



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE**

SUELI SOUZA DAMASCENO

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DE CARACTERÍSTICAS LOCAIS SOBRE A
DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE AVES**

**ILHÉUS – BAHIA
2022**

INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DE CARACTERÍSTICAS LOCAIS SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE AVES

Tese apresentada ao Programa da Pós
graduação em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade da Universidade Estadual
de Santa Cruz, para obtenção de Título de
Doutora em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dra. Camila Cassano

Co-orientadora: Dra. Daniela Tarola

Discente: Sueli Damasceno

ILHÉUS – BAHIA

2022

FICHA CATALOGRÁFICA

D155 Damasceno, Sueli Souza.
Influência da paisagem e de características locais sobre a diversidade taxonômica e funcional de aves / Sueli Souza Damasceno. - Ilhéus : UESC, 2022.
133f. : il.
Orientadora : Camila Cassano.
Co-orientadora : Daniela Tarola.
Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Agrossilvicultura – Bahia (Região sul). 2. Sistema agroflorestal
3. Cacao – Agrofloresta – Bahia (Região sul). 4. Aves. 5. Taxonomia vegetal - Diversidade. I. Cassano, Camila. II. Tarola, Daniela. III. Título.

CDD – 634.99

SUELI SOUZA DAMASCENO

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DE CARACTERÍSTICAS LOCAIS SOBRE A
DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE AVES**

Tese apresentada ao Programa da Pós
graduação em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade da Universidade Estadual
de Santa Cruz para obtenção de Título de
Doutora em Ecologia e Conservação.

Ilhéus, 31 de agosto de 2022

Prof^a Dra. Camila Cassano
UESC
(Orientadora)

Prof^a Dra. Érica Hasui
UNIFAL

Prof. Dr. Danilo Boscolo
USP/FFCLRP-Ribeirão Preto

Prof. Dr. Maurício Gomes
UFMS

Prof. Dr. Pavel Dodonov
UFBA

Prof. Dr. Rudi Laps
UFMS

AGRADECIMENTOS

A todos aqueles que de alguma forma colaboraram para a execução desta tese. Não construímos nada sozinhos, uma vez que tudo está interligado no Universo! Gratidão!

Aos professores que orientaram a minha pesquisa, José Carlos Morante-Filho, Camila Cassano e Daniela Talora. Gratidão pelo tempo que se dedicaram à minha orientação, pelo aprendizado que tive com cada um de vocês. Obrigada!

Aos colegas e amigos do PPGECB, com os quais compartilhei vários momentos do curso, de experiências em campo, da vida pessoal e momentos de lazer : Elaine, Roberta, Leiza, Amanda, Fernando, Lidiane, Igor, Sérgio, Júlia, Ilana, Clemensou, Rebeca, Carla, Enné, Matheus. Vocês foram fundamentais nesta etapa de minha vida. Sou grata pela amizade e companheirismo, pelas experiências e auxílios trocados ao longo das várias etapas do doutorado.

Ao PPGECB – UESC, a todos os professores e funcionários. Obrigada por todo o aprendizado e experiências!

A todos os proprietários das fazendas onde coletei os dados deste estudo. MUITÍSSIMO obrigada pela simpatia, confiança e permissão de transitarmos nas propriedades. Sou muito grata aos moradores da Faz. Cosme Damião-Una, pelo carinho e simpatia e por nos auxiliar sempre em várias empreitadas de campo (inclusive desatolar carro). Ao sr. Gilson da Fazenda Mãe Carinhosa-Una, por nos receber sempre com tanto bom humor e simpatia. Gratidão ao Galego, Fazenda Bom Jesus-Una, pelo carinho, simpatia e interesse pelo nosso trabalho. Ao sr Zé, de Santa Maria, gratidão pelo carinho, preocupação com nossa segurança e por todos os auxílios prestados. Vocês foram fundamentais para a coleta dos meus dados. Gratidão!

À minha família pelo constante apoio e por sempre torcerem pelas minhas conquistas. Obrigada por tudo!

A Carlos pela companhia, pelo carinho e por ser um porto seguro sempre. Gratidão por todo apoio e companheirismo ao longo destes anos.

Ao ECO-NOMIA DAS CABRUCAS, grupo de pesquisa do LEAC, pela oportunidade de realizar pesquisa em áreas de cabucas do sul da Bahia, uma região tão importante para a conservação da biodiversidade. Obrigada aos professores e alunos por todas as experiências e aprendizados compartilhados!

À FAPESB pela bolsa de doutorado que me permitiu dedicação exclusiva à pesquisa. Também à CAPES, à FUNDAÇÃO RUFFORD e ao PRÊMIO DE CONSERVAÇÃO NEOTROPICAL BIRD CLUB CONSERVATION, pelo grande auxílio financeiro à pesquisa de campo de minha tese. Gratidão!

ÍNDICE

RESUMO	6
SUMMARY	7
INTRODUÇÃO GERAL	8
REFERÊNCIAS	11
CAPÍTULO 1	14
A GLOBAL META-ANALYSIS OF THE EFFECTIVENESS OF AGROFORESTRY FOR BIRD CONSERVATION	14
ABSTRACT	15
1.0 INTRODUCTION.....	16
2.0 MATERIAL AND METHODS	18
3.0 Data Analysis	20
4.0 RESULTS.....	22
5.0 DISCUSSION	25
6.0 CONCLUSION	27
7.0 REFERENCES.....	29
CAPÍTULO 2	33
AS AGROFLORESTAS DE CACAU AUXILIAM A MANUTENÇÃO DA DIVERSIDADE DE AVES NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA?	33
RESUMO	34
SUMMARY	35
1.0 INTRODUÇÃO	36
2.0 MATERIAL E MÉTODOS	38
2.1 Área de estudo.....	38
2.2 Amostragem de aves	41
2.3 Métricas de paisagem e análise de escala.....	42
2.4 Traços funcionais das aves	42
3.0 ANÁLISE ESTATÍSTICA	44
3.1 Métricas de diversidade taxonômica e funcional	44
3.2 Efeitos das variáveis ambientais sobre diversidade taxonômica e funcional de aves	45
3.3 Efeitos das variáveis ambientais sobre composição de espécies.....	46
3.4 Relação entre os traços das espécies e as variáveis ambientais	47
4.0 RESULTADOS	47

4.1 Análise de escala	48
4.2 Influência das variáveis ambientais sobre diversidade taxonômica e funcional de aves.....	48
4.3 Efeito das variáveis ambientais sobre a composição de espécies	51
4.4 Relação entre os traços das espécies e as características ambientais	53
5.0 DISCUSSÃO.....	56
6.0 CONCLUSÃO	60
7.0 REFERÊNCIAS	61
APÊNDICES	67
CAPÍTULO 3	95
INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DE VARIÁVEIS LOCAIS E SOBRE A AVIFAUNA EM CABRUCAS DA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA	95
RESUMO	96
SUMMARY	97
1.0 INTRODUÇÃO	98
2.0 MATERIAL E MÉTODOS	100
2.1 Variáveis locais	100
3.0 ANÁLISE ESTATÍSTICA	101
3.1 Métricas de diversidade taxonômica e funcional	101
3.2 Efeitos das variáveis ambientais sobre diversidade taxonômica e funcional de aves	101
3.3 Relação entre os traços das espécies e as variáveis ambientais	102
4.0 RESULTADOS	102
4.1 Diversidade Taxonômica.....	102
4.2 Diversidade Funcional.....	103
4.3 Relação entre os traços das espécies e as características ambientais	109
5.0 DISCUSSÃO.....	114
6.0 CONCLUSÃO	117
7.0 REFERÊNCIAS	118
APÊNDICES	123
CONCLUSÕES GERAIS	130

RESUMO

A conversão de florestas contínuas em paisagens dominadas por culturas agrícolas é a maior responsável pela crescente redução da biodiversidade. No entanto, algumas formas de cultivo, como os sistemas agroflorestais, podem sustentar espécies nativas se mantiverem características do ambiente original (diversidade florística e complexidade da vegetação). Diversos estudos já compararam assembleias de aves entre florestas e agroflorestas para investigar o papel das agroflorestas na conservação de espécies, mas acessando principalmente a diversidade taxonômica do grupo. Embora revelem respostas relevantes sobre a diversidade por guilda trófica ou para especialistas de habitat, ainda deixam lacunas sobre a coexistência das espécies e funcionamento dos ecossistemas. Para maior compreensão de tais processos é importante avaliar também a variação das espécies e suas características funcionais, as quais influenciam o funcionamento dos ecossistemas. Neste contexto, o objetivo geral desta tese foi verificar se agroflorestas de cacau na região sul da Bahia auxiliam a manutenção da diversidade taxonômica e funcional de aves e como a paisagem e variáveis locais influenciam este processo. Comparamos, portanto, comunidades de aves (total, florestais e generalistas) entre fragmentos florestais e agroflorestais em três regiões com diferentes contextos de paisagens, utilizando 18 sistemas agroflorestais e 18 fragmentos florestais pareados. Comparamos também apenas os sistemas agroflorestais entre si considerando o seu entorno e as variáveis locais. Nossos resultados indicam que: (i) a composição de espécies foi diferente entre as regiões e variou com a cobertura de floresta e agrofloresta na paisagem; (ii) as agroflorestas auxiliam a manutenção da diversidade taxonômica e funcional de aves da comunidade total dos fragmentos florestais, embora apresente maior diversidade de espécies generalistas; (iii) a cobertura florestal, o ambiente florestal e área basal foram as variáveis mais importantes para a manutenção da diversidade taxonômica de espécies florestais; (iv) a cobertura de agroflorestas de cacau na paisagem não substitui a cobertura florestal na manutenção da diversidade funcional de especialistas florestais; (v) e a região e a paisagem, mais que variáveis locais, parecem exercer maior influência na riqueza de espécies e distribuição das suas características funcionais, com alteração dos traços das aves nas regiões mais antropizadas. Assim, o manejo mais adequado para a manutenção de aves florestais nesta região deve considerar ambos os níveis local e da paisagem, promovendo paisagens agroflorestais com representatividade de cobertura florestal nativa e manutenção de indivíduos arbóreos remanescentes nas cabruças, favorecendo maior diversidade de especialistas florestais.

SUMMARY

The conversion of continuous forests into landscapes dominated by agricultural crops is most responsible for the loss of biodiversity. However, some types of crops, such as agroforestry systems, can sustain native species if the original characteristics are maintained (floristic diversity and vegetation complexity). Several studies have already compared bird assemblages between forests and agroforest environment to investigate the role of agroforests in species conservation, but mainly accessing the taxonomic diversity of the group. Although, relevant answers about diversity by trophic guild or for habitat specialists, gaps are left about species coexistence and ecosystem functioning. Understanding such processes is important to assess the variation of species and functional characteristics, which influence the functioning of ecosystems. In this context, the general objective this thesis is to verify whether cocoa agroforests in the southern Bahia maintain the taxonomic and functional diversity of birds and how the landscape and local variables influence this process. We therefore compared bird communities (total, forest and generalist) between forest and agroforestry fragments in three regions with different landscape contexts, using 18 agroforestry systems and 18 forest fragments. We also compared only the agroforestry systems with each other considering their surroundings and local variables. Our results indicate that: (i) species composition was different between regions and varied with forest and agroforest coverage in the landscape; (ii) agroforestry helps to maintain the taxonomic and functional diversity of birds in the total community of forest fragments, although it presents a greater diversity of generalist species; (iii) forest cover, forest environment and basal area were the most important variables for maintaining the taxonomic diversity of forest species; (iv) the cocoa agroforestry cover in the landscape not replace forest cover in maintaining the functional diversity of forest specialists; (v) and the region and landscape, rather than local variables, seem to exert greater influence on species richness and distribution of their functional characteristics, with changes in bird traits in the most anthropized regions. Therefore, the best management for the maintenance of forest birds in this region should consider both the local level and the landscape, promoting agroforestry landscapes with representativeness of native forest cover and maintenance of remaining arboreal individuals in cabruças, favoring greater diversity of forest specialists.

INTRODUÇÃO GERAL

Devido à crescente expansão das atividades antrópicas, principalmente de atividades agrícolas, áreas florestais têm sido continuamente fragmentadas (FISZON et al., 2003; FAO, 2010), implicando diretamente no grau de isolamento e persistência dos organismos ao longo do tempo (FAHRIG, 2002; METZGER, 1999). Porém, quanto mais a matriz circundante, que sofreu perturbação antrópica, como plantações e outros tipos de distúrbios (KUPFER, 2006), assemelhar-se ao habitat original, maior a probabilidade de haver recursos disponíveis para espécies nativas e uma facilitação do fluxo dos indivíduos na paisagem (DRISCOLL et al., 2013).

Diante de contínuas mudanças do uso do solo, é importante entender como os organismos respondem às alterações do ambiente, visando alternativas que minimizem os impactos. Nessa perspectiva, há evidências de que sistemas agrícolas, como as agroflorestas, podem ser mais amigáveis para a biodiversidade (PERFECTO et al. 1996; MOGUEL e TOLEDO 1999, VAN BAEL et al. 2007, HARVEY e VILLALOBOS, 2007) e podem contribuir significativamente para esforços de conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas (MOGUEL e TOLEDO 1999, HARVEY et al. 2006). Estes sistemas se constituem em ambientes mais favoráveis para grupos específicos da fauna, pois mantêm características estruturais do sistema original, como a presença de vários estratos e a diversidade de espécies vegetais e, portanto, contêm uma parcela considerável da biodiversidade local (NÁJERA e SIMONETTI, 2010; FARIA et al., 2006; SAMBUICHI et al., 2012).

Vários estudos já avaliaram a importância de agroflorestas para a conservação da biodiversidade, comparando a riqueza de aves entre a vegetação nativa e agroflorestas na região tropical (DANIELSEN E HEEGAARD, 1995; FARIA et al., 2006; GOVE et al., 2013; GREENBERG et al., 1997; HERNANDEZ et al., 2013, MUHAMAD et al., 2013; QUAZI E TICKTIN, 2016; THIOLLAY, 1995; VANBAEL 2007). Estes estudos indicam que os sistemas agroflorestais podem manter grande parte da diversidade de aves, beneficiando espécies generalistas em detrimento de especialistas florestais, e que as guildas tróficas podem responder de maneiras distintas nestes ambientes (GOULART, 2007; GOVE et al., 2013; THOM et al., 2012). Porém, paisagens mais florestadas no entorno destes ambientes e variáveis locais como diversidade de árvores e sombreamento, são determinantes para maior riqueza de espécies de aves em sistemas agroflorestais, sobretudo para a presença de especialistas florestais (BEYER, 2006; CABRAL et al., 2021; FARIA et al., 2006 ; GOVE et

al., 2008; GREENBERG et al., 1997; JARRET et al., 2021; PERFECTO et al., 1996; REITSMA et al., 2001; ROCHA et al., 2019; VAN BAEL et al., 2007).

Embora a maioria dos estudos revelem respostas relevantes sobre a diversidade taxonômica de aves em geral, por guilda trófica ou para especialistas de habitat, ainda existem lacunas no conhecimento sobre processos envolvidos na coexistência das espécies e funcionamento dos ecossistemas (CIANCIARUSO et al., 2009). Para maior compreensão destes processos, são necessárias avaliações complementares que evidenciem a variação das espécies e de suas características (traços) que influenciam o funcionamento dos ecossistemas (TILMAN, 2001).

As aves representam um dos mais diversos grupos de vertebrados em florestas tropicais e pela sua abundância local, estão envolvidas em importantes processos ecológicos, como a polinização, dispersão de sementes, controle de pragas (vertebrados) (SEKERCIOGLU, 2006). Entretanto, como a diversidade de aves frequentemente declina devido às mudanças no uso do solo, as funções ecológicas por elas desempenhadas podem também ser perdidas ou alteradas (BREGMAN et al., 2014; SEKERCIOGLU, 2006). Portanto, nos estudos de comunidades é importante considerar características específicas das aves, que modulam respostas dos organismos à mudança ambiental, para que sejam examinadas consequências das mudanças ambientais para a provisão de serviços ecossistêmicos (LUCK et al., 2012).

Mediante o exposto, esta tese buscou principalmente investigar se os sistemas agroflorestais na região sul da Bahia auxiliam a manutenção da diversidade taxonômica e funcional da avifauna regional, comparando comunidades de aves entre fragmentos florestais e agroflorestas de cacau. Buscamos também compreender como a paisagem no entorno destes ambientes e as variáveis locais influenciam a diversidade de aves. No presente trabalho, utilizamos registros de aves coletados em 18 sistemas agroflorestais e 18 fragmentos florestais pareados em três regiões da Mata Atlântica sul baiana com diferentes contextos de uso do solo.

A Mata Atlântica é considerada um *hotspot* para a conservação de biodiversidade em contexto global (MYERS et al., 2000) e possui regiões que se destacam como centros de endemismo de espécies, como a porção sul da Bahia (MACHADO et al. 2005). Apesar da importância deste bioma, a maior parte da sua extensão foi convertida em áreas antrópicas para suprir demandas da população humana, restando atualmente apenas 12% da sua cobertura original (RIBEIRO et al. 2009). Durante o período de 2020 e 2021, o bioma perdeu

21.642 ha, um crescimento de 66% em relação ao registrado entre 2019 e 2020 (13.053 ha). Especificamente, o estado da Bahia perdeu 3.500 ha de Mata Atlântica apenas no último ano (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2021).

No sul da Bahia, este bioma se constitui de remanescentes florestais intercalados, principalmente, por sistemas agroflorestais de cacau (*Theobroma cacao*), cultivos de seringueira (*Hevea brasiliensis*), eucalipto (*Eucalyptus spp.*) e pastagens (LANDAU et al., 2003). Devido a estas características, a região permite o desenvolvimento de estudos que avaliem o papel de agroflorestas de cacau na manutenção da diversidade taxonômica e funcional da avifauna regional. Além disso, o grupo Aves foi escolhido para este estudo porque são bioindicadores de alterações do habitat, por possuírem ampla distribuição, ocuparem diversos níveis na cadeia trófica e desempenharem importantes funções ecológicas (SICK, 1997; SEKERCIOGLU, 2006).

REFERÊNCIAS

- BEYER, D. D. O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambiental) ,Universidade de São Paulo, SP. 2006.
- BREGMAN, T. P., SEKERCIOGLU C. H., TOBIAS J. A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, v. 169, p. 372-383. 2014.
- DANIELSEN, F., HEEGAARD, M. The impact of logging and forest conversion on lowland forest, birds and other wildlife in Seberida, Riau Province, Sumatra. In sandbukt (ed) Management of tropical forest: towards an integrated perspective. Oslo: University of Oslo, 1995. P. 73-92.
- DRISCOLL et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, p. 605–613. 2013.
- FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, v. 12, p. 346-353. 2002.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, v. 34, p. 487–515. 2003.
- FAO, Global Forest Resources Assessment-Key Findings. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2020.
- FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J., CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*,v. 15, p. 587-612. 2006.
- FARIA, D. et al. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodivers. Conserv.*, v. 16, p. 2335–2357. 2007.
- FISZON, J. T. et al. Causas Antrópicas. In: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A .S. (Orgs.) Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 65-99.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE (Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais). Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. Relatório Parcial. São Paulo, SP, Brasil. 2021.
- GOULART, F. F. Aves em quintais agroflorestais do Pontal do Paranapanema, São Paulo: epistemologia, estrutura de comunidade e frugivoria. 2007. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e manejo de vida silvestre)- Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.
- GOVE, A. D. et al. Structurally complex farms support high avian functional diversity in tropical montane Ethiopia. *Journal of Tropical Ecology*, v. 29, p. 87-97. 2013.
- GREENBERG, R. I.; PERFECTO.; PHILPOTT, S. M. Introduction: Agroforests as Model Systems for Tropical Ecology. *Ecology*, v. 89, p. 913-914. 2008.

- GREENBERG et al. Bird Populations in Shade and Sun Coffee Plantations in Central Guatemala. *Conservation Biology*, v. 11, n. 2, p. 448–459, April 1997.
- HARVEY et al. Patterns of Animal Diversity in different forms of tree Cover In agricultural landscapes. *Ecological Applications*, v. 16, P. 1986–1999, 2006.
- HARVEY, C. A., VILLALOBOS, GONZÁLEZ J. A., Agroforestry systems conserve speciesrich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodivers. Conserv.*, v. 16, p. 2257–2292. 2007.
- HERNANDEZ, M. S. et al. Coffee Agroforests Remain Beneficial for Neotropical Bird Community Conservation across Seasons. *Plos One*, v. 8. P. 1-9, 2013.
- KUPFER, J. A., MALANSON, G. P., SCOTT, B. F. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, p. 8-20. 2006.
- LANDAU, E. C. Padrões de Ocupação Espacial da Paisagem na Mata Atlântica do sudeste da Bahia, Brasil. In: PRADO, P.I.; LANDAU, E.C.; MOURA, R.T.; PINTO L.P.S.; FONSCA G.A.B.; ALGER, K. (orgs.) *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia*. 2003. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP.
- LUCK, W. G. et al. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology*, v. 81, p. 1065–1076. 2012.
- LUCK, W. G., SMALLBONE, L., CARTER, A. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *Plos one*, v. 8, p. 1-11, 2013.
- MACHADO, A. B. M., MARTINS, C. S.; DRUMMOND G. M. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2005. P. 160.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 71, p. 445-463, 1999.
- MOGUEL, P., TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, v. 13, p. 11–21, 1999.
- MUHAMAD, D. et al. Effects of habitat type, vegetation structure, and proximity to forests on bird species richness in a forest–agricultural landscape of West Java, Indonesia. *Agroforest Systems*, v. 87, p. 1247–1260, 2013.
- MYERS, N. Tropical forests: present status and future outlook. *Climate Change*, v. 19, p. 3-32, 1991.
- NÁJERA, A.; SIMONETTI, J. A. Can oil palm plantations become bird friendly? *Agroforest Syst.*, v. 80, p. 203-209. 2010.
- PERFECTO, I. R. A. Shade coffee: adisappearing refuge for biodiversity. *Bioscience*, V. 46, p. 598-608, 1996.

- QUAZI, A. S., TICKTIN, T. Understanding drivers of forest diversity and structure in managed landscapes: Secondary forests, plantations, and agroforests in Bangladesh. *Forest Ecology and Management*, v.366, p. 118–134, 2016.
- REITSMA, R., PARRISH, J. D., MCLARNEY, W. The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. *Agroforestry Systems*, v. 53, p. 185–193, 2001.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p.1141-1153, 2009.
- ROCHA, J. et al. The conservation value of cacao agroforestry for bird functional diversity in tropical agricultural landscapes. *Ecology and Evolution*, v. 9, p. 7903–7913, 2019
- SAMBUICHI, R. H. R., *Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (Mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. Acta Botânica Brasilica*, v. 16, p. 89–101, 2002.
- SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 21, p. 464-471. 2006.
- SICK, H.. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro.1997.
- THIOLLAY, J. M. The role of traditional agroforests in the conservation of rainforest bird diversity in sumatra. *Conservation Biology*, v. 9, p 335-353, 1995.
- THOM, G. et al. Avaliação da avifauna em sistemas agroflorestais com dendê (*Elaeis guianensis*) no município de Tomé-açu (PA). Museu Paraense Emílio Goeldi, Programa de Pós Graduação em Zoologia. 2012.
- TILMAN, D. Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, v. 3, 109-120, 2001.
- VAN BAEL, A. S. et al. Bird diversity in cacao farms and forest fragments of western Panama. *Biodivers Conserv*, v. 16, p. 2245–2256, 2007.

CAPÍTULO 1

A GLOBAL META-ANALYSIS OF THE EFFECTIVENESS OF AGROFORESTRY FOR BIRD CONSERVATION

ABSTRACT

The conversion of continuous forest into landscapes dominated by agricultural crops, mainly monocultures, is largely responsible for the increasing reduction of biodiversity. However, there is growing evidence that some forms of cultivation, such as agroforestry systems, may support native species if characteristics of the original environment, such as floristic diversity and vegetation complexity, are kept. We performed a literature search on bird richness in forest (secondary and mature) and agroforestry environments to answer whether agroforestry helps in maintaining bird richness and what environmental characteristics in agroforestry determine this condition. We conducted a meta-analysis of 19 studies and 20 comparisons of bird richness between environments. The overall mean effect size was significantly negative (Hedges'g = -1.173), revealing that bird richness in forest is higher than in agroforestry and therefore agroforestry does not fully maintain bird richness of forest fragments. Yet, subgroup analyses showed that agroforestry in South America contributes to the maintenance of bird richness, although not in Central America and Asia. The results also proved that agroforestry can maintain the same bird richness found in secondary forests, and indicated that cocoa and coffee agroforestry assist in the maintenance of birds in the forest differently. In addition, local canopy cover was positively related to the effect size of bird richness, but local tree richness was not related. In general, the results show that agroforestry contributes to the maintenance of bird assemblages in fragmented landscapes, but this contribution may differ from region to region, between types of agroforestry and forests at different stages of regeneration, and that canopy cover is an important local driver of bird richness.

Keywords: Agroforestry. Birds. Biodiversity friendly. Conservation.

1.0 INTRODUCTION

Forest areas have been continuously lost and fragmented due to the expansion of anthropogenic activities, mainly agriculture (FAO, 2010; FISZON et al., 2003), and currently most forest fragments in anthropogenic landscapes are smaller than 10 ha (HADDAD et al., 2015). This situation may directly affect the persistence of organisms over time (FAHRIG, 2002; METZGER, 1999), since the reduction of forest areas, the increase of isolation among forest remnants, the edge effect, among others aspects have negative effects on organisms survival, dispersion or reproductive rate (FAHRIG, 2003; KUPFER et al., 2006).

The matrix in which the forest fragments are inserted is determinant for the dispersion and maintenance of the organisms, and the degree to which the matrix differs from forest remnants influences species in different ways (BROTONS et al., 2003; PREVEDELLO and VIEIRA, 2009). A matrix can be friendly when it functions as a supplementary habitat and favors dispersal (DUNNING et al., 1992; FAHRIG, 2003). Thus, matrices that have “stepping stones” and allow the movement of fauna are preferable to those that have large and homogeneous agricultural areas (BEYER, 2006; BUCKLEY et al., 2015; RICE and GREENBERG, 2000; UEZU et al., 2008).

Given the trade-off of agricultural production versus environmental conservation, it is important to understand how organisms respond to changes in the environment to seek alternatives that minimize impacts. From this perspective, there is evidence that some forms of agricultural production may be more biodiversity friendly (HARVEY and VILLALOBOS, 2007; MOGUEL and TOLEDO, 1999; PERFECTO et al., 1996; VAN BAELE ET AL., 2007) and may contribute significantly to biodiversity conservation in fragmented landscapes (HARVEY et al., 2006; MOGUEL and TOLEDO, 1999). For instance, agroforestry systems defined as agricultural systems that incorporate the presence of trees as a significant portion of the system (ICRAF, 2000), are favorable environments for specific faunal groups, as they maintain structural characteristics of the original habitat (presence of various strata, diversity of plant species).

A great diversity of agroforestry systems occur worldwide, from planting crops together with a single tree species to successional agroforestry that mimics the dynamics of natural systems (HARVEY, 2007; SCHROTH et al., 2004). Indeed, several systems can be considered as agroforestry, such as small forest woods, forest garden (e.g. jungle rubber

gardens) and more complex systems such as cocoa cultivation (*Theobroma cacao*), coffee (*Coffea spp*) and yerba mate (*Ilex paraguariensis*) that grown under the canopy of native and/or exotic trees. Other examples of agroforestry include the production of rubber (*Hevea brasiliensis*) or palm (*Elaeis guineensis*), which allow the growth of native plants along with production.. The presence of trees in agroforestry systems ensures increased functional biodiversity, carbon sequestration, soil fertility and drought resistance (TSCHARNTKE et al., 2011).

Coffee and cocoa productions comprise the largest agroforestry areas in the world, encompassing areas in Africa, Latin America and Asia (O'BRIEN and KINNAIRD, 2003). Shaded coffee and cocoa plantation, traditionally cultivated under the canopy of native trees, maintaining structural and floristic complexity, and contains relatively high biodiversity (FARIA et al., 2006; PERFECTO, 1996; SAMBUICHI et al., 2012). Numerous studies have assessed the importance of agroforestry for biodiversity conservation by comparing forest, agroforestry, traditional crops and open areas. They found that the decline in biodiversity was much greater from forest to traditional crops and open areas than from forest to agroforestry, corroborating the importance of agroforestry systems in maintaining local species richness (BEENHOUWER et al., 2013; GOULART, 2007).

However, the conservation value of agroforest systems are affected by: (1) the management intensification to which it is subjected (BEENHOUWER et al., 2013; GREENBERG, 1997; PERFECTO et al., 1996; RICE and GREENBERG 2000), and (2) the distance between agroforestry systems and native forests (BEUKEMA et al., 2007; CHANG et al., 2018; MUHAMED et al., 2013; PETIT et al., 1999; RICE and GREENBERG, 2000; THIOLLAY, 1995), since forests function as sources areas. Furthermore, agroforestry depends on the landscape structure in which it is embedded to maintain biodiversity. They depend especially on the amount of forest remaining in the landscape, as some species appear to depend on forest areas to maintain their vital activities (BEYER, 2006; FARIA et al., 2006; REITSMA et al., 2001).

The importance of agroforestry for the conservation of avifauna in tropical forest regions has been investigated in different ways (DANIELSEN and HEEGAARD, 1995; FARIA et al., 2006; GREENBERG et al., 1997; THIOLLAY 1995; VAN BAEL, 2007). Comparisons of bird richness between native vegetation and agroforestry reveals that the avifauna of the two environments differs mainly in species composition and that agricultural systems present more generalist and open areas species than forest environments (COCKLE,

2003; MUHAMED et al., 2013). Some bird guilds may vary in abundance (BUCKLEY et al., 2015; GOVE et al., 2013; GOULART, 2007; PETIT et al., 1999; THOM et al. 2012,) and composition (VAN BAEL et al., 2007; GOULART, 2007; WALTERT, 2005) between the forest and agroforestry, or some guilds decline in agroforestry (ROCHA et al., 2019; WALTERT, 2005). As an example, the richness of understory insectivorous birds may be higher in forest environments, as this group is more sensitive to habitat changes (BUECHLEY et al., 2015; DANIELSEN AND HEEGAARD, 1995; COCKLE, 2003; MUHAMED et al., 2013; OCAMPO-ARIZA et al., 2019; RICE and GREENBERG, 2000; VAN BAEL et al., 2007), but may also present little change in terms of species richness (GOVE et al., 2013). Synthesizing, agroforestry systems act as shelter of the bird community and serve as viable corridors that link forest patches (BUECHLEY, 2015; HERNANDEZ et al., 2013; UEZU et al. 2008). However, agroforestry systems are not likely to replace forest areas for biodiversity, especially in the maintenance of specialist forest birds (FARIA et al., 2006; MOGUEL and TOLEDO 1999; SAMBUICHI et al., 2012).

Based on the above, a meta-analysis was conducted based on 19 studies comparing bird communities in native forest fragments and agroforestry systems. We intend to answer the following questions: 1) Do agroforestry systems help maintain bird richness? If agroforestry helps to maintain the richness of birds in the forest environment, are there differences for secondary and mature forests? 2) Are there environmental conditions in agroforestry systems (tree richness and canopy cover) that determine higher or lower bird richness when compared to forest environments?

2.0 MATERIAL AND METHODS

We developed a literature search using the following keywords: [“birds diversity” or “avian community” or “bird richness”, “bird guild” or “functional groups of birds”] and [“agroforestry” or “shade tree plantation” or “shaded plantation”] and [“forest” or “patch” or “forest fragment”].The search was performed in March 2019 through the databases: Scopus, Web of Science and Google scholar.

In this study, agroforestry was considered the tree-shaded crops, where the set of trees are native species, and may also contain exotic species and production systems composed of crops, fruit and/or exotic tree species, where it is allowed the development of native tree species.

We found 231 articles containing the keywords searched in some part of the study (title, abstract, article body). The following studies were excluded: (1) duplicates; (2) studies not comparing bird richness between forest and agroforestry; and (3) studies that did not inform the number of replications or bird richness in forest and agroforestry systems. From the overall , 123 were selected for further reading and finally 19 studies contained the information sought for the study (Figure 1).

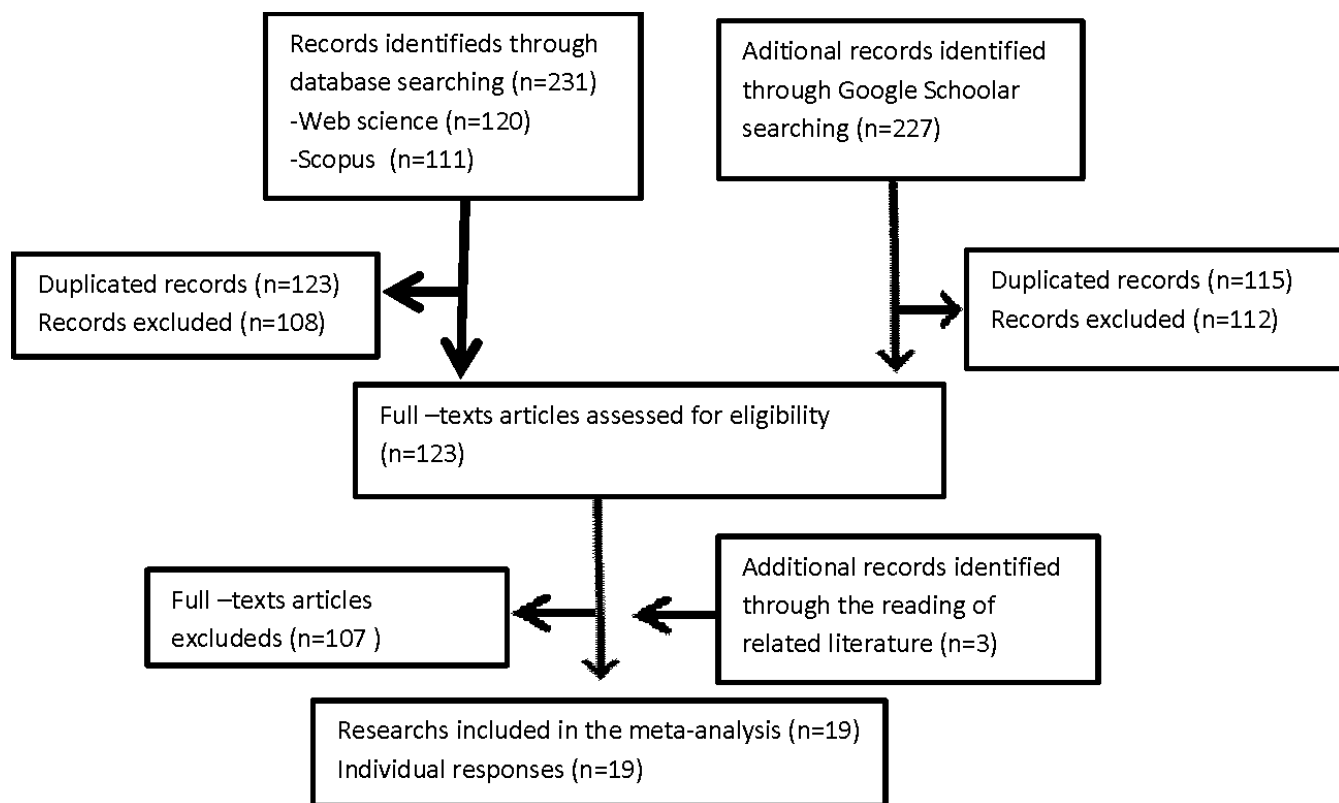


Figure 1. Flow diagram representing the search for articles in the literature and subsequent screening of the studies used in the analysis of this review.

