

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

FERNANDO IGOR DE GODOY PIRES DA SILVA

AVIFAUNA EM REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DA
BAHIA: SENSIBILIDADE E CONSERVAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Recursos Naturais,
para obtenção do título de Mestre em Ecologia
e Recursos Naturais.

São Carlos
2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

FERNANDO IGOR DE GODOY PIRES DA SILVA

**Avifauna em remanescentes de Mata Atlântica no Sul da Bahia:
sensibilidade e conservação**

Orientação: Prof. Dr. Augusto João Piratelli
Co-orientação: Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa

São Carlos
2021



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Fernando Igor de Godoy Pires da Silva, realizada em 16/03/2021.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Augusto João Piratelli (UFSCar)

Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho (UFSCar)

Prof. Dr. José Carlos Morante Filho (UESC)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

AGRADECIMENTOS

A todos que participaram e me ajudaram ao longo da minha jornada ornitológica.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Augusto João Piratelli por todos os valiosos ensinamentos durante todo esse percurso e por sua amizade. Pela paciência, pois consegui ir poucas vezes ao laboratório e participar de reuniões presenciais antes da pandemia. Por ter dado tanta atenção à minha dissertação, em especial às suas minuciosas revisões e comentários construtivos.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa pela disponibilidade, pelo aprendizado e imensa vontade em me ajudar. Sou grato porque em momentos de preocupações, dava ótimos conselhos e conseguia me ajudar a colocar todo meu trabalho no rumo certo e me tranquilizar.

Ao professor Marcos Martines pela ajuda com a estatística e interesse em me auxiliar.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da USFCar (PPGERN) e todos seus membros.

À minha esposa Ana Paula C. Pierini que sempre me apoiou em todos os momentos. Por ter compreendido meu desejo de estudar, mesmo que isso entrasse em conflito com compromissos familiares e eu ficasse muitas vezes ausente. E à minha pequena Maria Fernanda por ter me dado tanto carinho e amor mesmo sem entender o que eu estava produzindo, mas sempre ao meu lado.

Aos meus pais Antonio e Selma, que sempre incentivaram meu sonho de ser ornitólogo desde pequeno, não deixando faltar nada. Ao meu irmão Bruno Cesar, pelo incentivo. Aos meus sogros Dona Marta e Piri (Pérola) e meus cunhados Guilherme (Gui) e Rodrigo (Digo) pela grande amizade que desenvolvemos ao longo de todos esses anos.

Aos companheiros de campo e principalmente amigos, André Vasconcellos, Diogo Casanova, Diego Lara, Daniel Homem, João Gebbin, Leandro Morais, Raísa Rodarte, Vinícius Andrade, pela paciência com meu vício em ver aves e por estarem juntos nas amostragens. À equipe da Casa da Floresta e antigos colaboradores que acompanharam esse processo, Arthur Macarrão, Elson Lima, Francisco Rollo, Klaus Barretto, Marcelo Ducatti, Márcia Brito, Mônica Brito, Oiliam Storlaski, Paulo Efraim, Rogério Cánovas e muitos outros. Ao Vagner Gabriel pelas discussões e conversas construtivas sempre me ensinando e direcionando. Ao Rodrigo Bernardo pela constante amizade e auxílio com mapas e geoprocessamento. Ao Júlio Magalhães por sempre me ensinar botânica e ouvir minhas inferências ornitológicas. À Lys Souza pelo excelente apoio durante o estágio, sempre prestativa em tudo.

À toda a equipe da Veracel Celulose, sempre muito acolhedora. Em especial, à Priscilla Sales, pela companhia no birdwatching, e Virgínia Camargos, por sempre ter me recebido muito bem na Estação Veracel. Ao Jaílson Souza, pela amizade e parceria ao longo de todos esses anos indo juntos no campo para fotografar aves.

A todos amigos do LECO, em especial, Lucas Campos-Silva, pela amizade e Marcos Melo (Petrim), brother de tantos anos na ornito, que me incentivou a prestar o mestrado e sempre me ajudou com as burocracias e vocalizações.

Aos colegas do mestrado, Dáfini, Lahert, Regiane, Fabrício e Cláudio, mesmo que com pouco tempo de convivência (devido à pandemia) pudemos trocar boas ideias. À Camila Gonçalves por sempre me ajudar me instruindo com as dúvidas referentes ao curso.

Ao amigo Alex Bovo, por ter me ajudado a obter alguns artigos e pelas risadas sobre piadas ornitológicas.

Enfim, a todos aqueles que gostam de passarinho.

*“Dedico esse trabalho à minha esposa
Ana Paula pela paciência e compreensão com
minha ausência devido a viagens e estudos”.*

FORMATAÇÃO

O presente estudo segue as exigências do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) da Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR, no qual a submissão para uma revista científica é solicitada. Assim, esta dissertação foi regida no formato de dois artigos científicos, sendo que cada capítulo está formatado segundo as normas exigidas pela revista em que foi submetido: “Landscape effects on bird assemblages of Atlantic Forest in Northeastern Brazil: sensitivity and conservation”, que será submetido à revista Journal of Tropical Ecology e “Avifauna associada a muçunungas: composição e uso do habitat”, publicado na revista Oecologia Australis (<https://revistas.ufjf.br/index.php/oa/article/view/34243>). A submissão é solicitada na norma regimental atual do Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos (<https://www.ppgern.ufscar.br/pt-br/alunos/regimentos-e-normas>).

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	2
1. RESUMO.....	9
2. ABSTRACT.....	11
3. APRESENTAÇÃO	12
4. INTRODUÇÃO GERAL.....	13
5. OBJETIVOS	18
6. REFERÊNCIAS.....	19
CAPÍTULO I – Landscape effects on bird assemblages of Atlantic Forest in Northeastern Brazil: sensitivity and conservation	26
Abstract.....	27
Introduction.....	28
Materials and Methods.....	30
Results.....	37
Discussion	43
Conclusions.....	46
Acknowledgments.....	47
References.....	48
Supplementary materials.....	56
CAPÍTULO II - Avifauna associada a muçunungas: composição e uso do habitat	92
1.RESUMO	92
2. ABSTRACT.....	93
3. INTRODUÇÃO	94
4. MATERIAL E MÉTODOS	95
5. RESULTADOS.....	100
6. DISCUSSÃO	103
7. AGRADECIMENTOS	106
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	107

9. MATERIAL SUPLEMENTAR 1	111
FONTE DE RECURSO.....	119
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	120

1. RESUMO

Avifauna em remanescentes de Mata Atlântica no sul da Bahia: sensibilidade e conservação

O sul da Bahia se destaca no cenário conservacionista contendo alguns dos maiores remanescentes de Mata Atlântica. Consequentemente, a região é detentora de uma rica biodiversidade, contendo táxons que já foram extintos em grande parte de sua distribuição original. Além dos grandes remanescentes florestais, a região engloba enclaves de muçunungas, formações vegetacionais em solos arenosos, consideradas ambientes sensíveis às perturbações antrópicas. Aqui nós estudamos as assembléias de aves na região denominada Costa do Descobrimento, sul da Bahia, entre 2011 e 2019, sob duas perspectivas, avaliadas em dois capítulos: (i) avaliar a influência das alterações das paisagens na avifauna e verificar sua sensibilidade às perturbações antrópicas; (ii) apresentar a primeira lista discutida da avifauna associada a áreas de muçunungas com diferentes estruturas (gramíneo-lenhosa - GL e floresta de muçununga - FM), caracterizar o uso de recursos alimentares nessas formações, bem como a influência de formações vegetais adjacentes. No capítulo 1, nossas hipóteses são (1) limiaries de vegetação nativa de áreas em condições prístinas para aves tendem a ser distintos de estudos em locais sob distúrbios de longo prazo e/ou mais fragmentados; (2) as espécies dependentes de floresta (FD) e semi-dependentes (FS) respondem de maneira diferente aos padrões de uso da terra; (3) os padrões de sensibilidade podem ser mais específicos que os padrões gerais. Amostramos 293 pontos e 100 foram estabelecidos em dez classes diferentes de porcentagem de cobertura florestal para gerar modelos para estimar os efeitos da paisagem sobre as aves. Definimos um buffer (raio de 1 km) para cada ponto, onde calculamos seis métricas de paisagem e três atributos de aves. Registramos 340 espécies; 56 altamente sensíveis. Confirmamos que as áreas mais primitivas têm limiaries de vegetação nativa mais altos; paisagens preservando grandes remanescentes de floresta nativa hospedam táxons de aves localmente extintos de outras regiões, com muitas espécies presentes somente em áreas >60% de vegetação nativa. Isso se deve, possivelmente, devido à melhor estrutura da vegetação e maior conjunto de recursos. Assim, a variável que apresentou a maior correlação coma abundância e riqueza de espécies florestais foi a área núcleo. Também confirmamos que FD e FS respondem de forma diferente ao uso da terra; as espécies FD são mais sensíveis devido aos seus requisitos ecológicos. Nossos dados também revelaram padrões específicos de sensibilidade ambiental. Ressalta-se a importância de manter 60% dos limites de vegetação nativa, bem como a necessidade de direcionar esforços para preservar grandes fragmentos (≥ 100 ha) na paisagem para a manutenção de espécies de aves mais sensíveis. Já no capítulo 2, foram avaliadas cinco áreas de muçunungas, sendo registradas 216 espécies, das quais 32 são endêmicas da Mata Atlântica e 14 ameaçadas de extinção, seja em escala nacional e/ou global. A categoria alimentar mais representativa foi a de insetívoros (77 espécies), seguida de onívoros (53) e frugívoros (32). Forem registradas 109 espécies na FM, com predomínio de florestais (66%), e 183 em GL, na qual houve equilíbrio na proporção de espécies de hábitos florestais, semiflorestais e de áreas abertas. Devido às

similaridades com as restingas, sugere-se que diretrizes conservacionistas semelhantes possam ser aplicadas aos dois ambientes.

2. ABSTRACT

Avifauna in Atlantic Forest remnants in southern Bahia: sensitivity and conservation

The south of Bahia stands out in the conservationist scenario, hosting the largest Atlantic Forest remnants. Consequently, the region has a rich biodiversity, containing taxa that have already been extinct in most of their original distribution. In addition to the great forest remnants, the region includes enclaves of *muçunungas*, vegetation formations in sandy soils, considered environments sensitive to anthropogenic disturbances. Here we study bird assemblies in the region called Costa do Descobrimento, south of Bahia, between 2011 and 2019, under two perspectives: (i) the influence of landscape changes; (ii) present the first discussed list of *muçunungas*' avifauna with different structures (grassy-woody - GL and *muçununga* forest - FM), characterize the use of feeding resources in these formations, as well as the influence of adjacent vegetation formations. In Chapter 1, our hypotheses are (1) native vegetation thresholds of pristine areas be likely to be distinct than sites under long term disturbances and/or more fragmented over a larger chronological scenario for birds; (2) forest dependent (FD) and semi-dependent (FS) species respond differently to patterns of land use; (3) specific sensitivity patterns are distinct from general patterns studies. We sampled 293-point counts, and 100 were settled across ten different classes of forest cover percentage to generate models for estimating the landscape effects on birds. We defined one buffer (1 km radius) for each point, where we calculated six landscape metrics and three bird attributes. We recorded 340 species; 56 highly sensitive. We confirm that there are higher thresholds in pristine areas; landscapes preserving large remnants of native forest host bird taxa locally extinct from other regions, with many species present only in areas > 60% of native vegetation. This is due to better vegetation structure and a larger set of resources, possibly. Thus, the core area was the variable that showed the highest correlation with the abundance and richness of forest species. We also confirmed that forest FD and FS respond differently to land use; FD species are more sensitive because of their ecological requirements. Our data also revealed specific patterns of environmental sensitivity. The importance of maintaining 60% thresholds of native vegetation is emphasized, as well as the need to direct efforts to preserve large fragments (≥ 100 ha) in the landscape for the maintenance of more sensitive bird species. In the chapter of *muçunungas*, in turn, we recorded 216 species; 32 endemics to the Atlantic Forest and 14 threatened with extinction. The most abundant feeding guilds were insectivores (77 species), omnivores (53), and frugivores (32). A total of 109 species were recorded in FM and 183 in GL. Strictly forest birds prevailed in FM (66%), and forest, semi-forest, and open-area species were detected in similar amounts in GL. Similar to restingas, *muçunungas* are influenced by surrounding environments. There was a predominance of generalist birds, with many species coming from these surrounding environments. Due to the similarities with restingas, it is suggested that similar conservationist strategies could be applied to both environments of the Atlantic Forest.

3. APRESENTAÇÃO

O sul da Bahia, embora ainda pouco estudado, se destaca em cenário global por possuir remanescentes de Mata Atlântica em estágio avançado de regeneração, contendo um dos maiores blocos do bioma e os maiores do Nordeste brasileiro (Bencke *et al.* 2006). Tais áreas constituem um dos últimos redutos para populações de muitas espécies que já foram extintas em grande parte de sua distribuição (CEMAVE 2018). Desse modo, esses remanescentes, com condições agora pouco presentes no bioma, representam importantes áreas controles para subsidiar estudos que visem compreender os impactos de alterações da paisagem, como a fragmentação e a descaracterização do ambiente.

A região contém em sua paisagem diversos usos da terra, como pecuária, silvicultura, agricultura e áreas antropizadas. Assim, muitas espécies podem estar cada vez mais restritas aos maiores blocos florestais, o que torna a conservação de *taxa* ameaçados e endêmicos presentes na região, emergencial. Por isso, estudos de longa duração se tornam imprescindíveis, principalmente por poderem evidenciar extinções e colonizações.

Compreender os efeitos das alterações antropogênicas na paisagem é uma importante estratégia para se avaliar as consequências sobre grupos taxonômicos e funcionais, com diferentes níveis de sensibilidade ambiental. Estudos pretéritos abordaram classificações genéricas de sensibilidade (Parker *et al.* 1996), ou correspondem a estudos pontuais (Anjos 2006, Alexandrino 2016), carecendo de mais esforços para melhor categorização das espécies presentes na Mata Atlântica do Nordeste, em especial do sul da Bahia.

Assim, o Capítulo 1 desta dissertação traz informações a respeito da sensibilidade à alteração da paisagem das espécies de aves em remanescentes no sul da Bahia, na região conhecida como Costa do Descobrimento, englobando aqui os municípios de Porto Seguro, Santa Cruz Cabrália, Eunápolis e Belmonte.

O Capítulo 2 traz informações a respeito da composição de avifauna de muçunungas, fitofisionomia típica dessa região. As muçunungas também consistem em um ambiente ainda bastante desconhecido biologicamente. Tal capítulo apresenta além de uma lista de espécies, o uso do habitat em suas distintas formações vegetais, que pode auxiliar o direcionamento da geração de medidas conservacionistas.

4. INTRODUÇÃO GERAL

A crescente população humana vem modificando intensamente a cobertura da superfície terrestre (Haddad *et al.* 2015), proporcionando alterações no clima, na quantidade de dióxido de carbono na atmosfera, na deposição de nitrogênio e na biodiversidade (Sala *et al.* 2000, Barlow *et al.* 2016). Áreas de vegetação nativa se tornam cada vez menos expressivas por serem substituídas por agricultura, pecuária e manchas urbanas, além de abertura de estradas de acesso (Rosa *et al.* 2017), e essas modificações da paisagem e redução de ambientes naturais têm causado efeitos devastadores nas comunidades biológicas (e.g. Andrén 1994, MacNally *et al.* 2000, Marini 2001, Fischer & Lindenmayer 2002; Gimenes & Anjos 2003, Uezu *et al.* 2005, Gressler 2008, Lees & Peres 2008). O impacto pode ser distinto para os organismos (Martin & Fahrig 2018): poucas espécies generalistas podem ser beneficiadas, aumentando sua densidade (Gimenes & Anjos 2003, Friskkoff & Karp 2019); para espécies especialistas podem ocorrer efeitos deletérios, causando a redução gênica e conseqüentemente extinções locais ou globais (Karr *et al.* 1982, Saunders 1989, Abensperg-Traun *et al.* 1996, Gimenes & Anjos 2003, Smith *et al.* 2011, Finger *et al.* 2014, Khimoun *et al.* 2016, Cavarzere *et al.* 2017, Anjos *et al.* 2019). Isso se deve ao fato de que espécies florestais mais sensíveis evoluíram em ambientes contínuos e não apresentam características que as permitam sobreviver em áreas reduzidas, severamente modificadas ou em ambientes criados pelo homem (Blondel 1991). Nos menores fragmentos as espécies podem reduzir seu sucesso reprodutivo, sofrendo com maiores taxas de predação e parasitismo de ninhos (Oniki 1979, Robinson *et al.* 1995, Chalfoun *et al.* 2002, Borges & Marini 2010; Newmark & Stanley 2011, Bocs *et al.* 2017). Assim, a quantidade de habitats remanescentes disponíveis (e.g. porcentagem de vegetação nativa) e como estão dispostos na paisagem (configuração) constituem as variáveis mais estudadas para verificar impactos antrópicos às comunidades biológicas (Trzcinsk *et al.* 1999, Smith *et al.* 2011, Banks-Leite *et al.* 2014). Essas métricas representam os principais focos das diretrizes conservacionistas para espécies ameaçadas (Schmiegelow *et al.* 1997, Wilson *et al.* 2016, Newmark *et al.* 2017).

