,0319	-0,4533
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0867	-0,0681	-0,0672	0,0263
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,8614	-0,1562	0,0779	0,0444
TOTAL	0,5772**	0,6245**	0,4731**	0,6264**
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Ab	0,9744	-0,1666	0,0831	0,0592
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,3090	0,3286	0,1354	-0,5979
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0320	-0,0714	0,0278	-0,2326
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0771	-0,0720	-0,0614	0,0187
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,4831	0,5895	0,2735	1,2059
TOTAL	0,7551**	0,6080**	0,4584**	0,4533**
Coeficiente de determinação (r^2)	0,6473	0,4462	0,2711	0,5011
Efeito da variável residual	0,5938	0,7441	0,8537	0,7062

** p<0,01 *p<0,05

4. *Accipiter striatus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE As	0,0279	-0,2980	-0,4916	-0,6377
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0768	-0,0716	0,0756	-0,1971
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,1991	-0,0021	-0,002	-0,0759
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,5338	-0,6173	-0,1477	0,4645
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,2401	0,9324	0,3860	0,2263
TOTAL	0,0101	-0,0567	-0,1800	-0,2200
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE As	-0,1823	0,1642	-0,1024	0,4790
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,0117	0,1300	0,3627	0,2625
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0251	-0,0004	0,0136	-0,0193
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,3864	0,4925	0,1344	-0,3974
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1188	-0,6150	0,3126	-0,0994
TOTAL	0,0483	0,1713	0,0950	0,2254
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE As	(-)0,3752	0,1642	-0,4041	0,1468
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,01481	0,1300	-0,0272	0,3299
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0122	-0,0004	0,0345	-0,0629
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,2781	0,4925	-0,0671	-0,1476
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1091	-0,6150	0,1639	-0,0512
TOTAL	-0,2332	0,1713	0,0636	0,2149
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE As	(-)0,6165	-0,8027	-0,1676	0,5381
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,0241	-0,2291	0,4333	-0,5505
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,1142	-0,1007	0,0821	-0,3537
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,1692	-0,0014	-0,0161	-0,0402
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,2405	1,0358	0,4196	0,1968
TOTAL	-0,0682	-0,0985	-0,1154	-0,2094
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE As	0,2721	0,1042	0,4479	0,2624
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,0246	-0,2516	-0,4237	-0,5501
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0796	-0,0915	0,0715	-0,1815
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,1504	-0,0015	-0,0147	-0,0286
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,5450	-0,0530	-0,1570	0,4037
TOTAL	-0,0181	0,0065	-0,0763	-0,0941
Coeficiente de determinação (r^2)	0,1161	0,1312	0,0613	0,1423
Efeito da variável residual	0,9401	0,9320	0,9688	0,9260

** p<0,01 *p<0,05

5. *Geranospiza caerulescens*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Gc	0,0673	-0,0975	0,5378	0,3691
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0931	-0,1066	-0,2303	0,1577
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0809	-0,1224	0,0327	-0,0281
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1948	0,1816	-0,4034	-0,5442
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1541	0,2156	0,0886	0,1099
TOTAL	0,1209	0,0707	0,0259	0,0644
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Gc	-0,2209	0,2443	0,3121	-0,3832
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,0284	0,0425	-0,3967	-0,1519
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0102	-0,0253	-0,1989	-0,0071
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,1410	-0,1449	0,3669	0,4655
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,0762	-0,1422	-0,0717	-0,0483
TOTAL	-0,3038	-0,0256	0,0116	-0,1250
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Gc	0,1526	0,2686	0,5909	0,0543
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,0357	0,0444	0,0298	-0,1909
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0147	-0,0230	-0,1050	0,0503
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,1014	-0,0699	-0,1832	0,1729
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,0700	-0,0800	0,0376	-0,0249
TOTAL	0,0707	0,1400	0,3704	0,0619
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Gc	0,2249	0,2361	-0,4577	-0,6304
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,0583	-0,0749	0,4740	0,3186
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,1384	-0,1499	-0,2502	0,2829
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0688	-0,0795	0,2366	-0,0149
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1544	0,2395	0,0963	0,0956
TOTAL	0,1984	0,1712	0,0989	0,0518
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Gc	-0,1746	0,2553	0,1028	0,1275
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,0594	-0,0823	0,4635	0,3183
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0964	-0,1361	-0,2178	0,1452
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0612	-0,0841	0,2163	-0,0106
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1988	-0,2215	-0,4287	-0,4730
TOTAL	0,1188	0,1742	0,1360	0,1074
Coeficiente de determinação (r²)	0,1099	0,1094	0,2047	0,0560
Efeito da variável residual	0,9434	0,9437	0,8917	0,9715