Thereby, I compared only studies that sampled the bird richness in agroforestry and forest, comparing the avifauna between the ecosystems and presenting the species richness (average and standard deviation) found in each of them. When standard deviations were not presented directly, it was calculated from other measures of variance or derived from error bars plotted using RevMan (<https://community.cochrane.org/help/tools-and-software/revman-5>).

I also used the measurements of two environmental variables described in all studies: the canopy cover and the tree richness, both used to compare forest versus agroforestry

environments. These variables were presented as mean tree richness and percentage of canopy cover. I use the Plot Digitizer 4.2 software to extract data on environmental variables not explicit in the text, but graphed (ROHATGI, 2019).

I obtained one comparison of bird richness between environments from 18 studies and two comparisons from one study. Therefore, 19 studies and 20 bird richness comparisons between forest and agroforestry were considered to answer the central questions of this review. The studies were performed in Latin America, Asia and Africa, comprising 9 countries (Figure 2).

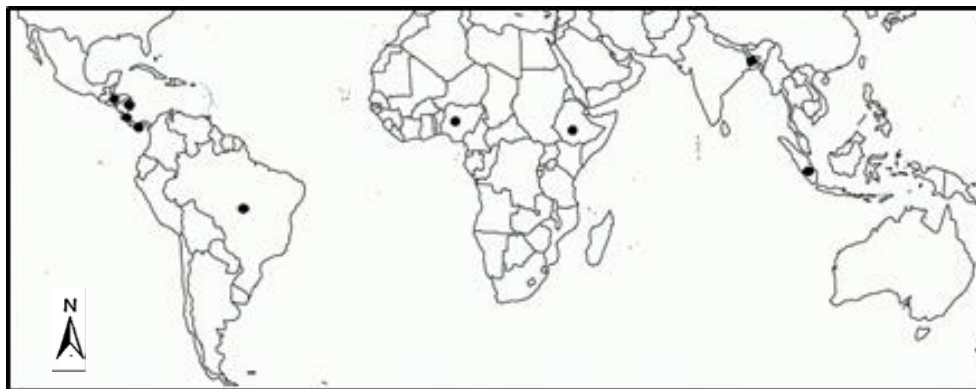


Figure 2. Map showing the 9 countries (black points) where studies of this meta-analysis were performed: Latin America (n = 11), Asia (n = 6) and Africa (n = 3).

3.0 Data Analysis

To perform a meta-analysis it is necessary to compute an effect size and variance for each study. The effect size is the value which reflects the magnitude of the treatment effect or the strength of a relationship between two variables, and is the unit of currency in a meta-analysis. The effect size refers to a method of quantifying the size of the difference between two groups (BORESTEIN et al., 2009). Hedges's is a measure of effect size that represents the standardized difference between means and corrected for small samples.

This meta-analysis was based on Hedges approach whereby the difference in mean bird richness between forest (control) and agroforestry (treatment) was generated, standardized by grouped standard deviation and corrected for small samples (BORESTEIN et al., 2007).

We performed a subgroup analysis to verify the effect size differences between mature and secondary forests. The classification in mature or secondary forests was performed

according to the description and classification made by the authors in the analyzed studies. Among the studies, nine were performed in mature forests and 11 in secondary forests.

Mature forest fragments were described as: No evidence or history of logging (Beukema et al. 2007), areas with low logging and limited hunting (ABRAHAMCZYK et al., 2008) and areas within protected area boundaries (BUECKLEY et al., 2015; REISTMA et al., 2001; WALTERT et al., 2005,). While secondary forests are described as regenerating native vegetation, areas of abandoned agriculture in regeneration, area subject to logging and pasture by cattle, area under strong impact of selective logging, areas with high occurrence of hunting and logging (QUAZI and TICKTIN, 2016, DANIELSEN and HEEGAARD, 1995, WALTERT et al., 2005).

Another subgroup analysis was conducted to verify the effect of size differences between the most repeated types of agroforestry among the studies: cocoa and coffee agroforestry and to compare the size effect between the two subgroups. This analysis was considered important because the different types of agroforestry may differ in bird richness maintenance. In addition to coffee and cocoa agroforestry systems presented in our analyses, there were also tea agroforestry (*Ilex paraguariensis*), rubber (*Hevea brasiliensis*), and forest woods. However, the number of studies for these systems was not suitable for subgroup analysis.

We analyzed and compared the size effect among bird richness between the two environments (forest and agroforestry) and among the different regions presented in the studies (Central America, South America and Asia). Only Africa region was not considered in this analysis because it presented few studies when compared to other continents. So, we verified if agroforestry in different regions of the world presented the same pattern of bird richness and assisted in maintaining bird richness in forests.

Through meta-regression the heterogeneity between studies was also explored. We evaluated whether moderators tree richness and canopy cover, presented in 8 and 7 comparisons between studies, respectively, influenced the effect size of bird richness for forest and agroforestry environments.

We used the Rosenthal method to assess the publications bias. The Rosenthal method calculates the number of studies with no effect (FSN) needed to make the overall effect size not significant (target value $P > 0.05$). Rosenthal's formula indicates that a result should be considered robust to publication bias if $FSN \geq 5N + 10$, where FSN is the fail-safe number obtained and N is the number of studies employed (ROSENTHAL, 1991). Another method

used was Trim and fill (Metafor Package) (DUVAL e TWEEDIE 2000), both aimed to identify and correct for funnel plot asymmetry arising from publication bias. The basis of the method is to (1) trim (remove) the smaller studies causing funnel plot asymmetry, (2) use the trimmed funnel plot to estimate the true centre of the funnel, then (3) replace the omitted studies and their missing counterparts around the centre (filling). As well as providing an estimate of the number of missing studies, an adjusted intervention effect is derived by performing a meta-analysis including the filled studies (HIGGINS et al., 2019).

All analyzes were performed using the R software (R Development Core Team, 2013) through the Metafor package(VIECHTBAUER, 2010).

4.0 RESULTS

The overall effect size was significantly negative (Hedges'g = -1.17) [95% IC: -2.10; -0.25] (p=0.01) indicating that bird species richness in forest environments was higher than in agroforestry (Figure 3).

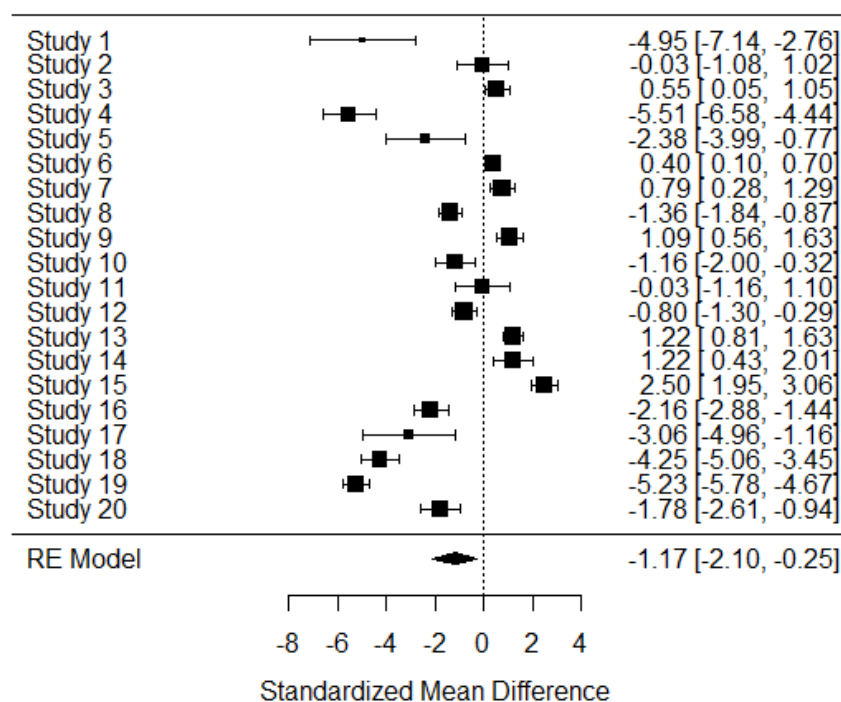


Figure 3. The mean size effect (Hedges'g) of bird richness for native forest versus agroforestry in the 19 studies and 20 comparisons analyzed.

By subgroup analysis comparing mature and secondary forest versus agroforestry, we obtained, respectively: Hedges'g= -2.24 [95% IC: -2.4679; -2.0054] (p<0.001) and Hedges'g=0.71 [95% IC: 0.5104; 0.8439] (p<0.001).

This result reveals that agroforests have equal or greater bird richness when compared to secondary forests. However, when comparing agroforestry with mature forest, agroforestry has lower bird richness (Figure 4).

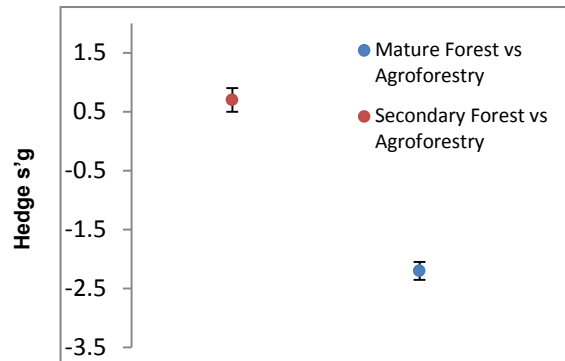


Figure 4. Effect size of bird richness for mature versus agroforestry and for secondary versus mature forests. Both effect sizes were significant: mature forest vs agroforestry (p<0.001) and secondary forest vs agroforestry (p<0.001).

Tree richness did not influence bird richness effect size (Hedges'g =0.006) [95% IC:-0.001 ; 0.021], (p = 0.46), whereas the influence of canopy cover on the richness effect size of birds was significant (Hedges'g= 0.05) [95% IC: 0.015 ; 0.091] (p = 0.006) (Figure 5).

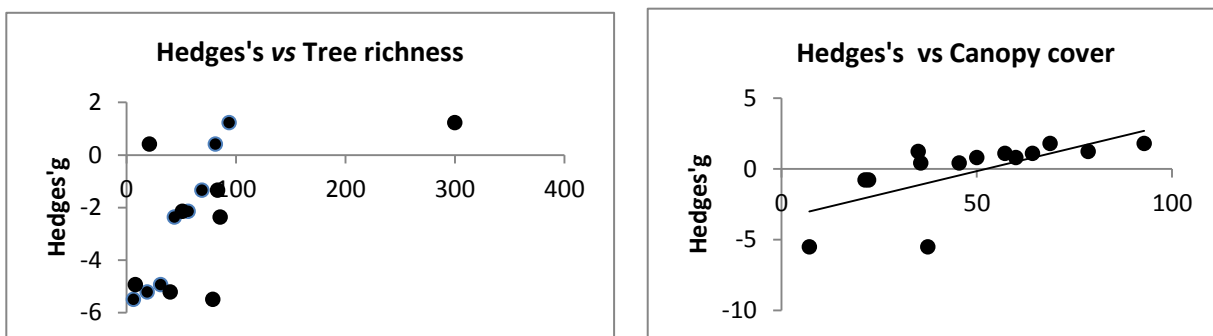


Figure 5. The influence of tree richness and canopy cover on the effect size (Hedges'g) of bird richness between areas (forests and agroforestry).

In subgroup analysis for the two most represented types of agroforestry among the analyzed studies, we obtained positive effect size (Hedges'g = 3.14) [95% IC: 1.2301 ; 5.0692] and significant for cocoa agroforestry (p = 0.001), positive effect size (Hedges'g = 1.80) [95% IC: -0.0738 ; 3.6840] and significant for coffee agroforestry (p = 0.05) (Figure 5).

These results revealed that the two types of agroforestry systems have greater richness than the forests compared. However, this greater richness may be related to an increase in generalist species in agroforestry (GOULART, 2007, THOM et al., 2012, GOVE et al., 2013).

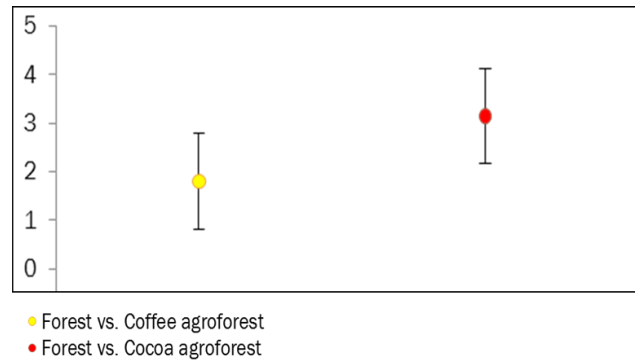


Figure 5- Hedges'g values for the two most sampled agroforestry types among the studies (cocoa agroforestry and coffee agroforestry). The effect size was positive and significant for both agroforestry (pvalue = 0.001 and 0.05 for cocoa and coffee agroforestry, respectively). The bars are the default error values.

The bird richness effect size values were obtained, respectively, for Central America, South America and Asia: (Hedges's = -0.85) [95% IC:-2.3; 0.57] (p= 0.23); (Hedges's =0.39) [95% IC: -1.17 ; 1.95] (p=0.62) and (Hedges= -2.59) [95% IC: -3.1 ; 1.2] (p = 0.0003). For Asia and Central America the values were negative and significant (Figure 6), indicating that the agroforestry of these two regions maintain lower bird richness when compared to forest fragments.

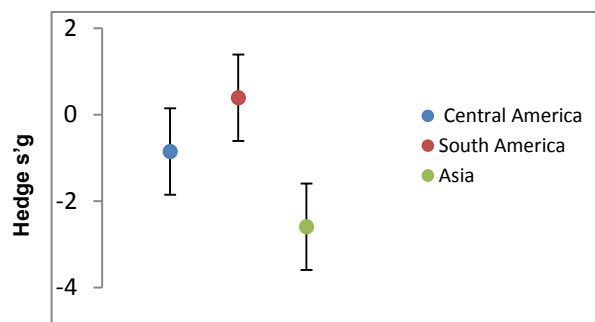


Figure 6- Effect sizes (Hedges'g) of bird richness for forests vs. agroforestry in studies on different continents. The effect size was negative e not significant for Central America (p= 0.2396) and positive e not significant for South America (0.6232), but negative and significant for Asia (p= 0.0003). Bars are the default errors values.

The fail-safe N calculation using the Rosenthal Approach was $FSN = 610$ (target P value = 0.05). When the Rosenthal formula ($FSN \geq 5N + 10$) was used, the FSN was 5.5-fold higher greater than the critical value of 110, and therefore the result of this meta-analysis can be considered robust. The estimated number of missing studies on the right side by the Trim and Fill method was: 0 (SE = 2.712). Thus, funnel plots and the Rosenthal's fail safe number do not indicate publication bias.

5.0 DISCUSSION

Through the meta-analysis, based on 19 published articles comparing bird community richness between secondary and mature forest areas and agroforestry systems, it was shown that forest bird taxonomic richness is higher than in agroforestry systems, since native forests have greater diversity of forest specialists birds and rare species (MUHAMED et al., 2013). This indicates that agroforestry does not maintain the entire bird richness present in the forest remnants. However, when we evaluate effect sizes separately by region find different patterns. For South America, the effect size was positive, indicating that agroforestry functions as a supplementary area for birds, since the diversity of birds present in agroforestry was equal to or greater than in forest environments. Otherwise, in Asia and Central America, the effect size was negative and showed that in this region agroforestry does not function properly as a supplementary habitat for the bird community, as bird richness in forests outweighed agroforestry. However, the difference in bird richness between forest and agroforestry was greater for Asia than for Central America, indicating that agroforestry in Central America maintains greater bird richness than in Asia. These effect size differences between regions may be related to the level of conservation of forest environments (secondary forests at different stages of regeneration and mature forest) between the regions of the comparative studies, as well as the degree of agroforestry management between the regions and the different types of agroforestry. A large part of the forest areas in the studies presented in Asia, mainly, are mature and / or conserved fragments and therefore, the difference in effect sizes between regions can also be explained by this fact (ABRAHAMCZYC et al., 2008; DANIELSEN and HEEGAARD 1995; MUHAMED et al., 2013; QUAZY e TICKTIN, 2016; RAMAN, 2006; THIOLLAY 1995) .

Agroforestry supports bird richness in a similar way to secondary forests (positive hedges), but not similar to mature forests (Hedges's negative). This may also indicate that

mature forest bird compositions differ significantly from the bird composition present in agroforestry, what could be due to the greater presence of forest specialist birds in mature forest, already reported in several studies (DANIELSEN and HEEGAARD 1995, THIOLLAY 1995).

In this meta-analysis, some studies showed greater richness in agroforestry than in secondary forest fragments (positive Hedges'g). However, this greater richness may be due to the presence of generalist species common to degraded environments, which should be analyzed with caution. It is also necessary to evaluate not only the taxonomic diversity between both forest and agroforestry, since agroforestry may present functional and phylogenetic redundancy. In fact, taxonomic diversity may differ from functional diversity between forests and agroforestry, with lower functional diversity occurring in agroforestry (ROCHA et al., 2019).

Although some studies have already found a positive relationship between native tree richness and bird community richness among agroforestry (with different management) (ABRAHAMCZYC et al., 2008; RAMAN, 2006; VAN BAEL et al., 2007) the meta-analysis did not corroborate this relationship. The analysis revealed that canopy cover influences bird richness, suggesting that canopy cover may be more important than tree richness for maintaining rich bird assemblages. It is important to highlight however that the importance of these two environmental components may vary between different bird guilds (MUHAMED ET AL., 2013; RAMAN, 2006; VAN BAEL et al., 2007).

Both cocoa and coffee agroforests systems have a positive effect size when compared to forests, but the effect size is larger for cocoa than for coffee agroforests. This reveals that the forest environment did not present greater richness than these two types of agroforestry. Therefore, both types of agroforestry contribute to the maintenance of bird communities. Bird richness in coffee agroforestry is more similar to bird richness in forests than cocoa agroforestry. Studies have shown that traditional coffee agroforests generally maintain high bird taxonomic diversity (BUECKLEY et al., 2015; CHANG et al., 2018; HERNANDEZ et al., 2013), as well as cocoa agroforestry can maintain bird richness and diversity (FARIA et al., 2006; RICE e GREENBERG, 2000; ROCHA et al., 2019). Therefore, both types of agroforestry can present similar biodiversity to forest environments when they maintain structural complexity in the system (SCHROTH et al., 2004).

The result of this meta-analysis showed that agroforestry systems do not always function as maintenance areas of the total bird richness. Comparisons of effect size between

agroforestry systems and forest fragments from different conservation levels, between different types of agroforestry, and between different regions revealed that agroforestry varies in terms of maintaining bird richness in forest systems. However, agroforests are considered more biodiversity-friendly systems (CASSANO et al. 2009; HARVEY and VILLALOBOS, 2007; HARVEY et al. 2006; SCHROTH et al. 2004, VAN BAEL et al. 2007), as they are systems more advantageous in maintaining biodiversity when compared to monoculture, as taxonomic and functional diversity in different land uses tends to decrease with increasing land use intensification (FLYNN et al., 2009; LABECCA et al., 2015; LUCK et al., 2013).

It is also important to consider that this study only assessed the taxonomic richness of birds, and there was no comparison of guild composition between forest and agroforestry environments. This inference provides information about richness and functional diversity that are valuable to understand the role of agroforestry from the point of view of maintaining ecosystem services. The forest fragments and agroforestry systems can vary in bird abundance (GOVE et al., 2013; GOULART, 2007; THOM et al., 2012,) and guild composition (GOULART, 2007; VAN BAEL et al. 2007; WALTERT et al., 2005), determining whether the functional diversity of birds can be maintained or not by agroforestry systems (Rocha et al. 2019).

6.0 CONCLUSION

This study indicates that different types of agroforestry have different effect sizes for bird richness between forests and agroforestry and that coffee agroforestries are more similar in species richness to forest systems than cocoa agroforestry. Therefore, different agroforestry can contribute differently to the maintenance of bird richness and that agroforestries can help in maintaining bird richness in secondary forest, but not in mature ones.

Another conclusion of this paper is that in Asia and Central America agroforestry systems do not maintain all bird richness present in forest fragments, but in South America agroforestry can help maintain bird diversity. However, it is necessary to evaluate the species composition between the two environments to try to understand the effectiveness of richness maintenance, since in agroforestry there may be a compensatory effect, with a growing number of generalist species. In addition, canopy cover was more important for maintaining bird richness than tree richness in the studied sites.

The presence of agroflorestry systems is an important factor to ensure species diversity in antropogenic landscapes. Local canopy cover is important to ensure the maintenance of local bird richness. Thus, in landscapes with the presence of agroforestry, the ideal would be to promote and ensure the recovery of forest fragments in the landscape and understand the trade-offs between conservation and productivity along shading gradients. Proper management with producers can be promoted through tax incentives and an environmentally correct management certification seal, in order to guarantee agroforestry with less impact on the environment.

7.0 REFERENCES

- BEYER, D. D. O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade de São Paulo, SP. 2006.
- BORENSTEIN, M. et al. Introduction to meta analysis. Wiley, Chichester. 2009.
- BROTONS, L.; MONKKONEN, M., MARTIN, J. L. Are fragments Islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. **The American Naturalist**, v. 162, p. 344-357, 2003.
- BUECHLEY, R. E. et al. Importance of ethiopian shade coffee farms for forest bird conservation. **Biological Conservation**, v. 188, p. 50–60, 2015
- CASTELLON, D. T., SIEVING, E. K. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v. 20, p. 135-145, 2006.
- CHANG, H. C., 1, KARANTH, K. K., ROBBINS, P. Birds and beans: Comparing avian richness and endemism in Arabica and robusta agroforests in India's Western Ghats. **Scientific Reports**, v. 8, p. 3143, 2018.
- CLOUGH, Y., PUTRA, D.D., PITOPANG, R., TSCHARNTKE, T. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. **Biol. Conserv.** V. 142, p. 1032–1041, 2009.
- COCKLE, K. L. et al. Presence and abundance of birds in an Atlantic Forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate, in Paraguay. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 3265-3288, 2005.
- COELHO, P. M. T. et al. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 128, p. 520-534, 2016.
- DANIELSEN, F., HEEGAARD, M. The impact of logging and forest conversion on lowland forest, birds and other wildlife in Seberida, Riau Province, Sumatra. In sandbukt (ed) Management of tropical forest: towards an integrated perspective. Oslo: University of Oslo, 1995. P. 73-92.
- DE BEENHOUWER, M., AERT, R., HONNAY, O. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 175, p. 1–7, 2013.
- DUNNING J. B., DANIELSON B. J., PULLIAM H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, p. 169–75, 1992.
- DUVAL, S. J., TWEEDIE, R. L., Trim and fill: A simple funnel-plot-based method of testing and adjusting for publication bias in meta-analysis. **Biometrics**, v. 56, p. 455–463, 2000a. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2000.00455.x>
- FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v. 12, p. 346-353. 2002.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAO, Global Forest Resources Assessment-Key Findings. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2020.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J., CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 587-612. 2006.

FARIA, D. et al. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2335–2357. 2007.

FISZON, J. T. et al. Causas Antrópicas. In: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A .S. (Orgs.) **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 65-99.

GAJASENI, J.; MATTA-MACHADO, R.; JORDAN, C.F. Diversity agroforestry systems: buffers for biodiversity reserves, and landbridges for fragmented habitats in the tropics. In: Szaro, R.C.; Johnston, D.W. (eds.). **Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice**. Oxford University Press., 1996. P. 506-513.

GASTON, K. J., BLACKBURN, T. M. Birds, body size and the threat of extinction. **Biological Sciences**, v. 347, p. 205–212. 1995.

GOULART, F. F. Aves em quintais agroflorestais do Pontal do Paranapanema, São Paulo: epistemologia, estrutura de comunidade e frugivoria. 2007. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e manejo de vida silvestre)- Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.

GOVE et al. Structurally complex farms support high avian functional diversity in tropical montane Ethiopia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, p. 87-97. 2013.

GREENBERG, R. I.; PERFECTO.; PHILPOTT, S. M. Introduction: Agroforests as Model Systems for Tropical Ecology. **Ecology**, v. 89, p. 913-914. 2008.

GREENBERG et al. Bird Populations in Shade and Sun Coffee Plantations in Central Guatemala. **Conservation Biology**, v. 11, n. 2, p. 448–459, April 1997.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, p. 1-9. 2015.

HARRER, M. et al. 2019. Doing Meta-Analysis in R: A Hand on Guide. <https://bookdown.org/MathiasHarrer/Doing_Meta_Analysis_in_R/>. Accessed September 01, 2019.

HARVEY et al. Patterns of Animal Diversity in different forms of tree Cover In agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 16, P. 1986–1999, 2006.

HARVEY, C. A., VILLALOBOS, GONZÁLEZ J. A., Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. **Biodivers. Conserv.**, v. 16, p. 2257–2292. 2007.

HERNANDEZ, M. S. et al. Coffee Agroforests Remain Beneficial for Neotropical Bird Community Conservation across Seasons. **Plos One**, v. 8. P. 1-9, 2013.

- HIGGINS, J. P. T. 2019. Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions version 6.0. Cochrane. < [www. training.cochrane.org/handbook](http://www.training.cochrane.org/handbook)>. Accessed October 9, 2019.
- HUTTO, R. L.; PLETSCHE, M.; HENDRICKS, P. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. **Auk**, v. 103, p. 593-602. 1986.
- HUNDERA, K. Both forest fragmentation and coffee cultivation negatively affect epiphytic orchid diversity in Ethiopian moist evergreen Afromontane forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 159, p. 285–291, 2012.
- ICRAF. 2000. Path to prosperity through agroforestry. ICRAF`s corporate strategy, 2001-2010. Nairobi International Center for Research in Agroforestry.
- KOMAR, O. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. **Bird Conservation International**, V. 16, p. 1-23. 2006.
- KUPFER J. A, MALANSON G. P, FRANKLIN S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology an Biogeography**, v. 15, p. 8–20, 2006.
- MANDYAM, A. O., JAGDISH, K., ARUNDHATI, D. Proximity to forests drives bird conservation value of coffee plantations: implications for certification. **Ecological Applications**, v. 18, p. 754–1763, 2008.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, p. 445-463, 1999.
- MOGUEL, P., TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. **Conservation Biology**, v. 13, p. 11–21, 1999.
- MUHAMAD, D. et al. Effects of habitat type, vegetation structure, and proximity to forests on bird species richness in a forest–agricultural landscape of West Java, Indonesia. **Agroforest Systems**, v. 87, p. 1247–1260, 2013.
- O`BRIEN, T. G., KINNAIRD, M. F. 2003. Caffeine and conservation. **Science** 300:587.doi:10.1126/science.1082328.
- PERFECTO, I. R. A. Shade coffee: adisappearing refuge for biodiversity. **Bioscience**, V. 46, p. 598-608, 1996.
- PETIT, L. J. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. **Ecography**, v. 22, p. 292–304, 1999.
- PREVEDELLO, A. J., VIEIRA, V. M. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p 1205–1223, 2010.
- QUAZI, A. S., TICKTIN, T. Understanding drivers of forest diversity and structure in managed landscapes: Secondary forests, plantations, and agroforests in Bangladesh. **Forest Ecology and Management** , v.366, p. 118–134, 2016.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM., 2013. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R577project.org/>.

REITSMA, R., PARRISH, J. D., MCLARNEY, W. The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. **Agroforestry Systems**, v. 53, p. 185–193, 2001.

Review Manager (RevMan) [Computer program]. Version 5.3. Copenhagen: The Nordic Cochrane Centre, The Cochrane Collaboration, 2014. Accessed September 10, 2019.

Rohatgi, A., 2019. WebPlotDigitizer. Version: 4.2. San Francisco, California, USA. <<https://automeris.io/WebPlotDigitizer>>. Accessed August 2, 2019.

ROCHA, J. et al. The conservation value of cacao agroforestry for bird functional diversity in tropical agricultural landscapes. **Ecology and Evolution**, v. 9, p. 7903–7913, 2019

SAMBUICHI R. H. R., Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (Mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 16, p. 89–101, 2002.

SOMARRIBA, E. et al. Biodiversity in coffee plantations. In: Schroth, G., da Fonseca G.A.B, Harvey C., Gascon C., Vasconcelos, H. L, Izac, A. M. N. (eds) Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Island Press, Washington, DC, 198–226, 2004.

THIOLLAY, J. M. The role of traditional agroforests in the conservation of rainforest bird diversity in sumatra. **Conservation Biology**, v. 9, p. 335-353, 1995.

THOM, G. et al. Avaliação da avifauna em sistemas agrofloreais com dendê (*Elaeis guianensis*) no município de Tomé-açu (PA). Museu Paraense Emílio Goeldi, Programa de Pós Graduação em Zoologia. 2012.

TSCHARNTKE, T. et al. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 619–629, 2011.

SCHROTH, G. et al. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. In; Schroth, G.; Fonseca, G., Harvey, C., Gascon C., Vasconcelos, H.F., Izac, A. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Island Press, Washington. 2004.

UEZU, A., BEYER, D. D., METZGER, J. P., Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity Conservation**, v.17, p. 1907-1922. 2008.

VAN BAEL, A. S. et al. Bird diversity in cacao farms and forest fragments of western Panama. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2245–2256, 2007.

VERGARA, M. P.; SIMONETTI, A. J. Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. **Acta Ecologica**, v. 24, p. 285-288, 2003.

VIECHTBAUER, W., Conducting meta-analyses in R with the metafor package. **Journal of Statistical Software**, v. 36, p. 1–48, 2010.

WALBERT, M. et al. From forest to farmland: habitat effects on afro-tropical forest bird diversity. **Ecological Applications**, v. 15, p. 1351–1366, 2005.

CAPÍTULO 2

AS AGROFLORESTAS DE CACAU AUXILIAM A MANUTENÇÃO DA DIVERSIDADE DE AVES NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA?

RESUMO

Apesar da expansão da agricultura provocar danos à biodiversidade, alguns sistemas agrícolas podem ser menos prejudiciais à biodiversidade por se assemelharem ao habitat original. Um exemplo são os sistemas agroflorestais, plantações que mantêm parte da vegetação nativa e, portanto, podem auxiliar a manutenção da biodiversidade local. Buscando estender o papel das agroflorestas de cacau para a diversidade taxonômica e funcional de aves, comparamos as assembleias de espécies entre fragmentos florestais e agroflorestais em diferentes regiões: uma dominada por florestas, uma por agroflorestas e uma por áreas abertas. Utilizamos registros de aves coletados em 18 sistemas agroflorestais e 18 fragmentos florestais pareados nestas três regiões. Para testar se as respostas das diversidades taxonômica e funcional das aves à paisagem no entorno dos sítios amostrais (percentual de cobertura florestal e agroflorestal) dependem do ambiente amostrado (floresta vs. agrofloresta) e da região, consideramos separadamente as comunidades total, de especialistas florestais e de generalistas. Nossos resultados indicam que as agroflorestas auxiliam na manutenção da diversidade taxonômica de aves dos fragmentos florestais, embora apresente maior diversidade de espécies generalistas. Apesar de o ambiente ter sido o fator preponderante para determinar a diversidade de especialistas florestais e generalistas, verificamos que a cobertura florestal no entorno do sítio é também responsável pela manutenção da diversidade de espécies florestais. A composição de espécies foi diferente entre as regiões e variou com a cobertura de floresta e agrofloresta na paisagem. Verificamos também que as agroflorestas auxiliam na manutenção da diversidade funcional das comunidades estudadas. No entanto, ocorre uma alteração dos traços das aves nas regiões mais antropizadas devido a uma maior presença de espécies generalistas, sobretudo nas agroflorestas, o que pode comprometer o desempenho de processos ecológicos nestes sistemas. Ressaltamos a relevância de iniciativas que promovam paisagens agroflorestais com representatividade de cobertura florestal nativa e conectividade entre os ambientes agrofloresta e floresta. Estas ações são primordiais para evitar a perda de espécies florestais mais sensíveis ao desmatamento e uma consequente descontinuidade de funções desempenhadas pelas aves.

Palavras chave: Cabucas. Fragmentos florestais. Diversidade funcional. Diversidade taxonômica.

SUMMARY

Agricultural expansion is negative for biodiversity, but some agricultural systems may be less impactful to biodiversity by resembling the original habitat. The example is agroforestry systems, plantations that contain part of native vegetation and help maintain local biodiversity. In order to understand the role of cocoa agroforests for the taxonomic and functional diversity of birds, we compared species assemblages between forest fragments and cocoa agroforestry in different regions: one dominated by forests, one by agroforests and one by open areas. We used bird records collected in 18 agroforestry systems and 18 forest fragments, in pairs, in the three regions. To test whether the responses of the taxonomic and functional diversities of birds to the landscape surrounding the sampling sites (percentage of forest and agroforestry cover) depend on the sampled environment (forest vs. agroforestry) and on the region, we considered separately the total communities of forest specialists and generalists. Our results indicate that agroforestry helps to maintain the taxonomic diversity of birds in forest fragments, although it presents a greater diversity of generalist species. Although, the environment was the main factor in determining the diversity of forest specialists and generalists. We found that the forest cover around the site is also responsible for maintaining the diversity of forest species. The species composition was different between regions and varied with forest and agroforestry cover in the landscape. We also verified that agroforestry helps to maintain the functional diversity of the communities studied. However, there is a change in the traits of birds in the most anthropized regions due to a greater presence of generalist species, especially in agroforestry, which can compromise the performance of ecological processes in these systems. We emphasize the relevance of initiatives that promote agroforestry landscapes with representativeness of native forest cover and connectivity between agroforestry and forest environments. These actions are essential to avoid the loss of forest species that are more sensitive to deforestation and a consequent discontinuity of environmental services provided by birds.

Keywords: Cabucas. Forest fragments. Functional diversity. Taxonomic diversity

1.0 INTRODUÇÃO

A expansão da agricultura, dentre outras atividades antrópicas, continuamente provoca fragmentação e perda de áreas de vegetação original (FAO, 2016; FISZON et al., 2003), causando danos à biodiversidade. Em paisagens fragmentadas, a matriz, definida como área que sofreu perturbação antrópica, incluindo áreas recentemente exploradas, plantações, pastagens e outros tipos de distúrbios (KUPFER, 2006), influencia distintamente as diferentes espécies dependendo do grau no qual ela se difere dos remanescentes florestais (BROTONS et al. 2003; RICKETTS, 2001). Quanto mais a matriz se assemelha ao habitat original, maior a probabilidade de ter recursos disponíveis para espécies nativas e facilitar a movimentação dos indivíduos na paisagem (DRISCOLL et al., 2013). Assim, algumas formas de produção agrícola podem ser mais amigáveis para a biodiversidade e contribuir mais fortemente para esforços de conservação em paisagens fragmentadas (CASSANO et al. 2009; HARVEY et al., 2006; HARVEY e VILLALOBOS, 2007; SCHROTH et al., 2004; VAN BAEL et al., 2007). Um exemplo disso são os sistemas agroflorestais, que podem ser favoráveis para grupos específicos da fauna ao manter parte das características do sistema original, como a presença de vários estratos na vegetação (estratos herbáceo, sub-bosque e dossel) e a diversidade de espécies vegetais (NÁJERA e SIMONETTI, 2010).