Entre os impactos causados pela fragmentação, além do isolamento de populações (Martin & Fahrig 2018), também ocorre o efeito de borda e redução de área núcleo (porção interior do fragmento não influenciada pelo efeito de borda), alterando condições como umidade, temperatura e luminosidade, proporcionando novos habitats, muitas vezes hostis (Andrén 1994, Murcia 1995, Sisk *et al.* 1997, Ries & Sisk 2004). A estrutura de paisagens florestais, composta pela quantidade e configuração dos remanescentes florestais, apresenta respostas específicas na distribuição das espécies (Villard *et al.* 1999, Moura *et al.* 2016). Nesse cenário, diversos estudos avaliam quais seriam os limiares de extinção, ou seja, a quantidade mínima de vegetação nativa em determinada paisagem para evitar a maior perda possível de espécies (Fahrig 2003, Banks-Leite *et al.* 2014, Bregman *et al.* 2014, Morante-Filho *et al.* 2015, 2020).

A matriz em que esses remanescentes estão inseridos também pode influenciar a dinâmica local, já que determinadas culturas podem ser mais permeáveis a algumas espécies (Ricketts 2001, Smith *et al.* 2011, Thompson *et al.* 2017). Assim, a distribuição de culturas agrícolas e silvícolas em mosaicos com áreas de vegetação nativa pode constituir um agente facilitador de biodiversidade (Benett *et al.* 2006), pois algumas espécies florestais podem utilizar as matrizes para forrageio e área de deslocamento, atuando como um corredor ecológico (Piratelli *et al.* 2018).

Desse modo, as aves figuram entre os grupos mais estudados, justamente devido à relativa fácil detecção (Vielliard *et al.* 2010) e por apresentarem respostas relativamente rápidas às modificações ambientais (Hvenegaard 2010). Acredita-se que limiares de extinção para o grupo seja em torno de 40% (Arroyo-Rodriguez *et al.* 2020), porém em alguns remanescentes em áreas tropicais possam ser superiores, principalmente em florestas com condições prístinas, as quais abrigam táxons extremamente especialistas (Melo *et al.* 2020, Melo *et al.* 2018). A ausência de grandes áreas núcleo na paisagem pode prejudicar aves mais sensíveis, pois a manutenção de suas populações está relacionada a grandes fragmentos e, com, portanto, menores áreas sujeitas ao efeito de borda (Banks-Leite *et al.* 2010, Smith *et al.* 2011).

No Brasil, entre os trabalhos que contemplam a problemática das comunidades de aves perante a perda de habitat, destacam-se aqueles realizados na Mata Atlântica (e.g. Uezu & Metzger 2016, Cavarzere *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017), pois o bioma já perdeu grande parte de sua cobertura original e é considerado um dos *hotspots* mundiais, por concentrar diversas espécies ameaçadas e endêmicas (Myers *et al.* 2000). Além disso, estima-se que 80% de seus remanescentes possuam menos do que 50 hectares (Ribeiro *et al.* 2009). Por consequência, a maioria das espécies de aves brasileiras consideradas em risco de extinção pertence ao bioma, das quais três possivelmente estão globalmente extintas, devido à fragmentação e perda de habitat (ICMBio 2018).

Atualmente, a região conhecida como “Costa do Descobrimento”, a qual inclui os municípios de Porto Seguro, Santa Cruz Cabrália, Belmonte e adjacências, abriga alguns dos maiores e mais preservados remanescentes de Mata Atlântica do nordeste brasileiro (Araújo *et al.* 1998, Silva & Castelleti 2005, Lamas *et al.* 2014). Esta se sobressai no cenário global como uma das áreas chaves para conservação da biodiversidade, em especial de aves, por abrigar alto número de espécies ameaçadas de extinção e endêmicas (Cordeiro 2003a, b). Isso justifica sua inserção em algumas IBAs (*Important Bird Areas* - Áreas Importantes para a Conservação de aves) (Bencke *et al.* 2006). Entre essas, destacam-se os grandes parques nacionais localizados na região como um dos últimos redutos de espécies mais sensíveis, tais como o balança-rabo-canela (*Glaucis dohrnii*) e o crejoá (*Cotinga maculata*), ambos já extintos em diversas localidades ao longo de suas áreas de distribuição original (CEMAVE 2018 a, b).

A teoria de que a Mata Atlântica baiana tenha sido um dos refúgios florestais pleistocênicos, o que refletiu em efeitos vicariantes (Carnaval & Moritz 2008, Faria *et al.* 2021), poderia justificar a

elevada riqueza local, em especial de endemismos. O Rio Doce também aparenta ter tido um papel fundamental para a separação pretérita da Mata Atlântica em domínios bioclimáticos distintos, atuando como uma barreira geográfica ou até mesmo climática (Cheng *et al.* 2013, Carnaval *et al.* 2014), refletindo em composições de espécies bastante intrínsecas atuais ao norte e ao sul (Batalha-Filho *et al.* 2013, Batalha-Filho & Miyaki 2014).

A região possui grande similaridade florística e estrutural com a floresta amazônica (Giulietti *et al.* 2006), fato corroborado pela composição da avifauna, que abriga elementos comuns entre os dois biomas, evidenciando um antigo elo entre ambos (Cracraft & Prum 1988, Sick 1997). Há ainda bastante obscuridade para a datação e a forma que ocorreu essa conexão, bem como quais condições climáticas e/ou vegetacionais as proporcionaram (Sobral-Souza & Lima-Ribeiro 2017). São apontadas hipóteses para o Pleistoceno e até mais recentes para o Último Máximo Glacial (LGM) (Sobral-Souza & Lima-Ribeiro 2017), separando-se posteriormente através da diagonal seca formada pelo Chaco, Cerrado e Caatinga (Batalha-Filho & Miyaki 2014).

Contraditoriamente ao fato de possuir extensos remanescentes florestais, trata-se da região brasileira em que ocorreram as primeiras ocupações europeias, acompanhadas do início de grandes explorações (Aurélio 2010). A robustez das florestas maduras presentes na região foi alvo de interesse e encantamento dos portugueses assim que tiveram seus primeiros contatos, sendo inclusive a imensidão florestal, a grande quantidade de água e mangues mencionados na carta de Pero Vaz de Caminha. De fato, a principal atividade econômica local, do século XVI a meados XVIII foi baseada na exploração da floresta, especialmente para construção naval, civil e artesanal (Almeida *et al.* 2008, Silva *et al.* 2016). A grande quantidade de pau-brasil na região despertava o interesse da coroa portuguesa, em especial para o tingimento de tecidos (Aguiar *et al.* 1996). Contudo, outras árvores são citadas em documentos históricos, como sassafrás, jacarandás, cajuíba, bejurim, sucupira, pau roxo, oiticica, peroba, oraubu, loureiro, putumuju, angelim, cedro, picosa, mogno e pau-campeche, como de grande valor econômico e elevada abundância regional (Silva *et al.* 2016). Por volta de 1760, a região, pertencente a Capitania de Porto Seguro no período, apresentou um plano para ampliar a presença do estado, fomentando a produção agrícola, extrativista e pecuária (Cancela 2018). Tal plano foi almejado justamente porque a região apresentava baixa densidade de colonização e pouco desenvolvimento em relação a outras capitanias, o que estaria atrelado à dificuldade de acesso devido ao isolamento causado por extensos paredões rochosos (falésias) e florestas maduras, aos problemas com índios que defendiam suas terras e à baixa capacidade portuária das barras dos rios (Silva *et al.* 2016). Essa desestruturação, redimensionou significativamente a economia local com vasta ampliação da atividade agrícola sustentada pela exploração da mão de obra indígena, porém a exploração madeireira continuou representando uma atividade crucial para o crescimento da atividade comercial (Cancela 2018). São assim introduzidas as culturas de café e cacau, as quais se destacam até o século XIX (Almeida *et al.* 2008). Ainda, a região não apresentava grande conexão com as demais do estado por possuir

agriculturas esparsas e as áreas produtivas pouco expressivas, resultantes principalmente de povoamentos litorâneos (Almeida *et al.* 2008). Contudo, o cenário é modificado em meados de 1970, quando houve abertura da rodovia BR-101, a qual promoveu a maior conexão da região, mas também permitiu o avanço do desmatamento e da pecuária (Olmos 2005). A maior facilidade de acesso somada aos incentivos fiscais concedidos pelo governo para silviculturas, permitiu a introdução da cultura do eucalipto para produção de papel e celulose, resultando em modificações sociodemográficas que culminaram em êxodos rurais (Almeida *et al.* 2008).

Por outro lado, empresas produtoras de celulose foram responsáveis pela manutenção de diversas áreas de florestas nativas, a fim de atender as demandas da certificação florestal (FSC Brasil 2014). Entre as áreas mantidas, há aquelas que são elencadas como Áreas de Alto Valor de Conservação (AAVC), visando a proteção de populações de espécies ameaçadas e/ou endêmicas (FSC Brasil 2014), além de áreas de proteção particulares, como RPPNs (Veracel 2016). Outro fator que promoveu a manutenção de grandes áreas verdes localmente foi a criação de unidades de conservação, como os parques nacionais Pau Brasil, Monte Pascoal e Descobrimento, os quais juntos contemplam mais de 78.000 ha de vegetação nativa (Bencke *et al.* 2006). Assim, no cenário atual, embora a região abrigue grandes blocos florestais, a maioria das espécies ameaçadas presente no sul da Bahia sofre principalmente com a perda de habitat (Morante-Filho *et al.* 2015), constituindo o principal fator de declínio das populações de táxons mais especialistas (Marini & Garcia 2005). Além disso, a caça também contribuiu para a possível extinção regional de algumas aves, como a jacutinga (*Aburria jacutinga*), o mutum-do-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*) e a arara-vermelha (*Ara chloropterus*) (Chiarello 2000, Bencke *et al.* 2006). Além disso, a região abriga enclaves de muçunungas, ecossistema formado por áreas semiabertas, que variam de gramíneo-lenhosas a florestais (Meira-Neto *et al.* 2005, Fontana *et al.* 2016). Tais ambientes são encontrados em porções bastante fragmentadas e considerados ameaçados devido à fácil ocupação antrópica (Meira-Neto *et al.* 2005). As muçunungas ainda carecem de estudos e poucos trabalhos fazem alusão à sua avifauna (Cordeiro 2003, Venturini & Paz 2005, Faria *et al.* 2016).

Entretanto, apesar de o assunto ser bastante discutido na literatura, poucos trabalhos contemplam o sul do estado baiano e sua peculiar avifauna, sendo necessários estudos que visem a melhor compreensão de quais são as exigências ecológicas das comunidades locais, principalmente no que concerne a táxons que estão sob ameaça de extinção, pois há grande carência de informações que subsidiem diretrizes para a conservação dos mesmos (ICMBio 2008). Embora sejam atribuídos graus de sensibilidade às espécies em geral (Parker *et al.* 1996), não é sabido ao certo se tais classificações atendem aos táxons da região, como já verificado em outros estudos no país (Anjos 2006, Alexandrino *et al.* 2016), que podem ter suas exigências negligenciadas por serem mais sensíveis localmente, já que muitos possuem distribuição bastante restrita atualmente. Há também carência de estudos de longo prazo, os quais possam verificar a real exigência das espécies no decorrer dos anos, através de respostas

às modificações ambientais (Orme *et al.* 2019).

Com base em tais argumentos, verifica-se a necessidade de mais estudos que almejem avaliar melhor casos específicos, analisando como as comunidades de aves podem ser afetadas regionalmente devido às modificações da paisagem (Uezu & Metzger 2016). Embora seja crescente o número de trabalhos na área há ainda uma grande gama de estudos a serem explorados, para melhor elucidação de respostas às mudanças na estrutura de mosaicos, seja através da demografia populacional e processos ecológicos (MacGregor-Fors *et al.* 2018). Tais resultados podem ser de extrema importância para a geração de diretrizes conservacionistas, principalmente para subsidiar ações que visem espécies ameaçadas.

5. OBJETIVOS

Inserido nesse contexto, o presente trabalho objetivou verificar conjuntura da assembleia de aves de uma região da Mata Atlântica no sul da Bahia, possuindo como objetivos gerais:

- Verificar como a modificação antropogênica da paisagem pode influenciar assembleias de aves
- Caracterizar as assembleias de aves em grupos de sensibilidade ambiental de acordo com respostas às modificações da paisagem, apresentando dados que subsidiem medidas conservacionistas;
- Apresentar a primeira lista discutida da avifauna presente em muçunungas;

Para atender a esses objetivos gerais, a dissertação foi dividida em dois capítulos.

No capítulo 1, *Landscape effects on bird assemblages of Atlantic Forest in Northeastern Brazil: sensitivity and conservation*, testamos as hipóteses: (1) limiares de vegetação nativa de áreas em condições prístinas para aves tendem a ser distintos de estudos em locais sob distúrbios de longo prazo e/ou mais fragmentados; (2) as espécies dependentes de floresta (FD) e semi-dependentes (FS) respondem de maneira diferente aos padrões de uso da terra; (3) os padrões de sensibilidade podem ser mais específicos que os padrões gerais.

No capítulo 2, *Avifauna associada a muçunungas: composição e uso do habitat*, objetivou-se apresentar a primeira lista discutida da avifauna presente em muçunungas, caracterizando as comunidades de acordo com suas guildas alimentares e a estrutura da vegetação, bem como a influência de formações vegetais adjacentes, e a sua importância para espécies ameaçadas e/ou endêmicas da Mata Atlântica.

6. REFERÊNCIAS

Abensperg-Traun M, Smith GT, Arnold GW and Steven DE (1996) The effects of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. I. Arthropods. *Journal of Applied Ecology* **33**(6), 1281-1301.

Aguiar, FFA, Kanashiro, S, Tavares, AR, Pinto, MM, Stancato, GC, Aguiar, J and Nascimento, TDR (2005) Germinação de sementes e formação de mudas de *Caesalpinia echinata* Lam.(pau-brasil): efeito de sombreamento. *Revista Árvore* **29**, 871-875.

Alexandrino ER, Buechley ER, Piratelli AJ, Ferraz KMPMB, Moral RA, Sekercioglu CH, Silva WR and Couto HTZ (2016) Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. *Ecological Indicators* **66**, 369-381.

Almeida, TM; Santos-Moreau, AMS, Moreau, MS, Pires, MM, Fontes, EO and Góes LM (2008) Reorganização socioeconômica no extremo sul da Bahia decorrente da introdução da cultura do eucalipto. *Sociedade & Natureza* **20**, 5-18

Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**(3), 355-366.

Anjos L (2006) Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest Southern Brazil. *Biotropica* **32**(2), 229-234.

Anjos L, Bochio GM, Campos JV, Mccrate GB and Palomino F (2009) Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **17**, 28-36.

Araújo M, Alger K, Rocha R and Mequita CAB (1998) *A Mata Atlântica do sul da Bahia: – situação atual, ações e perspectivas*. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. 37 pp.

Aurélio DR (2010) *A extraordinária história do Brasil – os primeiros tempos: Brasil colônia*. São Paulo: Universo dos Livros, 2010, 96 p.

Banks-Leite C, Ewers RM and Metzger JP (2010) Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* **119**(6), 918-926.

Banks-Leite C, Pardini R, Tambosi LR, Pearse WD, Bueno AA, Bruscinin RT, Condez TH, Dixo M, Igari, AT, Martensen AC and Metzger, JP (2014) Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* **345**(6200), 1041-1045.

Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, Mac Nally R, Thomson JR, Ferraz SFB, Louzada J, Oliveira VHF, Parry L, Solar RRC, Vieira ICG, Aragao LEOC, Begotti RA, Braga RF, Cardoso TM, Oliveira Junior RC, Souza Jr CM, Moura NG, Nunes SS, Siqueira JV, Pardini R, Silveira J, Vaz-de-Mello FZ, Veiga RCS, Venturieri A and Gardner TA (2016) Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**(7610), 144-147.

Batalha-Filho, H and Miyaki, CY (2014) Processos evolutivos na Amazônia e na Mata Atlântica.

FRONTEIRAS: *Journal of Social, Technological and Environmental Science* 3(2), 34-44.

Batalha-Filho H, Fjeldså J, Fabre PH and Miyaki CY (2013) Connections between the Atlantic and the Amazonian forest avifaunas represent distinct historical events. *Journal of Ornithology* **154**, 41-50.

Bencke A, Maurício GN, Develey PF and Goerk JM (2006) *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil. 494 pp.

Bennett AF, Radford JQ and Haslem A (2006) Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological conservation*, New York **133**, 250-264.

Blondel J (1991) Birds in biological isolates. In Perrins (ed.) *Birds population studies: relevance to conservation and management*. Oxford: Oxford University Press, pp. 45-72.

Bocz R, Szép D, Witz D, Ronczyk L, Kurucz K and Purger JJ (2017) Human disturbances and predation on artificial ground nests across an urban gradient. *Animal Biodiversity and Conservation* **40**, 153-157.

Borges FJ and Marini MA (2010) Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation* **19**, 223-236,.

Cancela F (2018) *Os índios e a Colonização na Antiga Capitania de Porto Seguro: Políticas Indigenistas e Políticas Indígenas no Tempo do Diretório Pombalino*. Jundiaí: Paco Editorial, 372pp.

Carnaval AC and Moritz C (2008) Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* **35**(7), 1187-1201.

Carnaval AC, Waltari E, Rodrigues MT, Rosauer D, VanDerWal J, Damasceno R., Prates I, Strangas M, Spanos Z, Rivera D, Pie MR, Firkowski CR, Bornschein MR, Ribeiro LF and Moritz C (2014) Prediction of phylogeographic endemism in an environmentally complex biome. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **281**(1792), 20141461.

Cavarzere V, Silveira LF, Tonetti VR, Develey P, Ubaid FK, Regalado LB and Figueiredo LF (2017) Museum collections indicate bird defaunation in a biodiversity hotspot. *Biota Neotropica*, Campinas **17**, 1-18.