** p<0,01 *p<0,05

6. *Buteo brachyurus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Bb	0,7129	0,0965	-0,2256	0,6677
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0723	0,0483	0,2046	0,0536
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0105	0,1264	-0,0176	-0,1522
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,4782	-0,3117	0,0016	-0,0413
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,4257	0,5856	0,3767	-0,2818
TOTAL	0,5986**	0,5452**	0,3397*	0,2459
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Bb	0,1714	-0,1108	-0,2773	-0,1302
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,3007	-0,0421	0,1664	-0,2748
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0013	0,0261	0,1072	-0,0386
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,3461	0,2487	-0,0015	0,0353
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,2106	0,3862	-0,3050	0,1238
TOTAL	0,0049	-0,2643	-0,3101	-0,2846
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Bb	-0,0198	-0,2774	-0,3187	0,2943
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,3782	-0,0440	-0,0125	-0,3454
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0114	0,0104	0,0933	0,0171
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,2491	0,1200	0,0007	0,0131
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1934	-0,2173	0,1600	0,0638
TOTAL	-0,3309*	-0,4082*	-0,0770	0,0429
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Bb	-0,5527	-0,4053	0,0019	-0,0478
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,6173	0,0742	-0,1989	0,5764
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,1074	0,0680	0,2223	0,0962
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0089	0,0822	-0,1276	-0,0807
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,4264	0,6505	0,4094	-0,2451
TOTAL	0,3930*	0,4697**	0,3072	0,2988
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Bb	0,4824	0,6935	0,4371	-0,3267
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,6291	0,0815	-0,1945	0,5760
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0748	0,0617	0,1935	0,0493
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0079	0,0869	-0,1166	-0,0574
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,4882	-0,3802	0,0017	-0,0359
TOTAL	0,5564**	0,5435**	0,3213	0,2050
Coeficiente de determinação (r^2)	0,4856	0,3817	0,1749	0,1326
Efeito da variável residual	0,7171	0,7862	0,9083	0,9313

** p<0,01 *p<0,05

7. *Spizaetus tyrannus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE St	0,5529	0,3571	0,6702	0,3332
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0431	-0,0131	0,0795	0,0443
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0940	-0,1025	0,0054	0,1187
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,1799	-0,5236	-1,1446	-0,1953
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,3588	0,7364	0,7219	0,0597
TOTAL	0,5946**	0,4542**	0,3325*	0,3607*
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE St	0,1023	0,0300	-0,1077	-0,1078
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,2332	-0,1558	-0,4944	-0,1371
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0118	-0,0212	-0,0331	0,0301
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1302	0,4177	1,0411	0,1671
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,1775	0,4857	-0,5846	-0,0262
TOTAL	-0,1663	-0,2149	-0,1788	-0,0739
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE St	0,1773	0,2251	0,0984	-0,2295
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,2933	-0,1627	0,0371	-0,1723
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0068	-0,0028	0,0367	0,0141
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,0937	0,2017	-0,5199	0,0620
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,1630	-0,2733	0,3066	-0,0135
TOTAL	-0,1785	-0,0120	-0,0414	-0,3390*
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE St	-0,2077	-0,6809	-1,2987	-0,2262
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,4788	0,2746	0,5907	0,2876
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0641	-0,0184	0,0863	0,0796
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0800	-0,0667	0,0394	0,0629
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,3595	0,8181	0,7847	0,0519
TOTAL	0,4860**	0,3267	0,2024	0,2559
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE St	0,4066	0,8721	0,8377	0,0692
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,4879	0,3015	0,5776	0,2874
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0446	-0,0167	0,0752	0,0408
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0711	-0,0705	0,0360	0,0448
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,1836	-0,6387	-1,2165	-0,1697
TOTAL	0,5951**	0,4476**	0,3100	0,2726
Coeficiente de determinação (r^2)	0,4210	0,3210	0,2347	0,1670
Efeito da variável residual	0,7608	0,8239	0,8747	0,9126