Buscando entender a importância dos sistemas agroflorestais para a manutenção da diversidade de aves, inúmeros estudos compararam a riqueza de aves entre a vegetação nativa e agroflorestas na região tropical (DANIELSEN E HEEGAARD, 1995; FARIA et al., 2006; GOVE et al., 2013; GREENBERG et al., 1997; HERNANDEZ et al., 2013, MUHAMAD et al., 2013; QUAZI E TICKTIN, 2016; THIOLLAY, 1995; VANBAEL 2007). Estes estudos indicam que os sistemas agroflorestais beneficiam espécies generalistas e de ambientes abertos que as florestas em detrimento de especialistas florestais, e que as guildas tróficas também podem responder de maneiras distintas (GOULART, 2007; GOVE et al., 2013; THOM et al., 2012) e composição (VAN BAEL, 2007; WALTERT, 2005.), sendo comum o declínio de insetívoros (JARRET et al., 2021, REITSMA et al., 2001; ROCHA et al. 2019; WALTERT, 2005). Porém, as assembleias registradas em florestas e agroflorestas dependem da paisagem onde estes ambientes estão inseridos, uma vez que várias espécies aparentam dependência das áreas no entorno a esses sistemas para manter suas atividades vitais (FARIA et al., 2006; BEYER, 2006; REITSMA et al., 2001). Por exemplo, agroflorestas inseridas em paisagens com maior porcentagem de cobertura florestal podem funcionar como habitats

complementares para mais grupos de aves do que agroflorestas inseridas em paisagens desflorestadas (CABRAL et al., 2021; ROCHA et al., 2019; JARRET et al., 2021).

Porém, a maioria destes trabalhos que comparam florestas e agroflorestas avaliaram as aves apenas em uma escala. No entanto, ainda não está claro quais seriam os principais fatores (regional, paisagem e local) responsáveis pela variação na diversidade taxonômica e funcional em sistemas agroflorestais. Este conhecimento é fundamental para a conservação de serviços ecossistêmicos de controle de pragas, dispersão de sementes e polinização. Além disso, a maioria destes estudos se limitam em comparar a diversidade taxonômica do grupo. Embora revelem respostas relevantes sobre a diversidade por guilda trófica ou para especialistas de habitat e generalistas, estes trabalhos ainda deixam lacunas no conhecimento sobre os processos envolvidos na coexistência das espécies e funcionamento dos ecossistemas (GOULART, 2007; GOVE et al., 2013; JARRET et al., 2021; THOM et al., 2012; REITSMA et al., 2001). Maior compreensão de tais processos deve emergir de avaliações complementares que evidenciem a variação das espécies e de suas características (traços) que influenciam o funcionamento dos ecossistemas (CIANCIARUSO et al. 2009; TILMAN, 2001). Como exemplo, ecossistemas com menor diversidade funcional devem ter suas assembleias mais fortemente selecionada por filtros ambientais do que por processos de competição (CIANCIARUSO et al. 2009), isso pode ser observado quando ocorre perdas de espécies de aves de maior tamanho corpóreo e tamanho de bico comprometendo a dispersão de sementes de maior tamanho (GALETTI et al. , 2013; GRAY et al., 2007). Este trabalho, portanto, pretende trazer informações sobre o efeito das diferentes escalas sobre a diversidade de aves, considerando não apenas a diversidade taxonômica, mas também a variação dos traços funcionais ao longo dos gradientes ambientais.

As aves são consideradas links móveis por se deslocarem ativamente na paisagem e conectarem habitats no espaço e no tempo (SEKERCIOGLU, 2006). As funções ecológicas desempenhadas pelas aves envolvem transporte de material genético (polinização, dispersão de sementes) e de recursos entre diferentes ambientes, limpeza do ambiente (remoção de carcaças), dentre outras (SEKERCIOGLU, 2006). Essas funções estão vinculadas principalmente à dieta das espécies e ao estrato que forrageiam, e podem ser perdidas em decorrência de mudanças do uso do solo (ex. perda de habitat, tipo de matriz) independente de uma redução no número de espécies presentes. Adicionalmente, a sensibilidade das aves às perturbações ambientais dependem da especificidade de habitat, com declínio de especialistas florestais e aumento de generalistas nos ambientes e paisagens mais alterados (BANKS-

LEITE et al., 2014; MORANTE-FILHO et al., 2015). Sendo assim, nos estudos de comunidades é importante considerar características específicas das aves, que modulam respostas dos organismos à mudança ambiental, para que sejam examinadas consequências das mudanças ambientais para a provisão de serviços ecossistêmicos (LUCK et al. 2012).

A Mata Atlântica é considerada um hotspot para a conservação de biodiversidade em contexto global (MYERS et al., 2000) e possui regiões que se destacam como centros de endemismo de espécies, como a porção sul da Bahia (MACHADO et al. 2005). Esta região se constitui de remanescentes de Floresta Atlântica intercalados, principalmente, por sistemas agroflorestais de cacau (*Theobroma cacao*), cultivos de seringueira (*Hevea brasiliensis*), eucalipto (*Eucalyptus* spp.) e pastagens (LANDAU et al., 2003). Devido a estas características, a região permite o desenvolvimento de estudos que avaliem o papel de agroflorestas de cacau na manutenção da diversidade taxonômica e funcional. No presente trabalho, utilizamos registros de aves coletados em 18 sistemas agroflorestais e 18 fragmentos florestais pareados em três regiões da Mata Atlântica sul baiana, com diferentes contextos de uso do solo: uma dominada por florestas, uma por agroflorestas e uma por áreas abertas. Usamos esses dados para testar se as respostas das comunidades (considerando a diversidade total, e os subgrupos de especialistas florestais e de generalistas) à paisagem no entorno dos sítios amostrais (percentual de cobertura florestal e agroflorestal) dependem do ambiente amostrado (floresta vs. agrofloresta) e da região. Esperamos uma resposta positiva da diversidade taxonômica (total e de especialistas florestais) e funcional ao aumento da cobertura florestal e agroflorestal no entorno dos sítios amostrais, sobretudo na região dominada por áreas abertas, com respostas mais fracas nas regiões dominadas por agroflorestas e florestas. Esperamos também uma interação entre ambiente e região, com maior diversidade taxonômica (total e de especialistas florestais) e funcional nas florestas do que agroflorestas, e diferenças mais pronunciadas na região dominada por áreas abertas seguida das regiões dominadas por agroflorestas e florestas. Por fim, esperamos mudanças na composição de espécies e de traços predominantes nas comunidades em função do tipo de ambiente, da região, e ao longo do gradiente de cobertura florestal e agroflorestal no entorno dos sítios amostrais.

2.0 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido em uma área sob o domínio do bioma Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil (24 L 485122 /8371030, 24 L 465176/8253694), de clima quente e úmido, temperatura média anual de 25° C e com precipitação de 1200 a 1800 mm (MORI et al., 1983). Foram consideradas três regiões com diferentes porcentagens de cobertura florestal nos municípios de Ilhéus, Una e Belmonte. Estas regiões são compostas por mosaicos de florestas em diferentes estágios sucessionais, plantações sombreadas de cacau (*Theobroma cacao*) - localmente denominadas cabucas - plantações de seringa (*Hevea brasiliensis*), plantações de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e pastagens (LANDAU et al., 2003, PARDINI et al., 2010) (Figura 1).

A região de Ilhéus é caracterizada por moderada cobertura florestal (49%) alta cobertura de cabucas (28%) e baixa extensão de áreas abertas (8%) e será aqui denominada como região de alta cobertura de agroflorestas de cacau (ACA) (Fig. 1A). A região de Una apresenta elevada cobertura florestal (57%), principalmente concentrada no entorno de unidades de conservação. Nesta região a matriz é dominada por sistemas agroflorestais de cacau (22%) e plantações de seringueiras (10%) e, portanto, será denominada como região de alta cobertura florestal (ACF) (Fig. 1B). Já a região de Belmonte é altamente desmatada, apresenta apenas 34% de cobertura florestal e sua matriz é dominada por pastagens (60%), plantações de eucalipto (5%), e uma pequena quantidade de agroflorestas de cacau (1%), sendo denominada neste estudo como região de alta cobertura de pastagens (ACP) (Fig. 1C).

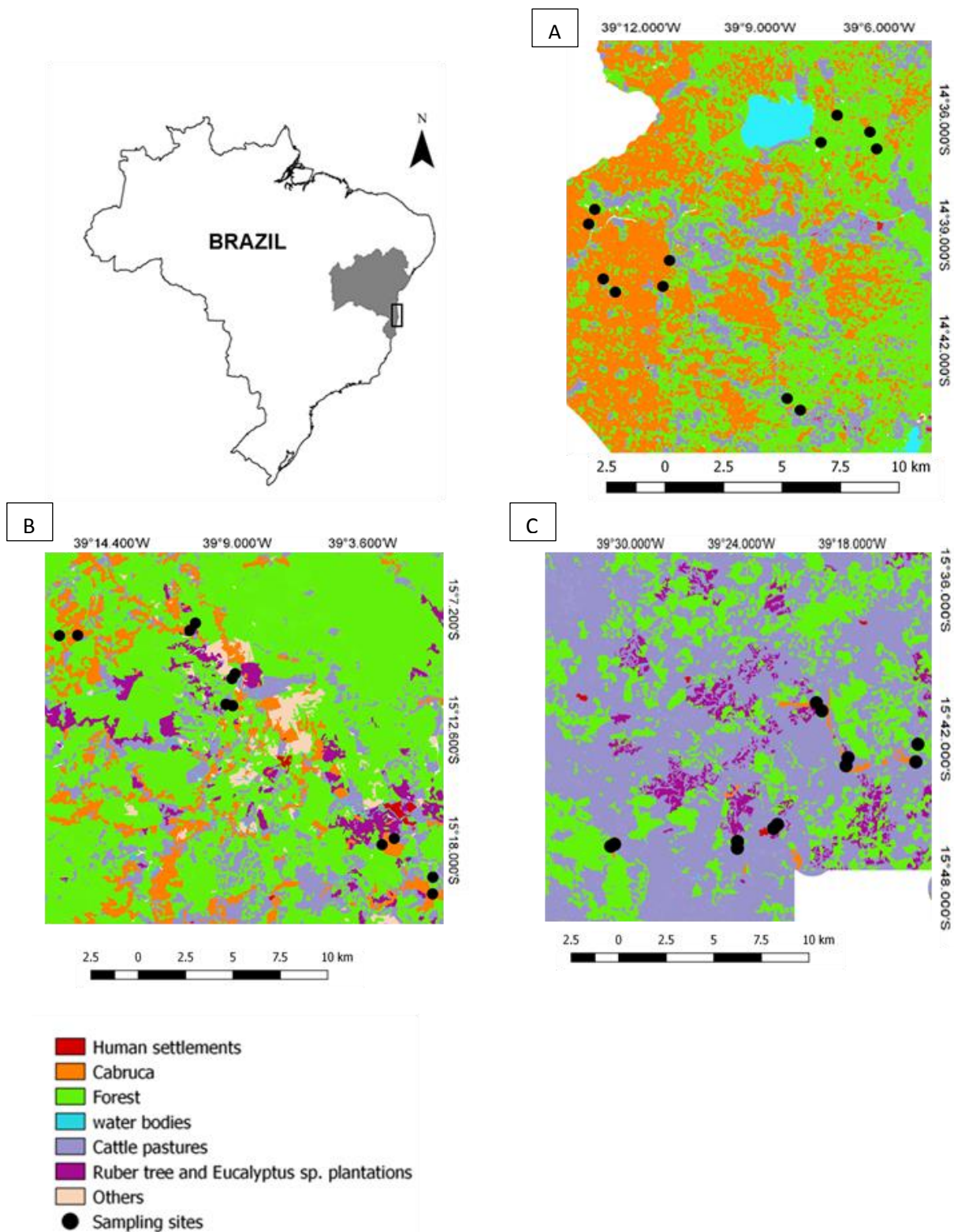


Figura 1- Mapa da área de estudo evidenciando as diferentes regiões de amostragem de aves na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil, com contrastes em relação ao uso do solo. (A) Alta Cobertura de Agroflorestas – ACA, (B) Alta Cobertura Florestal - ACF e (C) Alta Cobertura de Pastagens - ACP. Os pontos pretos indicam os sítios amostrais de floresta e agroflorestal de cacau (cabruca) pareados.

Usamos uma interpretação de imagens de satélites de alta resolução (RapidEye de 2009-2010, Landsat de 2011, QuickBird e WorldView, de 2011) englobando uma área de 4.548 km² na região sul da Bahia, compreendendo trechos principalmente dos municípios de Ilhéus, Uruçuca, Una e Belmonte.

Um total de 80 sítios em agroflorestas de cacau previamente visitados foram caracterizados quanto à cobertura florestal na paisagem em seu entorno, em um raio de 1 km. Estas áreas foram adicionadas a uma lista geral para procedimento de um sorteio de 30 áreas considerando os seguintes critérios: (1) 10 áreas em cada região, (2) máxima variação da cobertura florestal entre áreas de mesma região e (3) distando pelo menos 2 km entre si. Selecionamos, em cada região, seis sítios próximos a remanescentes florestais, com objetivo de construir um delineamento pareado (i.e. uma agroflorestal de cacau e uma floresta), mantendo máxima variação na cobertura florestal no entorno do par. Desta forma, identificamos 36 sítios amostrais (18 em agroflorestas e 18 em remanescentes florestais) para realização do estudo. Os remanescentes florestais, em sua maioria, são fragmentos florestais secundários em estágio intermediário a avançado de regeneração.

2.2 Amostragem de aves

Realizamos três campanhas de amostragem de aves em cada sítio amostral entre janeiro/2019 e setembro/2020. As amostragens foram realizadas em quatro pontos de escuta por sítio, distando 150 m entre si, usando-se o método de ponto de contagem com raio fixo (HUTTO et al., 1986; VIELLIARD, 2010). Em cada dia de amostragem realizamos as amostragens pela manhã (5:30 às 09:00) e no final da tarde (14:30 às 17:00). Cada ponto de escuta foi amostrado durante 15 min, totalizando um esforço amostral de 6 h por sítio amostral [15 min * 4 pontos * 3 dias de amostragem * 2 períodos (manhã e tarde)]. Os registros de riqueza e abundância de aves foram coletados por um pesquisador com experiência prévia na identificação de aves por meio de vocalização. Ocasionalmente foram gravadas vocalizações de espécies não reconhecidas pelo pesquisador para posterior identificação.

2.3 Métricas de paisagem e análise de escala

Para descrever as paisagens no entorno dos pares de sítios amostrados identificamos o ponto médio (equidistante) para cada par floresta-agrofloresta (18 pares). A partir deste ponto médio foram geradas quatro paisagens circulares (buffers) com raios de 600, 900, 1200 e 1500 m. A determinação dos tamanhos dos raios foi baseada na informação obtida na literatura sobre a escala na qual as aves respondem melhor às variáveis da paisagem (MORANTE-FILHO et al., 2016). Nestas 18 paisagens (pares) foram quantificadas as porcentagens de cobertura florestal e agroflorestal, usando ArcGIS 10.2 e o software R com o pacote spatialEco (EVANS et al. 2020), para todos os raios de buffer.

Utilizamos regressões lineares para identificar qual a escala (área formada a partir de buffers de 600, 900, 1200 ou 1500 m) mais apropriada para medir os efeitos das variáveis da paisagem (porcentagens de cobertura florestal e agroflorestal) sobre os componentes da diversidade de aves em florestas e cabruças (Tabela A, Fig. B). Consideramos como melhores escalas as paisagens nas quais a força da relação entre variáveis respostas e variáveis da paisagem apresentaram maior R^2 . Esta análise é importante porque o efeito das variáveis da paisagem sobre a biodiversidade é dependente da escala espacial usada no estudo (JACKSON e FAHRIG, 2015).

2.4 Traços funcionais das aves

Traços funcionais são definidos como características morfológicas, fisiológicas e fenológicas mensuráveis em cada indivíduo, que afetam o seu crescimento, a sua reprodução e sobrevivência (VIOLLE et al., 2007). Dez traços foram caracterizados para cada espécie registrada: especificidade do habitat, dieta, estrato de forrageio, massa corporal, comprimento da asa, comprimento da cauda, comprimento do bico, largura do bico, altura do bico e comprimento do tarso (Tabela 1). Esses traços selecionados estão relacionados ao uso de recursos pelas aves e podem fazer com que as espécies respondam às mudanças de uso do solo (JACOBOSKI et al., 2016; LUCK et al., 2013; MATUOKA et al., 2020). As características habitat, dieta, estrato de forrageio e massa corporal foram obtidas por meio de data paper (WILMAN et al., 2014) e literatura específica (STOTZ et al. 1996). As características comprimento, altura e largura do bico, comprimento da asa, tarso e comprimento da cauda foram medidas em espécimes preservados da coleção ornitológica do

Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MATUOKA et al., 2020) e complementadas através de data paper (RODRIGUES et al., 2019).

Tabela 1- Descrição dos dez traços funcionais selecionados para a análise de diversidade funcional deste estudo e sua importância ecológica.

Traços	Descrição do traço	Importância ecológica
Estrato de forrageio	Copa, estrato médio, sub-bosque, chão, diversos.	Relacionado com o local de forrageio e de uso de recursos pelas aves.
Dieta	Carnívoro, carniceiro, frugívoro, granívoro, insetívoro, nectarívoro e onívoro.	Relacionada a funções desempenhadas pelas espécies, tais como polinização, dispersão de sementes, controle biológico, etc.
Massa corporal	Média da massa corporal de indivíduos de cada espécie, em gramas.	Relacionada ao comportamento de forrageio, longevidade, taxa metabólica e tamanho da área de vida. Quanto maior a massa corporal, maior deve ser a ingestão de recursos e, conseqüentemente, maior o desempenho de uma determinada função ligada à dieta.
Especificidade do Habitat	Florestal, generalista	Relacionado à tolerância que a espécie possui a ambientes antropizados, determinando onde as aves realizarão suas atividades. Espécies generalistas têm maiores opções de uso de habitat.
Comprimento da asa	Média do tamanho da asa de indivíduos de cada espécie, em cm.	O comprimento da asa está alinhado à capacidade de movimento (movimentos locais, dispersão e status migratório) que por sua vez influencia o uso de recursos, transporte de gametas, propágulos e nutrientes. Indivíduos com asas maiores são mais eficazes na dispersão em longa distância.
Comprimento da cauda	Média do tamanho da cauda dos indivíduos de cada espécie, em cm.	Também relacionada à locomoção e comportamento de forrageio. A cauda maior permite voos com maior ascensão, mais altos, permitindo chegar a lugares mais distantes. Isso possibilita, por exemplo, o transporte de gametas, propágulos e nutrientes para locais mais distantes.

Traços	Descrição do traço	Importância ecológica
Estrato de forrageio	Copa, estrato médio, sub-bosque, chão, diversos.	Relacionado com o local de forrageio e de uso de recursos pelas aves.
Comprimento, largura e altura do bico	Média de cada uma das medidas do bico de indivíduos de cada espécie, em cm.	Determina o tamanho dos recursos (ex. sementes, invertebrados) que podem ser consumidos e dispersos, bem como a capacidade de manipular e acessar recursos dentro de estruturas (ex. flores, buracos em troncos), influenciando assim o tipo e localização dos alimentos consumidos.
Comprimento do tarso	Média do comprimento do tarso de indivíduos de cada espécie, em cm.	Pode influenciar o local, a dieta e o comportamento de forrageio. Por exemplo, aves de tarsos maiores estão associados a ambientes aquáticos com dieta piscívora, já tarsos mais curtos caracterizam especialistas aéreos ou que usam galhos.

3.0 ANÁLISE ESTATÍSTICA

3.1 Métricas de diversidade taxonômica e funcional

Utilizamos o índice de diversidade verdadeira (JOST, 2006) para estimar a diversidade taxonômica total da comunidade e para os grupos de espécies florestais e generalistas de habitat. Trata-se de um índice adequado para informar sobre a diversidade de comunidades biológicas através do número efetivo de espécies, proposto por Hill (1973) em uma única base para o cálculo da diversidade através da equação geral:

$${}^q D = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

O parâmetro “q” determina a sensibilidade da estimativa às abundâncias relativas, e serve para dar peso à abundância relativa de cada espécie dentro da comunidade estudada. Quando q=0 a estimativa de diversidade é influenciada pelas espécies raras e pela suficiência amostral, pois neste caso a abundância das espécies não influencia no cálculo de diversidade de espécies. Quando q=1 tem-se as abundâncias tal qual são apresentadas, o estimador equivale ao exponencial do índice de Shannon influenciado pelas espécies comuns na

comunidade (JOST, 2006). As análises foram realizadas através do pacote estatístico ‘Entropart’ (MARCON e HERAULT, 2015) para a plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017).

Calculamos a diversidade funcional a partir do índice de equitabilidade funcional (FEve), que descreve se os organismos estão mais agrupados ou mais regularmente dispersos no espaço funcional (MOUILLOT et al., 2013). O índice FEve varia de 0 a 1, e quanto mais próximo de 1, mais abundâncias das espécies estão uniformemente distribuídas. Sendo assim, comunidades onde o valor de FEve for maior significa que os atributos presentes na comunidade estão mais regularmente distribuídos. Para o cálculo desta métrica usamos uma matriz de comunidade (sítios amostrais x abundância de espécies) e uma matriz de características (espécies x traços). Convertemos a matriz de características (traços) em matriz de distâncias, usando a medida de dissimilaridade de Gower, mais utilizada quando os dados são compostos por traços mistos (dados contínuos e categóricos) e por valores ausentes (PETCHEY e GASTON 2007, 2009). A matriz de distância foi então submetida a um método de ordenação de dados, Análise de Coordenadas Principais (PCoA), que converteu a matriz de distância em coordenadas principais (GOWER, 1966), para representar a distribuição das espécies em um espaço funcional multidimensional. O próximo passo foi obter autovalores relativos, para buscar o percentual de explicação dos dois eixos gerados pela PCoA, então nova matriz foi gerada (espécies x eixos da PCoA) para calcular o FEve para cada sítio amostral. Os cálculos foram efetuados na plataforma R (R Development Core Team, 2017) usando o pacote FD (LALIBERTÉ et al., 2014).

3.2 Efeitos das variáveis ambientais sobre diversidade taxonômica e funcional de aves

Construímos Modelos Mistos Generalizados (GLMM) para testar se as diferentes regiões (ACA, ACF e ACP), o tipo de ambiente (floresta ou cabruca), e a porcentagens de floresta e cabruca na paisagem influenciaram a diversidade taxonômica (total, generalistas e florestais) e a diversidade funcional das comunidades de aves. O modelo global para cada variável resposta foi criado considerando a região, ambiente, porcentagem de floresta e porcentagem de cabruca como fatores fixos. O pareamento dos dois ambientes na paisagem foi considerado como fator aleatório nos modelos. A colinearidade entre as variáveis foi testada usando variance inflation fator (VIF), que é uma medida da proporção em que a variância de um coeficiente de regressão é inflacionada pela presença de outra variável

explicativa. O valor de VIF que justifica a remoção de uma variável em função de sua colinearidade com as demais é de 3 a 5 (ZUUR et al. 2009). Também foi avaliada a autocorrelação espacial nos resíduos dos modelos globais baseados no coeficiente de autocorrelação de Moran I. Este índice é uma medida global da autocorrelação espacial, pois indica o grau de associação espacial presente no conjunto de dados. O índice de Moran I varia de 1 a -1, sendo que valores para ausência de autocorrelação estão próximos a zero (BURT et al. 2009).

Para verificarmos qual o melhor modelo ajustado para cada variável resposta foi usada a função ‘dredge’ do pacote MuMIn. Consideramos como melhores ajustes aqueles representadas pelo(s) modelo(s) mais parcimonioso(s) – ou seja, com menor número de variáveis preditoras – entre os modelos plausíveis (aqueles com $\Delta AIC \leq 2.0$). Realizamos testes a posteriori para os modelos selecionados que consideraram a influência da região, para avaliar entre quais das regiões a diversidade variou significativamente. Para tal, foi usada a função ‘diffsmeans’ do pacote lmerTest.

3.3 Efeitos das variáveis ambientais sobre composição de espécies

Utilizamos um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para ordenar os sítios amostrais quanto à similaridade na composição de espécies. Nesta ordenação utilizamos o índice de Bray-Curtis, cujos valores estão restritos entre 0 e 1. Quando a distância é zero, os dois sítios são completamente similares. Quando é 1 eles são totalmente dissimilares, significando que não possuem nenhuma espécie em comum. Utilizamos uma PERMANOVA para testar a força de explicação de cada variável preditora (região, ambiente, porcentagem de floresta e porcentagem de cabruca) na variação da composição das comunidades de aves amostradas e um teste a posteriori para verificarmos entre quais das regiões as diferenças foram significativas. Por fim, usamos uma Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) para verificar quais táxons são os principais responsáveis pelas diferenças observadas entre grupos de amostras (CLARKE, 1993), neste caso considerando apenas a variável preditora categórica região. Para os testes de PERMANOVA e SIMPER usamos, respectivamente, as funções “adonis” e “simper” do pacote Vegan.

3.4 Relação entre os traços das espécies e as variáveis ambientais

Para analisar a relação entre traços das espécies e o gradiente ambiental usamos os testes de RLQ e Fourth-corner. Para tal, usamos simultaneamente tabelas com dados de abundância das espécies nos locais amostrados (tabela L), variáveis ambientais (tabela R) e uma tabela dos traços das espécies (tabela Q). As análises de RLQ e Fourth-corner testam as relações dos traços das espécies com o ambiente. Primeiramente, a análise de RLQ atribui pontuações às espécies, aos traços e às variáveis ambientais ao longo de eixos ortogonais, mediado pela abundância das espécies, produzindo um resumo gráfico das principais estruturas. Por sua vez, a análise de Fourth-corner mede e testa as múltiplas associações entre uma característica e uma variável ambiental de cada vez (DRAY, 2014).

Nas análises de RLQ, para controlar o erro do tipo I foi proposta uma alternativa da combinação de dois modelos de permutação, modelos 2 e 4 propostos por Dray e Legendre (2008). No modelo 2 as amostras (linhas de R ou L) são permutadas para testar a hipótese nula de que a distribuição das espécies com suas características fixas (traços) não é influenciada pelas condições do ambiente, ou seja, a hipótese nula não assume nenhuma relação entre R e L. Já a hipótese alternativa considera que o ambiente influencia a distribuição de espécies com características fixas. O modelo 4 permuta as espécies (linhas de Q ou colunas de L) para testar a hipótese nula de que a composição de espécies das amostras com condições ambientais fixas não é influenciada pelas características das espécies. Ou seja, a hipótese nula assume que não há nenhuma relação entre L e Q. A hipótese alternativa considera que os traços influenciam a composição das assembleias de espécies encontradas em amostras com determinadas condições ambientais. Ambos os testes dos modelos 2 e 4 resultam no teste global, que é uma estatística multivariada igual à soma dos auto valores da análise RLQ.

4.0 RESULTADOS

Foram registradas 184 espécies no estudo, sendo 150 em cabruca e 170 em fragmentos florestais. As famílias mais representativas, considerando-se os dois ambientes, foram as famílias Tyrannidae (25 espécies), Thraupidae (20 espécies), Furnaridae (15 espécies), Psittacidae e Picidae (12 espécies cada). As cinco espécies mais abundantes nos dois ambientes foram: *Cacicus cela*, *Tangara palmarum*, *Tolmomyias flaviventris*, *Pitangus*

sulphuratus e *Megarynchus pitangua*. Todas são espécies generalistas e bastante comuns em áreas abertas.

4.1 Análise de escala

As diversidades taxonômicas 0D e 1D responderam melhor às coberturas florestais agroflorestais na paisagem de 900 m, enquanto a diversidade funcional (FEve) respondeu mais fortemente à cobertura florestal e agroflorestal nas paisagens de 600 m e 900 m, respectivamente. Os testes descritos a seguir foram realizados considerando a paisagem na qual a força da relação entre as variáveis respostas e explicativas foi mais forte (maior R^2) (Tabela A, Figura B).

4.2 Influência das variáveis ambientais sobre diversidade taxonômica e funcional de aves

Para a diversidade taxonômica total, medida pelo índice 1D , o único modelo selecionado inclui as variáveis ambiente e região, com efeito positivo do ambiente floresta e da região ACF, e efeito negativo da região de ACA (Tabela 2, Figura 2a). Porém, o teste a posteriori para 1D total não indica diferença significativa entre os pares de regiões ($p > 0,05$ em todos os casos), sugerindo um efeito fraco desta variável. Nenhuma variável ambiental explicou a variação da diversidade taxonômica medida pelo índice 0D , nem da diversidade funcional, visto que o modelo nulo esteve entre os modelos selecionados (Tabela 2). Para a diversidade taxonômica de espécies florestais, o ambiente floresta exerceu efeito positivo sobre a diversidade 0D (Figura 2b), enquanto a métrica 1D foi influenciada positivamente pelo ambiente floresta e pela cobertura florestal na paisagem (Figura 2c,d). Do contrário, a diversidade taxonômica de generalistas, representadas pelos índices 0D e 1D foram negativamente influenciadas pelo ambiente floresta (Tabela 2, Figura 2e,f).

Foi verificado também que nenhuma das variáveis consideradas em nossos modelos tiveram $VIF > 3,0$, significando que não há correlação entre as variáveis preditoras. Também não ocorreu autocorrelação espacial, uma vez que para todas as variáveis resposta encontramos valores para o índice de Moran I próximos a 0.0, com valores de $p \geq 0$.

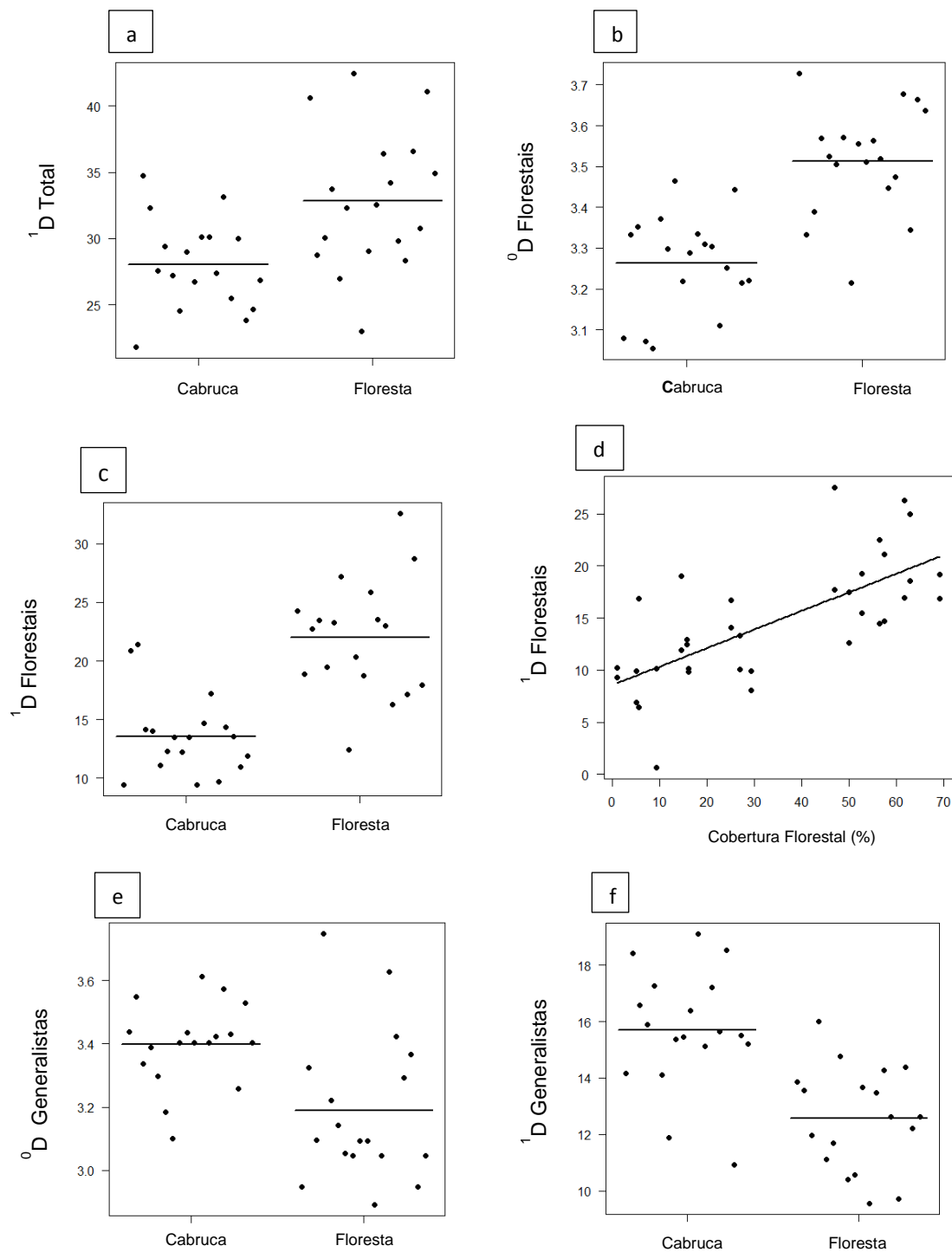


Figura 2- Efeito do ambiente e da cobertura florestal sobre os índices de diversidade taxonômica nos ambientes de floresta e agrofloresta. (a) diversidade 1D Total em função do ambiente; (b) diversidade 0D de espécies florestais em função do ambiente; (c) Diversidade 1D de espécies florestais em função do ambiente; (d) Diversidade 1D em função da cobertura florestal; (e) e (f) Diversidades 0D e 1D de espécies generalistas em função do ambiente.

Tabela 2- Modelos selecionados (parcimoniosos; $\Delta AIC \leq 2$) para cada variável resposta. ACA = região com alta cobertura de agroflorestas, ACF = região com alta cobertura florestal.

Variável resposta/modelos	Ambiente	Região		Paisagem		Df	logLik	AICc	delta	Weight
	Floresta	ACA	ACF	% Floresta	% Agrofloresta					
⁰D – assembleia total										
Null						3	19.32	-31.9	0	0.9
¹D – assembleia total										
ambiente + região	4.65	-0.42	1.39			6	-110.6	236.1	0	0.57
FEve - assembleia total										
Null						3	63.14	-119.5	0	0.98
⁰D - especialistas florestais										
Ambiente	0.25					4	-2.19	13.67	0	0.75
¹D - especialistas florestais										
ambiente + região + % floresta	8.42	-1.65	-0.95	0.18		7	-99.2	216.5	0	0.55
ambiente + % floresta	8.42			0.18		5	-102.6	217.2	0.73	0.38
⁰D – generalistas										
Ambiente	-0.21					4	4.62	0.06	0	0.81
¹D – generalistas										
ambiente + região	-3.13	-2.06	-1.33			6	-86.14	187.18	0	0.59
ambiente	-3.13					4	-89.64	188.57	1.39	0.3

4.3 Efeito das variáveis ambientais sobre a composição de espécies

A composição de espécies variou entre as regiões e em função da cobertura de floresta e de agrofloresta na paisagem, mas não variou entre os tipos de ambiente. De todas as variáveis, a região foi a que mais influenciou a composição de espécies evidenciado pelo seu maior valor de R^2 (Tabela 3 e Figura 3). O teste a posteriori confirmou as diferenças da composição total de espécies entre ACP e ACA ($R^2= 0,001$ e $p = 0,003$) e entre ACP e ACF ($R^2= 0,001$, $p = 0,003$), mas a diferença não foi significativa entre ACA e ACF ($R^2= 0,08$, $p =0,24$) (Tabela 3).