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres/CEMAVE (2018). *Cotinga maculata* (Statius Muller, 1776). In Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves*. Brasília: ICMBio/MMA, 194-196 pp.

Chalfoun AD, Thompson III FR and Ratnaswamy MJ (2002) Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology* **16**, 306-318.

Cheng, H, Sinha, A, Cruz, FW, Wang, X, Edwards, RL, d’Horta, FM, Ribas, CC, Vuiller, M, Stott, LD and. Auler, AS (2013) Climate change patterns in Amazonia and biodiversity. *Nature Communications* **4**, 1411.

Chiarello AG (2000) Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte

do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* **11**(12), 229-247.

Cordeiro PH (2003) Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da mata atlântica e a importância do corredor da serra do mar e do corredor central para conservação da biodiversidade brasileira. In Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LP, Fonseca GA and Alger K. *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Ilhéus: IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP (publicação em CD-Rom).

Cracraft J and Prum RO (1988) Patterns and process of diversification: speciation and historical congruence in some neotropical birds. *Evolution*, Hoboken **42**, 603-620.

Finger A, Radespiel U, Habel JC, Kettle CJ and Koh LP (2014) Forest fragmentation genetics: what can genetics tell us about forest fragmentation? In Kettle CJ and Koth LP (ed.) *Global Forest Fragmentation*. Zurich: Department of Environmental System Science, pp. 50 - 68.

Fischer J and Lindenmayer DB (2002) Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation* **106**, 129-136

Fraser GS and Stutchbury BJM (2004) Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches. *Biological Conservation* **118**, 377-387.

Frishkoff LO and Karp DS (2019) Species-specific responses to habitat conversion across scales synergistically restructure Neotropical bird communities. *Ecological Applications* **29**(5), e01910.

FSC Brasil (2014) *Avaliação de plantações florestais na República Federativa do Brasil: Padrão harmonizado entre as certificadoras*. São Paulo: FSC Brasil, 53pp.

Gimenes MR and Anjos L (2003) Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, Maringá **25**, 391-402,

Giulietti AM, Queiroz LP, Silva TR, França F, Guedes ML and Amorim AM (2006) Flora da Bahia. *Sitientibus Série Ciências Biológicas*, Feira de Santana, **6**, 169-173.

Hass CA (1995) Dispersal and Use of Corridors by Birds in Wooded Patches on an Agricultural Landscape. *Conservation Biology*, Washington, **9**, 845-854.

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX and Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* **1**, e1500052.

Hvenegaard GT (2011) Validating bird diversity indicators on farmland in east-central Alberta, Canada. *Ecological Indicators* **11**, 741-744.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (2018) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves*. Brasília: ICMBio/MMA, 709 pp.

Karr JR, Schemske DW and Brokaw NVL (1982) Temporal variation in the understory bird community of a tropical forest. In Leigh Jr, Rand AS, Windsor DM (ed.), *The ecology of a tropical rainforest*. Washington: Smithsonian Institution Press, 441-453.

Khimoun A, Eraud C, Ollivier A, Arnoux E, Rocheteau V, Bely M., Lefol E, Delpuech, M, Carpentie ML, Leblond G and Levesq A (2016) Habitat specialization predicts genetic response to fragmentation in tropical birds. *Molecular ecology* **25**(16), 3831-3844.

Lamas I, Pereira R, Cunha R, Maia M, Tedesco E, Morgado J and Nascimento E (2014). Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Porto Seguro – Bahia. Porto Seguro: Secretaria Municipal de Meio Ambiente - Conservação Internacional - Gamba - Movimento de defesa de Porto Seguro - *SOS Mata Atlântica*, pp. 68.

Lees AC and Peres CA (2008) Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation*, London **11**, 128-137

Levey DJ, Bolker BM, Tewksbury JJ, Sargent S and Haddad NM (2005) Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*, Seattle **309**, 146-148.

MacGregor-Fors I, González-García F, Hernández-Lara C and. Santiago-Alarcon D (2018) Where are the birds in the matrix? Avian diversity in a Neotropical landscape mosaic. *The Wilson Journal of Ornithology*, **130**, 81-93.

MacNally R, Bennett AF and Horrocks G (2000) Forecasting the impacts of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation*, New York, **95**, 7-29.

Marini MA (2001) Efeitos Da Fragmentação Florestal Sobre As Aves Em Minas Gerais. In Alves MA, Silva JM, Sluys MV, Bergallo HG, Rocha CF (ed.) *A Ornitologia no Brasil: Pesquisa Atual e Perspectivas*. Rio de Janeiro: Editora UERj, pp. 41–54.

Marini MA and Garcia FI (2005) Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, Belo Horizonte **1**, 95-102.

Marques FC and Anjos L (2014) Sensitivity to fragmentation and spatial distribution of birds in forest fragments of northern Paraná. *Biota Neotropica*, Campinas **14**, 1-9.

Martin, AE and Fahrig, L (2018) Habitat specialist birds disperse farther and are more migratory than habitat generalist birds. *Ecology* **99**(9), 2058-2066.

Morante-Filho JC, Fariah D, Mariano-Neto E and Rhodes J (2015) Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE*, San Francisco **10**, 1-18.

Moura NG, Lees AC, Aleixo A, Barlow J, Berenguer E, Ferreira J, Mac Nally R, Thomson JR, and Gardner TA (2016) Idiosyncratic responses of Amazonian birds to primary forest disturbance. *Oecologia*, Berlin **180**, 903-916.

Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution* **10**, 58-62, 1995.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA and Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 1-853.

Newmark WD and Stanley TR (2011) Habitat fragmentation reduces nest survival in an Afrotropical bird community in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **108**, 11488-11493.

- Newmark WD, Jenkins CN, Pimm SL, McNeally PB and Halley JM** (2017) Targeted habitat restoration can reduce extinction rates in fragmented forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**(36), 9635-9640.
- Olf H and Ritchie ME** (2002) Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and urban planning* **58**, 83-92.
- Olmos F** (2005) Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. *Natureza & Conservação*, Rio de Janeiro **3**, 22-42.
- Oniki Y** (1979) Is nesting success of birds low in the tropics?. *Biotropica*, 60-69,
- Orme CDL, Mayor S, dos Anjos L, Develey PF, Hatfield JH, Morante-Filho JC, Tylianakis JM, Uezu A and Banks-Leite C** (2019). Distance to range edge determines sensitivity to deforestation. *Nature Ecology & Evolution* **3**(6), 886–891.
- Parker III TA, Stotz DF and Fitzpatrick JW** (1996) Ecological and distributional databases. In Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker Iii TA, Moskovits DK (Ed.), *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. Chicago: The University of Chicago Press pp. 111–410.
- Piratelli AJ, Piña-Rodrigues FCM and Raedig C** (2018) Integrating Biodiversity Conservation into Agroecosystem Management: Using Birds to Bring Conservation and Agricultural Production Together. *Springer Series on Environmental Management*, 139–153.
- Poletto F, Anjos L, Lopes EV, Volpato GH, Serafini PP and Favaro FL** (2004) Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba*, Seropédica **12**, 89-96.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ and Hirota MM** (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation* **142**(6), 1141-1153.
- Ribon R, Simon JE and Mattos GT** (2003) Bird extinctions in Atlantic forest fragments of Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, Washington, **17**, 1827-1839,
- Ricketts TH** (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, Chicago, **158**, 87-99
- Ries L and Sisk TD** (2004) A predictive model of edge effects. *Ecology*, Washington **85**, 2917-2926.
- Robinson SK, Thompson FR, Donovan TM, Whitehead DR and Faaborg J** (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, Seattle, **267**, 1987-1990.
- Rosa IM, Gabriel C and Carreiras JM** (2017) Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. *Regional environmental change*, Berlin **17**, 1687-1699.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R and Leemans R** (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, Seattle **287**, 1770-1774.
- Saunders DA** (1989) Changes in the avifauna of a region, district and remnant as a result of fragmentation of native vegetation: the wheatbelt of Western Australia. A case study. *Biological Conservation*, New York **50**, 99-135.

Schmiegelow FKA, Machtans CS and Hannon SJ (1997) Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, Washington **78**, 1914-1932.

Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Editora Universidade de Brasília, Rio de Janeiro: Nova Fronteira, pp.892.

Silva JD and Casteleti CH (2005) Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In Galindo-Leal C and Câmara IG (ed.) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*, Belo Horizonte: Conservação Internacional, pp. 43-59.

Silva TS, Santos UFD and Cancela F (2016) *História da capitania de Porto Seguro: Novos estudos sobre a Bahia colonial*. Jundiaí: Paço Editorial, 212 pp.

Silva BG, Castello AC, Koch I and Silva WR (2017) Pathways affect vegetation structure and composition in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, Belo Horizonte, **31**, 108-119.

Sisk TD, Haddad NM and Ehrlich PR (1997) Bird assemblages in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications*, Washington **7**, 1170-1180.

Smith AC, Fahrig L and Francis CM. (2011) Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, Lund **34**, 103-113,.

Soares ES and Anjos L (1999) Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, Victoria **10**, 61-68.

Sobral-Souza T and Lima-Ribeiro MS (2017) De volta ao passado: revisitando a história biogeográfica das florestas neotropicais úmidas. *Oecologia Australis* **21**(2), 93-107.

Thompson, PL, Bronwyn R and Andrew, G (2017) Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, **40**(1), 98-108.

Trzcinski MK, Fahrig L nad Merriam G. (1999) Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, Washington **9**, 586-593.

Uezu A and Metzger JP (2016) Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. *PloS one* **11**, e0147909.

Uezu A, Metzger JP and Vielliard JM (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, New York **123**, 507-519.

Veracel RPPN E (2016). *Plano de Manejo da RPPN Estação Veracel*. Eunápolis: Veracel Celulose, Gerência de Sustentabilidade e Conservação Internacional., 100pp.

Vielliard JM, Almeida ME, Anjos L and Silva WR (2010) Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In Matter SV, Straube FC, Accordi IA, Piacentini VQ and Cândido-Jr JF (Ed.) *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. 1ª edição. Rio de Janeiro: Technical Books, pp. 47-60.

Villard MA and Metzger JP (2014) Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, London **51**, 309-318

Villard MA, Trzcinski MK and Merriam G (1999) Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation biology* **13**(4), 774-783.

Wilson MC, Chen X, Corlett RT, Didham RH, Ding P, Holt RD, Holyoak M, Hu G, Hughes AC, Jiang L, Laurance WF, Liu J, Pimm SL, Robinson SK, Russo SE, Si X, Wilcove DS, Wu J and Yu M (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* **31**, 219–227.

CAPÍTULO I – Landscape effects on bird assemblages of Atlantic Forest in Northeastern

Brazil: sensitivity and conservation

Running title: Landscape effects on bird assemblages

- We hypothesized that large native forest patches with core areas greater than 100 hectares are central for preserving bird fauna,
- Anthropogenic matrix showed negative effects on richness and abundance of forest-dependent bird species, and positive for forest semi-dependents,
- Areas having 60% of native vegetation thresholds had the most distinct birds assemblages,
- Core area was the variable that affected forest-dependent species parameters (richness and abundance),
- Fifty-six species were assigned as high sensitives, many threatened by extinction,
- We support the need to maintain a minimum of 100 ha core areas, and to target the conservation efforts in areas over 1,000 ha for conservation of forest-dependent bird species.

Abstract

Anthropization has countless effects on birdlife, arising in varied influences on communities. Here we studied the effects of landscape changes on bird assemblages in Northeastern Atlantic Forest, Brazil. Our hypotheses are (1) Sites of pristine native vegetation are likely to have distinct species' extinction thresholds than from sites under long term disturbances and/or more fragmented over a larger chronological scenario for birds; (2) forest dependent (FD) and semi-dependent (FS) species respond differently to patterns of land use; (3) local patterns of species sensitivity are distinct from general patterns.. We sampled 293-point counts from 2012 to 2019 in southern of the state of Bahia, Brazil, and 100 were selected and divided in ten different classes of forest cover to generate models for estimating the landscape effects. We calculated six landscape metrics and three bird attributes in 1 km radius buffer in each site. We recorded 340 species; 56 highly sensitive.

We confirm that the more pristine areas have higher thresholds ($\geq 60\%$ native vegetation); landscapes preserving large remnants of native forest host bird taxa locally extinct from other regions. We also confirmed that FD and FS respond differently to land use, with FS benefiting from the reduction of native vegetation area. Our data also revealed local patterns of environmental sensitivity. Maintaining 60% thresholds of native vegetation, and preserve larger fragments ($\geq 100\text{ha}$) are central strategies for conservation of the more sensitive bird species.

Key words: *bird conservation; core area; forest dependent species; fragmentation.*

Introduction

The Earth's surface has been modified by the growing human population (Haddad *et al.* 2015), arising in shifts in climate, environment, and biodiversity (Sala *et al.* 2000, Barlow *et al.* 2016). Native vegetation areas have been increasingly reduced, replaced by agroecosystems and urbanized landscapes (Rosa *et al.* 2017, Piratelli *et al.* 2018), causing severe effects for biological communities (Uezu *et al.* 2005, Lees & Peres 2008, Marques & Anjos 2014, Cavarzere *et al.* 2017). The Brazilian Atlantic Forest has already lost most of its pristine vegetation and nowadays is assigned as one of the global hotspots for conservation, hosting many threatened species (Myers *et al.* 2000). To date, it is estimated that 80% of its remnants have less than 50 hectares (Ribeiro *et al.* 2009).

Habitat availability and fragmentation are the most studied variables for accessing impacts on biological communities (Trzcinsk *et al.* 1999, Smith *et al.* 2011, Banks-Leite *et al.* 2014, Arroyo-Rodriguez *et al.* 2020), representing some of the focus for conservation guidelines (Wilson *et al.* 2016, Newmark *et al.* 2017). Biological populations are also affected by the edge effects and reduction in the core area (e.g., shifts in humidity, temperature, and light), causing limitations in resource supply and providing new and – often – unfriendly habitats (Andrén 1994, Ries & Sisk 2004). The forest landscape's structure is composed by the quantity and configuration of forest remnants, driving specific responses (Villard *et al.* 1999, Moura *et al.* 2016; Martin & Fahrig 2018). The matrix where these remnants are immersed can also impact the local dynamics, since some crops may be more permeable to some species (Ricketts 2001, Smith *et al.* 2011, Thompson *et al.* 2017). Few generalist species can be benefited, increasing their density (Gimenes & Anjos 2003, Friskoff & Karp 2019), while deleterious effects can occur for forest specialists, as a decline in genetic diversity and both local and global extinctions (Smith *et al.* 2011, Finger *et al.* 2014, Khimoun *et al.* 2016, Cavarzere *et al.* 2017, Anjos *et al.* 2019). In this scenario, several studies assess thresholds of extinction, i.e. the minimum amount of native vegetation in a given landscape to reduce species losses (Fahrig 2003, Banks-Leite *et al.* 2014, Bregman *et al.* 2014, Morante-Filho *et al.* 2015, 2020). Determining such values can be helpful in assisting conservationist guidelines through local landscape planning (Arroyo-Rodriguez *et al.* 2020).

The effects of forest habitat loss on birds have been extensively studied in the Atlantic Forest (Pizo & Tonnetti, 2020). However, most studies assessing sensitivity and shifts in the landscape structure were carried out in areas that have already lost many species, with a long history of disturbance (e.g. Alexandrino *et al.* 2016). Although distinct levels of sensitivity are assigned to species in large scales (Parker *et al.* 1996), it is barely known whether this criteria matches the local/regional taxa (e.g. Anjos 2006, Alexandrino *et al.* 2016, Orne *et al.* 2019). The specific sensitivity understanding of each taxon can be a fundamental tool for directing conservationist actions, whether targeting more sensitive taxa or to key areas at different scales (Alexandrino *et al.* 2016). In addition, species sensitivity can be a mechanism for measuring environmental quality due to the amount of highly sensitive taxa, since these require structured habitats (Anjos 2006).

Here we test how landscape structure is related to bird assemblages in the Atlantic Forest in northeastern Brazil. This study include some fragments in a pristine-like condition (Veracel 2008, Magalhães 2018), involving taxa that are already extinct in a large part of their original range area. Bird responses to lower thresholds of native vegetation cover may reflect a community that has long-term effects from anthropogenic changes. Thus, due to the great extent of the biome, some species may have local different levels of sensitivity to habitat loss than the overall pattern.

Our hypotheses are (1) native vegetation thresholds of pristine areas are likely to be distinct than sites under long term disturbances and/or more fragmented over a larger chronological scenario for birds; (2) forest dependent (FD) and semi-dependent (FS) species respond differently to patterns of land use; (3) local/regional sensitivity patterns are distinct from large-scaled patterns; thus, some taxa may have their conservation status neglected, under local extinction risk. Our predictions are: (1) large-continuous areas have higher native vegetation thresholds for bird fauna, hosting more complex communities; (2) landscapes composed by higher native vegetation cover present greater species richness and abundance of forest-dependent birds, due to greater habitat structure and large amount of resources; forest-dependent birds are more sensitive because of their ecological requirements (e.g. niche specificities); they are expected to respond quickly to changes in the landscape, with populational decline and/or local extinctions; (3) Peripheral populations / subspecies

would be more sensitive to habitat loss than those in their core geographic distribution area, which is linked to forest dependence and specific ecological requirements. Thus, some species are more locally- than widely sensitive.