** p<0,01 *p<0,05

8. *Herpetotheres cachinnans*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Hc	0,5920	0,8076	0,8392	1,7061
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0735	0,1364	-0,1356	0,1682
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,1054	-0,0059	0,0132	-0,1649
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1209	-0,1183	0,1409	-0,8553
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,6857	0,6161	0,6748	-0,6601
TOTAL	0,2062	0,2031	0,1828	0,1942
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Hc	-0,1743	-0,3127	0,1839	-0,4088
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,2497	-0,3523	-0,6191	-0,7022
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0133	-0,0012	-0,0801	-0,0419
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,0875	0,0944	-0,1281	0,7317
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,3393	0,4063	0,5464	0,2900
TOTAL	-0,1855	-0,1654	-0,0971	-0,1312
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Hc	-0,1988	0,0129	0,2382	0,3188
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,3144	-0,3679	0,0465	-0,8825
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0116	0,0295	-0,0619	0,0537
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,0629	0,0455	0,0640	0,2718
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,3116	0,2286	-0,2866	0,1494
TOTAL	-0,2759	-0,0515	0,0002	-0,0885
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Hc	0,1396	-0,1538	0,1598	-0,9909
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,5126	0,6210	0,7396	1,47276
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,1092	0,1918	-0,1474	0,3019
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0896	-0,0038	0,0953	-0,0874
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,6869	-0,6844	-0,7334	-0,5742
TOTAL	0,1643	-0,0293	0,1140	0,1220
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Hc	-0,7770	-0,7296	-0,7830	-0,7653
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,5224	0,6819	0,7232	1,4716
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0761	0,1741	-0,1283	0,1549
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0797	-0,0040	0,0872	-0,0622
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1234	-0,1443	0,1497	-0,7434
TOTAL	0,0247	-0,2188	0,0488	0,0555
Coeficiente de determinação (r^2)	0,2130	0,2360	0,1155	0,1929
Efeito da variável residual	0,8870	0,8740	0,9404	0,8983