A análise SIMPER indicou 96 espécies que mais contribuíram para as diferenças entre as três regiões. Dessas, 40 espécies contribuíram para a diferença entre as regiões ACP e ACA e 57 espécies entre ACP e ACF (Tabela D). As dissimilaridades entre as três regiões se basearam principalmente em maior presença de espécies generalistas em ACP e maior ocorrência de espécies florestais em ACA e ACF. Dentre as principais espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre ACP e ACA destacam-se os psitacídeos *Amazona rhodocorytha* e *Diopsittaca nobilis*, e espécies como a guaravaca-de-barriga-amarela (*Elaenia flavogaster*) e o currupião (*Icterus jamacaii*), que são generalistas e abundantes em ACP. Os psitacídeos *Pyrrhura leucotis* e *Touit surdus* são espécies florestais registradas apenas em ACA, assim como o chupa-dente-de-máscara (*Conopophaga melanops*), o tangará-príncipe (*Chiroxiphia pareola*) e guaracava-de-crista-alaranjada (*Myiopagis viridicata*), também registrados apenas em ACA e que contribuíram para a dissimilaridade entre estas duas regiões. Entre ACP e ACF destacam-se *Diopsittaca nobilis*, *Amazona rhodocorytha* e *Icterus jamacaii* como mais comuns em ACP. Em ACF as espécies mais abundantes foram a pomba-amargosa (*Patagioenas plumbea*), o beija-flor balança-rabo-canela (*Glaucis dohrnii*) e espécies exclusivamente registradas em ACF, como: o sabiá-pimenta (*Carpornis melanocephala*), o limpa-folha-coroadado (*Philydor atricapillus*), a galinha-do-mato (*Formicarius colma*) e o arapaçu-beija-flor (*Campylorhamphus trochilirostris*), todos espécies de habitat florestal. Embora presentes nas três regiões, as espécies de pombas *Columbina squammata*, *Patagioenas speciosa* e *Leptotila verreauxi* (Anexo Tabela 1), também contribuíram para a dissimilaridade entre as regiões ACP e ACF.

Tabela 3- Resultado do teste de PERMANOVA considerando as variáveis ambientais responsáveis pelas dissimilaridades entre as assembleias de aves amostradas pelo estudo, considerando a composição total. Em negrito estão as variáveis que foram significativas.

Composição total	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R ²	Pr(>F)
Ambiente	1	0.16	0.16	1.10	0.03	0.32
Cobertura Florestal	1	0.30	0.30	2.07	0.05	0.02
Cobertura Agroflorestal	1	0.29	0.29	2.03	0.05	0.02
Região	2	0.71	0.36	2.48	0.12	<0.01
Resíduos	30	4.30	0.14		0.75	
Total	35	5.75			1.00	

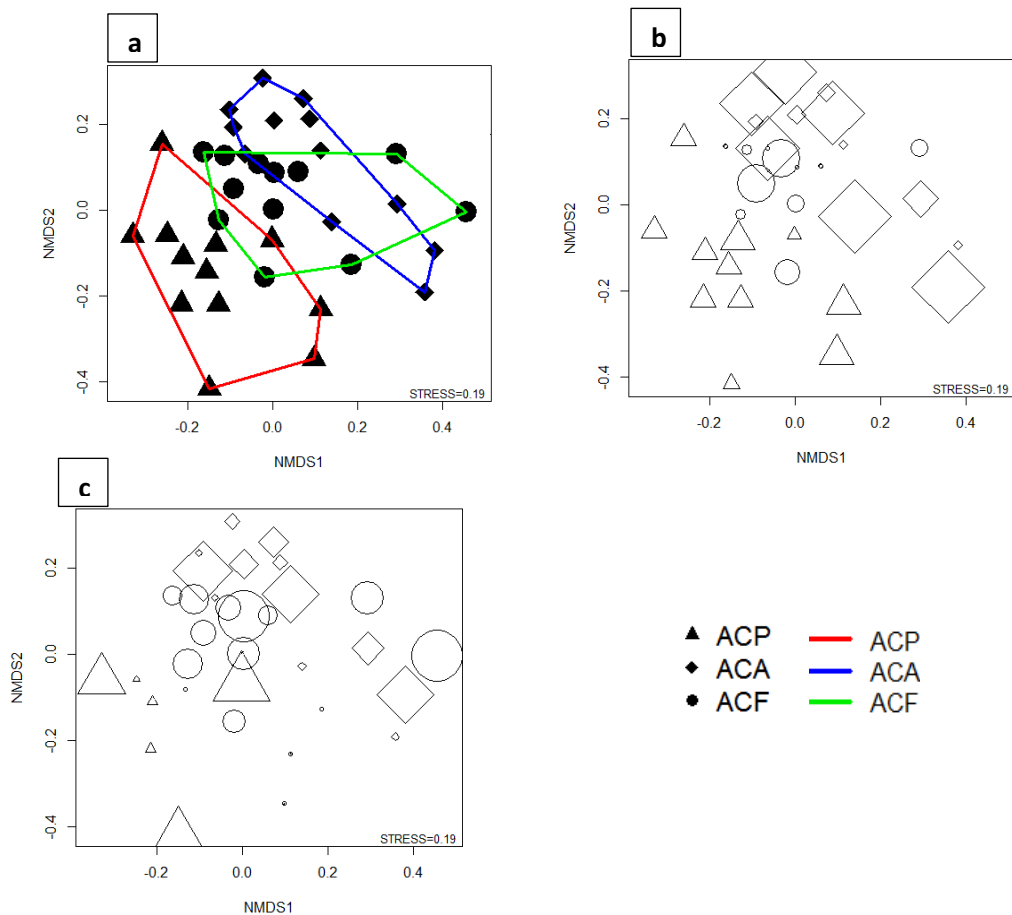


Figura 3- Gráficos NMDS indicando dissimilaridades na composição total de espécies entre as regiões (ACP, ACA e ACF). Em a) - os polígonos coloridos unem os sítios amostrais (pontos) de cada região, em b) - o tamanho dos símbolos é proporcional à porcentagem de cobertura de cabruca no entorno dos sítios amostrais e em c)- o tamanho dos símbolos é proporcional à porcentagem de cobertura florestal no entorno dos sítios amostrais.

4.4 Relação entre os traços das espécies e as características ambientais

As relações entre os traços e as variáveis ambientais podem ser resumidas pelos dois primeiros eixos RLQ. O primeiro eixo foi responsável por 74.5% da co-inércia total (ou seja, ligação entre os traços das aves e as variáveis ambientais) e o segundo eixo foi responsável por 14.6% (Tabela 4). Isso representou 38% expresso para o primeiro eixo no CA da composição de espécies (tabela L) e 76% e 79% da variância total encontrado para o primeiro eixo na PCA das variáveis ambientais (tabela R) e traços (tabela Q), respectivamente (Tabela 4), indicando variabilidade das espécies em todo o gradiente ambiental.

Considerando as associações dos traços das aves com as variáveis ambientais para os resultados do teste global das análises de RLQ e Fourty-corner, através dos modelos de permutação 2 e 4, apenas o modelo 2 foi significativo ($p < 0.01$), demonstrando que o ambiente influenciou a distribuição das espécies e suas características fixas.

Tabela 4- Resultados da análise RLQ usando variáveis ambientais e traços das espécies. (a) Valores próprios (e % da co-inércia total) para os primeiros dois eixos. Ordenações das tabelas R (componentes principais análise - PCA), L (análise de correspondência - CA) e Q (PCA). (b) Resumo da análise RLQ: autovalores e porcentagem da co-inércia total contabilizada pelos dois primeiros eixos RLQ, covariância e correlação (% de variância) com a análise de correspondência da matriz L e variância projetada (% variância) com as matrizes R e Q.

	Eixo 1 (%)	Eixo 2 (%)
a)		
R PCA	1.37(34.33)	1.09 (27.35)
L CA	0.23 (12.409)	0.21 (11.62)
Q PCA	3.09 (16.25)	2.07(10.910)
b)		
RLQ Auto valores (eixos)	0.09 (74.59)	0.02(14.63)
Covariância	0.29	0.13
Correlação: L	0.18(0.387)	0.11 (0.23)
Variância projetada: R	1.04(0.76)	2.32 (0.94)
Variância projetada: Q	2.42(0.79)	3.57 (0.70)

Pela ordenação RLQ, no primeiro eixo se destacaram a cobertura agroflorestral (valor positivo) e a região ACP, além dos ambientes de cabruca (valor negativo). No

segundo eixo as variáveis mais representativas foram a região ACF, a cobertura florestal e o ambiente de floresta (valor negativo; Fig. E). Associadas à região ACP encontram-se espécies de bicos mais largos e asas maiores, e espécies que forrageiam em diversos estratos, identificando-se grandes frugívoros, como os piscitacídeos *Amazona amazonica*, *Diopsitaca nobilis* e o araçari, *Pteroglossus aracari*, gaviões e falcões como *Micrastur semitorquatus*, *M. ruficollis*, *Caracara plancus*, além de *Pulsatrix perspicillata* e *Ortalis araucuan*, representando ambiente mais antropizado (Fig.E e Tabela F). Para a região ACA foram associadas espécies de dietas granívora e carniceira, como pombas *Columbina talpacoti* e *Leptotila verreauxi* e espécies granívoras como *Sicalis flaveola*, *Sporophila nigricollis* e *Tiaris fuliginosus*, além das espécies de dieta carniceira e hábito generalista, *Caracara plancus* e *Cathartes aura* e espécies muito abundantes como *Cacicus cela* e *Piaya cayana*. Enquanto para a região ACF, no eixo dois (lado direito), foram associadas espécies que forrageiam em estrato médio e no chão e espécies de dieta carnívora e aquelas que se alimentam de vertebrados, peixes e carniça, como martim-pescador, *Chloroceryle americana* e *Megaceryle torquata*, além de rapinantes como *Cathartes aura*, *Milvago chimachima* e *Rupornis magnirostris*. No lado esquerdo do eixo dois, foram associadas espécies de hábito florestal como *Acrobatornis fonsecai*, *Geotrygon montana*, *Pseudastur polionotus* e *Gampsonyx swainsonii* (Fig. E e Tabela F).

O método Fourthy-corner identificou correlação significativa e negativa de ACA com o eixo um, representado pelas características funcionais como dietas carniceira e granívora, e correlação significativa e positiva de ACP e dos traços largura e altura de bico com este eixo. A região ACF apresentou associação significativa e negativa com o eixo dois, descrito por espécies que forrageiam em estrato médio e no chão e espécies de dieta carnívora, bem como por espécies que se alimentam de vertebrados, peixes e carniça. (Fig. 4). Por outro lado, as únicas características funcionais de correlação significativa com as variáveis ambientais foram os traços largura e altura do bico, correlacionados positivamente com o eixo um representado pela região ACP (Fig. 4).

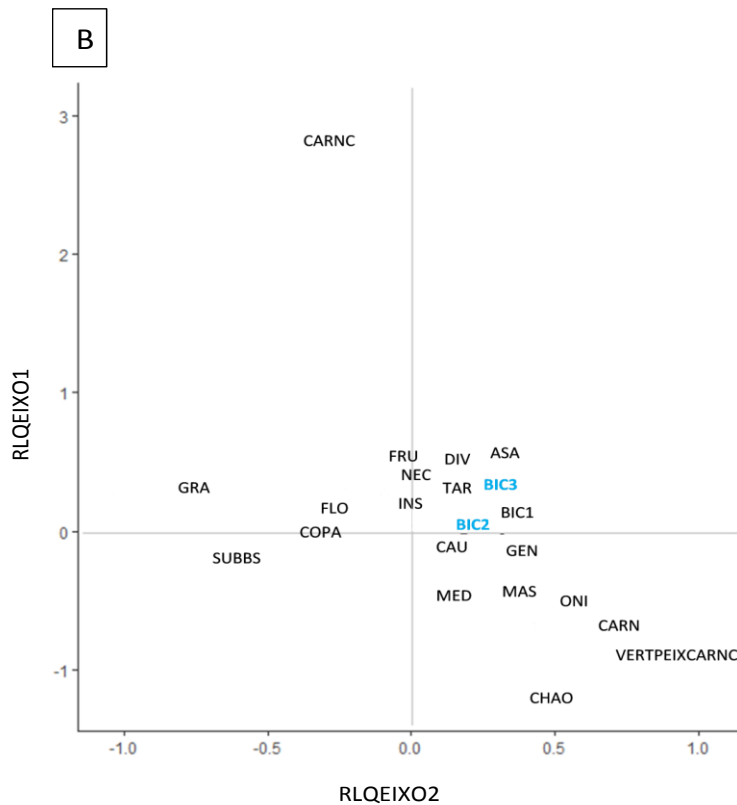
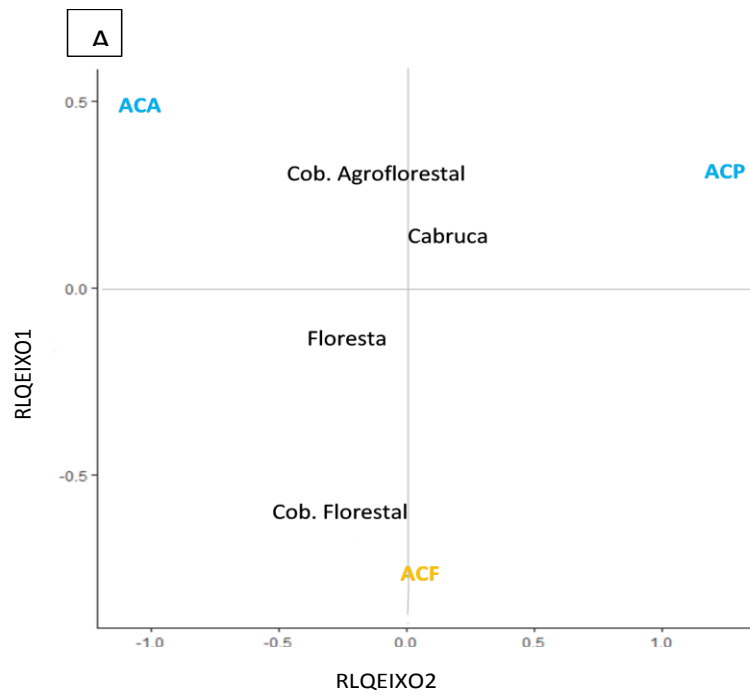


Figura 4- Combinação de resultados de Fourty-corner e RLQ para a comunidade de aves. Mapa fatorial da análise RLQ apresentando as variáveis associadas aos eixos. As associações significativas com o primeiro eixo são representadas em azul, com o segundo eixo em laranja e as variáveis sem associação significativa estão em preto. Em a) Cob. Agroflorestal - Porcentagem de cobertura de Agroflorestas de cacau, Cob. Florestal- Porcentagem de cobertura de floresta, ACA- região de alta cobertura de agroflorestas, ACF- região de alta cobertura florestal e ACP- região com grande extensão de áreas

abertas, Floresta- Ambientes de floresta, Cabruca- Ambientes de cabruca. Em b) FLO- habitat florestal, GEN- habitat generalista, CARNV- dieta carnívora, FRU- dieta frugívora, GRA- Dieta granívora, INS-dieta insetívora, NEC- dieta nectarívora, ONI-dieta onívora, CARNC- dieta carniceira, VertPeixCarnc- dieta de vertebrados, peixes e carniça, COPA- forrageio nas copas, DIV- forrageio em vários estratos, CHAO- forrageio no chão, MED- forrageio no estrato médio, SUBBS- forrageio no sub-bosque, MAS- massa corporal, ASA- comprimento da asa, CAU-comprimento da cauda, BIC1-comprimento do bico, BIC2- altura do bico, BIC3-largura do bico, TAR-comprimento do tarso.

5.0 DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que perturbações ambientais em menores escalas (tipo de habitat) interferiram mais fortemente na diversidade de espécies ao passo que perturbações nas escalas maiores (paisagem e região) foram mais importantes para definir a composição de espécies e a frequência com que alguns traços funcionais estão representados nas assembleias. Conforme esperado, a diversidade taxonômica total (índice 1D) e de espécies florestais (índices 0D e 1D) foi maior em florestas do que em agroflorestas, e também observamos maior diversidade de florestais (índice 1D) nos sítios localizados em paisagens com maior cobertura florestal. Para o grupo de generalistas observamos o contrário, ou seja, menor diversidade (índices 0D e 1D) no ambiente floresta. Por sua vez, a diversidade funcional não respondeu a nenhuma das variáveis ambientais, mas alguns atributos funcionais foram mais comuns em uma região do que em outra.

Observamos uma compensação de espécies entre os ambientes floresta e agrofloresta ao considerar a dinâmica do índice 0D para generalistas e florestais, resultando em uma ausência de efeito para a riqueza total de espécies (0D). Efeitos compensatórios como este têm sido recorrentemente observados em comunidades de aves em comparação de ambientes com diferentes níveis de perturbação (GOULART, 2007; GREENBERG et al., 1997; REITSMA et al., 2001; WALTERT 2005). Por exemplo, respostas assim já foram observadas entre florestas maduras e secundárias (ABRAHAMCZYC et al., 2008; MUHAMED et al., 2013; RAMAN, 2006; THIOLLAY, 1995) ou em resposta ao percentual de cobertura florestal na paisagem (JARRET et al. 2021; FARIA et al. 2007; ROCHA et al. 2019). Em conjunto, esses resultados demonstram que riqueza total de espécies não basta para descrever as alterações ocorridas nas comunidades pelos diferentes usos do solo.

As respostas (coeficientes) da diversidade para o índice 1D foram mais fortes do que para o índice 0D em todos os casos (total de espécies, florestais e generalistas), indicando que a mudança de diversidade entre os ambientes é maior quando consideramos a abundância relativa das espécies do que apenas a quantidade de espécies presentes. Em outras palavras, o tipo de ambiente interferiu não apenas no número de espécies (florestais e generalistas) presentes, mas também na equabilidade das comunidades. Quando comparamos os índices 1D e 0D da diversidade total, 0D não muda entre os ambientes, mas 1D diminui nas agroflorestas, indicando que neste sistema a comunidade de aves tem menor equabilidade (maior desigualdade entre as abundâncias relativas). É provável, portanto, que uma maior diversidade de generalistas nas agroflorestas provoca uma desigualdade entre as abundâncias relativas das espécies, principalmente considerando as espécies de habitat florestal. De fato, já foi observado na região sul da Bahia um declínio de espécies das guildas de frugívoros de sub-bosque e insetívoros em cabruca (ROCHA et al., 2019). Estas guildas provavelmente são substituídas por espécies mais generalistas, causando menor equabilidade nas comunidades dos ambientes de cabruca.

A cobertura florestal foi um fator importante para a diversidade 1D de especialistas florestais, demonstrando dependência deste grupo por maiores quantidades de florestas na paisagem. Outros estudos também demonstraram efeito positivo da cobertura florestal sobre a diversidade de aves (HERNANDEZ et al. 2013; JARRET et al. 2021) e uma maior contribuição de cabruca localizadas em paisagens mais florestadas para a diversidade de especialistas florestais na região sul Bahia (CABRAL et al., 2021; FARIA et al. 2007; ROCHA et al., 2009), o que significa que as cabruca em paisagens com maior cobertura florestal podem ser habitats complementares para um maior número de espécies florestais. No entanto, a ocorrência de *spillover* não poderia ser descartada para as regiões estudadas, já que em paisagens antropogênicas, o *spillover*, transbordamento de espécies entre os tipos de habitat, especialmente em sistemas que diferem na disponibilidade de recursos, pode ser um importante processo ecológico estruturante das comunidades (BLITZER et al. 2012).

Apesar do efeito compensatório observado na comparação entre florestas e agroflorestas indicar uma substituição de espécies em função do tipo de ambiente, a composição de espécies variou significativamente apenas entre as regiões e em função da cobertura de floresta e de agrofloresta na paisagem. O aumento da cobertura florestal

na paisagem, que beneficiou a diversidade de especialistas florestais, também influenciou a composição de espécies entre os sítios, considerando que em regiões mais florestadas há mais chances de ocorrência de espécies florestais nas agroflorestas (UEZU, 2006), aumentando a similaridade destas com os fragmentos florestais. No que se refere às regiões, a região ACA, de maior cobertura de agroflorestas e ACF, de maior cobertura florestal, foram mais semelhantes entre si quando comparadas com a região ACP. Esta última possui predominância de áreas abertas e uma maior presença de espécies generalistas, características que contribuiriam para as diferenças de composição entre as duas outras regiões que apresentaram mais espécies típicas de habitat florestal.

Diante da ausência de resposta da diversidade funcional, representada aqui pela equitabilidade funcional (FEve) às variáveis preditoras, subtende-se que as cabruças auxiliam a manutenção da diversidade funcional mesmo quando localizadas em paisagens ou regiões mais antropizadas. Porém, quando comparamos este resultado com aqueles encontrados para a composição de espécies e análises RLQ e Fourth-corner, percebemos que embora não tenha ocorrido propriamente uma perda de diversidade de funções, as mudanças na composição de espécies podem determinar quais funções estão presentes nas comunidades, ou seja, é possível existir uma mudança nas funções entre os dois ambientes mesmo sem existir perda de diversidade de funções. Outro estudo na região sul da Bahia demonstrou que a diversidade taxonômica da comunidade total não diferiu entre florestas e agroflorestas em paisagens florestadas, mas foi observado declínio para guildas de frugívoros de sub-bosque, granívoros e insetívoros em cabruças, indicando que mesmo apresentando riqueza similar ao ambiente florestal, as cabruças podem apresentar menor diversidade funcional (ROCHA et al., 2019). Também observou-se nesta região que a diversidade funcional de aves especialistas florestais diminuiu em paisagens mais deflorestadas (MATUOKA et al., 2020). Além disso, estudos que apresentam comparação de guildas entre os ambientes indicam declínio de guildas mais sensíveis (JARRET et al., 2021; REITSMA et al., 2001; ROCHA et al., 2019; WALTERT, 2005) quando comparadas a ambiente florestais, o que provavelmente acarretaria em menor diversidade funcional nestes ambientes. No entanto, ainda assim, as agroflorestas se mostram ambientes antrópicos mais amigáveis quando comparada a outros tipos de agricultura, pois as diversidades taxonômica e funcional tendem a diminuir com o aumento da intensificação do uso do solo (FLYNN et al., 2009; LABECCA et al., 2015; LUCK et al., 2013).

Considerando correlações entre características funcionais e o gradiente ambiental, a região foi a variável ambiental mais importante para explicar a distribuição e abundância de espécies. Verificamos que a região de maior predominância de agrofloresta na paisagem e a região mais florestada apresentaram menor riqueza de espécies de ambiente mais deflorestado, como rapinantes e pombas de hábito generalista em comparação à região com maior porcentagem de pastagem. Os traços altura e largura de bico mudam entre as comunidades das regiões, especificamente são mais comuns nas comunidades da região ACP, sendo associados aos ambientes mais antropizados como as áreas de cabucas, ambiente estruturalmente mais simples que as florestas, e às áreas abertas, sendo representados por espécies mais generalistas e menos comuns nas regiões mais florestadas. Em nosso estudo, uma maior abundância de alguns psitacídeos em ACP somada à presença de várias espécies de rapinantes e pombas, tornaram estes traços mais comuns nesta região. Uma vez que agroflorestas são sistemas estruturalmente mais simples, a presença de espécies com baixo grau de dependência florestal nesses ambientes é um padrão esperado, sendo comum a presença de espécies carnívoras, onívoras e granívoras em agroflorestas e áreas abertas (GOULART, 2007; GOVE et al., 2013).

Embora maior tamanho corporal seja associado ao risco de extinção em aves (GASTON e BLACKBURN, 1995; FISCHER et al., 2007) e que grande frugívoros apresentam dependência de áreas florestais (JORDANO et al., 2006; MARTÍNEZ-RUIZ et al., 2021), não encontramos nenhuma evidência de sensibilidade do tamanho corporal das espécies em relação ao ambiente mais antropizado. Em nosso estudo, o ambiente de cabruca e a região mais antropizada (ACP) demonstraram suportar grandes frugívoros, assim como encontrado em outros estudos (HERNANDEZ et al., 2013; GOVE et al., 2005; JARRET et al., 2021). Porém, espécies de médio a grande porte mais dependentes de ambiente florestal, por exemplo, o apuim-de-cauda-amarela (*Touit surdus*), a tiriba-de-orelha-branca (*Pyrrhura leucotis*), a maitaca-verde (*Pionus maximiliani*) e a araponga (*Procnias nudicollis*) tiveram registros restritos às regiões de maior cobertura florestal na paisagem. Apesar da presença de frugívoros maiores na área de menor cobertura florestal, é importante considerar que em áreas mais antropizadas existe uma tendência da redução de biomassa de grandes frugívoros, como tucanos e psitacídeos, sendo compensando pelo aumento de granívoros como columbídeos (pombas) e tinamídeos (inhambus) (THIOLAY, 1995; WILLIS, 1979).

Um importante fator que pode ser considerado é que sistemas agroflorestais estão sujeitos a grande pressão de caça (FARIA et al., 2006; LAPS, 2006) levando ao declínio de espécies de grande porte. Assim, é possível considerar que mesmo para as regiões mais florestadas, os ambientes de florestas deste estudo não apresentaram uma maior riqueza de grandes frugívoros quando comparado a ACP devido às atividades cinegéticas em todas as três regiões, facilitadas pelos ambientes de cabruças. De fato, grandes frugívoros que sofrem bastante pressão de caça, já registrados para a região ACF e ACA, como a jacupemba (*Penelope superciliaris*) e o jaó-do-sul (*Crypturellus noctivagus*) (CORDEIRO, 2003; LAPS, 2006), além de outros dispersores de sementes, que poderiam ser encontrados nos ambientes de florestas, não foram registrados em nenhum dos nossos sítios. Isto sugere que várias espécies cinegéticas já tiveram suas populações reduzidas ou extintas localmente.

6.0 CONCLUSÃO

Assim como outros trabalhos realizados na região tropical, nossos resultados indicam que as agroflorestas auxiliam a manutenção da diversidade taxonômica de aves, embora apresente maior diversidade de espécies generalistas em substituição a espécies florestais. Apesar do ambiente (floresta vs. agrofloresta) ser o fator preponderante para determinar a diversidade de especialistas florestais e generalistas, verificamos que a cobertura florestal no entorno do sítio é também responsável pela manutenção da diversidade de espécies florestais. As agroflorestas apresentaram diversidade funcional similar às florestas independentemente da paisagem e região, porém a composição de espécies foi alterada entre as regiões e de acordo com a cobertura de floresta e agrofloresta na paisagem, com consequência para os traços funcionais predominantes nas comunidades. Especificamente, observamos uma alteração dos traços das aves nas regiões mais antropizadas indicando uma maior presença de rapinantes e psitacídeos nestes locais. Diante desses resultados, ressaltamos a importância de iniciativas que promovam paisagens agroflorestais com representatividade de cobertura florestal nativa, incentivando os proprietários a restaurarem e/ou manter suas reservas legais intactas. Estas ações são primordiais para evitar a perda de espécies florestais mais sensíveis ao desmatamento.

7.0 REFERÊNCIAS

BANKS-LEITE et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, p. 1041–1045. 2014.

BEYER, D. D. **O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade de São Paulo, SP. 2006.

BLITZER, E. J. et al. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 146, p. 34-43. 2012.

BURT, J. E., BARBER, G. M., RIGBY, D. L. Elementary statistics for geographers. New York, The Guilford Press, p. 653. 2009.

BROTONS, L.; MONKKONEN, M., MARTIN. J. L. Are fragments Islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. **The American Naturalist**, v. 162, p. 344-357. 2003.

CABRAL, J. P., FARIA, D., MORANTE-FILHO, J. C. Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1-9. 2021.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–143. 1993.

CASSANO, R. C. et al. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 577–603. 2009.

CIANCIARUSO, V. M. Beyond Taxonomical Space: Large-scale Ecology meets Functional and Phylogenetic Diversity. **Frontiers of Biogeography**, v. 3, p. 87-90. 2011.

CIANCIARUSO, V. M.; SILVA, A. I.; BATALHA, A. M. Diversidades Filogenética e Funcional: Novas Abordagens para a Ecologia de Comunidades. **Biota Neotrópica**, v. 9, p. 93-103. 2009.

CORDEIRO P.H.C. 2003. Inventário de aves em remanescentes florestais de Mata Atlântica no sul da Bahia, lista das espécies observadas. In: Prado P.I., Landau E.C., Moura R.T., Pinto L.P.S., Fonseca G.A.B., Alger K. (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.

DANIELSEN, F., HEEGAARD, M. The impact of logging and forest conversion on lowland forest, birds and other wildlife in Seberida, Riau Province, Sumatra. In sandbukt (ed) Management of tropical forest: towards an integrated perspective. Oslo: University of Oslo, 1995. P. 73-92.

DRAY, S. et al. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. **Ecology**, v. 95, p. 14-21. 2014.

- DRAY, S., E P. LEGENDRE. Testing the link between species traits and environmental characteristics: the fourth-corner problem revisited. **Ecology**, v. 89, p. 3400-3412. 2008.
- DRISCOLL et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 605–613. 2013.
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** v. 48, p. 1-23. 2017.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487-51. 2003.
- FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v. 12, p. 346-353. 2002.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515. 2003.
- EVANS, J.S.; MURPHY, M.A.; RAM, K. spatialEco. R package version 1.3-2. 2020.
- FAO, Global Forest Resources Assessment-Key Findings. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2020.
- FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J., CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 587-612. 2006.
- FARIA, D. et al. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2335–2357. 2007.
- FLYNN et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, p. 22–33. 2009.
- FISCHER et al. Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. **Ecosystems** , v. 10, p. 964–974. 2007.
- FISZON, J. T. et al. Causas Antrópicas. In: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A .S. (Orgs.) **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 65-99.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2018–2019 - Relatório técnico**. 2020. Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo.
- GAJASENI, J.; MATTA-MACHADO, R.; JORDAN, C.F. Diversity agroforestry systems: buffers for biodiversity reserves, and landbridges for fragmented habitats in the tropics. In: Szaro, R.C.; Johnston, D.W. (eds.). **Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice**. Oxford University Press., 1996. P. 506-513.
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, p. 1086-1090, 2013.

- GASTON, K. J., BLACKBURN, T. M. Birds, body size and the threat of extinction. **Biological Sciences**, v. 347, p. 205–212. 1995.
- GOULART, F. F. Aves em quintais agroflorestais do Pontal do Paranapanema, São Paulo: epistemologia, estrutura de comunidade e frugivoria. 2007. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e manejo de vida silvestre)- Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.
- GOVE et al. Structurally complex farms support high avian functional diversity in tropical montane Ethiopia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, p. 87-97. 2013.
- GRAY, M. A.; BALDAUF, S. L.; MAYHEW, P. J.; HILL, J. K. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, p. 133–141. 2007.
- GREENBERG, R. I.; PERFECTO.; PHILPOTT, S. M. Introduction: Agroforests as Model Systems for Tropical Ecology. **Ecology**, v. 89, p. 913-914. 2008.
- GREENBERG et al. Bird Populations in Shade and Sun Coffee Plantations in Central Guatemala. **Conservation Biology**, v. 11, n. 2, p. 448–459, April 1997.
- GOWER, J.C. Some Distance Properties of Latent Root and Vector Methods Used in Multivariate Analysis. **Biometrika Trust**, v. 53, p. 325-338. 1996.
- HARVEY et al. Patterns of Animal Diversity in different forms of tree Cover In agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 16, P. 1986–1999. 2006.
- HARVEY, C. A., VILLALOBOS, GONZÁLEZ J. A., Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2257–2292. 2007.
- HERNANDEZ, M. S. et al. Coffee Agroforests Remain Beneficial for Neotropical Bird Community Conservation across Seasons. **Plos One**, v. 8. P. 1-9, 2013.
- HUTTO, R. L.; PLETSCHE, M.; HENDRICKS, P. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. **Auk**, v. 103, p. 593-602. 1986.
- JACKSON, H. B.; LENORE, F. Habitat Loss and Fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 4, p. 50-58. 2013.
- JACKSON, H. B.; LENORE, F. What size is a biologically relevant landscape? **Landscape Ecol.**, v. 27, p. 29–94. 2012.
- JACOBOSKI, L. et al. How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations? **Community Ecology**, v. 17, p. 107-113. 2016.
- JARRETT et al. Bird communities in African cocoa agroforestry are diverse but lack specialized insectivores. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–11. 2021.
- JORDANO, P. et al. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. - In: Rocha, C. D. F., Bergallo, H. D., Van Sluys, M. and Alves, M. A. S. (eds.), *Biologia da Conservação: Essências*. Rima Editora, pp. 411-436.
- JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, p. 363-375. 2006.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P.; B. SHIPLEY. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

LANDAU, E. C. Padrões de Ocupação Espacial da Paisagem na Mata Atlântica do sudeste da Bahia, Brasil. In: PRADO, P.I.; LANDAU, E.C.; MOURA, R.T.; PINTO L.P.S.; FONSCA G.A.B.; ALGER, K. (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia. 2003. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB/CI/CABS/UFGM/UNICAMP.

KUPFER J. A, MALANSON G. P, FRANKLIN S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 8–20. 2006.

LABECCA, M. F. Menos Complementares e Redundantes, Porém mais Jovens: Organização de Assembleias de Aves em Monoculturas Florestais. 2015. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2015.

LAPS, R. R. Efeito da fragmentação e alteração do habitat na avifauna da região da Reserva Biológica de Una, Bahia. 2006. 176 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

MARCON, E., HERAULT, B. entropart: An R package to measure and partition diversity. **Journal of Statistical Software**, v. 67, p. 1–26. 2015.

MACHADO, A. B. M., MARTINS, C. S.; DRUMMOND G. M. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2005. p. 160.

MARTÍNEZ-RUIZ, M. et al. Influence of Landscape Structure on Toucans and Parrots in the Fragmented Landscape of Los Tuxtlas, Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 14, p. 1-15. 2021.

MORANTE-FILHO, C. J. et al. Compensatory dynamics maintain bird phylogenetic diversity in fragmented tropical landscapes. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–11. 2017.

MORANTE-FILHO, C. J. Aves em paisagens antrópicas: desvendando os impactos de mudanças na cobertura do solo sobre grupos ecológicos e processos ecossistêmicos. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade). 2016. 174 f. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus. 2016.

MORANTE-FILHO, C. J. et al. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. **Plos One**, 10 (6). 2015.

MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution March**, V. 28, p. 167-177. 2013.

MUHAMAD et al. Effects of habitat type, vegetation structure, and proximity to forests on bird species richness in a forest–agricultural landscape of West Java, Indonesia. **Agroforest Syst.**, v. 87, p. 1247–1260. 2013.

- NÁJERA, A.; SIMONETTI, J. A. Can oil palm plantations become bird friendly? **Agroforestry Systems**, v. 80, p. 203-209. 2010.
- PARDINI, R. et al.. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One** 5, e13666. 2010.
- PETCHEY, L. O.; HECTOR, A. GASTON, J, K. How do different measures of functional diversity perform? **Ecology**, v. 85, p.847-857. 2004.
- PETCHEY O. L, GASTON, K. J, Dendrograms and measures of functional diversity: a second installment. **Oikos**, v. 118, p. 1118-1120. 2009.
- QUAZI, A. S., TICKTIN, T. Understanding drivers of forest diversity and structure in managed landscapes: Secondary forests, plantations, and agroforests in Bangladesh. **Forest Ecology and Management**, v. 366, p. 118–134. 2016.
- R Development Core Team., R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R577project.org/>.2013.
- RICKETTS, T.H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, p. 87– 99. 2001.
- REITSMA, R., PARRISH, J. D., MCLARNEY, W. The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. **Agroforestry Systems**, v. 53, p. 185–193. 2001.
- ROCHA, J., LAPS, R. R., MACHADO, G. C. CAMPIOLO, S. The conservation value of cacao agroforestry for bird functional diversity in tropical agricultural landscapes. **Ecology and Evolution**, v. 9, p. 7903–7913. 2019.
- SAMBUICHI, R. H. R. et al. Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 1055–1077. 2012.
- SEKERCIOGLU, C.H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology and Evolution**, v.21, p. 464-471. 2006.
- SCHROTH, G., HARVEY, C. A. Biodiversity conservation in cocoa production landscapes: an overview. **Biodiversity Conservation.**, v. 16, p. 2237–2244. 2007.
- STOTZ D.F. et al. 1996. (Eds). Neotropical birds: ecology and conservation. Chicago, University of Chicago Press, XI+700p.
- THIOLLAY, J. M. The role of traditional agroforests in the conservation of rainforest bird diversity in Sumatra. **Conservation Biology**, v. 9, p. 335-353. 1995.
- TILMAN, D. Functional Diversity. **Encyclopdedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109-120. 2001.
- UEZU A, METZGER JP. Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. **PLoS ONE** 11(1): e0147909. 2016.

- UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, JP. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 1907-1922. 2008.
- UEZU, A.; METZGER, JP. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 3627–3643. 2011.
- UEZU, A.; METZGER, P. J.; VILLIARD, E .M. J. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, p. 507–519. 2005.
- VAN BAEL , A. S. et al. Bird diversity in cacao farms and forest fragments of western Panama. **Biodiversity Conservation**, v. 16, p. 2245–2256. 2007.
- VIELLIARD, J. M. et al. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundancia (IPA). In: Matter, S. V.; Straube, F. C.; Piacentini, V. & Candido Jr., J. F. (orgs.). Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento. Rio de Janeiro, 2010. P. 47-60.
- VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892. 2007.
- WALTERT, M. et al. From forest to farmland: habitat effects on afro-tropical forest bird diversity. **Ecological Applications**, v. 15, p. 1351–1366. 2005.
- WILMAN, H. et al. Elton Traits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, p. 2027. 2014.
- ZUUR, A. F. et al. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer: New York, 2009.

APÊNDICES

Apêndice A- Valores das variáveis cobertura florestal, cobertura agroflorestal e cobertura de pastagem nas paisagens de 600, 900, 1200 e 1500 m.

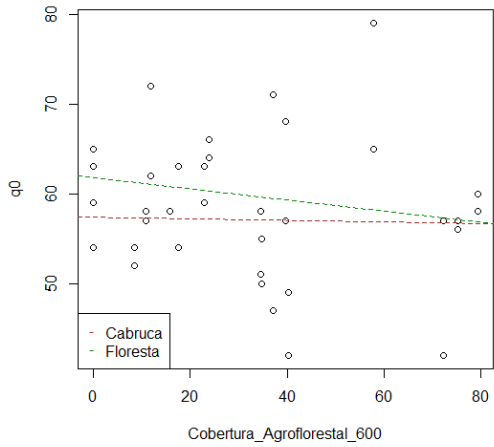
Tabela A- Médias, desvios padrão e valores máximos e mínimos das covariáveis Cobertura florestal, Cobertura Agroflorestal e Cobertura de pastagem nas paisagens de 600m, 900m, 1200m e 1500m para as regiões ACA ACP e ACF.

Região	Covariável	Média	Desvio padrão	Val. Max.	Val. Min.
ACP	Cobertura Florestal (600m)	24.9	32.4	79.5	0.0
ACP	Cobertura Agroflorestal (600m)	28.3	14.3	40.2	0.0
ACP	Cobertura Pastagem(600m)	41.4	19.7	62.6	20.5
ACP	Cobertura Florestal (900m)	22.7	24.3	57.5	1.1
ACP	Cobertura Agroflorestal (900m)	18.4	8.4	27.5	2.7
ACP	Cobertura Pastagem (900m)	42.1	25.8	72.8	0.0
ACP	Cobertura Florestal (1200m)	22.8	21.1	50.9	3.9
ACP	Cobertura Agroflorestal (1200m)	14.2	5.4	22.1	9.0
ACP	Cobertura Pastagem (1200m)	57.4	16.8	79.2	39.7
ACP	Cobertura Florestal (1500m)	23.1	19.2	49.4	4.3
ACP	Cobertura Agroflorestal (1500m)	11.0	4.6	17.6	6.2
ACP	Cobertura Pastagem (1500m)	59.9	16.0	80.4	43.3
ACA	Cobertura Florestal (600m)	32.5	25.0	65.7	6.8
ACA	Cobertura Agroflorestal (600m)	44.5	32.7	79.4	10.9
ACA	Cobertura Pastagem (600m)	1.8	2.1	5.4	0.0
ACA	Cobertura Florestal (900m)	31.2	21.8	63.0	9.3
ACA	Cobertura Agroflorestal (900m)	42.9	30.1	79.3	10.5
ACA	Cobertura Pastagem (900m)	2.5	2.6	7.6	0.1
ACA	Cobertura Florestal (1200m)	28.1	20.9	58.9	10.2
ACA	Cobertura Agroflorestal (1200m)	42.2	28.9	80.9	12.1
ACA	Cobertura Pastagem(1200m)	4.4	3.3	8.7	0.9
ACA	Cobertura Florestal (1500m)	27.1	20.0	55.8	9.3
ACA	Cobertura Agroflorestal (1500m)	41.7	28.3	79.5	13.0
ACA	Cobertura Pastagem (1500m)	6.4	4.3	12.7	1.2
ACF	Cobertura Florestal (600m)	47.5	17.6	81.5	29.0
ACF	Cobertura Agroflorestal (600m)	24.3	20.3	57.8	0.0
ACF	Cobertura Pastagem (600m)	15.3	9.6	27.7	0.0
ACF	Cobertura Florestal (900m)	47.0	16.6	69.2	25.1
ACF	Cobertura Agroflorestal (900m)	21.7	18.3	46.1	0.0
ACF	Cobertura Pastagem(900m)	17.3	10.4	27.6	1.2
ACF	Cobertura Florestal (1200m)	43.9	17.0	66.8	21.4
ACF	Cobertura Agroflorestal (1200m)	21.3	15.1	42.0	0.2

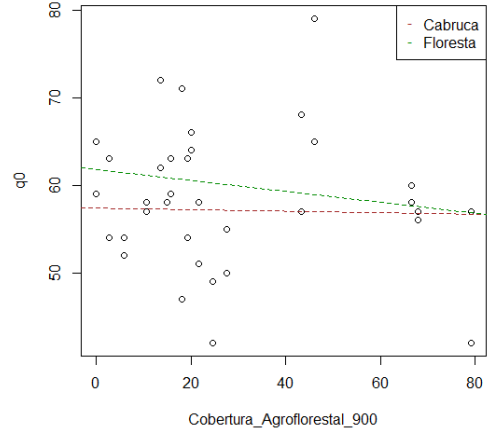
ACF	Cobertura Pastagem (1200m)	18.3	10.5	33.4	5.7
ACF	Cobertura Florestal (1500m)	42.9	15.1	64.1	24.9
ACF	Cobertura Agroflorestal (1500m)	19.4	12.2	37.7	0.9
ACF	Cobertura Pastagem(1500m)	18.9	10.7	37.6	6.5

Apêndice B- Resultado da Análise de escala- Efeito das variáveis predictoras sobre as variáveis resposta em diferentes tamanhos de paisagem.

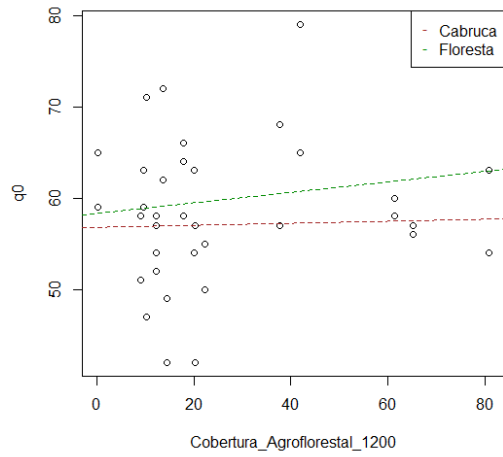
O efeito das variáveis da paisagem sobre a biodiversidade depende da escala espacial em que os preditores são medidos (escala dos efeitos da paisagem) (JACKSON e FAHRIG, 2012; FAHRIG, 2013). Portanto, estimamos a porcentagem de agroflorestas de cacau, de cobertura florestal e de pastagem em *buffers* de diferentes tamanhos (600 a 1500m). Usamos modelos lineares para identificar o tamanho da paisagem mais apropriado (ou seja, maior R^2 e menor valor P) para analisar o efeito de cada variável da paisagem sobre as variáveis resposta. Nas análises estatísticas posteriores, usamos a melhor escala de cada preditor de paisagem, como indicado na Figura B.



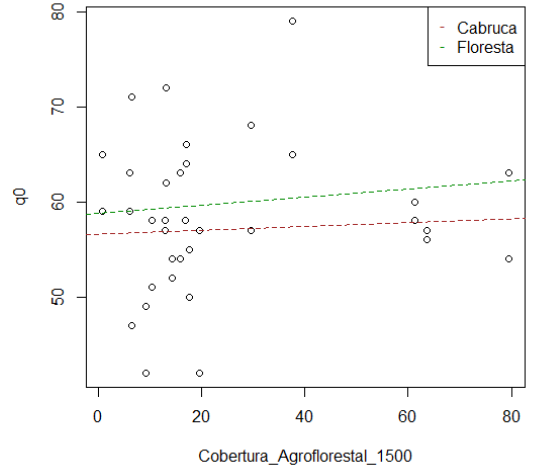
Ambiente Cabruca: $R^2=0.01$, P-value=0.9
 Ambiente floresta: $R^2=0.03$, p-value=0.48



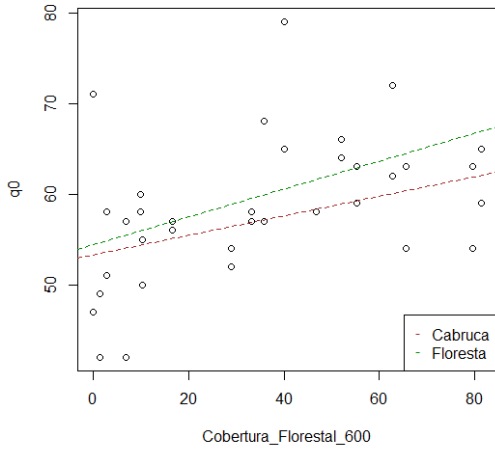
Ambiente Cabruca: $R^2=0.01$, P-value=0.75
Ambiente floresta: $R^2=0.05$, p-value=0.35



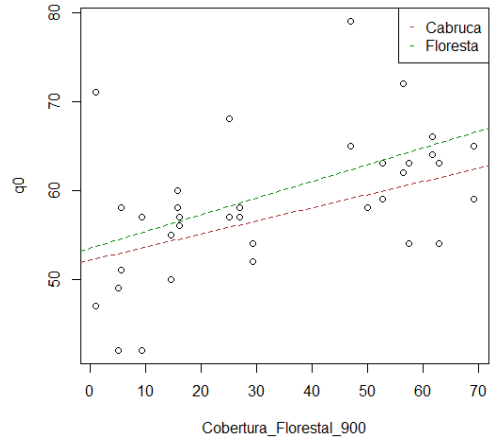
Ambiente Cabruca: $R^2=0.01$, P-value=0.80
 Ambiente floresta: $R^2=0.02$, p-value=0.50



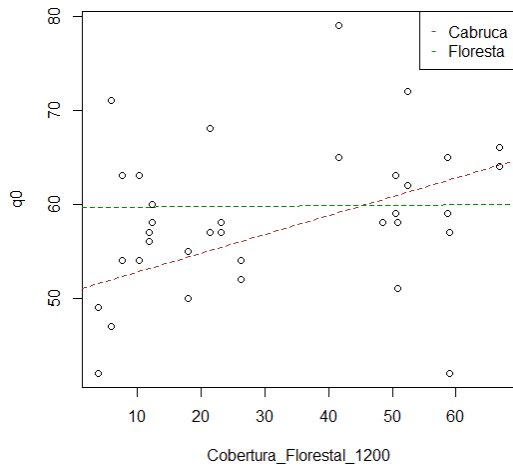
Ambiente Cabruca: $R^2=0.01$, P-value=0.78
 Ambiente floresta: $R^2=0.01$, p-value=0.66



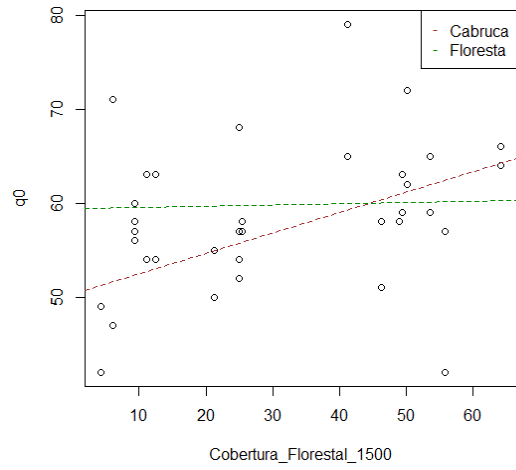
Ambiente Cabruca: $R^2=0.20$, $P\text{-value}=0.06$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.23$, $p\text{-value}=0.04$



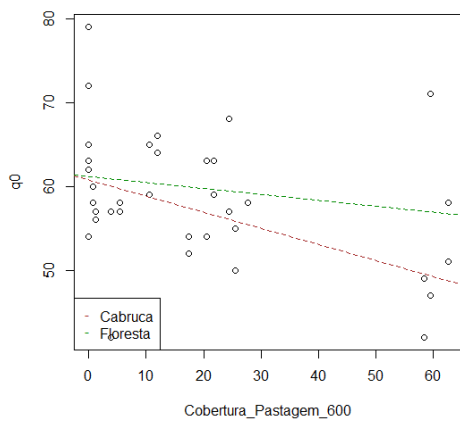
Ambiente Cabruca: $R^2=0.27$, $P\text{-value}=0.01$
Ambiente floresta: $R^2 =0.25$, $p\text{-value}=0.03$



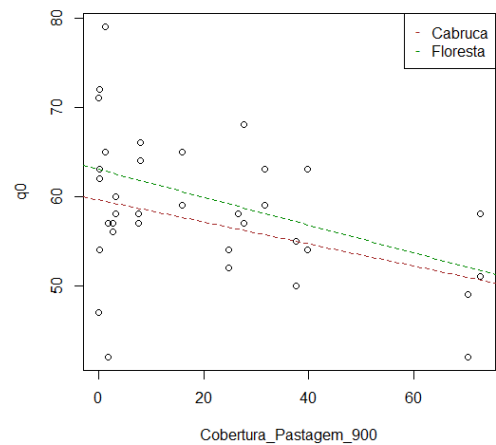
Ambiente Cabruca: $R^2=0.43$, $P\text{-value}=0.02$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.01$, $p\text{-value}=0.96$



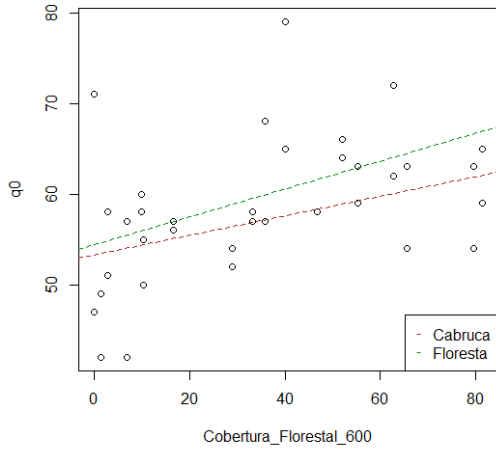
Ambiente Cabruca: $R^2=0.44$, $P\text{-value}=0.02$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.01$, $p\text{-value}=0.90$



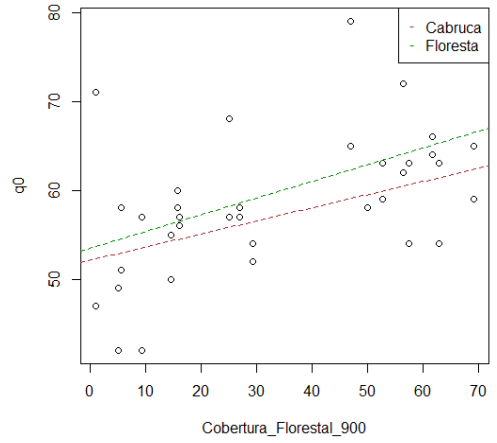
Ambiente Cabruca: $R^2=0.34$, $P\text{-value}=0.006$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.03$, $p\text{-value}=0.96$



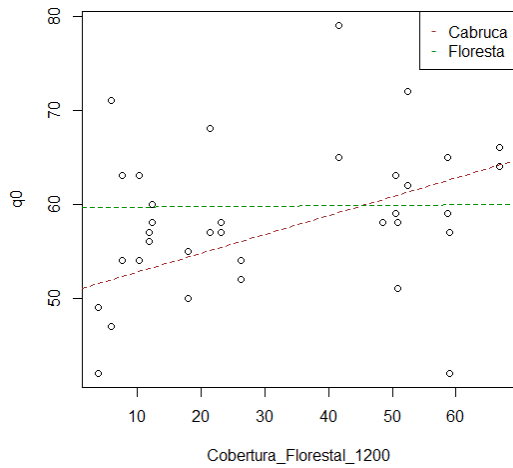
Ambiente Cabruca: $R^2=0.1$, $P\text{-value}=0.07$
Ambiente floresta: $R^2 =0.1$, $p\text{-value}=0.09$



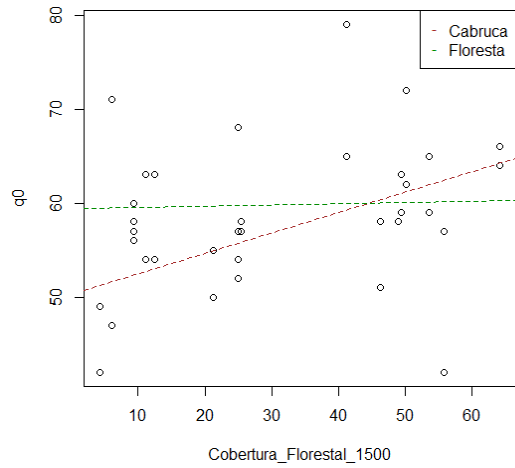
Ambiente Cabruca: $R^2=0.20$, $P\text{-value}=0.06$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.23$, $p\text{-value}=0.04$



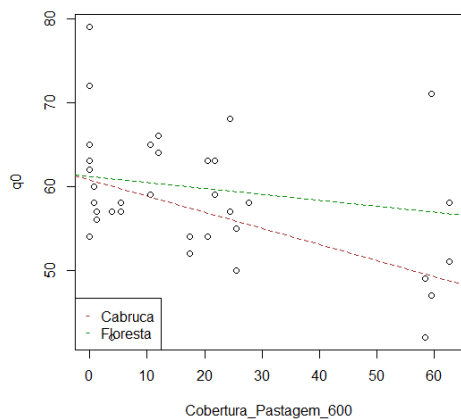
Ambiente Cabruca: $R^2=0.27$, $P\text{-value}=0.01$
Ambiente floresta: $R^2 =0.25$, $p\text{-value}=0.03$



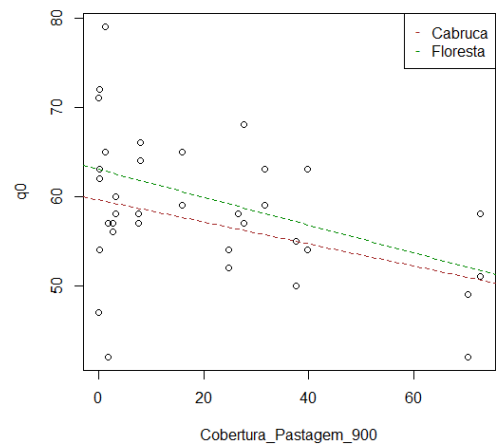
Ambiente Cabruca: $R^2=0.43$, $P\text{-value}=0.02$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.01$, $p\text{-value}=0.96$



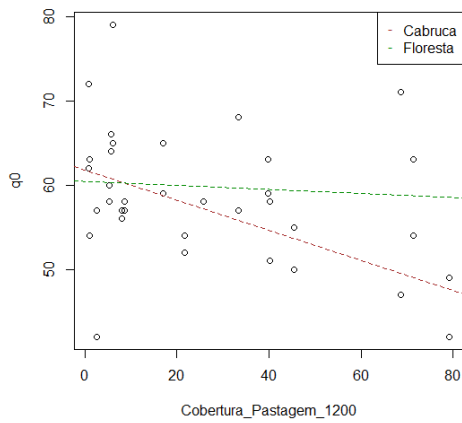
Ambiente Cabruca: $R^2=0.44$, $P\text{-value}=0.02$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.01$, $p\text{-value}=0.90$



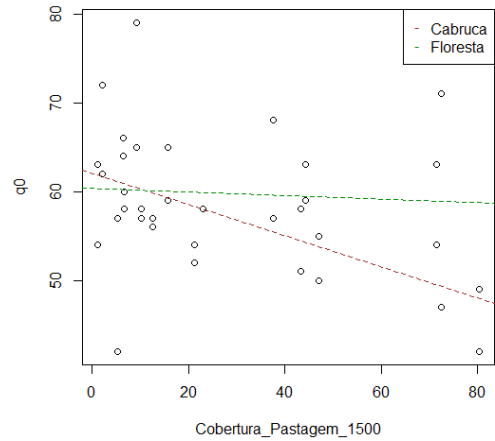
Ambiente Cabruca: $R^2=0.34$, $P\text{-value}=0.006$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.03$, $p\text{-value}=0.96$



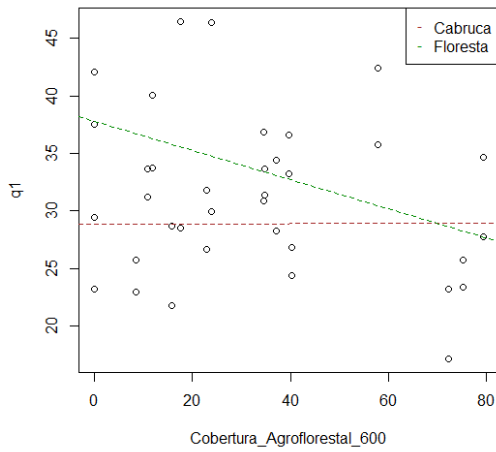
Ambiente Cabruca: $R^2=0.1$, $P\text{-value}=0.07$
Ambiente floresta: $R^2 =0.1$, $p\text{-value}=0.09$



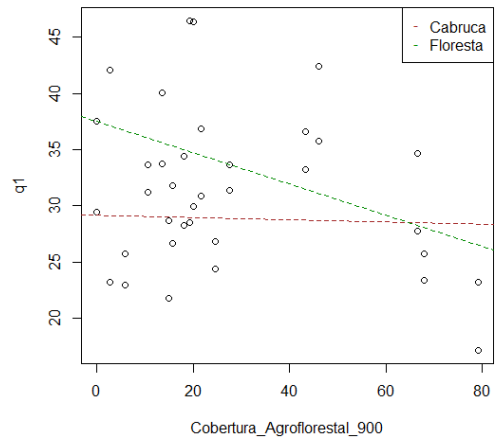
Ambiente Cabruca: $R^2=0.5$, P-value=0.001
 Ambiente floresta: $R^2 =0.004$, p-value=0.8



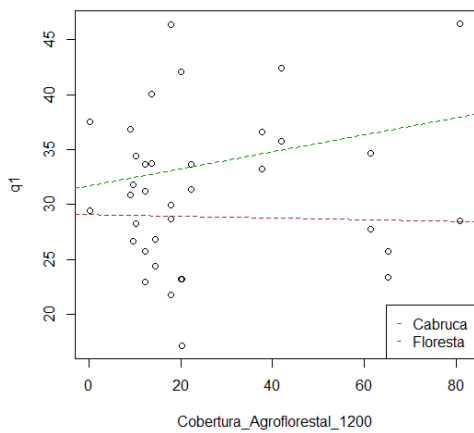
Ambiente Cabruca: $R^2=0.4$, P-value=0.001
 Ambiente floresta: $R^2 =0.003$, p-value=0.8



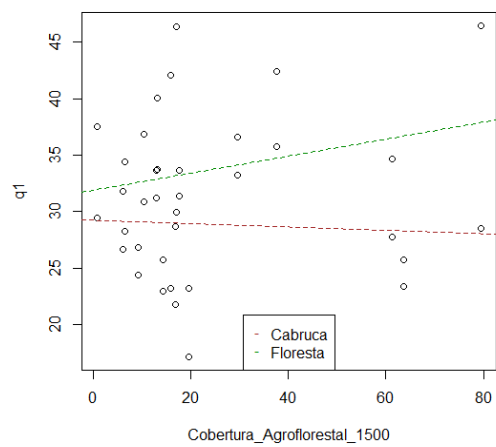
Ambiente Cabruca: $R^2=0.00006$, P-value=0.97
 Ambiente floresta: $R^2 =0.16$, p-value=0.09



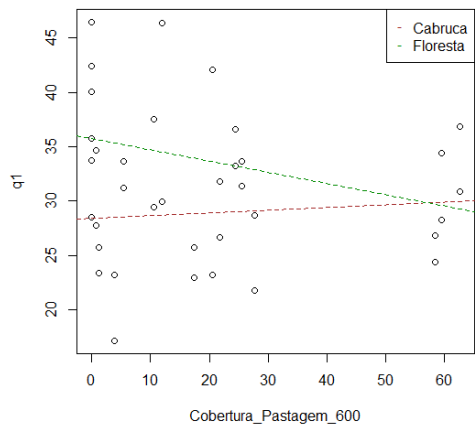
Ambiente Cabruca: $R^2=0.002$, P-value=0.80
 Ambiente floresta: $R^2 =0.17$, p-value=0.09



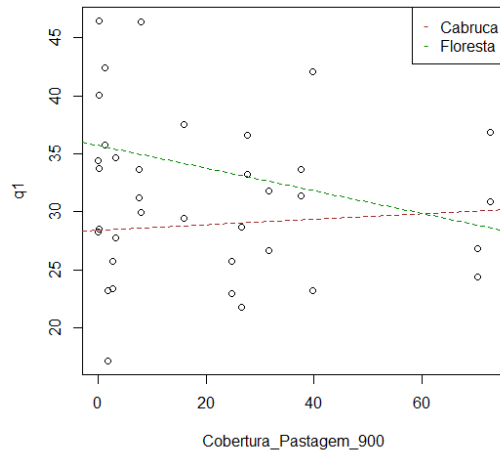
Ambiente Cabruca: $R^2=0.001$, P-value=0.88
 Ambiente floresta: $R^2 =0.16$, p-value=0.09



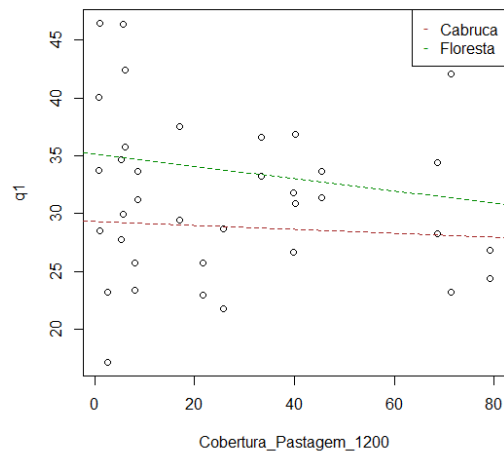
Ambiente Cabruca: $R^2=0.004$, P-value=0.80
 Ambiente floresta: $R^2 =0.04$, p-value=0.40



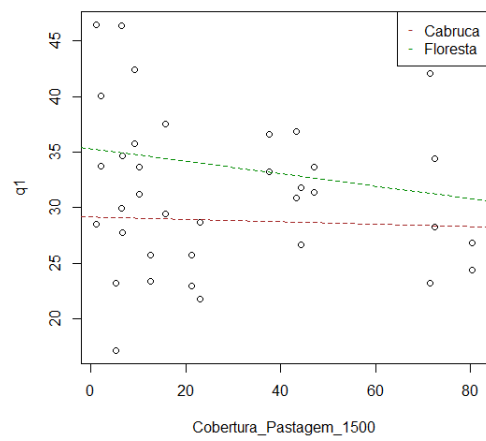
Ambiente Cabruca: $R^2=0.01$, P-value=0.66
 Ambiente floresta: $R^2 =0.07$, p-value=0.27



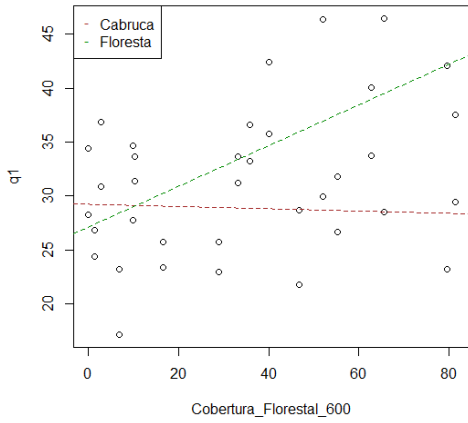
Ambiente Cabruca: $R^2=0.01$, P-value=0.72
 Ambiente floresta: $R^2 =0.08$, p-value=0.2



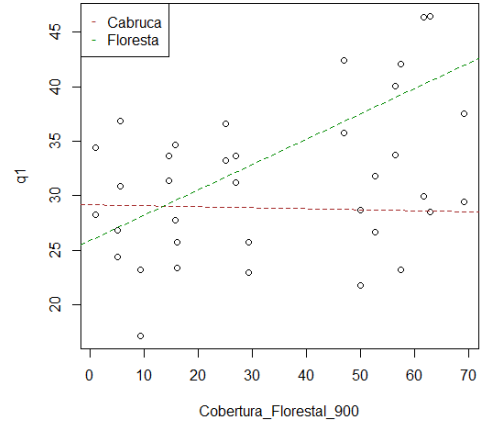
Ambiente Cabruca: $R^2=0.07$, P-value=0.60
 Ambiente floresta: $R^2 =0.02$, p-value=0.5



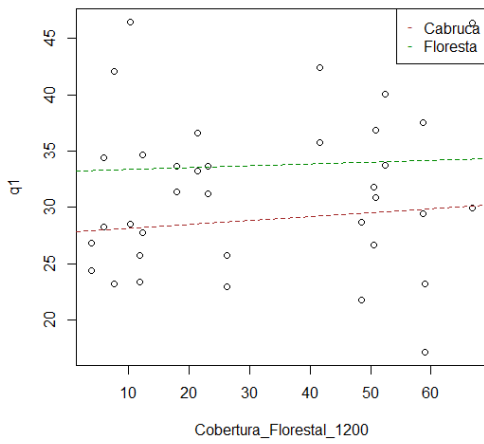
Ambiente Cabruca: $R^2=0.03$, P-value=0.81
 Ambiente floresta: $R^2 =0.03$, p-value=0.46



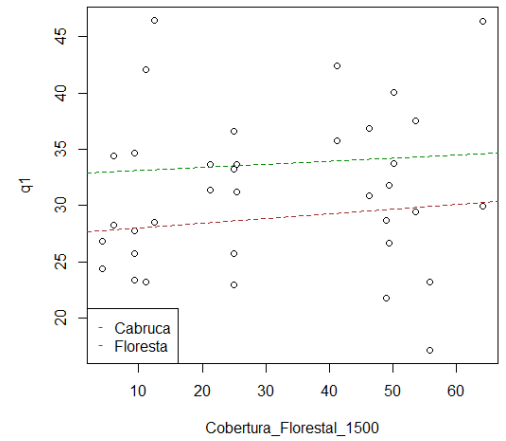
Ambiente Cabruca: $R^2=0.003$, P-value=0.80
 Ambiente floresta: $R^2 =0.42$, p-value=0.04



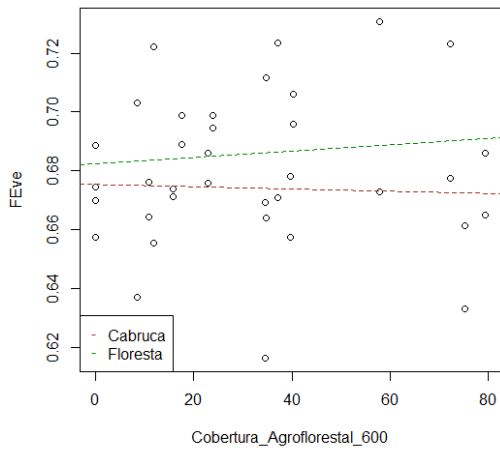
Ambiente Cabruca: $R^2=0.002$, P-value=0.50
 Ambiente floresta: $R^2 =0.47$, p-value=0.01



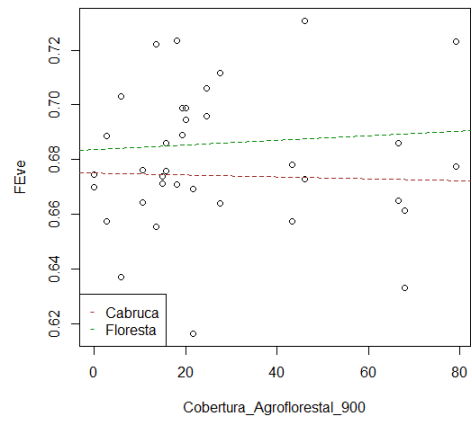
Ambiente Cabruca: $R^2=0.02$, P-value=0.55
 Ambiente floresta: $R^2=0.001$, p-value=0.86



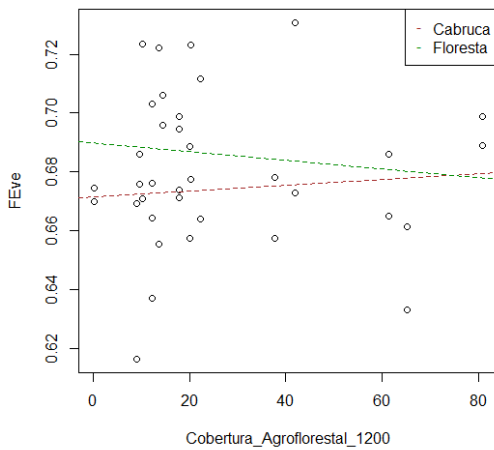
Ambiente Cabruca: $R^2=0.03$, P-value=0.85
 Ambiente floresta: $R^2 =0.01$, p-value=0.77



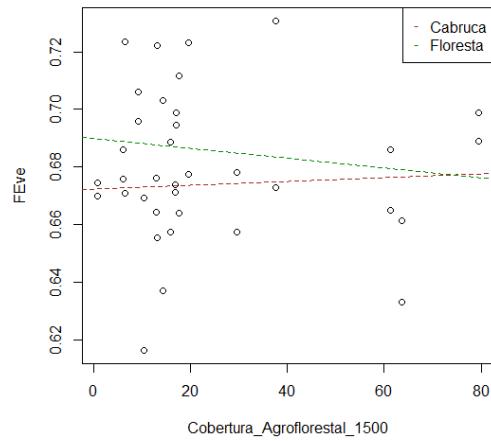
Ambiente Cabruca: $R^2=0.003$, $P\text{-value}=0.80$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.06$, $p\text{-value}=0.74$