Materials and Methods

Study site

We studied the avifauna of a region globally recognized as central for bird conservation in the Atlantic Forest – Costa do Descobrimento, in northeastern Brazil - as it has historically been less devastated than most of this biome (Bencke *et al.* 2006). The region still harbour to large relatively pristine forest patches (Bastos *et al.* 2000, Veracel 2008, Souza *et al.* 2011), conserving several taxa that have undergone major population declines, or have even been regionally extinct in other areas of their original range. The study was carried out in the southern of the Bahia state, northeast Brazil, around the Jequitinhonha River, in the north, and Caraíva River, in the south, known as Costa do Descobrimento. The sampled fragments are inserted in the municipalities of Belmonte, Eunápolis, Itagimirim, Porto Seguro, and Santa Cruz Cabrália (between 15°54'-16°42'S, 39°46'-38°56'W, coordinates). The southern state of Bahia has some of the largest and most preserved Atlantic Forest remnants in northeastern Brazil (Araújo *et al.* 1998, Silva & Castelleti 2005, Lamas *et al.* 2014), and it is recognized as a key area for conservation for several threatened and endemic bird species (Cordeiro 2003). Many Important Bird Areas (IBAs) are immersed in this region (Bencke *et al.* 2006), and large national parks are among the last refuges for more sensitive species, like some that are already extinct in several locations along their original range areas (eg. *Cotinga maculata* and *Glaucis dohrnii*; CEMAVE 2018 a, b).

The predominant phytophysiology is the dense ombrophilous forest with enclaves of open and sandy environments, called *muçunungas* (Godoy & Piratelli 2021). In the most extensive and pristine fragments the vegetation is similar to the Amazon Forest, high (>30m canopy); dense, broadleaf, evergreen, and defined stratification, including vascular epiphytes (Veracel 2008, Magalhães 2018). Plant families as Fabaceae, Sapotaceae, Rubiaceae, Lauraceae, Annonaceae, and

Myrtaceae are abundant (Magalhães 2018). The region is flat, with elevations ranging from 20 to 250m a.s.l.

Bird surveys

A systematic bird survey was carried out between October 2012 and October 2019, through 15 min point counts (Blake 1992, Vielliard *et al.* 2010). The minimum distance between points was 200 m (100 m radius), and species flying over were not included. Each point was sampled from sunrise until nearly the next four hours. A total of 100-point counts were sampled, which were used to generate models for estimating the landscape effects on birds (see Landscape metrics item). Each point was sampled on a single occasion in the rainy season and resampled in the dry season, preferably. 293 points were made, but 100 were selected randomly to evaluate the metrics of the landscape (modelling), with richness and abundance data, due to the standardization in native vegetation classes (10 classes with 10 points each). The other points were used only to verify the distribution of species in the landscape, that is, only with the richness, to complement only the information on the sensitivity to the disturbance of each species. Vocal records were deposited at the Fonoteca Casa da Floresta and the Xeno Canto website (www.xeno-canto.org). Sampling was performed by a single researcher (FIG).

Taxonomic classifications and species nomenclature followed the Brazilian Committee for Ornithological Records (Piacentini *et al.* 2015). The Atlantic Forest endemisms were classified according to Vale *et al.* (2018). Extinction risk classes followed Brazilian Red List (Brazil 2014) and IUCN Red List (IUCN 2020). Seven subspecies considered threatened nationwide and restricted to the Atlantic Forest were considered endemic (ICMBio 2018) (See MS Table 6). The species were classified (according to their main diet) as carnivores, granivores, insectivores, omnivores, scavengers, nectarivores, piscivores, frugivores, following Wilman *et al.* (2014) and Billerman *et al.* (2020). Forest dependence followed Silva (1995), Stotz *et al.* (1996) and Bregman *et al.* (2014) (forest dependent, semi-dependent, and independent bird species).

Criteria for identifying categories of bird sensitivity

Sensitivity was defined as the species' ability to persist in the landscape affected by anthropogenic changes (Orne *et al.* 2019). Based on the premise that the preterite land-cover would be predominantly forest, only dependent and semi-dependent forest species were considered for this classification. Next, we compared the regional sensitivity patterns with early publications for both South America (Parker *et al.* 1996) and local studies (Anjos 2006; Alexandrino *et al.* 2016).

Low sensitivity: species recorded in buffers having less than of 30% native vegetation (Martensen *et al.* 2012, Banks-Leite *et al.* 2014, Morante-filho *et al.* 2015), and core area <50 ha, characterized as small and isolated fragments (Anjos 2006).

High Sensitivity: forest dependent species recorded only in buffers inserted in fragments $\geq 1,000$ ha and/or core area ≥ 100 ha (Zimmerman & Bierregaard 1986, Bregman *et al.* 2014, Santos *et al.* 2018).

Medium sensitivity: species not included in the previous criteria, with records in several landscapes having a minimum of 30% of forest cover in the buffer (Banks-Leite *et al.* 2014, Bregman *et al.* 2014).

Deficient data: species with less than three records or nocturnal habits. Only two nocturnal species were considered in the analysis, *Nyctidromus albicollis* and *Megascops choliba*, recorded in highly fragmented areas.

Landscape metrics

We established a 1km-radius buffer around each point-count site using the GIS environmental to carried out the landscape analysis (Figure 1). Each buffer was considered a sample unit. The landscape structure assessment was based on the mapping carried out by the project Annual Mapping of Land Cover and Land Use in Brazil (MapBiomias 2020), with a spatial resolution of 30 m. We included only the landscapes <5% changes in forest cover, assessing the historical series in bird

survey period. From 293 buffers, one hundred were divided into ten classes of forest cover percentage (with 10% percentage intervals, eg. 0-10%, >10-20%) (Figure 2).

Based on the point count methodology (see text for description), a minimum distance of 200m was observed between center buffers, to assure data independence. Significant differences in the landscape parameters can be observed from 200m (e.g. vegetation area). Some local variables (bamboo, streams) may also drive differences in the composition of birdlife. Although some **buffers overlapped**, their independence was tested by the similarity between all buffers using the Bray-Curtis association measure (Bray & Curtis 1957), performed on the PAST software, version 4.03 (Hammer et al. 2001) (Supplementary Material).

We established a 1km-radius buffer around each point-count site using the ArcGIS software to carry out the landscape analysis (Morante-Filho et al. 2015, 2018).

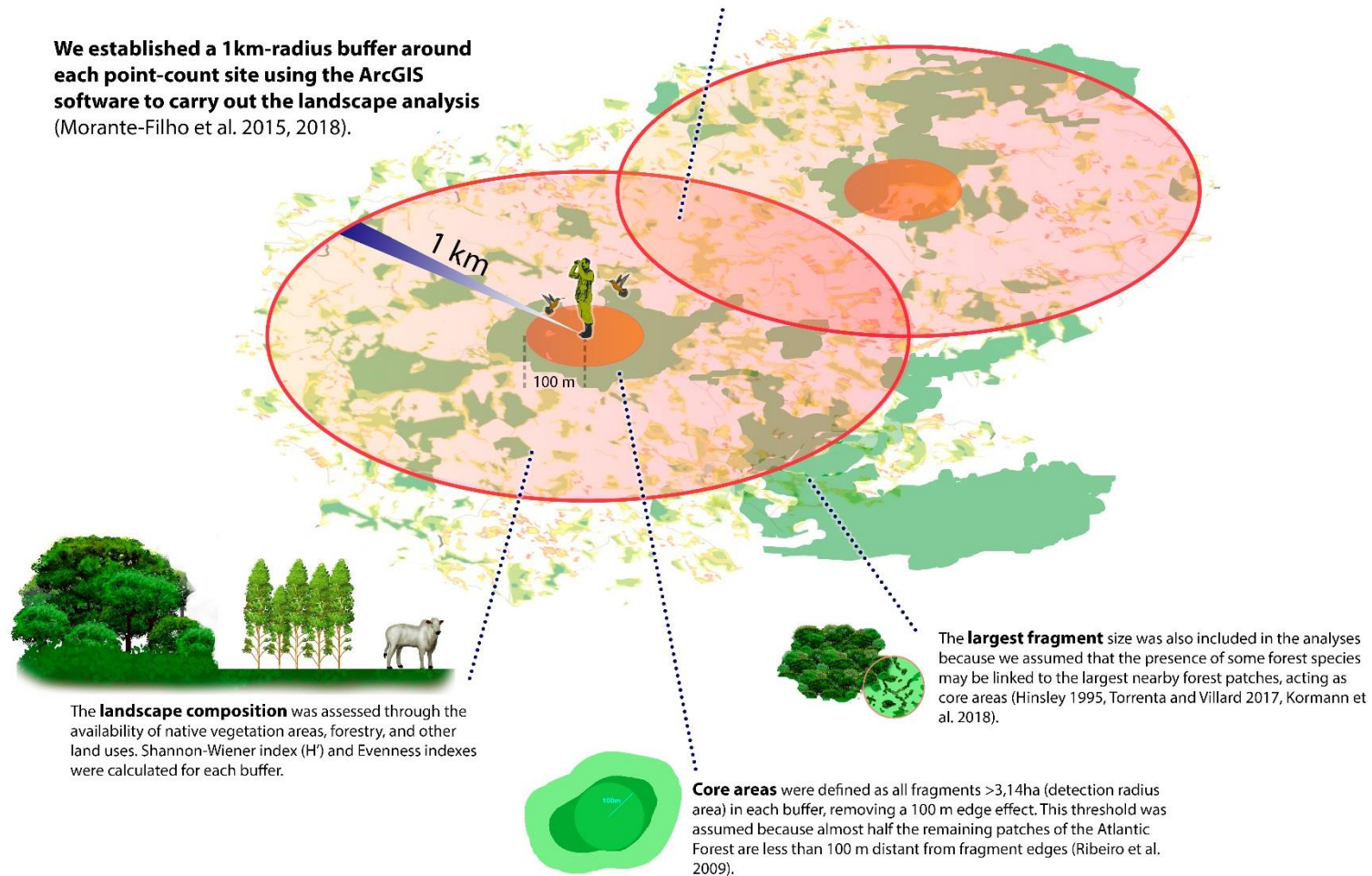


Figure 1. Sample design to evaluate the landscape metrics.

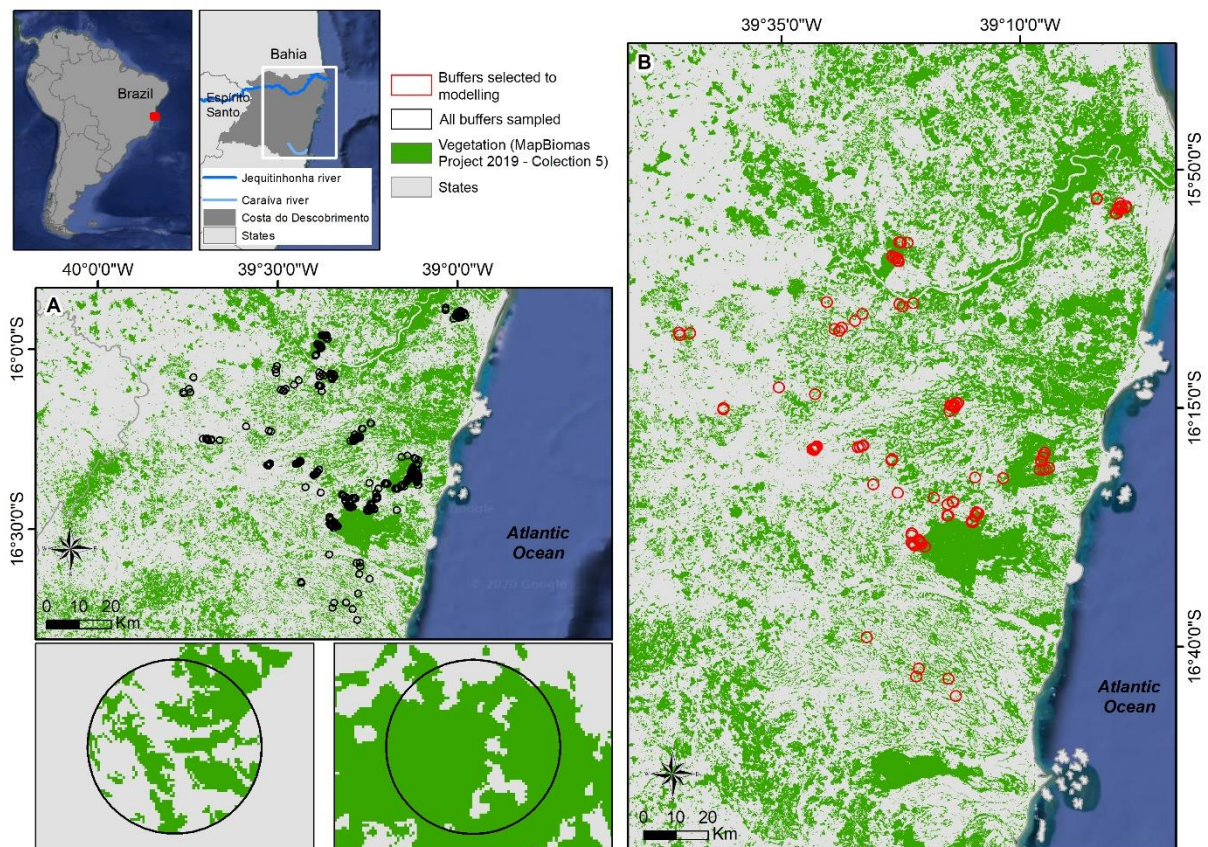


Figure 2. Study area showing the 293 buffers sampled (1 km radius) (black circles) (A), which were used only to understand the bird species distribution in the landscape, through richness data. Highlighted (B), the 100 buffers selected for assessing landscape metrics (red circles) (Datum WGS84).

Data analysis

Several studies have evaluated the minimum thresholds of native vegetation amount for the maintenance of the FD species (Banks-Leite *et al.* 2014, Bregman *et al.* 2014, Morante-Filho *et al.* 2015, 2020). However, here we evaluate the amount of native vegetation for each FD species to survive in the landscape, in order to understand the specific sensitivity. We compared dissimilarity coefficients by cluster analysis (hierarchical agglomerate clustering, group average) of the similarity matrix (single linkage) to identify similarities in avian assemblages occupying different vegetation classes, based on FD abundance. The statistical significance was tested by Bootstrap analysis (Jaksic & Medel 1990). We evaluated the clusters complexity using Principal Component Analysis (PCA)

(Vaughan & Ormerod 2005) using the RStudio software, version 1.3.1056. First principal component (PC1) represented a synthetic estimator for FD species (Supplementary Material, Figure 3). The collinearity of the independent variables was also evaluated, through a simple linear regression and Spearman's correlation analysis. The core area, > fragment inside buffer and native vegetation were collinear, so the core area was chosen to analyses (Supplementary Material, Figures 4-5).

Structural Equations Modeling (SEM) was performed using JASP software, version 0.14 (Jasp 2020) to assess whether the landscape metrics influence bird assembly. SEM is a multivariate technique that allows the simultaneous tests of a theoretical definitions set (latent constructs) among measured, independent, and dependent variables (Tabachnick & Fidell 1996, Hair *et al.* 2009). This is based on a theoretical framework defined by the researcher, building a hypothetical model establishing the relationships between the variables. It is either a factor analysis combination and regression, or its extension to trajectories analysis or paths (Path Analysis - PA) (Neves 2018). We choose PA, which assesses the causal relationships between the constructs (Byrne 1998).

For the significance evaluation of the differences between the observed *versus* the estimated matrix, the non-significant Chi-squared value was considered ($p > 0.05$), given that H1 does not fit the model (Hair *et al.* 2005). The χ^2 value starts at zero, when the model is saturated or all paths are possible, reaching high values, when not considering the relationship between the variables (Hair *et al.* 2005, Neves 2018). Degrees of freedom must be greater than or equal to zero for the model to be accepted (Campana *et al.* 2009). The quality of the models was assessed through adjustment measures (Hair *et al.* 2005): *Root Mean Squares Residual* (RMR) which adjustment is perfect when there are no discrepancies between the covariance observed and those estimated by the model (RMR = 0), and values below 0.10 are acceptable (Kline 1998); *Root Mean Square Error of Approximation* (RMSA) with a 90% CI and values below 0.10 acceptable (Marôco 2010); *Goodness-of-Fit Index* (GFI) which values generally range from zero to one (perfect fit) (Kline 1998); for the indices, *Comparative Fit Index* (CFI), *Normed Fit Index* (NFI) and *Tucker-Lewis Index* or *Non-Normed Fit Index* (NNFI) values greater than 0.9 are indicators of good model adjustments (Kline 1998, Hair *et al.* 2005, Ullman 2007).

Results

We sampled 13,717 records from 340 species. A total of 241 (70.1%) species were recognized as either forest dependent species (FD) (158) or forest semi-dependent species (FS) (83), in addition to 99 forest-independent species (Supplementary material Table 6). The FD's abundance ($R^2 = 0.9177$) and richness ($R^2 = 0.8289$) increases was related to the increase in native vegetation percentage in the buffers (Supplementary material, Figures 6-7). An inverse trend was observed for FS (richness $R^2 = 0.7118$; abundance $R^2 = 0.6729$), with higher abundance between 20 to 50% of vegetation cover.

Dendrogram of hierarchical cluster analyzes evaluating FD showed two very distinct groups, divided by the 60% native vegetation in the buffer (Figure 3). The group formed by >60% vegetation shared 46 species, with 43 FD only registered in >60% vegetation. The cluster analysis showed three significant clusters differing by 64 and 43%, respectively in their species composition (Figure 3). The bootstrap analysis revealed a critical value for the linkage distance of 0.63 ($p < 0.05$), forming six distinct groups. This is more evident through the PCA (Figure 4). There was great closeness between the thresholds of 0 <10% and 10 <20% and 80 <90% and 90-100%.