** p<0,01 *p<0,05

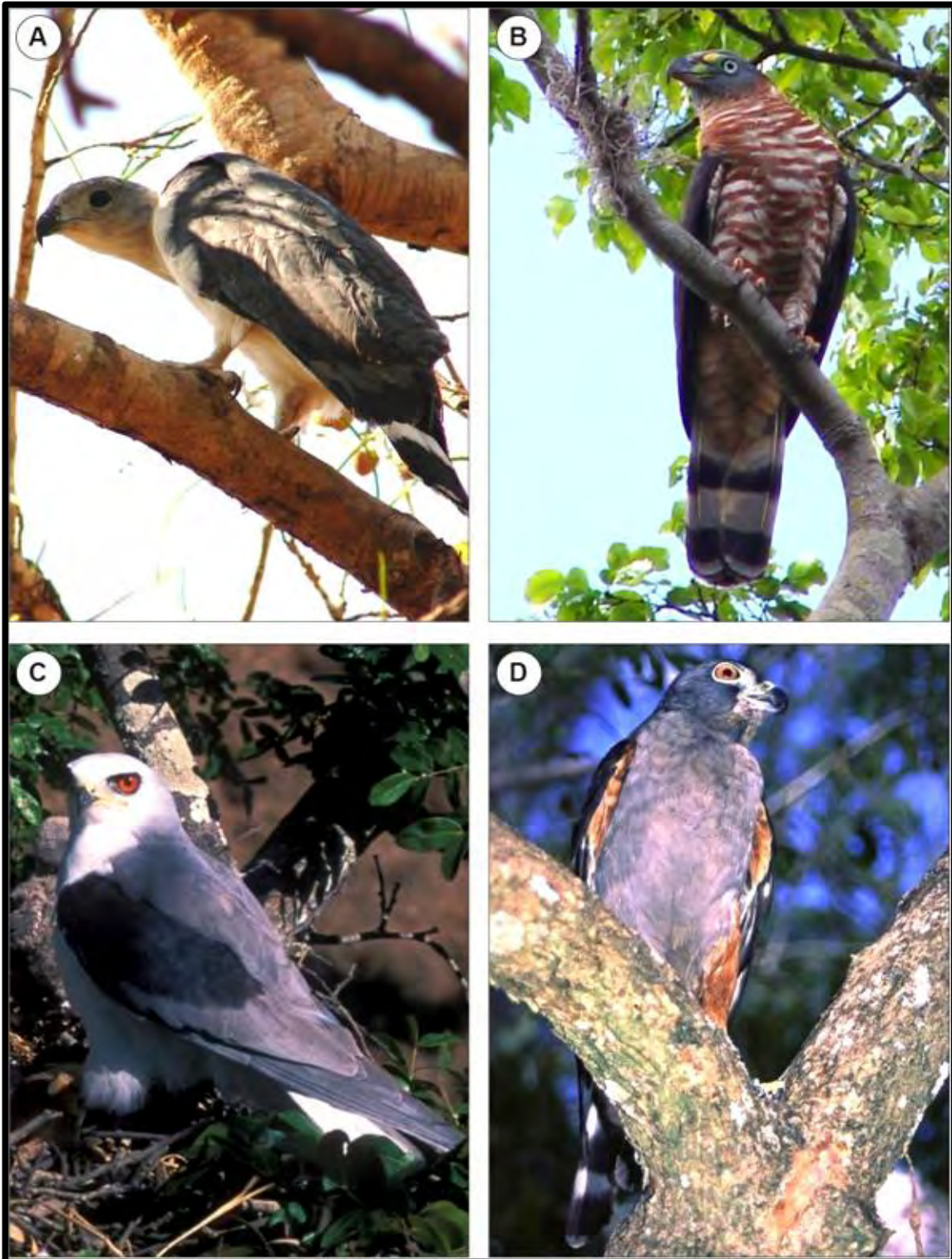
9. *Micrastur semitorquatus*

Variáveis	Coeficientes de Trilha			
	500m	1000m	1500m	2000m
PLAND				
EFEITO DIRETO SOBRE Ms	-0,3198	0,2145	-0,0646	-0,9462
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0082	0,0602	0,1333	-0,1958
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0194	-0,1312	-0,0070	0,0815
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,2743	0,0146	-0,5249	1,2603
EFEITO INDIRETO VIA CORE	1,2378	0,4258	0,8762	0,2917
TOTAL	0,6324**	0,5840**	0,4129*	0,4915**
PD				
EFEITO DIRETO SOBRE Ms	-0,0194	-0,1381	-0,1807	0,4758
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,1349	-0,0935	0,0477	0,3894
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	0,0024	-0,0271	0,0430	0,0207