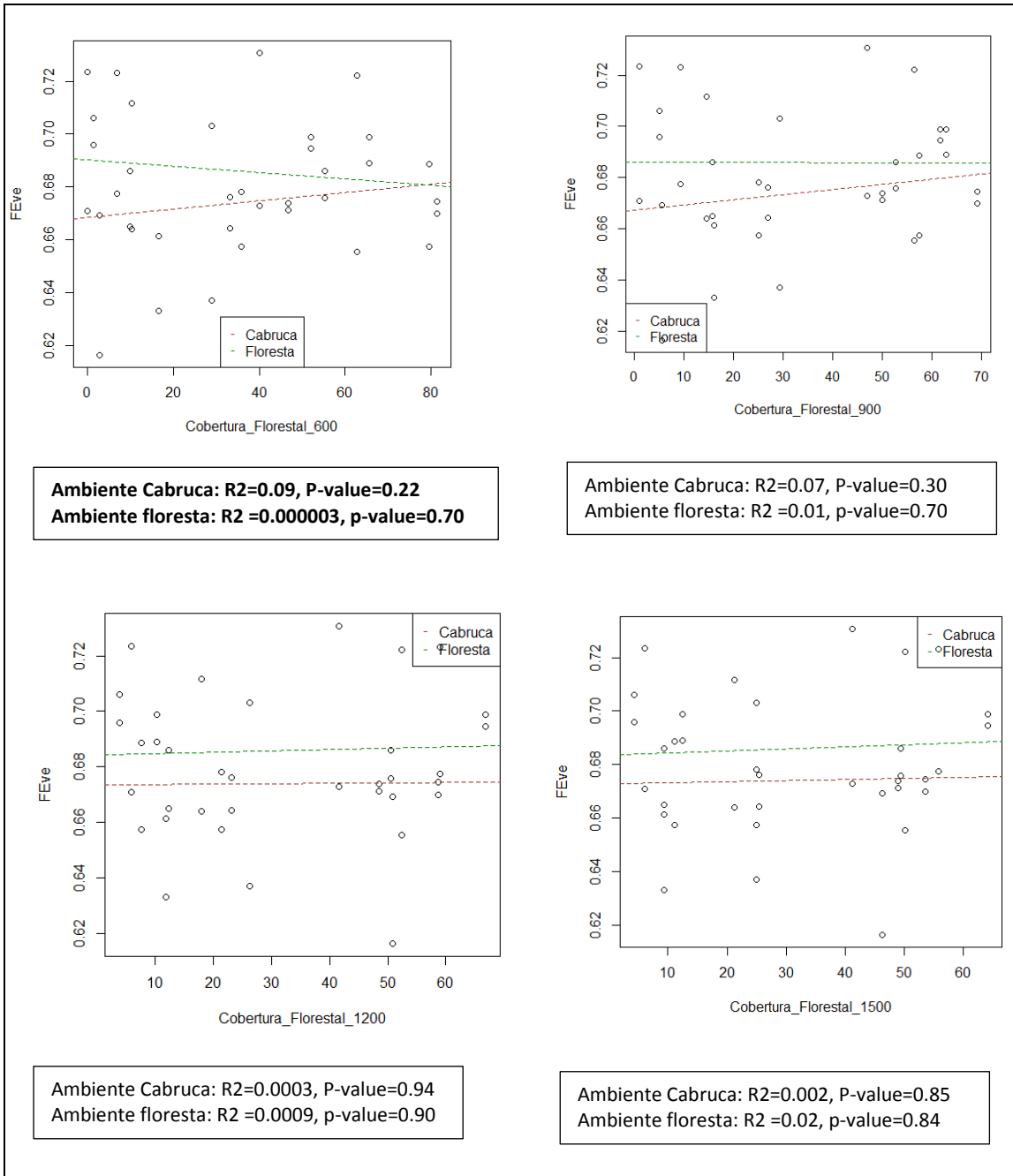
Ambiente Cabruca: $R^2=0.02$, $P\text{-value}=0.57$
Ambiente floresta: $R^2 =0.004$, $p\text{-value}=0.68$



Ambiente Cabruca: $R^2=0.002$, $P\text{-value}=0.83$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.004$, $p\text{-value}=0.80$



Ambiente Cabruca: $R^2=0.009$, $P\text{-value}=0.72$
 Ambiente floresta: $R^2 =0.01$, $p\text{-value}=0.64$



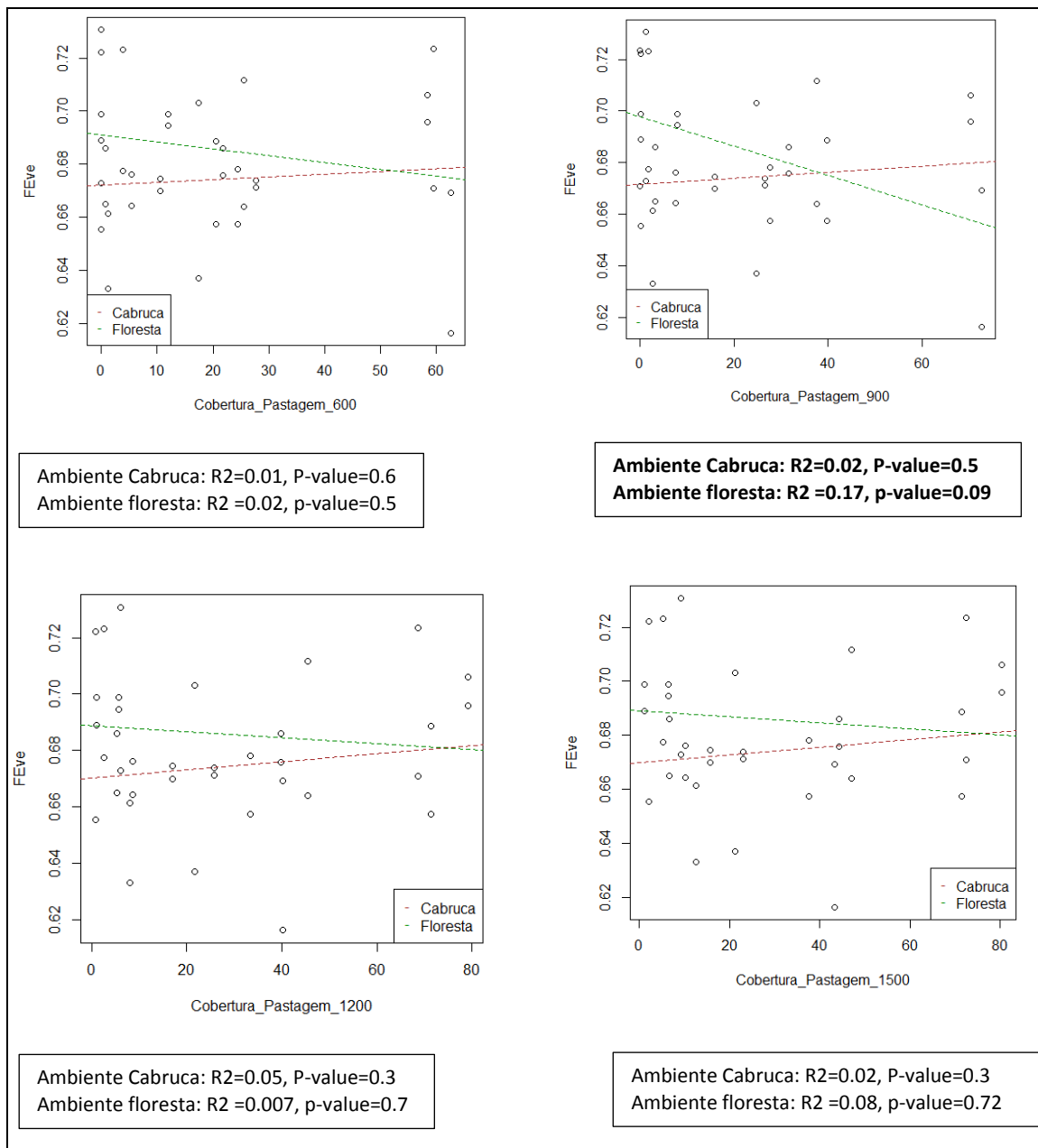


Figura B- Resultados de associação entre o tamanho da paisagem (escala) e a força da relação (R^2 e P) entre as variáveis de composição da paisagem (coberturas florestal, agroflorestal e pastagem) e os índices de diversidade taxonômica 0D e 1D (q^0 e q^1) e de diversidade funcional- FEVe. Os gráficos representam as retas de regressão linear de cada índice de diversidade em função das covariáveis da paisagem, separadamente para os ambientes de cabruca e fragmentos florestais. As linhas verdes representam a reta de regressão dos índices de diversidade nos fragmentos florestais e as linhas vermelhas, nos ambientes de cabruca. Para cada métrica de paisagem, o tamanho da paisagem usado neste estudo é indicado em negrito.

Apêndice C- Resultados do Teste de Moran I para os resíduos dos melhores modelos.

Tabela C- Resultados do Teste de Moran I que verifica a ocorrência de autocorrelação espacial (LEGENDRE, 1993). O teste foi gerado para os resíduos dos melhores modelos (com menor número de variáveis preditoras entre os modelos com delta AIC \leq 2.0), usando as coordenadas X e Y dos locais de amostragem. Este método considera que os valores de $P \leq 0,05$ indicam correlação espacial entre as variáveis (GITTLEMAN e KOT, 1990).

Diversidade Taxonômica ⁰D		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão (Moran I)
Nulo		
Diversidade Taxonômica ¹D		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão (Moran I)
Ambiente + Região	0.15	0.14
Diversidade Taxonômica ⁰D- Florestais		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão (Moran I)
Nulo		
Diversidade Taxonômica ¹D- Generalistas		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão (Moran I)
Nulo		
Diversidade Funcional FEve		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão (Moran I)
Nulo		

Apêndice D- Tabela de resultados do teste SIMPER de contribuição das espécies para a dissimilaridade de composição das espécies entre as áreas do estudo.

Tabela D- Tabela de resultados do teste SIMPER demonstrando as espécies que mais contribuíram para as dissimilaridades de composição de espécies entre as regiões. As espécies estão na ordem de maior contribuição para menor contribuição para a dissimilaridade entre duas regiões.

As espécies que apresentaram maior contribuição para as dissimilaridades entre os pares das regiões apresentam uma menor média de contribuição, porém, nem sempre terão o menor valor de p (maior significância para a contribuição da dissimilaridade entre as regiões), uma vez que o teste de SIMPER considera a abundância das espécies, atribuindo mais peso àquelas mais abundantes.

Espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre ACP e ACA					
Espécies	Contribuição para a dissimilaridade (média)	Abundância em ACP (média)	Abundância em ACA (média)	Contribuição Acumulada	P
<i>Amazona rhodocorytha</i>	0.012	7.083	0.5	0.418	0
<i>Diopsittaca nobilis</i>	0.028	16.25	0	0.354	0
<i>Elaenia flavogaster</i>	0.005	2.917	0.5	0.717	0
<i>Icterus jamacaii</i>	0.006	3.75	0.417	0.588	0
<i>Cacicus cela</i>	0.029	10.75	26.167	0.263	0
<i>Saltator maximus</i>	0.009	2.833	7.333	0.544	0.001
<i>Pyrrhura leucotis</i>	0.045	4	28.167	0.161	0.001
<i>Manacus manacus</i>	0.006	0.25	3.333	0.608	0.004
<i>Turdus leucomelas</i>	0.005	0.75	3.083	0.671	0.005
<i>Touit surdus</i>	0.011	0	6	0.455	0.005
<i>Conopophaga melanops</i>	0.001	0	0.5	0.955	0.006
<i>Chiroxiphia pareola</i>	0.001	0	0.583	0.939	0.006
<i>Myiopagis viridicata</i>	0.001	0	0.667	0.936	0.006
<i>Atila rufus</i>	0.005	0.583	3	0.709	0.006
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	0.009	7.833	4.167	0.502	0.008
<i>Dendrocincla turdina</i>	0.002	0.167	0.833	0.908	0.009
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.002	0.333	1.083	0.878	0.01
<i>Thamnophilus palliatus</i>	0.004	0.75	2.5	0.776	0.014
<i>Troglodytes aedon</i>	0.003	0.083	1.75	0.833	0.016
<i>Coereba flaveola</i>	0.004	1.083	2.583	0.788	0.02
<i>Piaya cayana</i>	0.004	3.25	2.083	0.764	0.021
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	0.002	0.25	0.917	0.918	0.022
<i>Tangara brasiliensis</i>	0	0	0.167	0.994	0.03
<i>Tiaris fuliginosus</i>	0	0	0.083	0.997	0.03
<i>Celeus flavescens</i>	0.002	1.167	0.583	0.861	0.031

<i>Monasa morphoeus</i>	0	0	0.083	0.998	0.033
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.004	1.5	3	0.739	0.035
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.013	10.083	6	0.399	0.046
<i>Rhytipterna simplex</i>	0.005	1.833	3.333	0.663	0.049
<i>Atilla spadiceus</i>	0.002	0.5	1.5	0.885	0.05
<i>Tityra cayana</i>	0.003	0.583	1.417	0.842	0.05
<i>Sporophila nigricollis</i>	0.002	1	0.167	0.897	0.051
<i>Arremon taciturnus</i>	0.001	0.083	0.333	0.972	0.052
<i>Megarynchus pitangú</i>	0.006	7	4.833	0.628	0.054
<i>Setophaga pitaiyumi</i>	0.001	0.583	0.083	0.95	0.066
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0.002	0.75	0.5	0.915	0.073
<i>Myiozetetes similis</i>	0.005	2.833	3.25	0.655	0.074
<i>Tangara sayaca</i>	0.01	6.333	6.667	0.487	0.087
<i>Trogon rufus</i>	0.001	0.167	0.167	0.982	0.099
<i>Melanerpes flavifrons</i>	0.002	1.083	1.083	0.865	0.1
Espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre ACP e ACF					
Espécies	Contribuição para a dissimilaridade (média)	Abundância em ACP (média)	Abundância em ACF (média)	Contribuição Acumulada	P
<i>Diopsittaca nobilis</i>	0.028	16.25	0	0.266	0
<i>Amazona rhodocorytha</i>	0.012	7.083	1.75	0.424	0
<i>Icterus jamacaii</i>	0.006	3.75	0.917	0.622	0.001
<i>Patagioenas plúmbea</i>	0.001	0	0.583	0.94	0.003
<i>Glaucis dohrnii</i>	0	0	0.25	0.979	0.004
<i>Eupetomena macroura</i>	0.001	0	0.333	0.97	0.005
<i>Elaenia flavogaster</i>	0.004	2.917	1.167	0.677	0.005
<i>Schiffornis virescens</i>	0.003	0.333	1.5	0.785	0.006
<i>Myiopagis caniceps</i>	0.003	0.583	1.75	0.794	0.007
<i>Dixiphia pipra</i>	0	0	0.25	0.979	0.009
<i>Turdus fumigatus</i>	0.001	0	0.333	0.969	0.013
<i>Columbina squammata</i>	0.002	0.75	0.667	0.869	0.014
<i>Phaethornis pretrei</i>	0	0	0.167	0.989	0.014
<i>Crotophaga major</i>	0.004	0	2.167	0.706	0.015
<i>Tangara velia</i>	0.005	1.083	2.917	0.639	0.015
<i>Cathartes aura</i>	0	0	0.167	0.991	0.016
<i>Celeus flavescens</i>	0.002	1.167	0.667	0.833	0.017
<i>Pionus maximiliani</i>	0.016	3.333	8.833	0.33	0.018
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.004	0.25	2.083	0.725	0.021
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.007	1.417	4.333	0.601	0.021
<i>Setophaga pitaiyumi</i>	0.001	0.583	0.167	0.942	0.023
<i>Turdus rufiventris</i>	0.007	1.667	4.917	0.565	0.025
<i>Milvago chimachima</i>	0.001	0.25	0.417	0.951	0.032
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0	0	0.083	0.996	0.033
<i>Furnarius figulus</i>	0.001	0.583	0.25	0.933	0.035
<i>Carpornis melanocephala</i>	0	0	0.25	0.981	0.035

<i>Philydor atricapillus</i>	0	0	0.25	0.982	0.035
<i>Formicarius colma</i>	0	0	0.167	0.988	0.035
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	0	0	0.083	0.997	0.035
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0	0	0.083	0.997	0.035
<i>Elanus leucurus</i>	0	0	0.083	0.997	0.035
<i>Pachyramphus validus</i>	0	0	0.083	0.997	0.035
<i>Aratinga auricapillus</i>	0.037	19.083	14.167	0.158	0.036
<i>Patagioenas speciosa</i>	0.002	0.917	0.583	0.849	0.036
<i>Conirostrum speciosum</i>	0	0	0.083	0.998	0.038
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	0	0	0.083	0.998	0.042
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0	0	0.083	0.999	0.042
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.002	1.417	0.417	0.845	0.043
<i>Amazona amazônica</i>	0.008	3.583	3.25	0.527	0.044
<i>Acrobatornis fonsecai</i>	0	0	0.083	0.999	0.044
<i>Xipholena atropurpurea</i>	0	0	0.083	1	0.044
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0.002	0.667	0.417	0.893	0.047
<i>Megaceryle torquata</i>	0	0	0.083	0.999	0.047
<i>Paroaria dominicana</i>	0	0	0.167	0.99	0.047
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0.002	0.417	0.75	0.901	0.047
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.002	1.083	0.75	0.829	0.054
<i>Tapera naevia</i>	0.001	0.5	0.583	0.92	0.059
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0.007	3.5	2.167	0.577	0.061
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0.007	3.417	2.5	0.553	0.064
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	0	0.083	0.167	0.985	0.065
<i>Thalurania glaucopis</i>	0.001	0.083	0.583	0.947	0.066
<i>Furnarius rufus</i>	0.001	0.333	0.083	0.964	0.075
<i>Spizaetus Tyrannus</i>	0.001	0.583	0.083	0.938	0.076
<i>Crypturellus soui</i>	0.003	1.333	0.5	0.812	0.078
<i>Geotrygon montana</i>	0.001	0.083	0.667	0.922	0.079
<i>Picumnus exilis</i>	0.001	0.417	0.333	0.935	0.087
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.002	0.333	1	0.866	0.094

Espécies que mais contribuíram para dissimilaridade entre ACA e ACF

Espécies	Contribuição para a dissimilaridade (média)	Abundância em ACA(média)	Abundância em ACF (média)	Contribuição Acumulada	P
<i>Myiopagis caniceps</i>	0.003	0.25	1.75	0.8	0.005
<i>Atila spadiceus</i>	0.002	1.5	0.417	0.844	0.007
<i>Touit surdus</i>	0.011	6	0.75	0.405	0.012
<i>Pyrrhura leucotis</i>	0.039	28.167	11.25	0.168	0.017
<i>Myiopagis viridicata</i>	0.001	0.667	0.167	0.918	0.018
<i>Troglodytes aedon</i>	0.003	1.75	0.667	0.795	0.019
<i>Cacicus cela</i>	0.025	26.167	14	0.27	0.026
<i>Trogon viridis</i>	0.006	2.917	3.333	0.547	0.038
<i>Pionus maximiliani</i>	0.015	3	8.833	0.343	0.042
<i>Geotrygon montana</i>	0.001	0.25	0.667	0.911	0.043

<i>Atilla rufus</i>	0.004	3	1.25	0.643	0.044
<i>Dendrocincla turdina</i>	0.002	0.833	0.167	0.896	0.045
<i>Rhytipterna simplex</i>	0.005	3.333	1.167	0.617	0.047
<i>Glaucis dohrnii</i>	0	0	0.25	0.983	0.05
<i>Thalurania glaucopsis</i>	0.001	0.417	0.583	0.945	0.054
<i>Eupetomena macroura</i>	0.001	0	0.333	0.976	0.057
<i>Patagioenas plumbea</i>	0.001	0	0.583	0.949	0.064
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.002	1.083	0.167	0.855	0.067
<i>Myiobius barbatus</i>	0.001	0.167	0.5	0.943	0.068
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.002	0.833	0.917	0.828	0.073
<i>Dacnis cayana</i>	0.001	0.667	0.25	0.922	0.075
<i>Schiffornis virescens</i>	0.003	0.25	1.5	0.81	0.075
<i>Crotophaga major</i>	0.004	0.083	2.167	0.704	0.076
<i>Ramphastos vitellinus</i>	0.004	2.083	1.5	0.651	0.094

Apêndice E- Resultado dos primeiros eixos da análise de RLQ considerando características das espécies e variáveis ambientais.

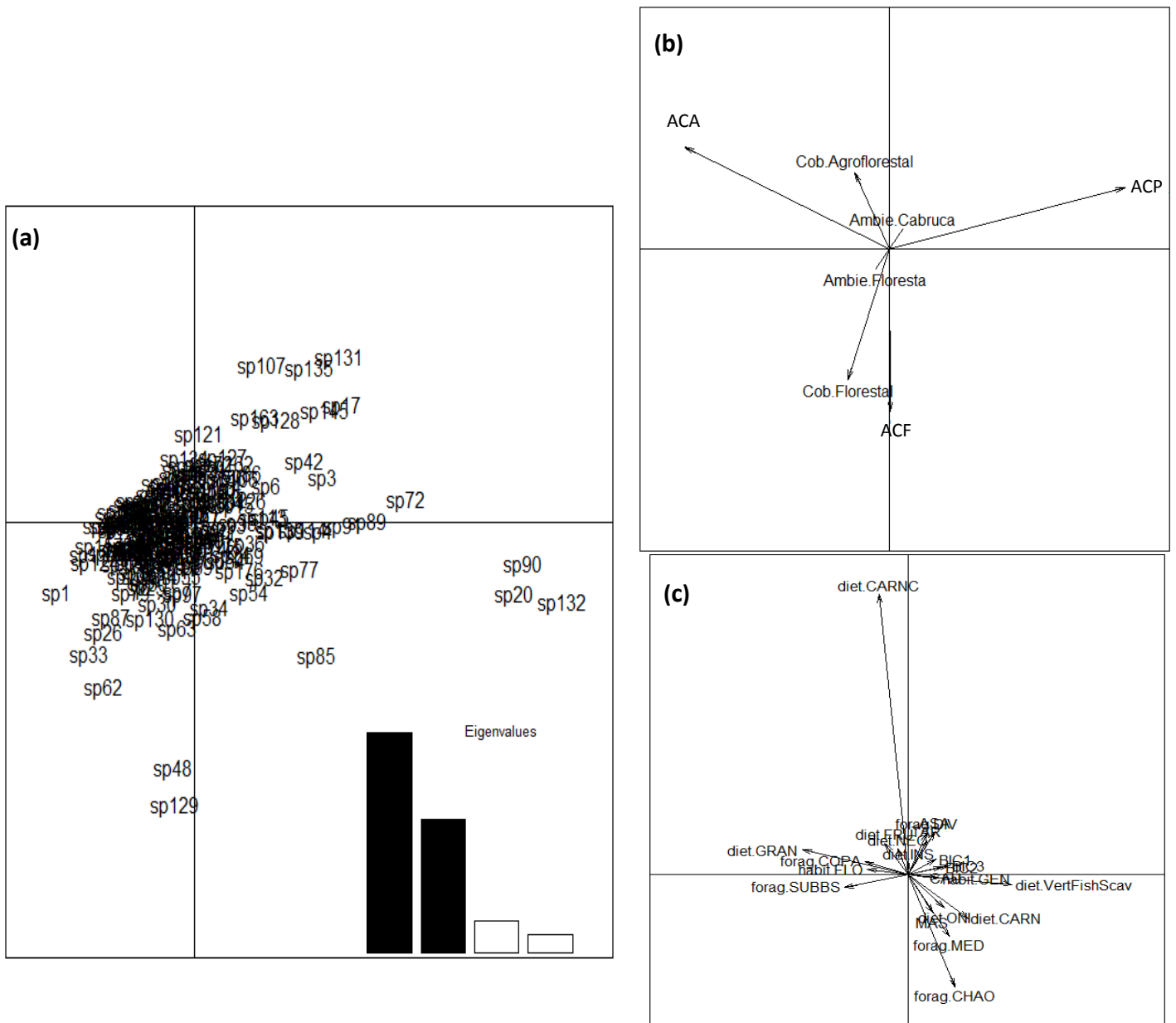


Figura E- Resultados dos dois primeiros eixos de análise RLQ: (a) autovalores e espécies (a inserção mostra autovalores, com os dois primeiros eixos em preto), (b) análise de componentes principais (PCA Hill-Smith) analisando a covariação de variáveis ambientais e (c) características funcionais. Abreviaturas: Cob. Agroflorestal - Porcentagem de cobertura de Agroflorestas de cacau, Cob. Florestal- Porcentagem de cobertura de floresta, ACA- região de alta cobertura de agroflorestas, ACF- região de alta cobertura florestal e ACP- região com grande extensão de áreas abertas. Em b) FLO- habitat florestal, GEN- habitat generalista, CARNV- dieta carnívora, FRU- dieta frugívora, GRA- Dieta granívora, INS-

dieta insetívora, NEC- dieta nectarívora, ONI-dieta onívora, CARNC- dieta carniceira, VertPeixCarnc- dieta de vertebrados, peixes e carniça, COPA- forrageio nas copas, DIV- forrageio em vários estratos, CHAO- forrageio no chão, MED- forrageio no estrato médio, SUBBS- forrageio no sub-bosque, MAS- massa corporal, ASA- comprimento da asa, CAU-comprimento da cauda, BIC1-comprimento do bico, BIC2-altura do bico,BIC3-largura do bico, TAR-comprimento do tarso.

Apêndice F

Tabela F- Lista de espécies amostradas por região e nos ambientes Cabruca (C) e Fragmento florestal (F)

Espécies	Região ACP												Região ACA												Região ACF														
	C1	F1	C2	F2	C3	F3	C4	F4	C5	F5	C6	F6	C1	F1	C2	F2	C3	F3	C4	F4	C5	F5	C6	F6	C1	F1	C2	F2	C3	F3	C4	F4	C5	F5	C6	F6			
sp1 <i>Acrobatornis fonsceai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
sp2 <i>Amazilia lactea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sp3 <i>Amazona amazonica</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0		
sp4 <i>Amazona rhodocorytha</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1		
sp5 <i>Anabazenops fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
sp6 <i>Aratinga auricapillus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1		
sp7 <i>Arremon taciturnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
sp8 <i>Atilia rufus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1			
sp9 <i>Atilia spadiceus</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0			
sp10 <i>Automolus leucophthalmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
sp11 <i>Brotogeris tirica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
sp12 <i>Cacicus cela</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
sp13 <i>Cacicus haemorrhous</i>	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1			
sp14 <i>Camptostoma obsoletum</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
sp15 <i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
sp16 <i>Campylorhynchus turdinus</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0		
sp17 <i>Caracara plancus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
sp18 <i>Carpornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	

sp103	<i>Myrmotherula axillaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1					
sp104	<i>Myrmotherula urosticta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1				
sp105	<i>Nemosia pileata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0					
sp106	<i>Nystalus maculatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0				
sp107	<i>Ortalis araucan</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0				
sp108	<i>Pachyramphus marginatus</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1			
sp109	<i>Pachyramphus validus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0			
sp110	<i>Pachyramphus viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
sp111	<i>Paroaria dominicana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0			
sp112	<i>Patagioenas cayennensis</i>	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1				
sp113	<i>Patagioenas picazuro</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1			
sp114	<i>Patagioenas plumbea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0		
sp115	<i>Patagioenas speciosa</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1		
sp116	<i>Phaethornis pretrei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
sp117	<i>Phaethornis ruber</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
sp118	<i>Pheugopedius genibarbis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0
sp119	<i>Philydor atricapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
sp120	<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
sp121	<i>Piaya cayana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
sp122	<i>Piculus flavigula</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0		
sp123	<i>Picumnus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

<i>albosquamatus</i>																																																	
sp124	<i>Picumnus exilis</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0				
sp125	<i>Pionus maximiliani</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1				
sp126	<i>Pitangus sulphuratus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0						
sp127	<i>Procnias nudicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0				
sp128	<i>Psarocolius decumanus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
sp129	<i>Pseudastur polionotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
sp130	<i>Pseudoseisura cristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0		
sp131	<i>Pteroglossus aracari</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1					
sp132	<i>Pulsatrix perspicillata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
sp133	<i>Pyriglena leucoptera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0			
sp134	<i>Pyrrhura leucotis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0					
sp135	<i>Ramphastos vitellinus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1				
sp136	<i>Ramphocaenus melanurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1		
sp137	<i>Ramphocelus bresilius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
sp138	<i>Rhytipterna simplex</i>	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1						
sp139	<i>Rupornis magnirostris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
sp140	<i>Saltator maximus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
sp141	<i>Schiffornis virescens</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
sp142	<i>Setophaga pitaiyumi</i>	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

sp143	<i>Sicalis flaveola</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0								
sp144	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1				
sp145	<i>Spizaetus Tyrannus</i>	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0						
sp146	<i>Sporophila nigricollis</i>	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
sp147	<i>Synallaxis frontalis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
sp148	<i>Tachyphonus cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
sp149	<i>Tangara brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
sp150	<i>Tangara cayana</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0				
sp151	<i>Tangara palmarum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1			
sp152	<i>Tangara sayaca</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
sp153	<i>Tangara seledon</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0			
sp154	<i>Tangara velia</i>	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1			
sp155	<i>Tapera naevia</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0				
sp156	<i>Taraba major</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0		
sp157	<i>Thalurania glaucopsis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0			
sp158	<i>Thamnomanes caesius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	
sp159	<i>Thamnophilus ambiguus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sp160	<i>Thamnophilus palliatus</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	
sp161	<i>Tiaris fuliginosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
sp162	<i>Tityra cayana</i>	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0		
sp163	<i>Tityra inquisitor</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
sp164	<i>Todirostrum cinereum</i>	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
sp165	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

sp166	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
sp167	<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0		
sp168	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0			
sp169	<i>Touit surdus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0			
sp170	<i>Troglodytes aedon</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0		
sp171	<i>Trogon rufus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
sp172	<i>Trogon viridis</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
sp173	<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
sp174	<i>Turdus fumigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0		
sp175	<i>Turdus leucomelas</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
sp176	<i>Turdus rufiventris</i>	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	
sp177	<i>Tyrannus melancholicus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	
sp178	<i>Veniliornis passerinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
sp179	<i>Vireo chivi</i>	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1		
sp180	<i>Xenops minutus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0		
sp181	<i>Xenops rutilans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
sp182	<i>Xipholena atropurpurea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
sp183	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	
sp184	<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0

CAPÍTULO 3

INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DE VARIÁVEIS LOCAIS E SOBRE A AVIFAUNA EM CABRUCAS DA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA

RESUMO

Os SAF's são sistemas agrícolas que mantêm árvores como parte significativa do sistema, como por exemplo, plantações de cacau cultivadas sob copas de árvores. Estes sistemas podem conter alta diversidade de flora e fauna por apresentarem alto grau de heterogeneidade da vegetação se comparadas a sistemas agrícolas tradicionais. As agroflorestas que apresentam maior sombreamento e maior diversidade de árvores nativas mantêm uma diversidade de aves superior aos sistemas agrícolas de menor heterogeneidade. Porém, além destas características locais, outros fatores a nível da paisagem também podem afetar as aves nos sistemas agroflorestais, como a proximidade a outros tipos de habitat e a proximidade à floresta original. Neste estudo, investigamos comunidade de aves em 18 cabucas (SAF's de cacau) situadas em três localidades da Mata Atlântica do sul da Bahia. Verificamos se variáveis locais (sombreamento, abundância de cacauzeiros, número de árvores e área basal), variáveis da paisagem (porcentagens de cobertura florestal, de cobertura de agrofloresta de cacau e de cobertura de pastagem) e a região (diferentes contextos de paisagens) influenciam as diversidades (taxonômica e funcional) da comunidade total de aves e as diversidades (taxonômica e funcional) de espécies florestais e de generalistas em cabucas. Nossos resultados mostraram que a cobertura florestal e a área basal foram os fatores mais importantes para a manutenção da diversidade taxonômica de espécies florestais nos sistemas cabucas do sul da Bahia e que a cobertura de agroflorestas de cacau na paisagem não substitui a cobertura florestal na manutenção da diversidade funcional de especialistas florestais, uma vez que este grupo declinou em paisagens dominadas por agroflorestas. Além disso, a região e a paisagem, mais que variáveis locais, parecem exercer maior influência na riqueza de espécies e distribuição das suas características funcionais. Assim, o manejo mais adequado para a manutenção de aves florestais nas áreas deste estudo deve ser elaborado considerando os níveis local e de paisagem. Ações que visem promover maior cobertura florestal na paisagem e manter os indivíduos arbóreos remanescentes nas cabucas são importantes, pois além de conferir maior área basal, promovem sombreamento local, sendo favorável a uma maior diversidade de especialistas florestais nas cabucas do sul da Bahia.

Palavras-chave: Aves. Agroflorestas de cacau. Diversidade Funcional. Diversidade Taxonômica.

SUMMARY

Agroforestry systems are agricultural systems that maintain trees as a significant part of the system, such as cocoa plantations grown under the shade of trees. These systems may contain a high diversity of flora and fauna because they present a high degree of vegetation heterogeneity when compared to traditional agricultural systems. Agroforests with greater shading and diversity of native trees maintain a greater diversity of birds than agricultural systems with less environmental heterogeneity. However, in addition to these local characteristics, other landscape-level factors can also affect birds in agroforestry systems, such as proximity to other types of habitat and proximity to the original forest. In this study, we investigated bird communities in 18 cabruças (cacao agroforestry) located in three locations in the Atlantic Forest of southern Bahia. We verified whether local variables (number of trees, shade of trees, basal area and abundance of cacao trees), landscape variables (percentages of forest cover, cocoa agroforestry cover and pasture cover) and region (different landscape contexts) influence the diversities (taxonomic and functional) of the total bird community and the diversities (taxonomic and functional) of forest species and generalists in cabruças. Our results showed that forest cover and basal area were the most important factors for the maintenance of taxonomic diversity of forest species in the cabruças systems of southern Bahia and that cocoa agroforestry cover in the landscape does not replace forest cover in maintaining the functional diversity of forest specialists, as this group declined in landscapes dominated by agroforestry. Furthermore, region and landscape, rather than local variables, demonstrate greater influence on species richness and on the distribution of their functional characteristics. Thus, the most appropriate management for the maintenance of forest birds in the areas of this study must be elaborated considering the local and landscape levels. In addition to promoting greater forest cover in the landscape, it also maintains the remaining arboreal individuals in the cabruças, as in addition to providing a greater basal area, they promote local shading, favoring a greater diversity of forest specialists in the cabruças of southern Bahia.

Keywords: Birds. Cocoa Agroforestry. Functional Diversity. Taxonomic Diversity.

1.0 INTRODUÇÃO

A expansão contínua da agricultura vem transformando paisagens naturais em mosaicos agrícolas, principalmente na região tropical, sendo que 27% da perda global de floresta pode ser atribuída ao desmatamento para a produção de *commodities* agrícolas (CURTIS et al., 2018, MALHI et al., 2014). A perda e redução de áreas florestais e o consequente aumento do isolamento entre os remanescentes florestais, dentre outros aspectos, têm efeitos negativos na sobrevivência dos organismos ao longo do tempo (FAHRIG, 2003; KUPFER et al., 2006, METZGER, 1999). Porém, quanto mais os agroecossistemas mantêm características do habitat original, maior sua contribuição para a manutenção da flora e fauna regional (BHAGWAT et al., 2008; DRISCOLL et al., 2013; NÁJERA e SIMONETTI, 2010). Neste sentido, as agroflorestas se destacam como sistemas mais amigáveis para a biodiversidade porque reduzem o desmatamento local (SCHROTH et al., 2004), abrigam várias espécies nativas (GREENBERG et al., 1997; HARVEY et al. 2006; HARVEY e VILLALOBOS, 2007; SCHROTH et al., 2004; VAN BAEL et al., 2007) e podem servir como *stepping stones* na paisagem (UEZU et al., 2008).

As agroflorestas são sistemas agrícolas que incorporam a presença de árvores como parte significativa do sistema (ICRAF, 2000). Exemplos de agroflorestas são as culturas de café e cacau tradicionalmente cultivadas sob copas de árvores que podem ser remanescentes da floresta original ou plantadas no sistema. Já foi observado que plantações tradicionais de café e cacau podem conter alta diversidade de flora e fauna (GREENBERG et al., 1997; PERFECTO et al., 1996), uma vez que estes sistemas apresentam alto grau de heterogeneidade da vegetação se comparadas a monocultivos ou consórcios agrícolas, e aparentam ser habitat para muitas espécies da fauna (PERFECTO et al., 1996; TERBORGH, 1992). A heterogeneidade destes ambientes inclui características como a porcentagem de cobertura do dossel, área basal, estratos e composição das árvores que sombreiam o sistema, sendo que agroflorestas que apresentam maior sombreamento e maior diversidade de árvores nativas mantêm uma diversidade de aves superior aos sistemas agrícolas mais intensivos (GOVE et al., 2008; GREENBERG et al., 1997; PERFECTO et al., 1996; VAN BAEL et al., 2007).