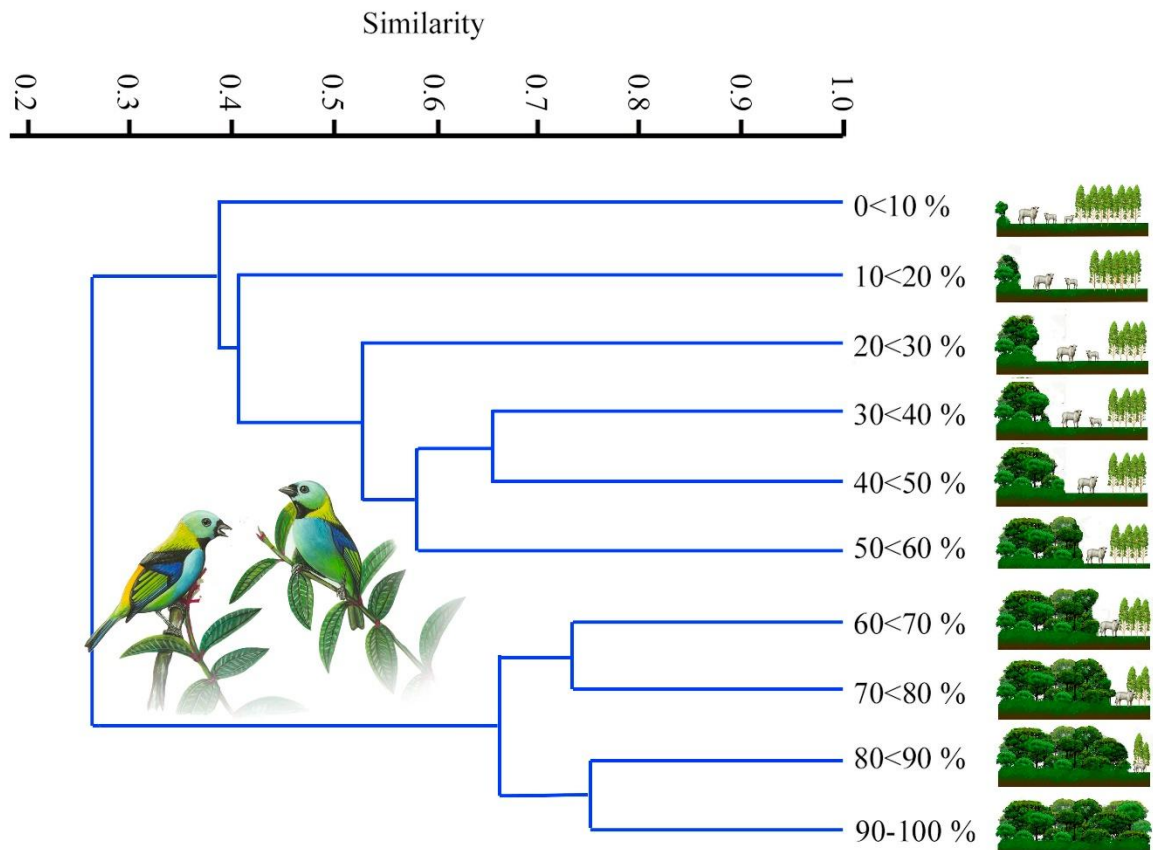


Figure 3. Dendrogram of hierarchical cluster analyses with Bray-Curtis similarity, comparing classes based on percentage of native vegetation in the sampled buffers, for forest-dependent species (UPGMA) ($ccc = 0.8189$).

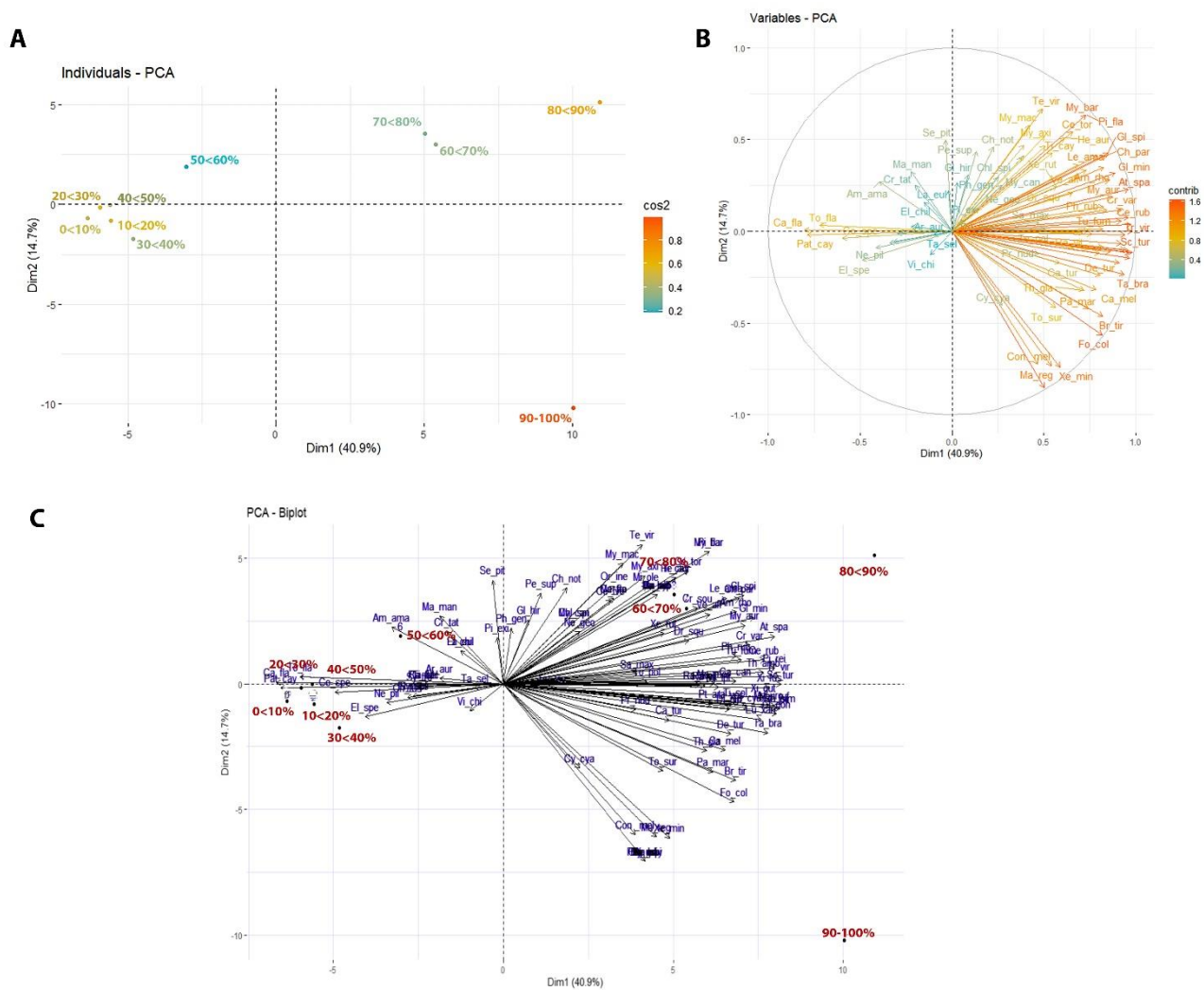


Figure 4. Principal component analysis (PCA) showing the native vegetation classes distribution for each buffer based on the forest bird species abundance (see Supplementary Material, Figure 3, Table 1). A – Ordination of the ten native vegetation classes; B – The influence of bird species represented by vectors. C – Biplot showing the forest-dependent species and the groups of native vegetation classes. Acronyms refer to species (see Supplementary Material Table 6).

Fifty-six, 50, and 90 species were classified as having high, medium, and low sensitivity, respectively. With less than three records and/or nocturnal habits, 45 species were considered data deficient (DD). Excluding data deficiency taxa, 57.4% (112) of the sampled species agreed Parker et al. (1996) as a broad pattern, and 42.3% (83) had different categories of sensitivity at a local level.

Twenty-eight taxa are threatened by extinction (26 at national and 18 at global levels). Four species are critically endangered (CR) to the national level, and one, *Cotinga maculate*, to both levels. All threatened taxa, except four (*Pionus reichenowi*, *Amazona rhodocorytha*, *Ramphastos vitellinus ariel* and *Attila spadiceus uropygiatus* - medium sensitivity) were considered to have high sensitivity. Fifty-eight taxa are Atlantic Forest endemics, all forest-dependents, except for *Ramphocelus bresilius* and *Ortalis araucuan*. Most endemic taxa were considered as having high sensitivity (66%) and only four were low sensitivity, recorded in highly fragmented landscapes (core area <50 ha and 30% buffer vegetation native).

The variable most related to FD assembly - both richness ($\beta = 1.03$, $p < 0.001$, CI 90% [0.069, 0.092]) and abundance ($\beta = 1.04$, $p < 0.001$, 90% CI [0.087, 0.119]) - was core area (Figure 5 and Supplementary material Table 2). The core area also was high influence to endemic and / or threatnead species ($\beta = 0.83$, $p < 0.001$, CI 90% [0.027, 0.041]). No relation was found between >patch area and neither abundance ($p = 0.756$, CI 90% [-1.029e -4, 7.474e -5]) nor richness ($p = 0.638$, CI 90% [-8.146e -5, 4.992e -5]). The fit indexes revealed that the final model (Model 1) was satisfactory ($\chi^2 = 0$, $df = 0$, CFI = 1.0, NFI = 1, NNFI = 1, GFI = 1, p-value RMSEA 90% CI ≤ 0.05 , RMR = 2.563e -6, SRMR = 3.731e -9) (Supplementary material Table 3).

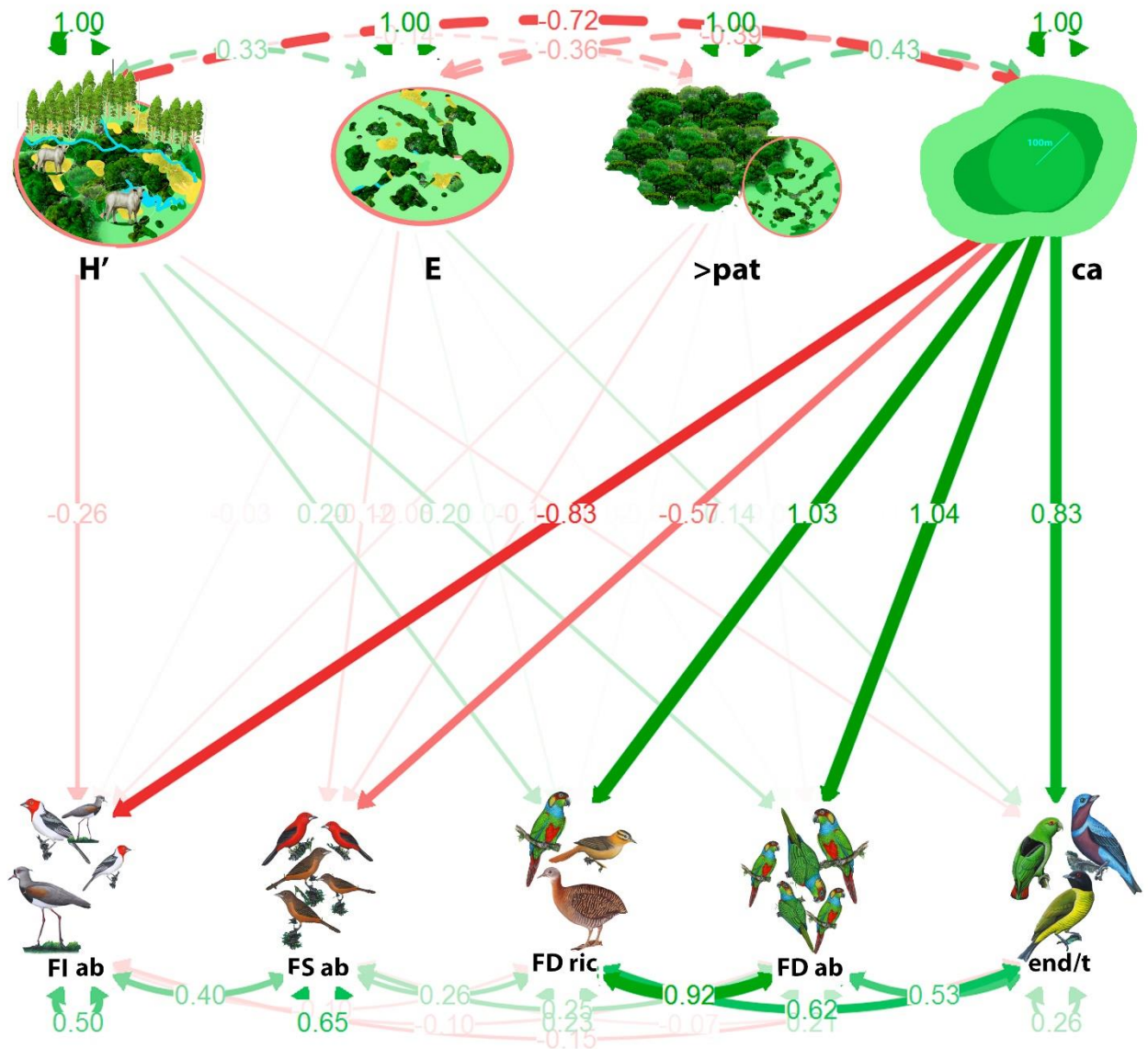


Figure 5. SEM path diagram, testing the relation of landscape variables with bird assembly (Model 1). Independent variables: H' - Shannon-Wiener index (for landscape metrics); E - evenness (for landscape metrics); > pat - over patch, with the buffer was inserted; ca - core area. Dependent variables: FI ab - Forest Independent abundance; FS ab - Forest Semi-dependent abundance; FD ric - Forest-dependent species richness; FD ab - Forest-dependent abundance; end/t - endemics and/or threatened species. The unidirectional arrows correspond to the relationships between the variables independents-dependents (regression), with factor load values (β). The higher these values, the more intense the relationship, whether negative (red) or positive (green). Curved arrows correspond to the co-variance's values.

In a second model (Figure 6), also considered as plausible ($\chi^2 = 0$, $df = 0$, $CFI = 1.0$, $NFI = 1$, $NNFI = 1$, $GFI = 1$, p -value $RMSEA$ 90% $CI \leq 0.05$, $RMR = 1.031e-6$, $SRMR = 5.884e-9$) (Supplementary material Tables 4-5), the anthropic matrix also played as an influencing factor on bird assembly, with negative values for forest-dependent species and positive for independents and semi-dependents species. Forest-independent species showed the highest positive relationship with agricultural-pasture areas ($\beta = 0.62$).

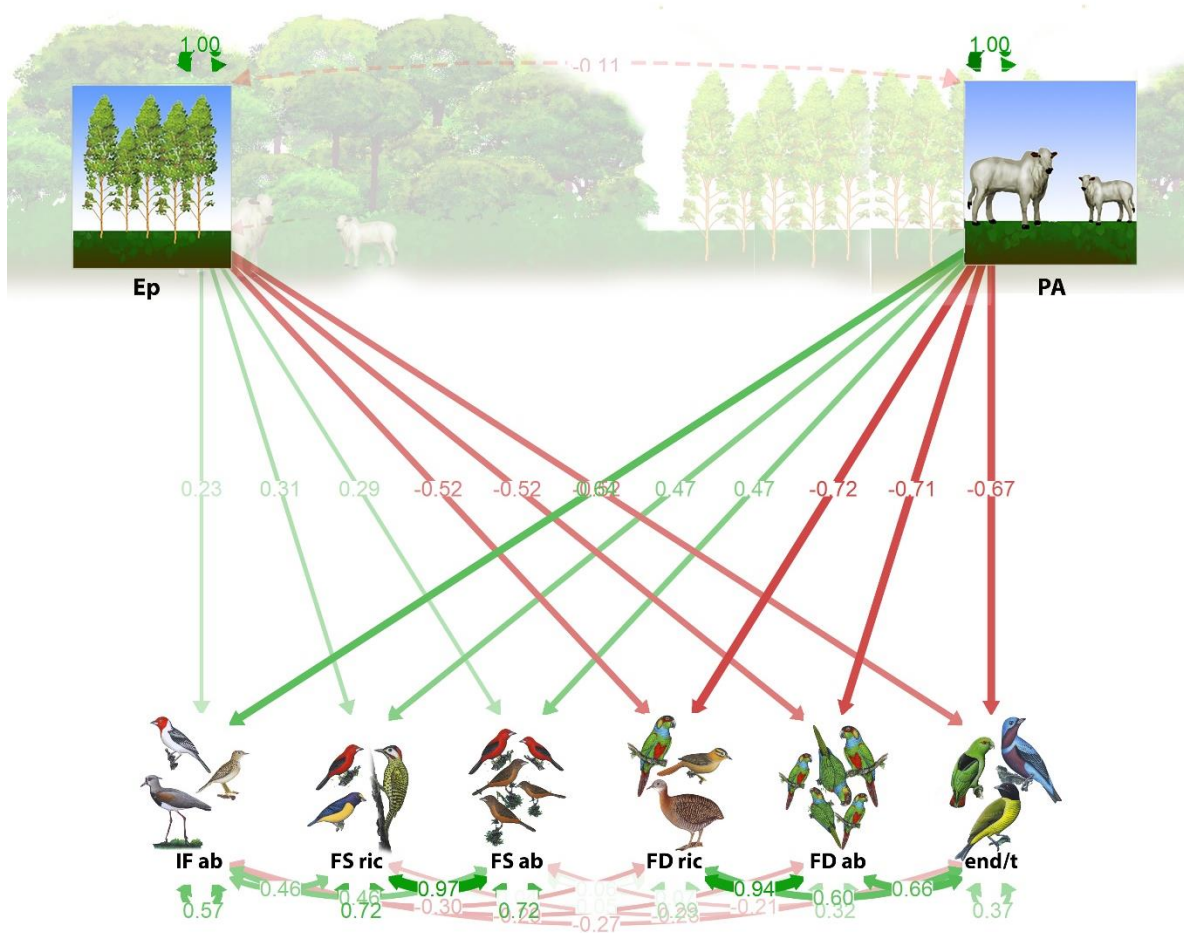


Figure 6. SEM path diagram, testing the anthropic matrix relationship on the bird assembly (Model 2).