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1985	-0,0117	0,4774	-1,0782
EFEITO INDIRETO VIA CORE	0,6125	-0,2808	-0,7095	-0,1281
TOTAL	-0,2960	0,551**	-0,3221	-0,3204
ENNMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Ms	0,0366	0,2881	-0,1277	-0,1576
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	0,1697	-0,0977	-0,0035	0,4894
EFEITO INDIRETO VIA PD	-0,0013	0,0130	0,0608	-0,0625
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	0,1429	-0,0056	-0,2384	-0,4006
EFEITO INDIRETO VIA CORE	-0,5625	-0,1580	0,3722	-0,0660
TOTAL	-0,2146	0,0390	0,0635	-0,1973
AREAMN				
EFEITO DIRETO SOBRE Ms	-0,3168	0,0191	-0,5956	1,4601
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,769	0,1649	-0,0570	-0,8167
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0121	0,0847	0,1448	-0,3513
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0165	-0,0853	-0,0511	0,0432
EFEITO INDIRETO VIA CORE	1,2400	0,4730	0,9524	0,2537
TOTAL	0,6410**	0,6565**	0,3935*	0,5890**
CORE				
EFEITO DIRETO SOBRE Ms	1,4027	0,5042	1,0167	0,3382
EFEITO INDIRETO VIA PLAND	-0,2822	0,1811	0,0557	-0,8161
EFEITO INDIRETO VIA PD	0,0084	0,0769	0,1261	-0,1803
EFEITO INDIRETO VIA ENNMN	-0,0146	-0,0902	-0,0467	0,0307
EFEITO INDIRETO VIA AREAMN	-0,2800	0,0179	-0,5579	1,0954
TOTAL	0,8342**	0,6898**	0,4824**	0,4680**
Coeficiente de determinação (r^2)	0,7624	0,5733	0,2795	0,4318
Efeito da variável residual	0,4874	0,6531	0,8487	0,7537

** p<0,01 *p<0,05

Apêndice IV

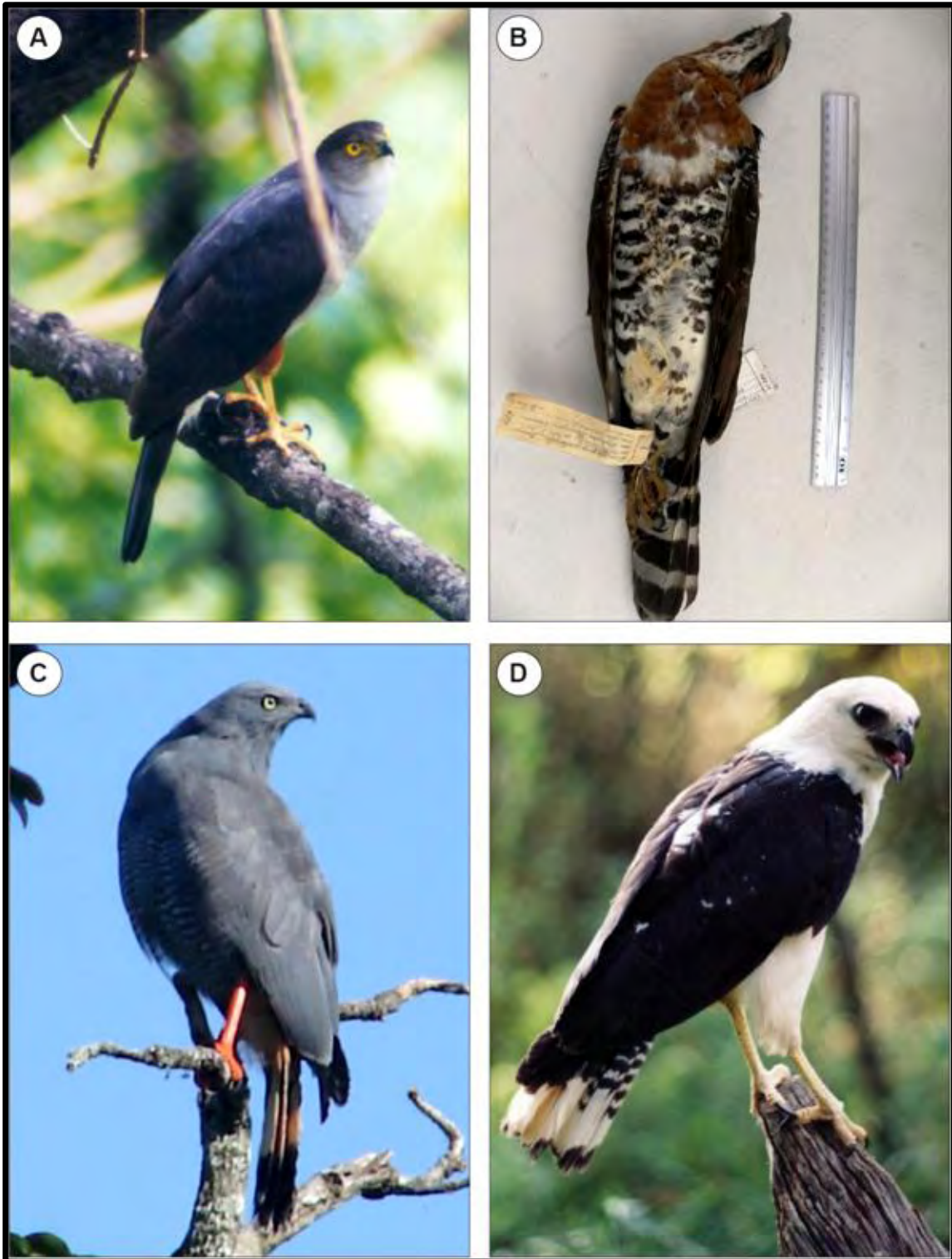
**Pranchas com as espécies de Accipitriformes e
Falconiformes registradas na região de Viçosa**