Porém, além destas características locais, já foram observados que outros fatores a nível da paisagem também podem afetar as aves nos sistemas agroflorestais, como a proximidade a outros tipos de habitat e a proximidade à floresta original (ABRAHAMCZYC

et al.,2008; CLOUGH et al., 2009; GOVE et al., 2013; GREENBERG et al.,1997; MUHAMED et al., 2013; QUAZI E TICKTIN, 2016, THIOLLAY, 1995), concluindo-se que mesmo as agroflorestas que apresentam muitas espécies de árvores, mas localizam-se distantes da floresta original, apresentam reduzido números de especialistas florestais, provavelmente devido ao declínio e às mudanças nas comunidades de aves especialistas florestais em comparação às florestas circundantes (BARRIOS et al., 2017; BHAGWAT et al., 2008; VAN BAEL et al., 2007).

No sul da Bahia, as agroflorestas de cacau são conhecidas como “cabruças”. Neste sistema, o sub-bosque é suprimido para estabelecer o cultivo do cacau sob o dossel raleado da mata nativa (SAMBUICHI, 2006). Estudos demonstraram que as cabruças são relevantes para a conservação de espécies da região, apesar da simplificação do ambiente (FARIA et al., 2006; PARDINI et al., 2009; SAMBUICHI, 2006), porém, não suportam todos os especialistas florestais, como frugívoros e insetívoros de sub-bosque (CABRAL et al., 2021; FARIA et al., 2006; PARDINI et al., 2010; ROCHA et al., 2019). A maior parte dos estudos já realizados nestes sistemas agroflorestais investigaram apenas a diversidade taxonômica e algumas guildas de aves (e.g. CABRAL et al. 2021; FARIA et al., 2006), poucos estudos analisaram as aves destes sistemas sob a perspectiva da diversidade funcional (e.g. ROCHA et al. 2019). No entanto, mudanças na diversidade funcional podem ocorrer mesmo na ausência de perda na diversidade de espécies, como observado para aves em cabruças da região (ROCHA et al. 2019). Avaliar modificações na diversidade funcional é importante, uma vez que a diversidade funcional está relacionada às funções de um ecossistema, como a produtividade e resistência à invasão de nicho (DUKES, 2001). A diversidade funcional pode ser medida por um dos seus componentes, a equitabilidade funcional (FEve), que avalia a regularidade na qual as abundâncias das espécies estão distribuídas no espaço funcional (MOUILLOT et al., 2013).

A partir do exposto, este estudo tem por objetivo principal verificar se variáveis locais (sombreamento, abundância de cacaueiros, número de árvores e área basal), variáveis da paisagem (porcentagens de cobertura florestal, de cobertura de agrofloresta de cacau e de cobertura de pastagem) e a região (diferentes contextos de paisagens amplas) influenciam as diversidades (taxonômica e funcional) da comunidade total de aves e de espécies florestais e de generalistas em cabruças. Dado que a maior heterogeneidade da vegetação e maior quantidade de florestas na paisagem podem afetar positivamente a diversidade de espécies,

com ênfase em espécies florestais, esperamos que: 1) cabruças localizadas em paisagens mais florestadas (com maior porcentagem de coberturas florestal e agroflorestal) e que apresentam um dossel mais desenvolvido (com maior sombreamento, maior número de árvores e maior área basal) mantenham maior diversidade total de aves, maior diversidade de espécies florestais e maior equitabilidade funcional de aves, apresentando, porém, menor diversidade de espécies generalistas e 2) cabruças localizadas em paisagens com maior porcentagem de pastagem e que apresentam maior adensamento de cacauzeiros apresentem menor diversidade total de aves, menor diversidade de aves florestais, menor equitabilidade funcional e maior diversidade de espécies generalistas.

2.0 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo e o conjunto de dados utilizado neste capítulo, bem como parte da metodologia (Amostragem de aves, Métricas de paisagem/Análises de escala e a Seleção dos traços funcionais) são idênticos ao capítulo um, portanto, não serão aqui novamente descritos.

2.1 Variáveis locais

Para descrever os ambientes de cabruças foram medidas quatro variáveis locais em parcelas (25 x 4 m) localizadas em cada ponto de escuta de aves: Abundância de cacauzeiros (número de pés de cacau dentro da parcela), Número de árvores (número de árvores nativas e exóticas), Área basal (somatório da área basal de todas as árvores com $CAP \geq 5$ cm e ajustado para hectares (m^2/ha) e Sombreamento (porcentagem fechada do dossel acima dos cacauzeiros). Para cada variável foi gerado um valor médio por sítio amostral. O Sombreamento foi medido através do Aplicativo GLAMA (Gap Light Analysis Mobile App) (TICHÝ, 2016). Este aplicativo estima a cobertura do dossel através de fotos hemisféricas, contabilizando as porcentagens “aberta/fechada” do dossel. Para tal, usamos o valor médio do sombreamento calculado a partir de duas fotos hemisféricas tomadas no início e final de cada parcela.

3.0 ANÁLISE ESTATÍSTICA

3.1 Métricas de diversidade taxonômica e funcional

Utilizamos o índice de diversidade verdadeira (JOST, 2006) para estimar a diversidade taxonômica total da comunidade e para os grupos de espécies florestais e generalistas de habitat.

Calculamos a diversidade funcional a partir do índice de equitabilidade funcional (FEve), que é calculada pela soma do comprimento dos braços da árvore que liga os pontos no espaço tridimensional pesado pela abundância (CALAÇA e GRELE, 2016). O índice FEve varia de 0 a 1, e quanto mais próximo de 1, mais as abundâncias das espécies estão uniformemente distribuídas. Com esta métrica pode-se inferir se os organismos estão mais agrupados ou mais regularmente dispersos no espaço funcional (MOUILLOT et al., 2013). Os cálculos foram efetuados na plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017) usando o pacote FD (LALIBERTÉ et al., 2014).

3.2 Efeitos das variáveis ambientais sobre diversidade taxonômica e funcional de aves

Construímos Modelos Lineares Generalizados (GLM) para testar se as diferentes regiões (ACA, ACF e ACP), as porcentagens de floresta, de Agroflorestas de cacau (cabucas) e de pastagem na paisagem e as variáveis locais (nº de árvores, abundância de cacauzeiros, sombreamento e área basal) influenciaram a diversidade taxonômica (total, de generalistas e de florestais) e a diversidade funcional da comunidade de aves (total, de florestais e de generalistas). Criamos modelos compostos por no máximo três variáveis preditoras, incluindo a região, uma variável da paisagem e uma variável local. Assim, tivemos modelos com uma, duas e três variáveis, incluindo cada variável o mesmo número de vezes no conjunto final de modelos. Todos os modelos foram aditivos. Não criamos modelos interativos devido ao nosso tamanho amostral. Para cada variável resposta também construímos um modelo nulo.

A colinearidade entre as variáveis, nos modelos com dois e três variáveis preditoras, foi testada usando variance inflation fator (VIF), que é uma medida da proporção em que a variância de um coeficiente de regressão é inflacionada pela presença de outra variável explicativa. O valor de VIF que justifica a remoção de uma variável em função de sua

colinearidade com as demais é de 3 a 5 (ZUUR et al., 2009). Também foi avaliada a autocorrelação espacial nos resíduos dos modelos baseados no coeficiente de autocorrelação de Moran I (Tabela A). Este índice é uma medida global da autocorrelação espacial, pois indica o grau de associação espacial presente no conjunto de dados. O índice de Moran I varia de 1 a -1, sendo que valores para ausência de autocorrelação estão próximos a zero (BURT et al., 2009).

Para verificarmos qual o melhor modelo ajustado para cada variável resposta, usamos o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) (Anderson, 2008). Os modelos que apresentaram $\Delta AIC \leq 2.0$ foram considerados plausíveis. Consideramos como melhores ajustes aqueles representadas pelo(s) modelo(s) mais parcimonioso(s) – ou seja, com menor número de variáveis preditoras – entre os modelos plausíveis.

3.3 Relação entre os traços das espécies e as variáveis ambientais

Para analisar a relação entre traços das espécies e o gradiente ambiental usamos os testes de RLQ e Fourty-corner. Para tal, usamos simultaneamente tabelas com dados de abundância das espécies nos locais amostrados (tabela L), variáveis ambientais (tabela R) e uma tabela dos traços das espécies (tabela Q). Utilizamos a combinação dos modelos de permutação 2 e 4 propostos por Dray and Legendre (2008) para controlar o erro do tipo I (maiores detalhes no item 3.3 do capítulo 2).

4.0 RESULTADOS

4.1 Diversidade Taxonômica

A diversidade taxonômica da comunidade total respondeu positivamente e significativamente às variáveis cobertura florestal (índice 0D) e área basal (índice 1D) (Tabela 2, Figuras 2a e 2b), considerando os modelos mais parcimoniosos dentre os modelos plausíveis. Já para a diversidade de espécies florestais, encontramos que o modelo mais parcimonioso apresentou a cobertura florestal exercendo efeito positivo sobre 0D (Tabela 2, Figura 2c). Para 1D , o modelo selecionado apresentou efeitos positivos da cobertura florestal e da área basal (Tabela 2, Figuras 2d e 2e). Considerando as espécies generalistas, o modelo

com melhor ajuste para 0D foi o modelo nulo e para 1D foi o modelo apenas com sombreamento, apresentando efeito positivo (Tabela 2, Figura 2f).

4.2 Diversidade Funcional

O modelo mais parcimonioso associando a equabilidade funcional da comunidade total e de generalistas foi o modelo nulo. Por sua vez, a equabilidade funcional de espécies florestais foi influenciada negativamente pela porcentagem de agroflorestas de cacau na paisagem, como considerado pelo modelo mais parcimonioso (Tabela 2, Figura 2g).

Tabela 2- Modelos seleccionados (parcimoniosos; $\Delta AIC \leq 2$) para cada variável resposta. ACA = região com alta cobertura de agroflorestas, ACF = região com alta cobertura florestal e ACP= região com alta cobertura de pastagem

Variável resposta/modelos	Paisagem			Região		Var_locais				Df	logLik	AICc	delta	Weight
	Cobertura Florestal	Cobertura	Past_cover	ACA	ACF	Canopy	Basal_area	Nº de árvores	Abund_cacau					
⁰D-Comunidade total														
Área basal +Cobertura florestal	0.004						0.034			4	18.85	-26.62	0.00	0.31
Cobertura florestal	0.003									3	16.33	-24.95	1.67	0.13
Área basal +Cobertura florestal + Region	0.004			0.112	0.028		0.038			6	22.18	-24.72	1.90	0.12
¹D-Comunidade total														
Área basal +Cobertura florestal	0.080						2.361			4	-47.63	106.34	0.00	0.27
Área basal							1.802			3	-49.32	106.36	0.02	0.27
Área basal + Cobertura de		-0.074					2.206			4	-47.64	106.36	0.02	0.27

	Paisagem			Região		Var_locais								
Variável resposta/modelos	Cobertura Florestal	Cobertura	Past_cover	ACA	ACF	Canopy	Basal_area	Nº de árvores	Abund_cacau	Df	logLik	AICc	delta	Weight
agrofloresta de cacau														
FEve_Comuidade total														
Abundância de árvores de cacau + Cobertura florestal	0.001								-0.005	4	45.56	-80.05	0.00	0.18
Nulo										2	42.40	-80.00	0.05	0.18
Cobertura florestal	0.0003									3	43.22	-78.73	1.32	0.10
Abundância de árvores de cacau									-0.003	3	43.13	-78.54	1.50	0.09
0D-Florestais														
Área basal +Cobertura florestal	0.009						0.064			4	5.34	0.40	0.00	0.28
Cobertura florestal	0.007									3	3.26	1.19	0.79	0.19
Abundância de árvores de cacau +	0.008								-0.034	4	4.71	1.65	1.25	0.15

	Paisagem			Região		Var_locais								
Variável resposta/modelos	Cobertura Florestal	Cobertura	Past_cover	ACA	ACF	Canopy	Basal_area	Nº de árvores	Abund_cacau	Df	logLik	AICc	delta	Weight
Cobertura florestal														
¹ D-Florestais														
Área basal + Cobertura florestal	0.149						1.493			4	-34.44	79.95	0.00	0.90
⁰ D-Generalistas														
Nulo										2	11.21	-17.63	0.00	0.20
Abundância de árvores de cacau									0.018	3	12.37	-17.03	0.60	0.15
Abundância de árvores de cacau + Cobertura florestal	-0.002								0.026	4	13.62	-16.16	1.46	0.10
¹ D-Generalistas														
Sombreamento						0.128				3	-43.95	95.61	0.00	0.25
Cobertura florestal + Sombreamento	-0.050					0.113				4	-42.37	95.82	0.21	0.23
Área basal							1.117			3	-44.62	96.95	1.34	0.13
FEve-Florestais														

	Paisagem			Região		Var_locais								
Variável resposta/modelos	Cobertura Florestal	Cobertura	Past_cover	ACA	ACF	Canopy	Basal_area	Nº de árvores	Abund_cacau	Df	logLik	AICc	delta	Weight
Cobertura de agroflorestas de cacau		-0.001								3	33.74	-59.77	0.00	0.27
Área basal +Cobertura de agroflorestas de cacau		-0.001					0.009			4	35.03	-58.98	0.80	0.18
Cobertura de agroflorestas de cacau + Sombreamento		-0.001				0.001				4	34.48	-57.88	1.90	0.11
FEve- Generalistas														
Nulo										2	30.25	-55.70	0.00	1.00

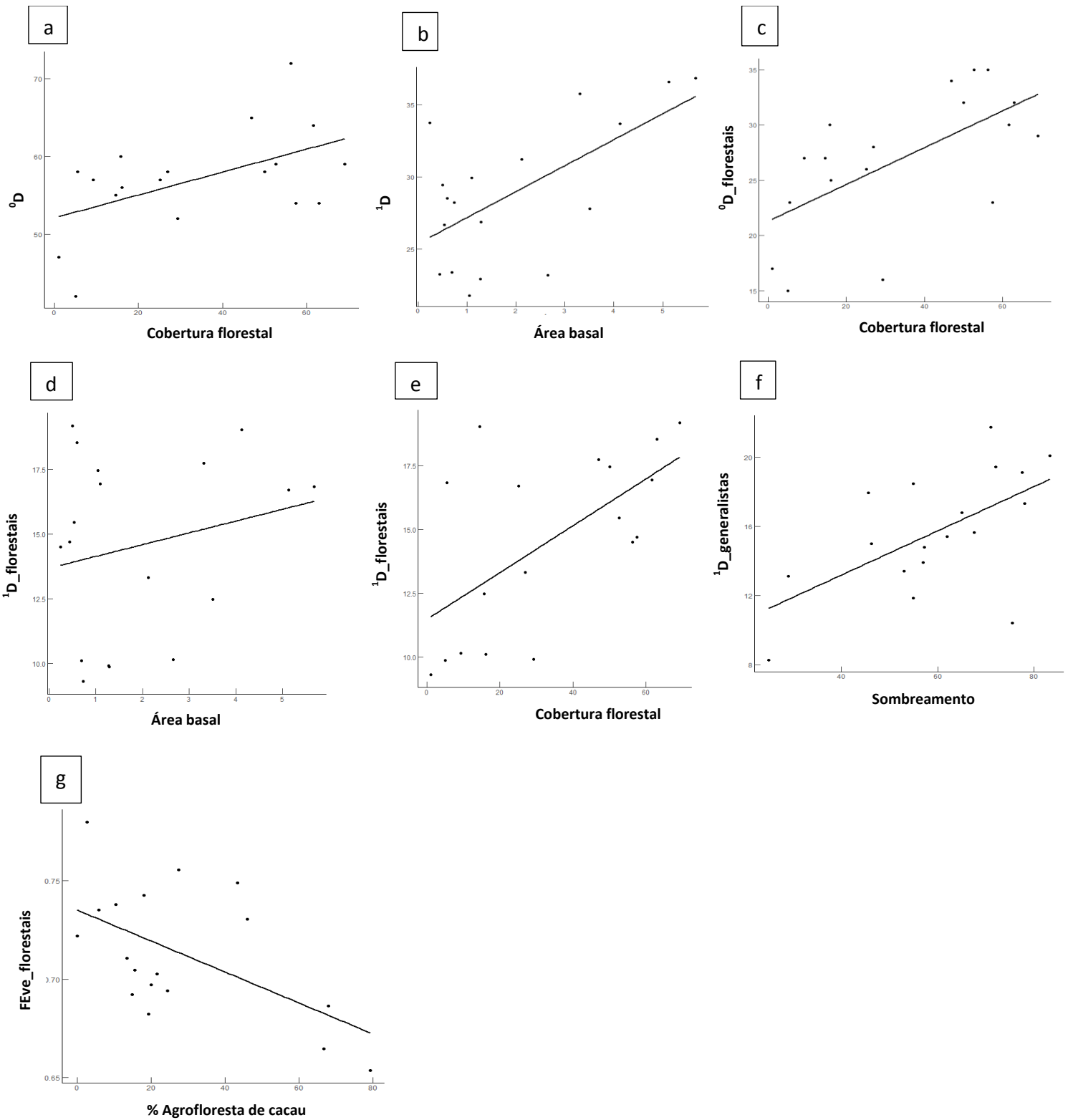


Figura 2- Gráficos representando os efeitos de variáveis locais e da paisagem sobre os índices de diversidade taxonômica e funcional de aves em cabruças do sul da Bahia. Em **a** e em **b** a cobertura florestal e área basal influenciaram positivamente os índices 0D e 1D , respectivamente, da comunidade total. Em **c**, a cobertura florestal influenciou positivamente o índice 0D de espécies florestais, em **d**, o índice 1D do grupo de generalistas foi positivamente influenciado pelo sombreamento das copas e em **e**, a equitabilidade de espécies florestais foi negativamente influenciada pela porcentagem de cobertura de agroflorestas de cacau na paisagem.

4.3 Relação entre os traços das espécies e as características ambientais

Os dois primeiros eixos RLQ resumem as relações entre os traços e as variáveis ambientais. Para a comunidade total, o primeiro eixo foi responsável por 64.8% da co-inércia total (ou seja, ligação entre os traços das aves e as variáveis ambientais) e o segundo eixo foi responsável por 21.1% (Tabela 3). Isso representou 38% expresso para o primeiro eixo no CA da composição de espécies (tabela L) e 10% e 57% da variância total encontrado para o primeiro eixo na PCA das variáveis ambientais (tabela R) e traços (tabela Q), respectivamente (Tabela 3).

Para as espécies florestais, o primeiro eixo foi responsável por 65.0% da co-inércia total e o segundo eixo foi responsável por 22.5% (Tabela 3). Isso representou 49% expresso para o primeiro eixo no CA da composição de espécies (tabela L) e 93% e 43% da variância total encontrado para o primeiro eixo na PCA das variáveis ambientais (tabela R) e traços (tabela Q), respectivamente (Tabela 3).

Para a comunidade total, o teste global (modelos de permutação 2 e 4) da análise de Fourth-corner encontrou uma relação significativa entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais (modelo 2, $p = 0.021$). Porém, a associação entre composição de espécies e características funcionais não foi significativa (modelo 4, $P = 0.4$), assim como o teste combinado dos modelos 2 e 4 ($P = 0.4$). Esses resultados indicam que a composição das espécies é dependente principalmente das condições ambientais dos locais e não é influenciada pelos atributos funcionais das espécies. Também para o grupo de espécies florestais apenas o modelo dois foi significativo (modelo 2, $p = 0.04$ e modelo 4, $p = 0.40$, modelos 2 e 4, $p = 0.37$), demonstrando que o ambiente influenciou significativamente a distribuição das espécies e suas características fixas, mas que não há nenhuma relação entre L e Q, uma vez que a composição de espécies de amostras com condições ambientais fixas não foi influenciada pelas características das espécies.

Tabela 3- Resultados da análise RLQ usando variáveis ambientais e traços das espécies para a comunidade total e espécies florestais. (a) Valores próprios (e% da co-inércia total) para os primeiros dois eixos. Ordenações das tabelas R (componentes principais análise - PCA), L (análise de correspondência - CA) e Q (PCA). (b) Resumo da análise RLQ: autovalores e porcentagem da co-inércia total contabilizada pelos dois primeiros eixos RLQ, covariância e correlação (% de variância) com a análise de correspondência da matriz L e variância projetada (% variância) com as matrizes R e Q.

Comunidade total	Eixo 1 (%)	Eixo 2 (%)
a)		
R PCA	2.8 (31.9)	2.19 (24.3)
L CA	0.29 (17.2)	0.22 (13.6)
Q PCA	3.3 (17.3)	2.05 (10.8)
b)		
RLQ Auto valores (eixos)	0.22 (64.8)	0.07 (21.1)
Covariância	0.46	0.27
Correlação: L	0.20 (0.38)	0.14 (0.3)
Variância projetada: R	1.82 (0.1)	3.60 (0.96)
Variância projetada: Q	1.80 (0.57)	3.22 (0.60)
Espécies florestais	Eixo 1 (%)	Eixo 2 (%)
a)		
R PCA	2.81 (31.3)	2.3 (26.00)
L CA	0.32 (17.95)	0.25 (14.00)
Q PCA	3.76 (22.11)	2.13 (12.5)
b)		
RLQ Auto valores (eixos)	0.34 (65.0)	0.12 (22.5)
Covariância	0.58	0.34
Correlação: L	0.28 (0.49)	0.16 (0.31)
Variância projetada: R	2.63 (0.93)	4.62 (0.90)
Variância projetada: Q	1.62(0.43)	4.0 (0.68)

De acordo com a análise de RLQ, As regiões ACF e ACA e a abundância de cacaueiros nos ambientes de cabruca formaram grupos distintos, de maior cobertura florestal (lado direito) em relação à região ACP e à cobertura de pastagem na paisagem (lado esquerdo) (Fig. B1). A maioria das espécies foram posicionadas próximas às variáveis cobertura florestal e sombreamento, indicando que a riqueza de espécies aumenta em paisagem mais florestada e em cabruças mais sombreadas. Aves generalistas, de dieta nectarívora e espécies que forrageiam em médio estrato, como espécies de beija-flores, foram associadas à região ACP, à maior porcentagem de pastagem na paisagem e às cabruças com maior número de árvores. Em contraste, espécies que se alimentam de vertebrados, peixes e carniça, espécies granívoras e

espécies que forrageiam no sub-bosque, tais como *Pseudastur polionotus*, *Elanus leucurus*, *Chloroceryle americana*, *Crypturellus parvirostris*, *C. soui* e *Geotrygon montana*, foram associadas à região ACF e às cabruças com maior adensamento de cacauzeiros, enquanto que espécies que forrageiam nas copas, tais como *Dacnis cayana*, *Tangara seledon*, *Euphonia chlorotica*, *Legatus leucophaeus*, *Setophaga pitayumi* e espécies de dieta carniceira como *Milvago chimachima* e *Caracara plancus* foram associadas à região ACA (Figs. B1 e B2).

A representação das associações significativas identificadas pelo método Fourth-corner no mapa fatorial RLQ auxilia a interpretação dos principais padrões de variação e correlação das espécies e o gradiente ambiental (Fig. 3). No primeiro eixo (variáveis ambientais), região ACP, cobertura de pastagem e número de árvores no interior das cabruças estão negativamente e significativamente correlacionadas ao eixo um (lado esquerdo) principalmente representado pelas espécies nectarívoras e àquelas que forrageiam em médio estrato. Enquanto a abundância de cacauzeiros nos ambientes de cabruca foi positivamente e significativamente correlacionada aos eixos um e dois (lado direito). A região ACF foi positivamente e significativamente correlacionada ao eixo dois, descrito principalmente por espécies de dieta carniceira e espécies que forrageiam nas copas. No entanto, não foi encontrada nenhuma relação característica/ambiente significativa para a comunidade total, ou seja, nenhuma característica funcional das aves foi significativamente associada a algum dos eixos das variáveis ambientais.

Para as espécies florestais, a análise de RLQ apresentou ordenação similar à ordenação da comunidade total (Fig. B3). A região ACA e ACF formaram grupos distintos da região ACP. Associadas à região ACF (lado direito) destacaram-se espécies que forrageiam no sub-bosque e em diversos estratos e espécies que se alimentam de vertebrados, peixe e carniça, enquanto espécies nectarívoras, espécies que forrageiam em médio estrato foram associadas à região ACP (lado esquerdo) (Figs. B3 e B4). Associadas à região ACA encontram-se espécies granívoras e espécies que apresentam bicos com maior altura (lado direito) (Figs. B3 e B4).

Para as espécies florestais, a combinação dos resultados de RLQ e Fourth Corner apresentou resultado similar ao encontrado para a comunidade total (Fig. 4). Porém, o eixo dois das características ambientais não apresentou nenhuma correlação com as características funcionais. Adicionalmente, ocorreu uma correlação significativa

da variável forrageamento em diversos estratos com locais de maior cobertura florestal e cabruças com maior abundância de cacauzeiros.



Figura 3- Combinação de resultados de Fourty-corner e RLQ para a comunidade total de aves . Mapa fatorial da análise RLQ apresentando as variáveis associadas aos eixos. As associações significativas com o primeiro eixo são representadas em azul, com o segundo eixo em laranja, com ambos os eixos, em verde e as variáveis sem associação significativa estão em preto. Em a) Agrofloresta - Porcentagem de cobertura de Agroflorestas de cacau, Floresta- Porcentagem de cobertura de floresta, Pasto- Porcentagem de cobertura por pastagem, ACA- região de alta cobertura de agroflorestas, ACF- região de alta cobertura florestal e ACP- região com grande extensão de áreas abertas. Em b) FLO- habitat florestal, GEN- habitat generalista, CARNV- dieta carnívora, FRU- dieta frugívora, GRA- Dieta granívora, INS- dieta insetívora, NEC- dieta nectarívora, ONI- dieta onívora, CARNC- dieta carniceira, VertPeixCarnc- dieta de vertebrados, peixes e carniça, COPA- forrageio nas copas, DIV- forrageio em vários estratos, CHAO- forrageio no chão, MED- forrageio no estrato médio, SUBBS- forrageio no sub-bosque, MAS- massa corporal, ASA- comprimento da asa, CAU- comprimento da cauda, BIC1- comprimento do bico, BIC2- profundidade do bico, BIC3- largura do bico, TAR- comprimento do tarso.

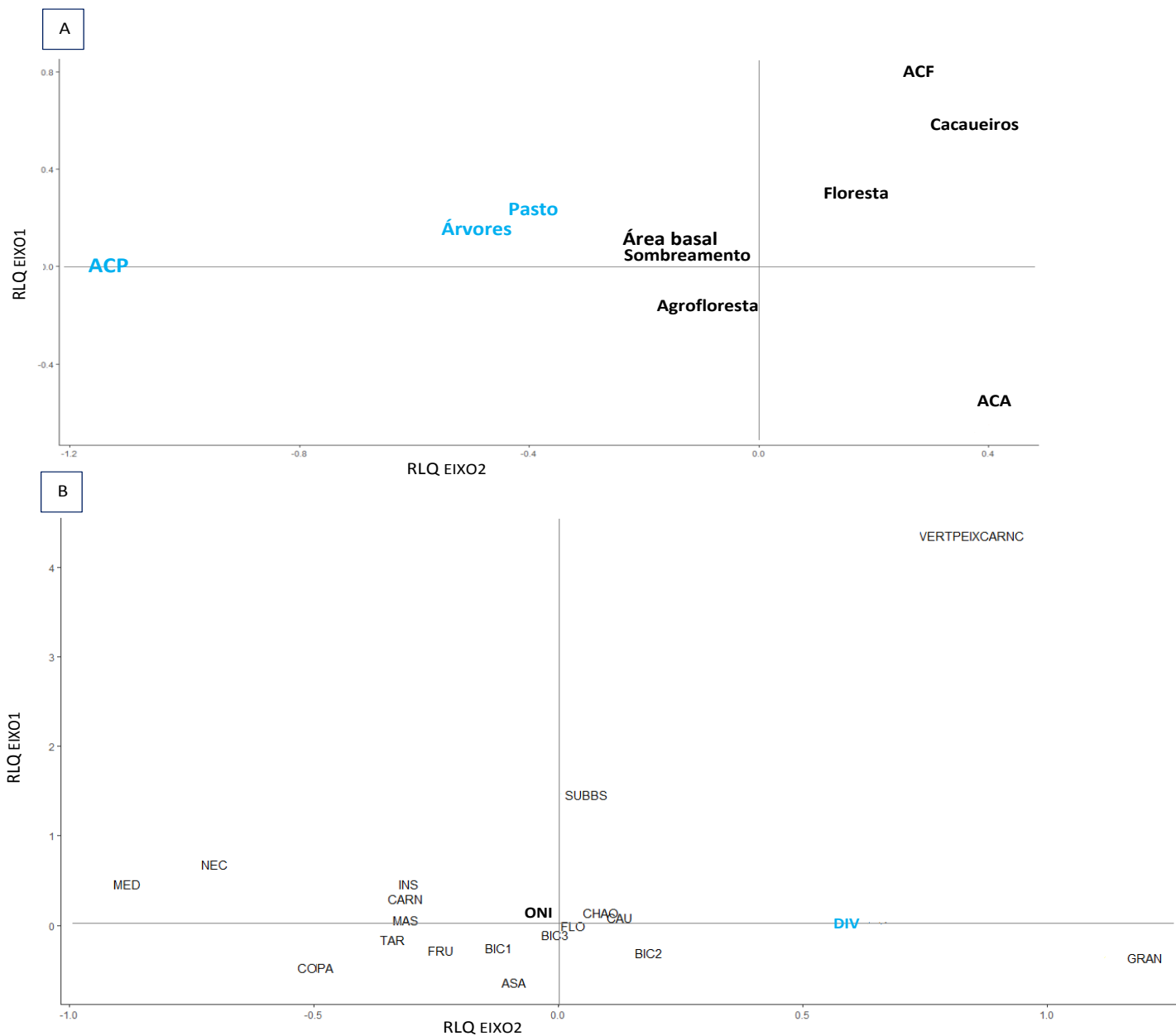


Figura 4- Combinação de resultados de Forty-corner e RLQ para o grupo de aves florestais. Mapa fatorial da análise RLQ apresentando as variáveis associadas aos eixos. As associações significativas com o primeiro eixo são representadas em azul e as variáveis sem associação significativa estão em preto. Em a) Agrofloresta - Porcentagem de cobertura de Agroflorestas de cacau, Floresta- Porcentagem de cobertura de floresta, Pasto- Porcentagem de cobertura por pastagem, ACA- região de alta cobertura de agroflorestas, ACF- região de alta cobertura florestal e ACP- região com grande extensão de áreas abertas. Em b) FLO- habitat florestal, GEN- habitat generalista, CARNV- dieta carnívora, FRU- dieta frugívora, GRA- Dieta granívora, INS-dieta insetívora, NEC- dieta nectarívora, ONI-dieta onívora, CARNC- dieta carniceira, VertPeixCarnc- dieta de vertebrados, peixes e carniça, COPA- forrageio nas copas, DIV- forrageio em vários estratos, CHAO- forrageio no chão, MED- forrageio no estrato médio, SUBBS- forrageio no sub-bosque, MAS- massa corporal, ASA- comprimento da asa, CAU- comprimento da cauda, BIC1- comprimento do bico, BIC2- profundidade do bico, BIC3- largura do bico, TAR- comprimento do tarso.

5.0 DISCUSSÃO

De modo geral, encontramos que as diferentes regiões não influenciaram a diversidade taxonômica (0D e 1D) e funcional (FEve) da comunidade total, da diversidade de espécies florestais ou de generalistas em cabruças. A cobertura florestal e a área basal foram as variáveis que melhor explicaram a relação da comunidade total e de espécies florestais (0D e 1D), com maiores diversidades de aves nas cabruças localizadas em paisagens mais florestadas e com maior área basal de árvores. Já as cabruças mais sombreadas apresentaram uma maior diversidade 1D de espécies generalistas. A equitabilidade funcional (FEve) de espécies florestais foi menor em paisagens com maior porcentagem de agroflorestas de cacau. Apesar da variável região não ter influenciado a diversidade taxonômica e funcional, as regiões de maior e menor cobertura florestal (“ACF” e “ACP”), juntamente com a “porcentagem de pastagem”, “nº de árvores” e “abundância de cacauzeiros”, foram as variáveis que melhor explicaram a distribuição de características funcionais entre os sítios amostrais.

A resposta positiva e similar dos índices 0D e 1D da comunidade total e de espécies florestais presentes em cabruças às variáveis cobertura florestal e área basal indica que ações de manejo para beneficiar este grupo, e especialmente as espécies mais sensíveis às perturbações ambientais, devem ser desenvolvidas em escala da paisagem e em escala local. De fato, estudos prévios desenvolvidos com comunidades de aves em sistemas agroflorestais destinados ao cultivo de cacau já apontaram o efeito de fatores ambientais em mais de uma escala espacial (CLOUGH et al., 2009; HARVEY e VILLALOBOS 2007; MUHAMAD et al., 2013). Porém, na região do estudo, um único estudo considerando a diversidade de aves em SAFs de cacau em função de variáveis locais e da paisagem identificou um efeito predominante de características da paisagem sobre a comunidade de aves de sub-bosque, amostradas por rede de neblina (CABRAL et al. 2021). O resultado distinto entre o presente trabalho e o estudo de Cabral e colaboradores (2021) provavelmente é devido à metodologia utilizada no segundo, que acessa apenas uma parte da comunidade, principalmente as espécies que forrageiam no sub-bosque e chão. Os diferentes grupos de aves respondem de maneira distinta às variáveis locais e da paisagem. Forrageadores de chão, como membros das famílias Tinamidae e Formicariidae, por exemplo, são mais influenciados pelas características locais, enquanto frugívoros e insetívoros são mais influenciados por características

relacionadas à paisagem, como a fragmentação (SICK, 1997; SEKERCIOGLU et al., 2002; VIDAL et al., 2014).

O fato de que especialistas florestais apresentarem maior diversidade em cabruças com maior área basal e generalistas apresentarem maior diversidade em cabruças mais sombreadas, sugere que esses sub-grupos de aves respondem à características locais distintas, como também verificado em outros estudos (ABRAHAMCZYC et al., 2008; CABRAL et al., 2021; JARRET et al., 2021; MUHAMAD et al., 2013). É importante destacar que em nosso estudo, parte dos sítios de cabruca possui baixa densidade de árvores remanescentes, mas por serem indivíduos antigos, possuem CAP maior que árvores registradas, por exemplo, em parte de trechos de florestas próximos, em estágios mais iniciais de regeneração. Os indivíduos remanescentes nas cabruças conferem maior volume de madeira por hectare, mas também apresentam grandes copas emergentes que proporcionam maior sombreamento nestes ambientes e proporcionam local de abrigo e forrageio. Desta forma, possivelmente as variáveis área basal e sombreamento devem manter uma associação positiva, mas não são necessariamente correlacionadas. Uma vez que espécies florestais foram positivamente relacionadas à área basal das árvores nas cabruças, é importante que o manejo destes ambientes seja direcionado para a manutenção das árvores remanescentes e plantio de novos indivíduos, considerando as cabruças com menor área basal e sombreamento.