Independents variables: Ep - *Eucalyptus* plantation, PA – pasture / agriculture. Dependent variables: IF ab – Forest-independents abundance; FS ric – Forest Semi-dependents species richness; FS ab – Forest Semi-dependents abundance; FD ric – Forest-dependents species richness; FD ab – Forest-dependents abundance; end/t – endemics and/or threatened species. The unidirectional arrows correspond to the relationships between the variables independents-dependents (regression), with factor load values (β). The higher these values, the more

intense the relationship, whether negative (red) or positive (green). Curved arrows correspond to the covariance's values.

Discussion

We confirm our first hypothesis that the more pristine areas have higher thresholds; landscapes preserving large remnants of native forest host bird taxa locally extinct from other regions, due to greater vegetation structure and a larger set of resources. We also confirmed that forest-dependent and semi-dependent species respond inversely to land use (hypothesis 2). Finally, our data revealed some specific patterns of environmental sensitivity for some species, as we predicted in hypothesis 3.

Although the 30% threshold had the greatest influence for the FD species, as previously reported (eg. Fahrig 2003, Banks-Leite *et al.* 2014, Bregman *et al.* 2014), 43 species were only recorded in areas where there were more than 60% of vegetation cover. The cluster analysis revealed that buffers with more than 60% of vegetation cover represent a group distinct from the other classes. More sensitive species have been reported 3-4 times more common above the 30–50% forest cover, having an abrupt decrease in landscapes with less than 50% of forest cover (Martensen *et al.* 2012). FD birds tend to disappear where forest cover represents less than 50-54% of the local landscape in southern Bahia, while FI are benefited (Morante-Filho *et al.* 2015, 2020). Tropical species may also be more vulnerable to habitat loss than temperate species (Melo *et al.* 2018); the most critical threshold was found in African tropical forests (70%) (Kupsch *et al.* 2019).

Our results revealed that conservation of large forest fragments is more efficient for maintaining biodiversity than small fragments. However, small areas have a fundamental role in the landscape, mainly as stepping-stones (Saura & Rubio 2010, Gillies and Clair 2010, Fahrig *et al.* 2020), but our results show that many species only survive in the landscape due to the presence of a large amount of native vegetation. Such fact may justify the extinction of some taxa in a large part of its area of occurrence, where large patches are uncommon. Higher thresholds or the application on regional-scaled programs appear to be economically unfeasible, and values of 40% are suggested to conserve most species while reconciling human needs (Arroyo-Rodriguez *et al.* 2020). However,

although such areas with intermediate percentages of native vegetation can conserve several species, species belonging to key groups for forest regeneration, such as canopy frugivores and top-chain carnivores, may be lost if higher forest percentage thresholds are not considered.

Large-continuous forested areas host more highly sensitive taxa, which also could be explained by the regional condition of the regional remaining vegetation. Atlantic Forest is restricted to ~12% of its original coverage, more than 80% of the remaining fragments are less than 50 ha (Ribeiro *et al.* 2009). Two fragments in our study site are larger than 6000 ha, and several species extinct along their original distribution may still be found there (eg. *Glaucis dohrnii*, *Harpia harpyja*, and *Xipholena atropurpurea*; ICMBio 2018). Thus, many areas with lower native vegetation thresholds may be referring to communities that have already been affected by local extinction processes. Our data stress the relevance of large patches for conservation since smaller fragments are more sensitive to the edge effects and may not sustain functional populations for many FD species. Yet, conservation efforts must prioritize the biggest patches preservation, as they have large core areas. (Barlow *et al.* 2007).

The occurrence of some high vagility species in anthropogenic areas depends on the existence of nearby native forests (Cavarzere *et al.* 2019), leading to a false expectation that they may tolerate massive landscape changes. Some forest hawks that fly through thermal convection can travel long distances and eventually land in isolated areas (Vansteelant *et al.* 2014), as we observed here for *Spizaetus tyrannus*. *Euphonia xanthogaster xanthogaster* and *Tangara seledon*, and *Pionus reichenowi* (MS) were also recorded in highly fragmented landscapes probably moving across the landscape using stepping-stone patches. The surrounding anthropogenic matrix, when immersed in large areas of native vegetation, can favor the dispersion of some species (Millan *et al.* 2015), as *Tangara seledon*, frequently observed on the forestry canopy. Although the results revealed that the anthropic matrix had a negative influence for the parameters related to FD and positive for FS, with prevailed in managed areas (Jacoboski *et al.* 2016), increasing quality of forestry management practices may substantially help in inter patches dispersion (Kupfer *et al.* 2006) and – sometimes – in supplying food resources when flowering (Willis 2002).

Practices such as the understory minimum management and mainly preserving native scattered trees, beyond large continuous patches of native forest, may help to increase occupancy by birds in the landscape (Millan *et al.* 2015). *Eucalyptus* matrix may increase habitat permeability for several species (Camargo-Barbosa *et al.* 2017; but see Giubbina *et al.* 2018). This practice may be an efficient conservation strategy to maintain higher biodiversity levels in fragmented landscapes over a larger range of habitat loss (Boesing *et al.* 2018). Thus, biodiversity-friendly landscapes must be maintained to the expansion of the species' foraging area (Arroyo-Rodriguez *et al.* 2020). Even in large remnants, the lack of connectivity may be responsible for the local species losses (Silveira *et al.* 2003). The patch size effect and isolation not only depend on the original habitat proportion in the landscape, but also on the surrounding habitat suitability (Andrén 1994). Some very sensitive species may be persisting in 300-500 ha patches but still subject to time-lag extinction deficit (Uezu & Metzger 2016), as *Xiphorhynchus guttatus* and *Schiffornis turdina*.

The local sensitivity data partially agree with previous studies further southern Brazil, which showed 54% (Anjos *et al.* 2016) and 75.4% (Alexandrino *et al.* 2016) of similarity between regional and general patterns. The divergences between the local vs. broad-scale sensitivity levels can have several explanations. Bird species have different sensitivity patterns across their geographical distribution, mainly in their border area, compared to their central distribution (Anjos 2006, Orne *et al.* 2019), as *Campephilus robustus* and *Baryphthengus ruficapillus*. Regional variations and subspecies may also have distinct responses. Sensitive taxa as *Campylorhynchus turdinus turdinus* (which Atlantic population has a very restricted distribution) was only recorded in present study only in extensive forest formations, while their other subspecies have a wide distribution in several ecosystems (Billerman *et al.* 2020). *Turdus albicollis* is assigned as one of the ten most frequent birds in Atlantic Forest samples (Pizo & Tonnetti 2020); however, *T. a. crotopezus* (occurring from the southern Bahia to Alagoas) seems to be rare, with records only in large forest fragments (Cordeiro 2003, Morante-Filho *et al.* 2015). *Automolus leucophthalmus*, assigned as a low sensitivity species (Anjos 2006, Alexandrino *et al.* 2016), is regionally represented by the nominal subspecies, which is nearly restricted to the southern Bahia (Billerman *et al.* 2020) and recorded only in areas with wide

vegetation cover (Morante-Filho *et al.* 2015). *Habia rubica* has been considered a highly sensitive species (Parker *et al.* 1996), but this has sometimes been confronted, due to records in largely anthropized landscapes in southeastern Brazil (Alexandrino *et al.* 2016; but see Camargo-Barbosa *et al.* 2017). In northeastern Brazil, the subspecies *H. r. bahiae* may be locally extinct (Silveira *et al.* 2003, Pereira *et al.* 2005; Farias *et al.* 2007, 2009). In our study area, this species was only recorded in the largest remnants, always in interspecific interactions (mixed flocks).

Long-term studies may better explain each species' biology on a regional scale, predicting resilience to fragmentation and climate change. It is not possible to assure that the broad-scaled sensitivity (Parker *et al.* 1996) levels reflect the fragmentation effects on all landscapes, as more sensitive species disappear from highly fragmented areas (Alexandrino *et al.* 2016). There are several local variables that must be better understood, such as each patch can contribute to overall habitat connectivity and availability in the landscape, including stepping stone effects (Saura & Rubio 2010).

Conclusions

Our results reveal more specific sensitivity patterns than those presented in the literature, often attributed to wider scales and can be fundamental to support actions aimed at the forest dependent species conservation. Thus, the thresholds must be applied in guidelines aimed to preserve the more sensitive species populations (Lindenmayer 2005), connected with restoration, reforestation and landscape enhancement actions to increase connectivity between forest remnants (Morante-Filho *et al.* 2020, Pizo & Tonnetti 2020). However, the functional connectivity requirement thresholds must be different between species, and for each one, the most appropriate parameters must be evaluated.

Our results may assist guidelines for the conservation of more sensitive taxa in the Atlantic Forest since they need greater conservation efforts. Such efforts can be directed towards the restoration of the degraded area, aiming to expand the forest cover proportion. Therefore, the need to maintain a minimum of 100 ha core areas and to target conservation efforts in areas over 1,000 ha is reinforced (Bregman *et al.* 2014). There is a need to prevent the edge effect, through the improvement of habitat quality measures (Murcia 1995) and the greater connectivity between the large remnants, to

avoid local extinctions (both functional and biological) caused by genetic isolation.

Acknowledgments

We thank everyone who made this research possible. We are grateful to the Veracel Celulose team, Virgínia Londe de Camargos and Priscilla Sales Gomes, to the field partners Diogo Casanova, Daniel Homem, João Carlos Z. Gebin, Jailson Souza, Diego Lara, and to all the staff of Casa da Floresta. FIG also thanks to the support of Lys Souza, with data support, and Ana Paula C. Pierini, for the incessant assistance.

Conflict of interest: The authors declare no conflict of interest.

Ethical statement: None

References

- Alexandrino ER, Buechley ER, Piratelli AJ, Ferraz KMPMB, Moral RA, Sekercioglu CH, Silva WR and Couto HTZ** (2016) Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. *Ecological Indicators* **66**, 369-381.
- Andrén H** (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**(3), 355-366.
- Anjos L** (2006) Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest Southern Brazil. *Biotropica* **32**(2), 229-234.
- Anjos L, Bochio GM, Campos JV, Mccrate GB and Palomino F** (2009) Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves   fragmenta o florestal na avalia o da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **17**, 28-36.
- Araújo M, Alger K, Rocha R and Mequita CAB** (1998) *A Mata Atlântica do sul da Bahia: – situa o atual, a es e perspectivas*. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.
- Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Tabarelli M., Watling JI, Tischendorf L, Benchimol M, Cazetta E, Faria D, Leal I, Melo FPL, Morante-Filho JC, Santos BA, Arasa-Gisbert R, Arce-Peça N, Cervantes-López M, Cudney-Valenzuela S, Galán-Acedo C, San-José M, Vieira ICG, Slik, JWF, Nowakowski AJ, Tsharntke, T** (2020) Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters* **23**(9), 1404-1420.
- Banks-Leite, C, Pardini R, Tambosi LR, Pearse WD, Bueno AA, Bruscin RT, Condez TH, Dixo M, Igari, AT, Martensen AC and Metzger, JP** (2014) Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* **345**(6200), 1041-1045.
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Avila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung, NF, Malcolm JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos R, Nunes-Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, da Silva MNF, Motta CD and Peres, C. A** (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**(47) 18555–18560.
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, Mac Nally R, Thomson JR, Ferraz SFB, Louzada J, Oliveira VHF, Parry L, Solar RRC, Vieira ICG, Aragao LEOC, Begotti RA, Braga RF, Cardoso TM, Oliveira Junior RC, Souza Jr CM, Moura NG, Nunes SS, Siqueira JV, Pardini R, Silveira J, Vaz-de-Mello FZ, Veiga RCS, Venturieri A and Gardner TA** (2016) Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**(7610), 144-147.
- Bastos MLL, Medina AIM, Dantas ME and Shinzato AE** (2000) Mapa Geoambiental. *Programa Informa es para Gestão Territorial – GATE, Projeto Porto Seguro - Santa Cruz Cabrália*. Salvador: CPRM - Serviço Geológico do Brasil
- Bencke A, Maurício GN, Develey PF and Goerk JM** (2006) * reas importantes para a conserva o das aves no Brasil: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil.
- Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG and Schulenberg TS** (eds) (2020) *Birds of the world*. Cornell Laboratory of Ornithology, New York: Ithaca.

- Blake JG** (1992) Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *The Condor* **94**(1), 265-275.
- Boesing AL, Nichols E and Metzger JP** (2018) Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography* **41**(9), 1520-1533.
- Brasil Ministério do Meio Ambiente** (2014) Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, **245**, 121-126.
- Bray JR and Curtis JT** (1957) An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* **27**, 325–349.
- Bregman TP, Sekercioglu CH and Tobias JA** (2014) Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation* **169**, 372-383.
- Byrne BM** (1998) Structural equation modeling with Lisrel, Prelis and Simples: basic concepts, applications and programming. New Jersey: *Lawrence Erlbaum*, 196-199.
- Camargo-Barbosa KV, Knogge C, Develey PF, Jenkins CN and Uezu A** (2017) Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* **15**(1), 42-46.
- Campana AN, Tavares MC and Silva D** (2009) Modelagem de Equações Estruturais: Apresentação de uma abordagem estatística multivariada para pesquisas em Educação Física. *Motricidade* **5**(4), 59-80.
- Cavarzere V, Silveira LF, Tonetti VR, Develey P, Ubaid FK, Regalado LB and Figueiredo LF** (2017) Museum collections indicate bird defaunation in a biodiversity hotspot. *Biota Neotropica* **17**, 1-18.
- Cavarzere V, Albano C, Tonetti VR, Pacheco JF, Whitney BM, and Silveira LF** (2019). An overlooked hotspot for birds in the Atlantic Forest. *Papéis Avulsos de Zoologia* **59**, e20195905.
- Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres/CEMAVE** (2018a). *Glaucis dohrnii* (Bourcier & Mulsant, 1852). In Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves*. Brasília: ICMBio/MMA, 194-196 pp.
- Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres/CEMAVE** (2018b) *Cotinga maculata* (Statius Muller, 1776). In Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves*. Brasília: ICMBio/MMA, pp. 505-507.
- Cordeiro PH** (2003) Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da mata atlântica e a importância do corredor da serra do mar e do corredor central para conservação da biodiversidade brasileira. In Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LP, Fonseca GA and Alger K. *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Ilhéus: IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.
- Fahrig L** (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **34**:487–515
- Faria LC, Carrara LA, Paulo de Tarso ZA and Matos JR** (2016) Avifauna da Reserva Biológica

do Córrego do Veado, um dos últimos redutos de Floresta Atlântica de Tabuleiros do Espírito Santo, Brasil. *Cotinga* **38**,47–59.

Farias GB, Alves AGG, and Lins e Silva ACB. (2007) Riqueza de aves em cinco fragmentos de Floresta Atlântica na Zona da Mata Norte de Pernambuco, Brasil. *Biotemas* **20**(4), 111-122,

Farias GB, Pereira GA, Dantas SM, Vasconcelos ETS, Burgos K, Brito MT, Pacheco GL and Guimarães E (2009) Aves Observadas no Município de Bonito, Pernambuco, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* **150**, 41-45.

Finger A, Radespiel U, Habel JC, Kettle CJ and Koh LP (2014) Forest fragmentation genetics: what can genetics tell us about forest fragmentation? In Kettle CJ and Koth LP (ed.) *Global Forest Fragmentation*. Zurich: Department of Environmental System Science, pp. 50 - 68.

Frishkoff LO and Karp DS (2019) Species-specific responses to habitat conversion across scales synergistically restructure Neotropical bird communities. *Ecological Applications* **29**(5), e01910.

Gillies CS and Clair CC (2010) Functional responses in habitat selection by tropical birds moving through fragmented forest. *Journal of applied ecology* (**47**), 182-190.

Gimenes MR and Anjos L (2003) Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum - Biological Sciences* **25**, 391-402,

Giubbina MF, Martensen AC and Ribeiro MC (2018) Sugarcane and Eucalyptus plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. *Austral Ecology* **43**(5), 527-533.

Godoy FI and Piratelli AJ (2021) Avifauna associada a muçunungas: composição e uso do habitat. *Oecologia australis*, **25**(1) 7-21.

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX and Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* **1**, e1500052.

Hair JF, Anderson RE, Tatham RL and Black WC (2005) *Análise multivariada de dados*. Porto Alegre: Bookman.

Hair JF, Black WC, Babin BJ, Anderson RE and Tatham RL (2009) *Análise multivariada de dados*. Porto Alegre: Bookman; 6

Hammer Ø, Harper DAT and Ryan PD (2001) Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (PAST). Natural History Museum, University of Oslo: *Palaeontologia Electronica* **4**(1), 9.