Prancha I – Accipitriformes, Accipitridae A) Gavião-de-cabeça-cinza (*Leptodon cayannensis*); B) Caracoleiro (*Chondrohierax uncinatus*), fêmea; C) Gavião-peneira (*Elanus leucurus*); D) Gavião-bombachinha (*Harpagus diodon*). Fotos: SOS Falconiformes.



Prancha II – Accipitriformes, Accipitridae A) Gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*), macho; B) Gavião-tesoura (*Elanoides forficatus*); C) Sovi (*Ictinia plumbea*); D) Gavião-miúdo (*Accipiter striatus*). Fotos: SOS Falconiformes.



Prancha III – Accipitriformes, Accipitridae A) Gavião-bombachinha-grande (*Accipiter bicolor*); B) Tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*), jovem; C) Gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*); D) Gavião-pomba-pequeno (*Amadonastur lacernulatus*). Fotos: SOS Falconiformes.



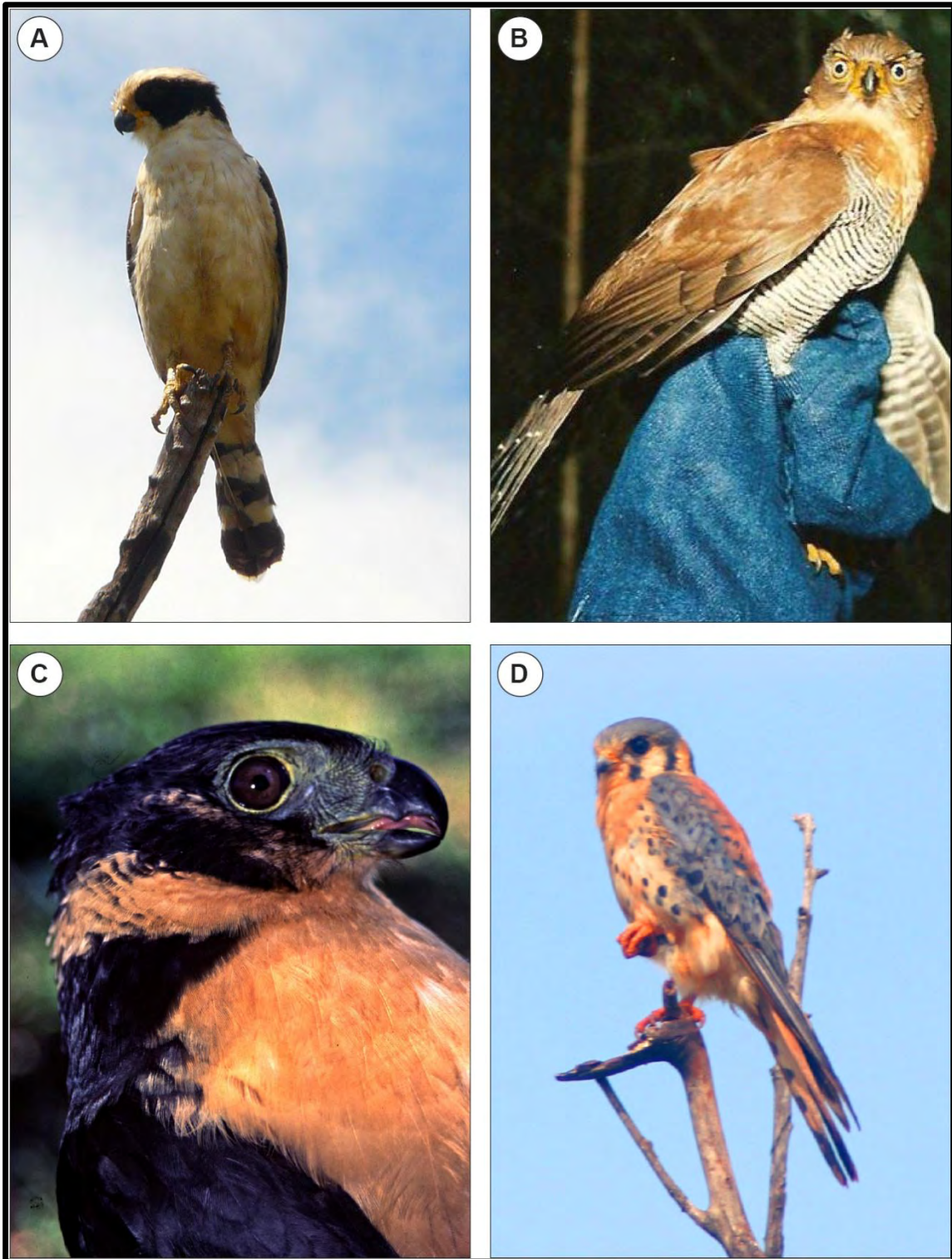
Prancha IV – Accipitriformes, Accipitridae A) Gavião-preto (*Urubitinga urubitinga*); B) Gavião-caboclo (*Heterospizias meridionalis*); C) Gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*), jovem; D) Gavião-de-rabo-branco (*Geranoaetus albicaudatus*). Fotos: SOS Falconiformes.



Prancha V – Accipitriformes, Accipitridae A) Gavião-pedrês (*Buteo nitidus*); B) Gavião-de-rabo-curto (*Buteo brachyurus*); C) Gavião-de-rabo-barrado (*Buteo albonotatus*); D) Gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*). Fotos: SOS Falconiformes.



Prancha VI – Accipitriformes, Accipitridae A) Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*); B) Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*); Falconiformes, Falconidae C) Caracará (*Caracara plancus*); D) Carrapateiro(*Milvago chimachima*).



Prancha VII – Falconiformes, Falconidae A) Acauã (*Herpetotheres cachinnans*); B) Falcão-caburé (*Micrastur ruficollis*); C) Falcão-relógio (*Micrastur semitorquatus*); D) Quiriquiri (*Falco sparverius*), macho. Fotos A, C, D: SOS Falconiformes; Foto B: Rômulo Ribon.



Prancha VIII – Falconiformes, Falconidae A) Cauré (*Falco ruficularis*); B) Falcão-de-coleira (*Falco femoralis*). Fotos: SOS Falconiformes.