Além de responder positivamente à área basal local e quantidade de floresta na paisagem, o grupo das espécies florestais sofreu variação da diversidade funcional entre as cabruças. Especificamente observamos uma menor regularidade na distribuição das abundâncias das espécies no espaço funcional nas cabruças localizadas em paisagens com maior porcentagem de agroflorestas de cacau, o que significa que maior porcentagem de cabruças na paisagem beneficia espécies com determinadas características em detrimento de outras. Em um único estudo prévio abordando a diversidade funcional de aves em cabruças na região de estudo, Rocha et al. (2019) verificaram que as agroflorestas de cacau inseridas em paisagens mais florestadas mantêm a equitabilidade funcional das comunidades e que a predominância de agroflorestas na paisagem provoca homogeneização funcional nos remanescentes florestais, confirmando, portanto, a importância de maior cobertura florestal na região para a manutenção da diversidade funcional de aves no Sul da Bahia. Estudos em remanescentes florestais também demonstram que a diversidade funcional diminui com

a redução da cobertura florestal na paisagem (BOVO, 2015; VACCARO et al., 2021), e que o aumento da cobertura florestal na paisagem proporciona similaridade funcional entre a matriz e fragmentos florestais (BARROS, 2017).

Apesar da ausência de respostas da diversidade funcional da comunidade total às variáveis estudadas, encontramos que as variáveis ambientais, em nível de paisagem e local, determinam a distribuição de características funcionais das aves da comunidade total. As cabruças da região ACF apresentaram maior riqueza de aves, apesar destas apresentarem um maior número de cacaeiros, enquanto a região ACP, mais deflorestada, porém onde as cabruças apresentaram maior número de árvores, teve menor riqueza de aves associada. Isto indica que a paisagem pode ser mais importante para manutenção de atributos específicos que as variáveis locais. De fato, outros trabalhos já demonstraram a importância da cobertura florestal na paisagem para a manutenção da riqueza de espécies florestais nos sistemas agroflorestais (CABRAL et al., 2007; CLOUGH et al., 2009, 2011; FARIA et al., 2007; JARRET et al., 2021; ROCHA et al., 2019).

A porcentagem de pastagem na paisagem e o número de árvores, associado às cabruças da região mais deflorestada, também foi um fator negativo para a riqueza de espécies florestais em cabruças. Possivelmente porque na região ACP, de maior predominância de áreas abertas, um maior número de árvores nas cabruças exerceu menor influência sobre a riqueza de aves florestais que a paisagem dominada por pastagem. Além disso, a única correlação significativa de características das espécies florestais com variáveis ambientais demonstrou que espécies que forrageiam em diversos estratos apresentam maior riqueza em paisagens mais florestada e em cabruças com maior abundância de cacaeiros. Assim, nossos resultados indicam que maior cobertura florestal beneficia espécies florestais que forrageiam em diversos estratos. Enquanto a região mais deflorestada foi negativamente associada a uma menor riqueza de espécies que forrageiam em médio estrato, em diversos estratos e de dietas nectarívoras e insetívoras como esperado (GOULART, 2007; GOVE et al., 2013; THOM et al., 2012; REITSMA et al., 2001).

6.0 CONCLUSÃO

A comunidade total e os especialistas florestais foram os grupos que melhor responderam às variáveis locais e da paisagem, sendo a cobertura florestal e a área basal as variáveis mais importantes para manter a diversidade taxonômica de aves em geral e de especialistas florestais nos sistemas cabruças da região sul da Bahia. De acordo com estes resultados, o manejo mais adequado para a manutenção de aves florestais deve ser elaborado considerando os níveis local e de paisagem. Além de promover maior cobertura florestal na paisagem, também manter os indivíduos arbóreos remanescentes nas cabruças, promovendo principalmente maior área basal, mas também sombreamento local. Nosso estudo também apresenta a cobertura de agroflorestas de cacau como um fator negativo para manter a diversidade funcional de espécies florestais nas agroflorestas da região. Além disso, considerando as características funcionais, um maior número de árvores nas cabruças da região mais deflorestada não foi um fator importante para maior riqueza de aves, enquanto uma maior abundância de cacauzeiros nas cabruças da região de maior cobertura florestal não foi um fator limitante para a riqueza de espécies. Isso indica uma maior influência da paisagem sobre a manutenção da riqueza de aves mais que variáveis locais.

Concluimos que a cobertura florestal é o fator mais importante para a manutenção da diversidade taxonômica de espécies florestais nos sistemas cabruças do sul da Bahia, que a cobertura de agroflorestas de cacau na paisagem não substitui a cobertura florestal na manutenção da diversidade funcional de especialistas florestais, uma vez que este grupo declinou em paisagens dominadas por agroflorestas, e que a região e a paisagem, mais que variáveis locais, parecem exercer maior influência na riqueza de espécies e distribuição das suas características funcionais.

7.0 REFERÊNCIAS

- BARROS, M. F. Species composition, ecological functions and ecosystem services by birds across forest-matrix interfaces in tropical disturbed landscapes. 2017. 163 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia), Universidade Estadual Paulista, SP. 2017.
- BEYER, D. D. O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade de São Paulo, SP. 2006.
- BOVO, A. A. A. Diversidade e riqueza funcional de assembleia de aves na Mata Atlântica. 2015. 84 f. Dissertação (Conservação de Ecossistemas florestais), Universidade de São Paulo, SP. 2015.
- BURT, J. E., BARBER, G. M., RIGBY, D. L. Elementary statistics for geographers. New York, The Guilford Press, p. 653, 2009.
- BROTONS, L.; MONKKONEN, M., MARTIN, J. L. Are fragments Islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. **The American Naturalist**, v. 162, p. 344-357, 2003.
- CABRAL, J. P., FARIA, D., MORANTE-FILHO, J. C. Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1-9. 2021.
- CALAÇA, M. A.; GRELE, V. E. C. Diversidade funcional de comunidades: Discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia Australis**, v. 4, p. 401-416. 2016.
- CASSANO, R. C. et al. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity Conservation**, v. 18, p. 577-603. 2009.
- CIANCIARUSO, V. M. Beyond Taxonomical Space: Large-scale Ecology meets Functional and Phylogenetic Diversity. **Frontiers Of Biogeography**, v. 3, p. 87-90. 2011.
- CIANCIARUSO, V. M.; SILVA, A. I.; BATALHA, A, M. Diversidades Filogenética e Funcional: Novas Abordagens para a Ecologia de Comunidades. **Biota Neotrópica**, v. 9, p. 93-103. 2009.
- CURTIS, G. P. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, p. 1108-1111. 2018.
- DANIELSEN, F., HEEGAARD, M. The impact of logging and forest conversion on lowland forest, birds and other wildlife in Seberida, Riau Province, Sumatra. In sandbukt (ed) Management of tropical forest: towards an integrated perspective. Oslo: University of Oslo, 1995. P. 73-92.
- DUKES, J. S. Biodiversity and invasibility in grassland microcosms. **Oecologia**, v.27, p. 563-568. 2001.

- DRAY, S., E P. LEGENDRE. Testing the link between species traits and environmental characteristics: the fourth-corner problem revisited. **Ecology**, v. 89, p. 3400-3412. 2008.
- DRISCOLL et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 605–613. 2013.
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** v. 48, p. 1-23. 2017.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-51. 2003.
- FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v. 12, p. 346-353. 2002.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515
- FAO, Global Forest Resources Assessment-Key Findings. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2020.
- FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J., CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 587-612. 2006.
- FARIA, D. et al. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity Conservation**, v. 16, p. 2335–2357. 2007.
- FLYNN et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, p. 22–33. 2009.
- FISCHER et al. Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. **Ecosystems** , v. 10, p. 964–974. 2007.
- FISZON, J. T. et al. Causas Antrópicas. In: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A .S. (Orgs.) Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 65-99.
- GAJASENI, J.; MATTA-MACHADO, R.; JORDAN, C.F. Diversity agroforestry systems: buffers for biodiversity reserves, and landbridges for fragmented habitats in the tropics. In: Szaro, R.C.; Johnston, D.W. (eds.). **Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice**. Oxford University Press., 1996. P. 506-513.
- GASTON, K. J., BLACKBURN, T. M. Birds, body size and the threat of extinction. **Biological Sciences**, v. 347, p. 205–212. 1995.
- GOULART, F. F. Aves em quintais agroflorestais do Pontal do Paranapanema, São Paulo: epistemologia, estrutura de comunidade e frugivoria. 2007. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e manejo de vida silvestre)- Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.

- GOVE et al. Structurally complex farms support high avian functional diversity in tropical montane Ethiopia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, p. 87-97. 2013.
- GREENBERG, R. I.; PERFECTO.; PHILPOTT, S. M. Introduction: Agroforests as Model Systems for Tropical Ecology. **Ecology**, v. 89, p. 913-914. 2008.
- GREENBERG et al. Bird Populations in Shade and Sun Coffee Plantations in Central Guatemala. **Conservation Biology**, v. 11, n. 2, p. 448-459, April 1997.
- HARVEY et al. Patterns of Animal Diversity in different forms of tree Cover In agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 16, P. 1986-1999. 2006.
- HARVEY, C. A., VILLALOBOS, GONZÁLEZ J. A., Agroforestry systems conserve speciesrich but modified assemblages of tropical birds and bats. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2257-2292. 2007.
- HERNANDEZ, M. S. et al. Coffee Agroforests Remain Beneficial for Neotropical Bird Community Conservation across Seasons. **Plos One**, v. 8. P. 1-9, 2013.
- HUTTO, R. L.; PLETSCHE, M.; HENDRICKS, P. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. **Auk**, v. 103, p. 593-602. 1986.
- JACKSON, H. B.; LENORE, F. Habitat Loss and Fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 4, p. 50-58. 2013.
- JACKSON, H. B.; LENORE, F. What size is a biologically relevant landscape? **Landscape Ecology**, v. 27, p. 29-94. 2012.
- JARRETT et al. Bird communities in African cocoa agroforestry are diverse but lack specialized insectivores. **Journal of Applied Ecology**, p. 1-11. 2021.
- KUPFER J.A, MALANSON G.P, FRANKLIN S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 8-20. 2006.
- LABECCA, M. F. Menos Complementares e Redundantes, Porém mais Jovens: Organização de Assembleias de Aves em Monoculturas Florestais. 2015. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2015.
- LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P.; B. SHIPLEY. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. Rpackage version 1.0-12.
- LAPS, R. R. Efeito da fragmentação e alteração do habitat na avifauna da região da Reserva Biológica de Una, Bahia. 2006. 176 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.
- MACHADO, A. B. M., MARTINS, C. S.; DRUMMOND G. M. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2005. P. 160.
- MALHI, Y. et al. Tropical Forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, p. 125-159, 2014.

- MORANTE-FILHO, C. J., et al. Compensatory dynamics maintain bird phylogenetic diversity in fragmented tropical landscapes. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–11. 2017.
- MORANTE-FILHO, C. J. Aves em paisagens antrópicas: desvendando os impactos de mudanças na cobertura do solo sobre grupos ecológicos e processos ecossistêmicos. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade). 2016. 174 f. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus. 2016.
- MORANTE-FILHO, C. J. et al. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. **Plos One**, 10 (6). 2015.
- MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution March**, V. 28, p. 167-177. 2013.
- MUHAMAD et al. Effects of habitat type, vegetation structure, and proximity to forests on bird species richness in a forest–agricultural landscape of West Java, Indonesia. **Agroforest Systems**, v. 87, p. 1247–1260. 2013.
- NÁJERA, A.; SIMONETTI, J. A. Can oil palm plantations become bird friendly? **Agroforest Systems**, v. 80, p. 203-209. 2010.
- PARDINI, R. et al.. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One** 5, e13666. 2010.
- PETCHEY, L. O.; HECTOR, A. GASTON, J, K. How do different measures of functional diversity perform? **Ecology**, v. 85, p.847-857. 2004.
- QUAZI, A. S., TICKTIN, T. Understanding drivers of forest diversity and structure in managed landscapes: Secondary forests, plantations, and agroforests in Bangladesh. **Forest Ecology and Management**, v. 366, p. 118–134. 2016.
- R Development Core Team., R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R577project.org/>.2013.
- REITSMA, R., PARRISH, J. D., MCLARNEY, W. The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. **Agroforestry Systems**, v. 53, p. 185–193. 2001.
- ROCHA, J., LAPS, R. R., MACHADO, G. C. CAMPIOLO, S. The conservation value of cacao agroforestry for bird functional diversity in tropical agricultural landscapes. **Ecology and Evolution**, v. 9, p. 7903–7913. 2019.
- SAMBUICHI, R. H. R. et al. Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 1055–1077. 2012.
- SEKERCIOGLU, C.H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology and Evolution**, v.21, p. 464-471. 2006.
- SCHROTH, G., HARVEY, C. A. Biodiversity conservation in cocoa production landscapes: an overview. **Biodiversity Conservation**, v. 16, p. 2237–2244. 2007.

- SCHROTH, G. et al., 2004. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Island Press, Washington, 523 p.
- TERBORGH, J. Maintenance of Diversity in Tropical Forests. **Biotropica**, v. 24, p. 283–292. 1992.
- TICHY, L. Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, p. 427–435. 2016.
- THIOLLAY, J. M. The role of traditional agroforests in the conservation of rainforest bird diversity in Sumatra. **Conservation Biology**, v. 9, p. 335–353. 1995.
- TILMAN, D. Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109–120. 2001.
- UEZU, A., METZGER JP. Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. **PLoS ONE** 11(1): e0147909. 2016.
- UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, JP. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 1907–1922. 2008.
- UEZU, A.; METZGER, JP. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 3627–3643. 2011.
- UEZU, A.; METZGER, P. J.; VILLIARD, E. M. J. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, p. 507–519. 2005.
- VACCARO, S. A., Filloy, J., Bellocq, M. I. Bird taxonomic and functional diversity in urban settlements within a forest biome vary with the landscape matrix. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, p. 9–17, 2021.
- VAN BAEL, A. S. et al. Bird diversity in cacao farms and forest fragments of western Panama. **Biodiversity Conservation**, v. 16, p. 2245–2256. 2007.
- VIDAL, M. M. et al. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. **Ecology**, v. 95, p. 3440–3447. 2014.
- VIELLIARD, J. M. et al. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: Matter, S. V.; Straube, F. C.; Piacentini, V. & Candido Jr., J. F. (orgs.). Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento. Rio de Janeiro, 2010. P. 47–60.
- WALTERT, M. et al. From forest to farmland: habitat effects on afro-tropical forest bird diversity. **Ecological Applications**, v. 15, p. 1351–1366. 2005.
- WILMAN, H. et al. Elton Traits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, p. 2027. 2014.
- ZUUR, A. F. et al. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer: New York, 2009.

APÊNDICES

Apêndice A

Tabela A- Resultado do Teste de Moran I que verifica a ocorrência de autocorrelação espacial (LEGENDRE, 1993). O teste foi gerado para os resíduos dos melhores modelos (com menor número de variáveis preditoras entre os modelos com $\Delta AIC \leq 2.0$), usando as coordenadas X e Y dos locais de amostragem. Este método considera que os valores de $P \leq 0,05$ indicam correlação espacial entre as variáveis (GITTLEMAN e KOT, 1990).

Diversidade Taxonômica ⁰D-Comunidade total		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Área basal + Cobertura florestal	0.33	0.11
Cobertura florestal	0.58	0.12
Área basal + Cobertura florestal + Região	0.03	0.11
Diversidade Taxonômica ¹D-Comunidade total		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Área basal + Cobertura florestal	0.23	0.11
Área basal	0.17	0.11
Área basal + Cobertura agroflorestal +	0.24	0.11
Diversidade Funcional FEve-Comunidade total		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Abundância de cacauzeiros + Cobertura florestal	0.51	0.11
Cobertura florestal	0.51	0.11
Abundância de cacauzeiros	0.19	0.11
Diversidade Taxonômica ⁰D-Espécies florestais		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Área basal + Cobertura florestal	0.10	0.11
Cobertura florestal	0.33	0.11
Abundância de cacauzeiros + Cobertura florestal	0.10	0.11
Diversidade Taxonômica ¹D-Espécies florestais		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Área basal + Cobertura florestal	0.98	0.11
Diversidade Taxonômica ⁰D-Espécies Generalistas		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Abundância de cacauzeiros	0.10	0.11
Cobertura florestal	0.18	0.11
Diversidade Taxonômica ¹D-Espécies Generalistas		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Sombreamento	0.28	0.11
Sombreamento + Cobertura florestal	0.35	0.11
Área basal	0.55	0.11

Diversidade Funcional FEve-Florestais		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Cobertura agroflorestal	0.94	0.11
Área basal + Cobertura agroflorestal	0.26	0.1
Cobertura agroflorestal + Sombreamento	0.97	0.11
Diversidade Funcional FEve-Generalistas		
Modelos	Valor-P	Desvio Padrão
Nulo		

Apêndice B- Resultados dos dois primeiros eixos de análise RLQ considerando as variáveis ambientais e as características das espécies.

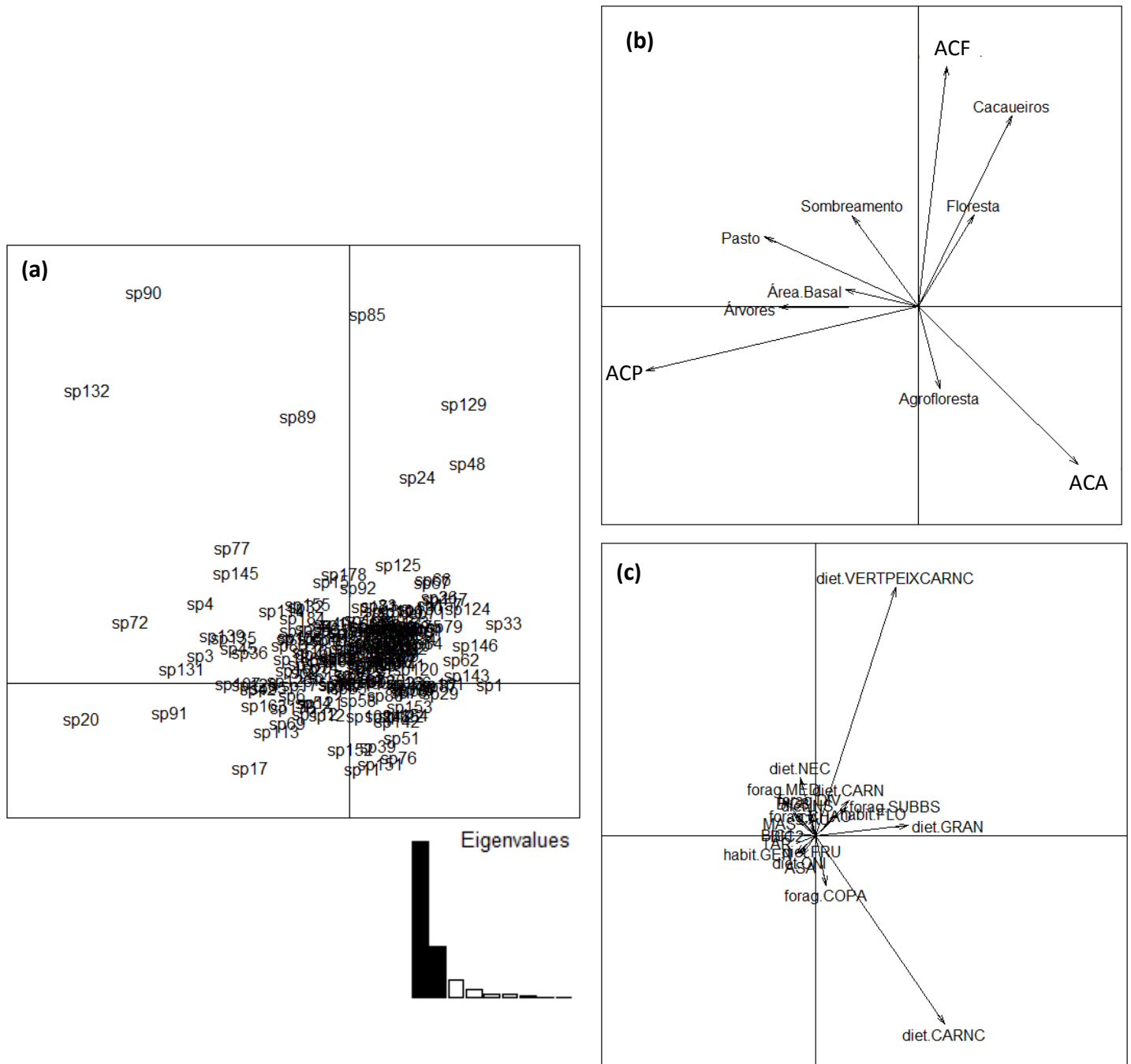


Fig. B1. Resultados dos dois primeiros eixos de análise RLQ para a comunidade total: (a) autovalores e espécies (a inserção mostra autovalores, com os dois primeiros eixos em preto), (b) análise de componentes principais (PCA Hill-Smith) analisando a covariação de variáveis ambientais e (c) características funcionais. Abreviaturas: Agrofloresta - Porcentagem de cobertura de Agroflorestras de cacau, Floresta- Porcentagem de cobertura de floresta, Pasto- Porcentagem de cobertura por pastagem, ACA- região de alta cobertura de agroflorestras, ACF- região de alta cobertura florestal e ACP- região com grande extensão de áreas abertas. Em b) FLO- habitat florestal, GEN- habitat generalista, CARNV-

dieta carnívora, FRU- dieta frugívora, GRA- Dieta granívora, INS-dieta insetívora, NEC- dieta nectarívora, ONI-dieta onívora, CARNC- dieta carniceira, VertPeixCarnc- dieta de vertebrados, peixes e carniça, COPA- forrageio nas copas, DIV- forrageio em vários estratos, CHAO- forrageio no chão, MED- forrageio no estrato médio, SUBBS- forrageio no sub-bosque, MAS- massa corporal, ASA- comprimento da asa, CAU-comprimento da cauda, BIC1-comprimento do bico, BIC2-altura do bico,BIC3-largura do bico, TAR-comprimento do tarso.

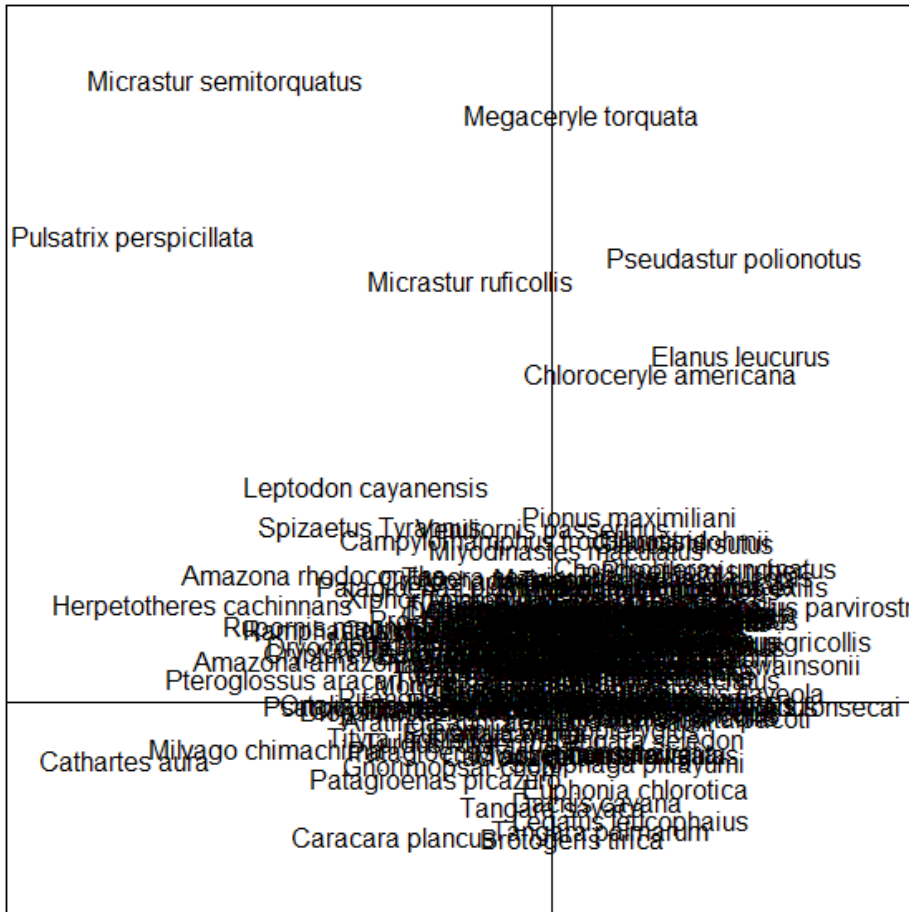


Figura B2- Ordenação RLQ da comunidade total.

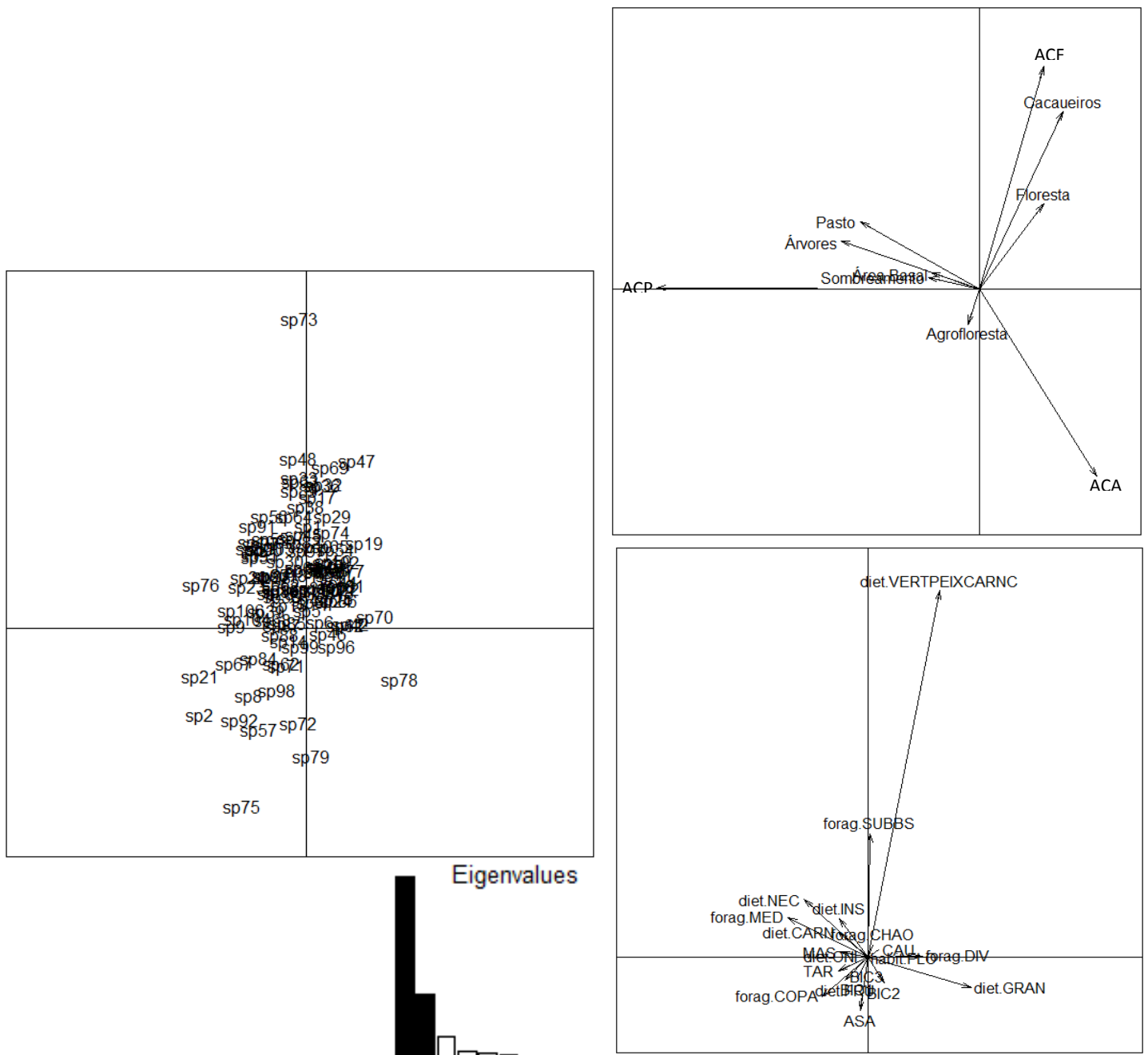


Figura B3- Resultados dos dois primeiros eixos de análise RLQ para aves especialistas florestais: (a) autovalores e espécies (a inserção mostra autovalores, com os dois primeiros eixos em preto), (b) análise de componentes principais (PCA Hill-Smith) analisando a covariação de variáveis ambientais e (c) características funcionais. Abreviaturas: Agrofloresta - Porcentagem de cobertura de Agroflorestas de cacau, Floresta- Porcentagem de cobertura de floresta, Pasto- Porcentagem de cobertura por pastagem, ACA- região de alta cobertura de agroflorestas, ACF- região de alta cobertura florestal e ACP- região com grande extensão de áreas abertas. Em b) FLO- habitat florestal, GEN- habitat generalista, CARNV- dieta carnívora, FRU- dieta frugívora, GRA- Dieta granívora, INS- dieta insetívora, NEC- dieta nectarívora, ONI- dieta onívora, CARNC- dieta carniceira, VertPeixCarnc- dieta de vertebrados, peixes e

carniça, COPA- forrageio nas copas, DIV- forrageio em vários estratos, CHAO- forrageio no chão, MED- forrageio no estrato médio, SUBBS- forrageio no sub-bosque, MAS- massa corporal, ASA- comprimento da asa, CAU-comprimento da cauda, BIC1-comprimento do bico, BIC2-altura do bico,BIC3-largura do bico, TAR-comprimento do tarso.

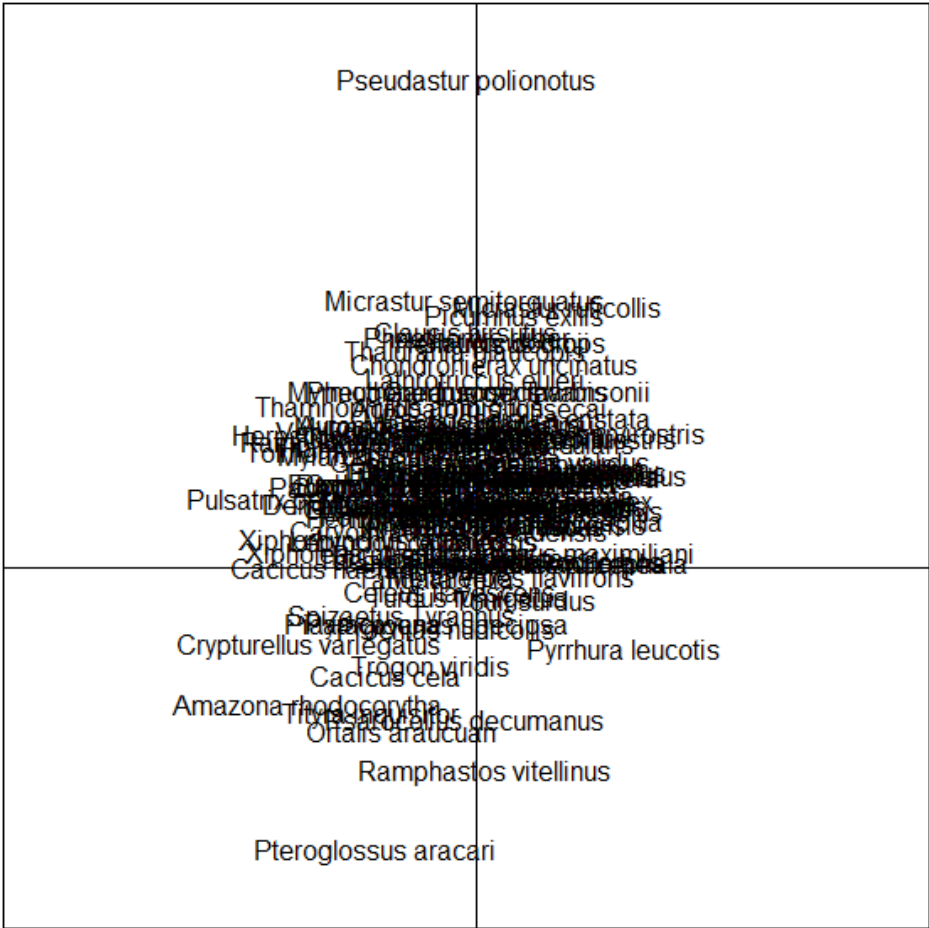


Figura B4- Ordenação RLQ das aves especialistas florestais.

REFERÊNCIAS

GITTLEMAN, J.L., KOT, M., 1990. Adaptation: statistics and a null model for estimating phylogenetic effects. **systematic zoology**, v. 39, p. 227–241.

GUISAN, A., THUILLER, W., ZIMMERMANN, N.E., 2017. Habitat suitability and distribution models: with applications in R. Cambridge University Press.

LEGENDRE, P., 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, v. 74, p. 1659–1673.

CONCLUSÕES GERAIS

De maneira geral, os resultados obtidos nesta tese colaboraram para maiores esclarecimentos sobre a contribuição das agroflorestas de cacau para a conservação de aves. As principais conclusões obtidas neste estudo foram:

1. As agroflorestas auxiliam a manutenção da diversidade taxonômica de aves, embora apresente maior diversidade de espécies generalistas em substituição a espécies florestais.
2. O ambiente (floresta vs. agrofloresta) foi o fator preponderante para determinar a diversidade taxonômica de especialistas florestais e generalistas. No entanto, a cobertura florestal no entorno do sítio foi também responsável pela manutenção da diversidade de espécies florestais;
3. A comunidade total e os especialistas florestais foram os grupos que melhor responderam às variáveis locais e da paisagem, sendo a cobertura florestal e a área basal as variáveis mais importantes para manter a diversidade taxonômica da comunidade total e de especialistas florestais nos sistemas cabruças da região sul da Bahia. Assim, o manejo mais adequado para a manutenção de aves florestais deve ser elaborado considerando os níveis local e de paisagem. Além de promover maior cobertura florestal na paisagem, também manter os indivíduos arbóreos remanescentes nas cabruças, promovendo principalmente maior área basal, além de sombreamento local.
4. As agroflorestas apresentaram diversidade funcional total similar às florestas independentemente da paisagem e região, porém a composição de espécies foi alterada entre as regiões e de acordo com a cobertura de floresta e agrofloresta na paisagem, com consequência para os traços funcionais predominantes nas comunidades. Especificamente, maior alteração dos traços das aves nas regiões mais antropizadas indicando uma maior presença de rapinantes e psitacídeos nestes locais.
5. A cobertura de agroflorestas de cacau foi um fator negativo para manter a diversidade funcional de espécies florestais nas agroflorestas da região, uma vez que este grupo declinou em paisagens dominadas por agroflorestas. Além disso, considerando as características funcionais, um maior número de árvores nas cabruças da região mais deflorestada não foi um fator importante para maior riqueza de aves, enquanto uma maior abundância de cacauzeiros nas cabruças da região de maior

cobertura florestal não foi um fator limitante para a riqueza de espécies, o que indica uma maior influência da paisagem sobre a manutenção da riqueza de aves, mais que variáveis locais;

Concluimos que as agroflorestas auxiliam a diversidade taxonômica e funcional da comunidade total, mas não substituem a cobertura florestal na manutenção da diversidade funcional de especialistas florestais e que a diversidade taxonômica deste grupo é dependente do ambiente floresta e da cobertura florestal na paisagem. A cobertura florestal e área basal foram as características mais importantes para a manutenção da diversidade taxonômica de espécies florestais na região do estudo, sobretudo nos sistemas cabruças, porém, a região e a paisagem, mais que variáveis locais, parecem exercer maior influência na riqueza de espécies e distribuição das suas características funcionais. Diante desses resultados, ressaltamos a importância de iniciativas que promovam paisagens agroflorestais com representatividade de cobertura florestal nativa, promovendo também maior área basal nos sistemas cabruças através de replantio e manutenção de indivíduos arbóreos. Estas ações são primordiais para evitar a perda de espécies florestais mais sensíveis ao desmatamento.