Hinsley SA, Bellamy PE, Newton I and Sparks TH (1995) Habitat and landscape Jaksic F.M. and Medel R. 1990. Objective recognition of guilds: testing for statistically significant species clusters. *Oecologia* **82**, 87–92.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018) Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III - Aves. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília: ICMBio.

International Union For Conservation Of Nature And Natural Resources (2020) *The IUCN Red*

List of threatened species, version 2020.

Jaksić FM and Medel RG (1990) Objective recognition of guilds: testing for statistically significant species clusters. *Oecologia* **82**(1), 87-92.

Jasp T (2020) *JASP* (Version 0.14) [Computer software]. Amsterdam: University of Amsterdam.

Khimoun A, Eraud C, Ollivier A, Arnoux E, Rocheteau V, Bely M., Lefol E, Delpuech, M, Carpentie ML, Leblond G and Levesq A (2016) Habitat specialization predicts genetic response to fragmentation in tropical birds. *Molecular ecology* **25**(16), 3831-3844.

Kline RB (1998) Software review: Software programs for structural equation modeling: Amos, EQS, and LISREL. *Journal of psychoeducational assessment* **16**(4), 343-364.

Kormann UG, Hadley AS, Tschardt T, Betts MG, Robinson WD and Scherber C (2018) Primary rainforest amount at the landscape scale mitigates bird biodiversity loss and biotic homogenization. *Journal of applied ecology* **55**(3), 1288-1298.

Kupfer JA, Malanson GP and Franklin SB (2006) Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. – *Global ecology and biogeography* **15**, 8–20.

Kupsch D, Vendras E, Ocampo-Ariza C, Batáry P, Motombi FN, Bobo KS and Waltert M (2019) High critical forest habitat 4 thresholds of native bird communities in Afrotropical agroforestry landscapes. *Biological Conservation* **230**, 20-28.

Lamas I, Pereira R, Cunha R, Maia M, Tedesco E, Morgado J and Nascimento E (2014) *Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Porto Seguro – Bahia*. Porto Seguro: Secretaria Municipal de Meio Ambiente - Conservação Internacional - Gamba - Movimento de defesa de Porto Seguro - *SOS Mata Atlântica*.

Laurance WF, Nascimento HE, Laurance SG, Andrade A, Ewers RM, Harms KE, Luizão RCC and Ribeiro JE (2007). Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS one* **2**(10), e1017.

Lees AC and Peres CA (2008) Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation* **11**, 128-137.

Lima PC (2006) Aves do litoral norte da Bahia. *Atualidades Ornitológicas* **134**, 1-661.

Lindenmayer DB, Fischer J and Cunningham RB (2005) Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biological Conservation* **124**(3), 311-316.

Lopes IT, Gussoni CO, Demarchi LO, De Almeida A and Pizo MA (2015). Diversity of understory birds in old stands of native and Eucalyptus plantations. *Restoration Ecology* **23**(5), 662-669.

MacGregor-Fors I, González-García F, Hernández-Lara C and Santiago-Alarcon D (2018) Where are the birds in the matrix? Avian diversity in a Neotropical landscape mosaic. *The Wilson Journal of Ornithology* **130**, 81-93.

MapBiomias (2020) *Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil*. Projeto MapBiomias.

Marôco J (2010) *Análise de equações estruturais: fundamentos teóricos, software & aplicações*.

Lisboa: Report Number.

Marques FC and Anjos L (2014) Sensitivity to fragmentation and spatial distribution of birds in forest fragments of northern Paraná. *Biota Neotropica* **14**, 1-9.

Martensen AC, Ribeiro MC, Banks-Leite C, Prado PI and Metzger JP (2012) Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* **26**(6), 1100-1111.

Magalhães JHR (2018) Estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta madura nos tabuleiros costeiros do extremo sul da Bahia, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* **40** (2), 93-122.

Meira-Neto JAA, Souza AL, Lana JM and Velente G (2005) Composição florística, espectro biológico e fitofisionomia da vegetação de muçununga nos municípios de Caravelas e Mucuri, Bahia. *Revista Árvore* **29**, 139-150.

Melo I, Ochoa-Quintero JM, de Oliveira Roque F and Dalsgaard B (2018) A review of threshold responses of birds to landscape changes across the world. *Journal of Field Ornithology* **89**(4), 303-314.

Millan CH, Develey PF and Verdade LM (2015) Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management* **336**, 174-182.

Morante-Filho JC, Arroyo-Rodríguez V, Pessoa MDS, Cazetta E and Faria D (2018) Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecological applications* **28**(8), 2024-2032.

Morante-Filho JC, Benchimol M and Faria D. (2020) Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. *Landscape Ecol*, 1-13.

Morante-Filho JC, Faria D, Mariano-Neto E and Rhodes J (2015) Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE*, San Francisco **10**, 1-18.

Moura NG, Lees AC, Aleixo A, Barlow J, Berenguer E, Ferreira J, Mac Nally R, Thomson JR and Gardner TA (2016) Idiosyncratic responses of Amazonian birds to primary forest disturbance. *Oecologia* **180**, 903-916.

Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution* **10**, 58-62.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA and Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 1-853.

Neves JAB (2018) *Modelo de equações estruturais: uma introdução aplicada*. Brasília: Enap.

Newmark WD, Jenkins CN, Pimm SL, McNeally PB and Halley JM (2017) Targeted habitat restoration can reduce extinction rates in fragmented forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**(36), 9635-9640.

Orme CDL, Mayor S, dos Anjos L, Develey PF, Hatfield JH, Morante-Filho JC, Tylianakis JM, Uezu A and Banks-Leite C (2019). Distance to range edge determines sensitivity to deforestation. *Nature Ecology & Evolution* **3**(6), 886-891.

Parker III TA, Stotz DF and Fitzpatrick JW (1996) Ecological and distributional databases. In Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker III TA, Moskovits DK (Ed.), *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. Chicago: The University of Chicago Press, pp. 111–410.

Pereira GA, Roda AS and Dantas SM. (2005) *Aves da Mata de Aldeia, Camaragibe, Pernambuco. Relatório Técnico*. Recife: Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste.

Phalan BT (2018) What have we learned from the land sparing-sharing model? *Sustainability* **10**, 1760

Piacentini VQ, Aleixo A, Agne CA, Maurício GN, Pacheco JF, Bravo GA, Brito GRR, Naka LN, Olmos F, Posso S, Silveira LF, Betini GS, Carrano E, Franz I, Lees AL, Lima LM, Pioli D, Schunck F, Amaral FR, Bencke GA, Cohn-Haft M, Figueiredo LFA, Straube FC and Cesari E (2015) Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee /Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* **23**(2), 91-298.

Piratelli AJ, Piña-Rodrigues FCM and Raedig C (2018) Integrating Biodiversity Conservation into Agroecosystem Management: Using Birds to Bring Conservation and Agricultural Production Together. In: Nehren U, Schlüter S, Raedig C, Sattler D and Hissa H (eds) *Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro. Springer Series on Environmental Management*. Cham: Springer, pp. 139–153.

Pizo MA and Tonetti VR (2020) Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. *The Condor* **122**, 1-14.

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ and Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation* **142**(6), 1141-1153.

Ricketts TH (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* **158**, 87-99

Ries L and Sisk TD (2004) A predictive model of edge effects. *Ecology* **85**, 2917-2926.

Rosa IM, Gabriel C and Carreiras JM (2017) Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. *Regional environmental change* **17**, 1687-1699.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R and Leemans R (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**, 1770-1774.

Santos JS, Leite CCC, Viana JCC, dos Santos AR, Fernandes MM, de Souza Abreu V and de Mendonça AR (2018) Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators* **88**,414-424,

Saura S and Rubio L (2010) A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* **33**(3), 523-537.

Silva JD (1995). Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia* **21**(1), 69-92.

Silva JD and Casteleti CH (2005) Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In Galindo-Leal C and Câmara IG (ed.) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Belo Horizonte: Conservação Internacional, pp. 43-59.

Silveira LF, Olmos F and Long AJ. (2003) Birds in Atlantic Forest fragments in north-east Brazil. *Cotinga* **20**, 32-46.

Smith AC, Fahrig L and Francis CM. (2011) Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography* **34**, 103-113.

Souza CMP, Fontes EO and Moreau AMSS (2011) *Revista Geografica Academica* **5**(2), 41-53.

Sylvestre LS, Almeida TE, Mynssen CM and Salino A (2016) Samambaias e licófitas da Reserva Natural Vale, Linhares, ES. In: Rolim, S. M, Menezes, L. F. T., Srbek-Araujo, A. N. (Eds). *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. p.157-166. Belo Horizonte: Ed. Rupestre.

Tabachnick B, Fidell L (1996) *Using multivariate statistics*. New York: Harper Collins College Publishers.

Thompson, PL, Bronwyn R and Andrew G (2017) Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography* **40**(1), 98-108.

Torrenta R, and Villard MA (2017) A test of the habitat amount hypothesis as an explanation for the species richness of forest bird assemblages. *Journal of Biogeography* **44** (8), 1791-1801.

Tryjanowski P, Kosicki J, Hromada M and Mikula P (2020) The emergence of tolerance of human disturbance in Neotropical birds. *Journal of Tropical Ecology* **36**(1), 1-5.

Trzcinski MK, Fahrig L and Merriam G (1999) Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* **9**, 586-593.

Uezu A and Metzger JP (2016) Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. *PloS one* **11**, e0147909.

Uezu A, Metzger JP and Vielliard JM (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* **123**, 507-519.

Ullman JB (2007) Structural Equation Modeling. In Tabachnick BG and Fidell LS (Orgs), *Using multivariate statistics*. Boston: Pearson Education, pp. 528-612.

Vale MM, Tourinho L, Lorini ML, Rajão H and Figueiredo MS (2018) Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *Journal of Field Ornithology* **89**(3),193-206.

Vansteelant WM, Verhelst B, Shamoun-Baranes J, Bouten W, Van Loon EE and Bildstein KL (2014) Effect of wind, thermal convection, and variation in flight strategies on the daily rhythm and flight paths of migrating raptors at Georgia's Black Sea coast. *Journal of Field Ornithology* **85**(1), 40-55.

Vaughan IP and Ormerod SJ (2005) Methodological Insights: Increasing the value of principal components analysis for simplifying ecological data: a case study with rivers and river birds. *Journal of Applied Ecology*, **42**(3) 487-497.

Venturini AC and Paz PR (2005) Observações sobre a distribuição geográfica de *Formicivora* spp. (Aves: *Thamnophilidae*), no Estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **13**(2), 169-175.

Veracel RPPN E (2016) *Plano de Manejo da RPPN Estação Veracel*. Eunápolis: Veracel Celulose, Gerência de Sustentabilidade e Conservação Internacional.

Vielliard JM, Almeida ME, Anjos L and Silva WR (2010) Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In Matter SV, Straube FC, Accordi IA, Piacentini VQ and Cândido-Jr JF (Ed.) *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. 1ª edição. Rio de Janeiro: Technical Books, pp. 47-60.

Villard MA and Metzger JP (2014) Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology* **51**, 309-318

Villard MA, Trzcinski MK and Merriam G (1999) Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation biology* **13**(4), 774-783.

Watling JI, Arroyo-Rodríguez V, Pfeifer M, Baeten L, Banks-Leite C, Cisneros LM et al. (2020) Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecology Letters* **23**(4), 674-681.

Willis EO (2002) Birds at Eucalyptus and other flowers in Southern Brazil: a review. *Ararajuba* **10**, 43-66.

Wilman H, Belmaker J, Simpson J, De La Rosa C, Rivadeneira MM and Jetz W (2014) EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* **95**(7), 1-2027

Wilson MC, Chen X, Corlett RT, Didham RH, Ding P, Holt RD, Holyoak M, Hu G, Hughes AC, Jiang L, Laurance WF, Liu J, Pimm SL, Robinson SK, Russo SE, Si X, Wilcove DS, Wu J and Yu M (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* **31**, 219–227.

Zimmerman BL, Bierregaard RO (1986) Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of biogeography* **13**(2), 133-143.

Supplementary materials

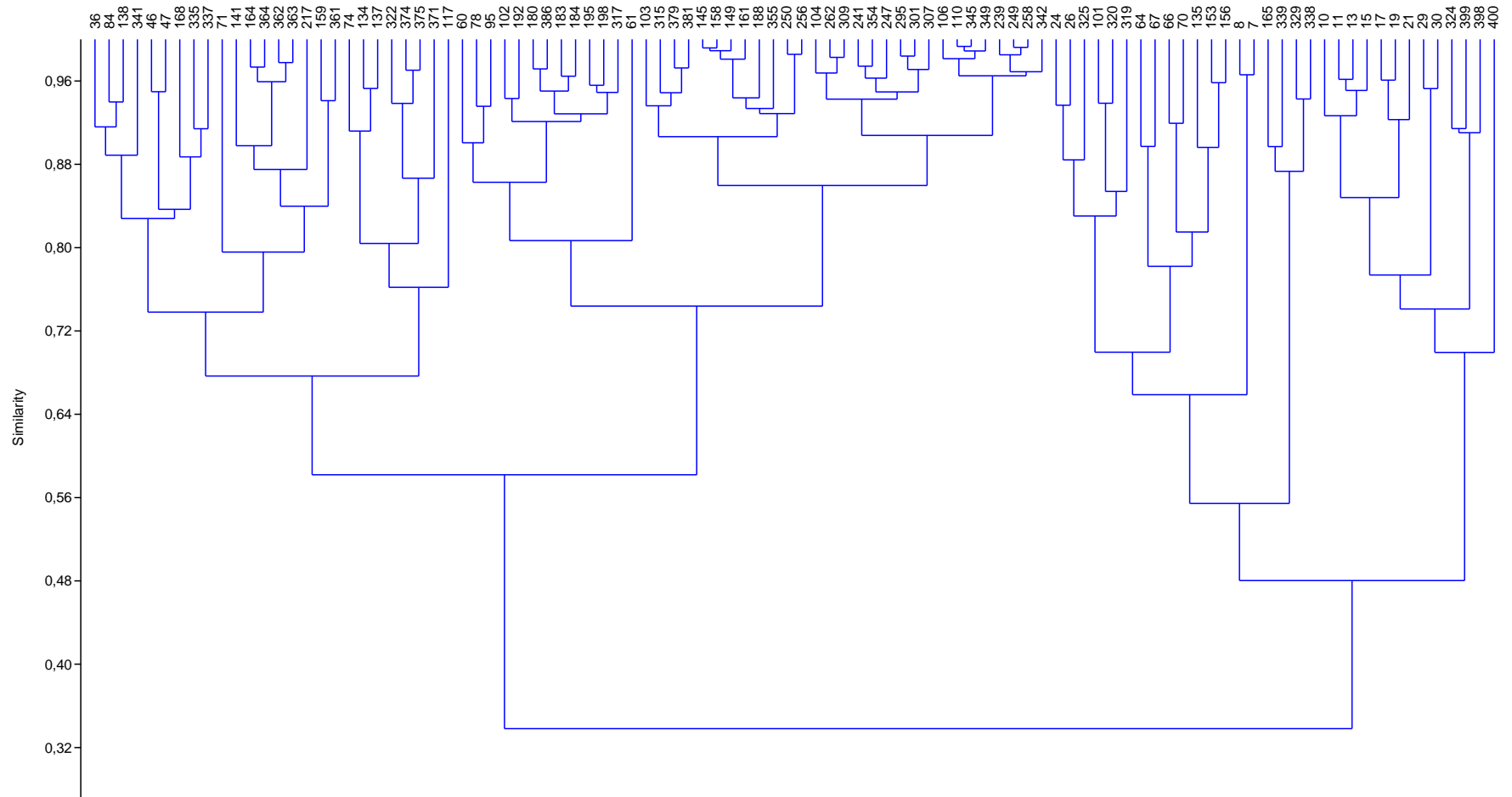


Figure 1. Dendrogram of hierarchial cluster analyses with Bray-Curtis similarity, comparing the hundred sampled buffers (numbers), with landscape metrics (UPGMA) (ccc = 0.8093). The variables native vegetation, forestry, core area, agriculture/pasture mosaic, pasture, urban, water and forestry were evaluated, all in area (ha).

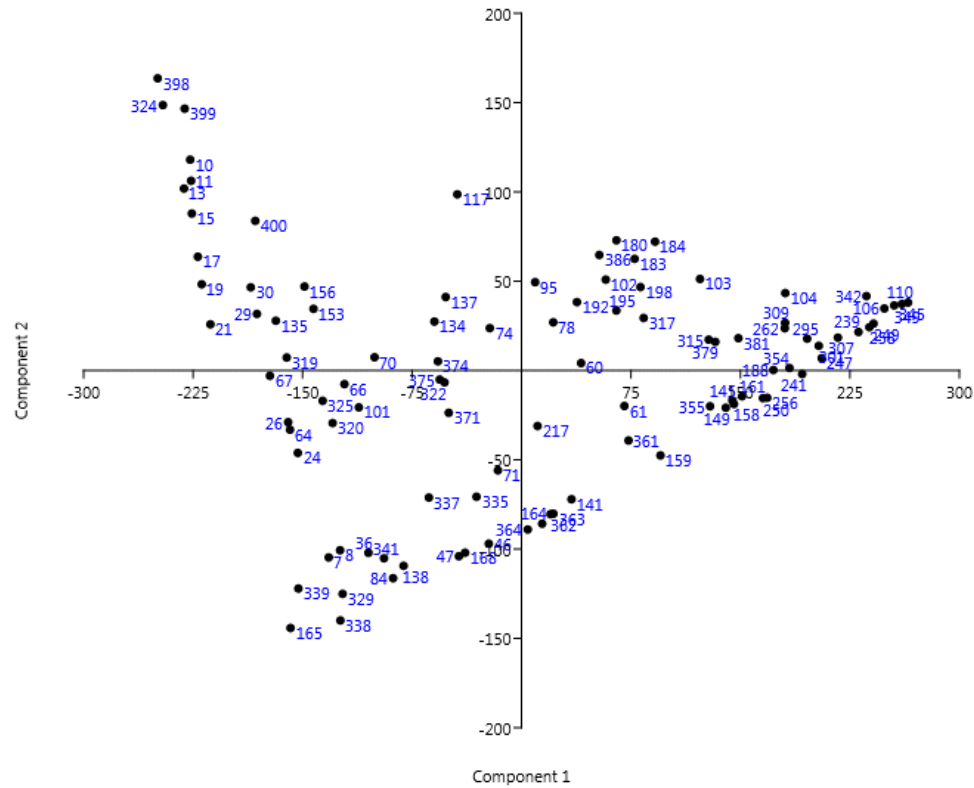


Figure 2. Principal Component Analysis assessing the distribution of the hundred sampled buffers. Axis 1 79% and axis 2 15% of the total variation.

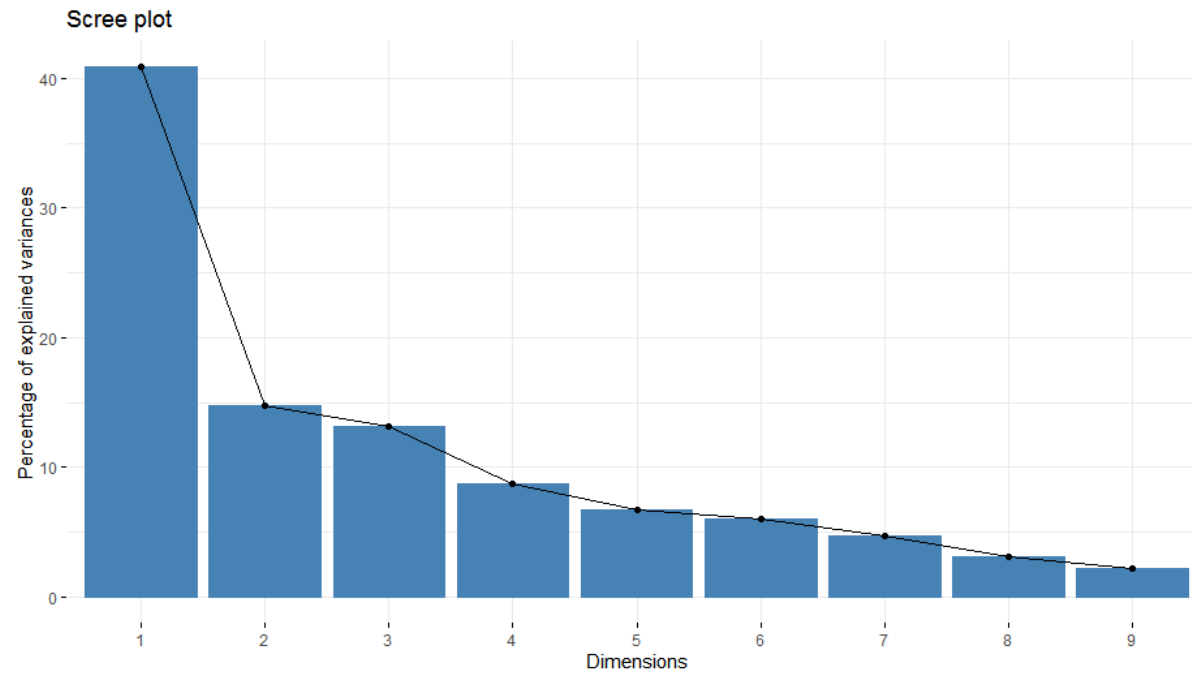
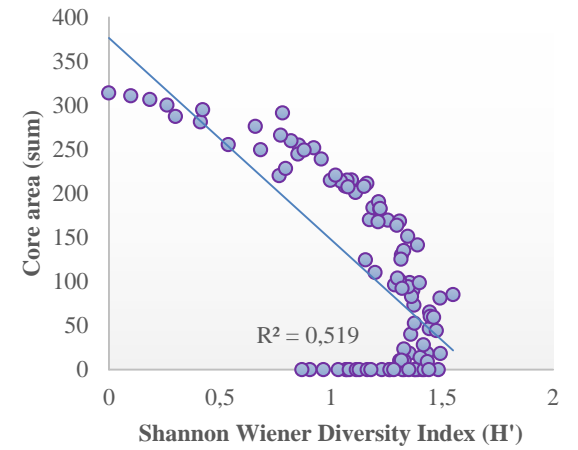
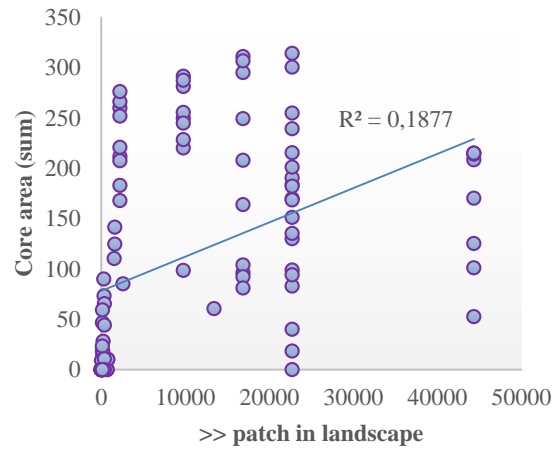
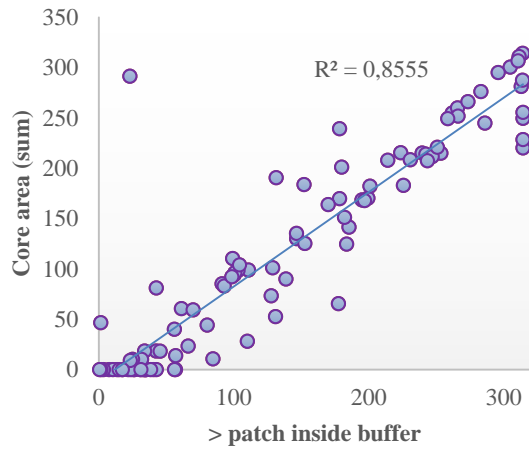


Figure 3. Scree plot displaying the percentage of explained variances of Principal Component Analysis carried out to compare the distribution of FD species in the native vegetation classes of native vegetation (Figure 3, manuscript).

Table 1. The eigenvalue and variance of Principal Component Analysis carried out to compare the distribution of FD species in the native vegetation classes of native vegetation

<u>eigenvalue</u>	<u>variance.percent</u>	<u>cumulative variance.percent</u>
-------------------	-------------------------	------------------------------------

Dim.1	44.539.598	40.862.016	4.086.202
Dim.2	16.048.819	14.723.688	5.558.570
Dim.3	14.340.571	13.156.487	6.874.219
Dim.4	9.530.077	8.743.190	7.748.538
Dim.5	7.273.508	6.672.944	8.415.832
Dim.6	6.486.749	5.951.146	9.010.947
Dim.7	5.105.554	4.683.994	9.479.346
Dim.8	3.314.249	3.040.596	9.783.406
Dim.9	2.360.874	2.165.939	10.000.000



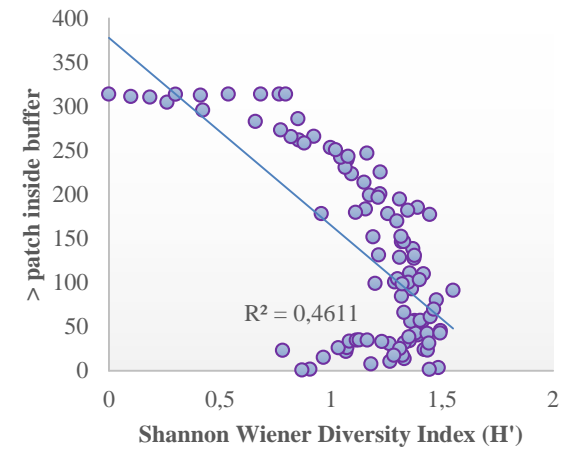
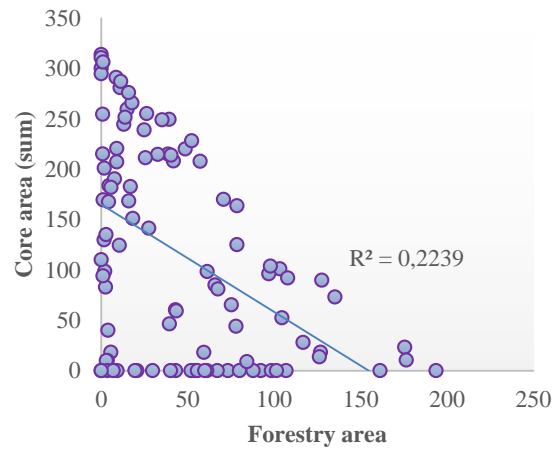
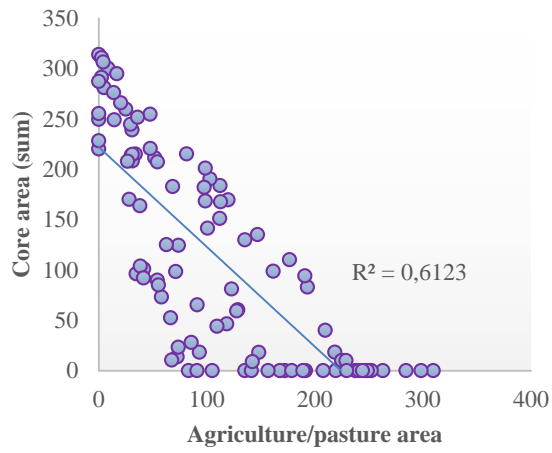
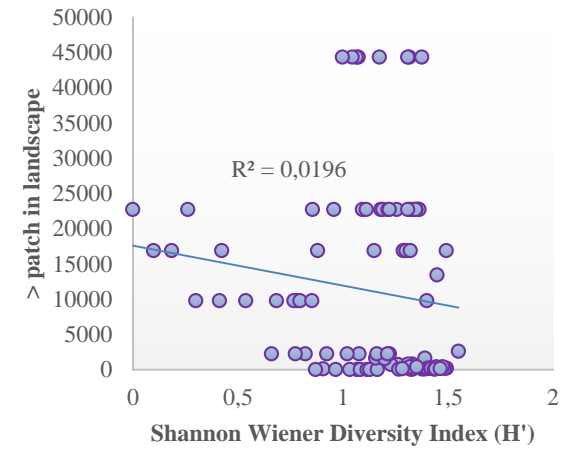
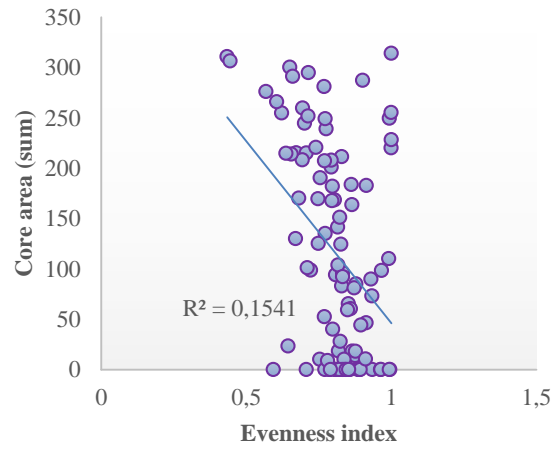
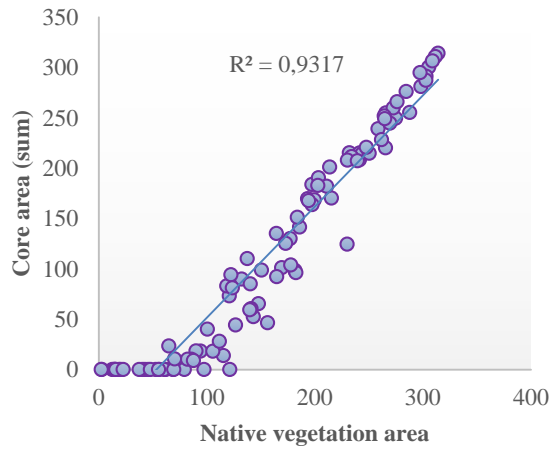


Figure 4A. Simple linear regression analysis between the independent variables (landscape metrics).



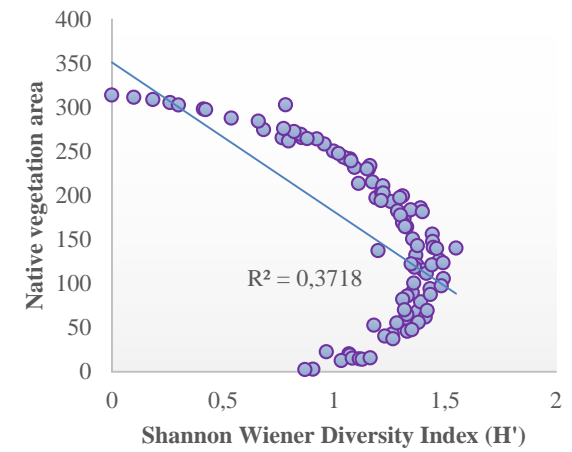
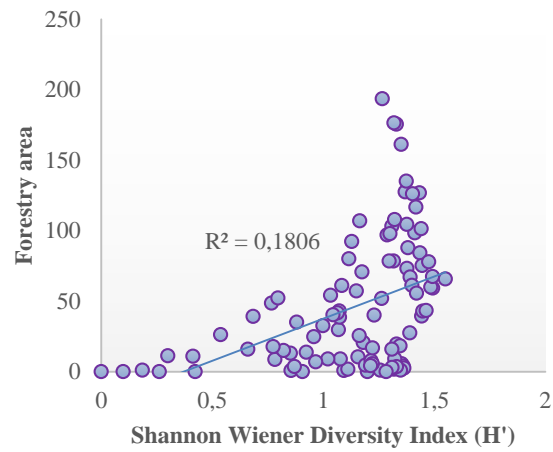
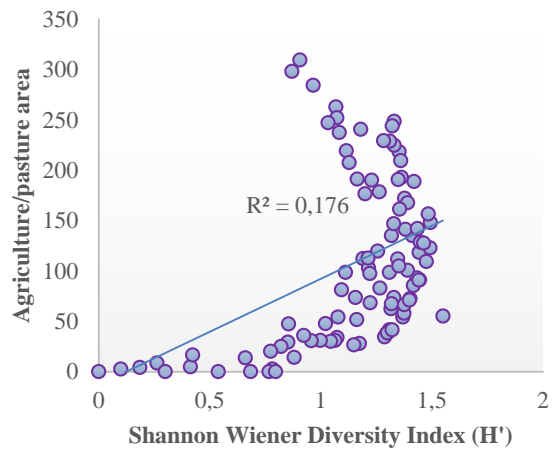
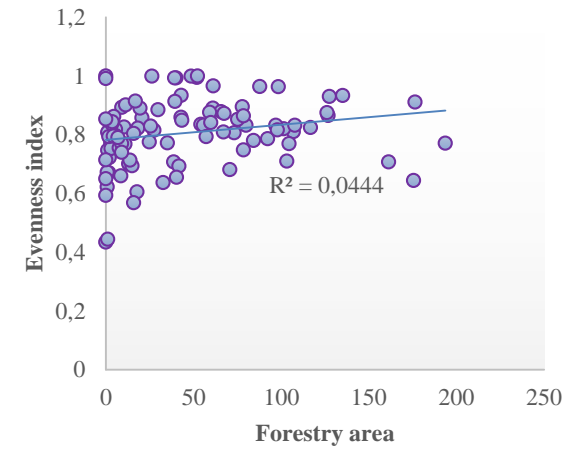
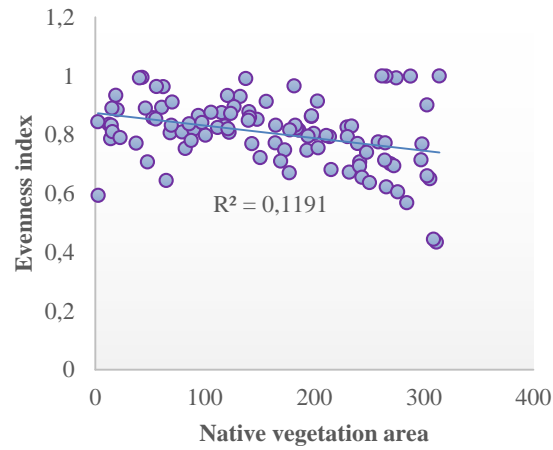
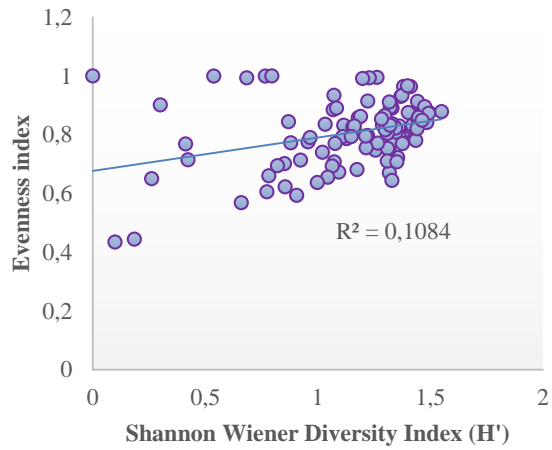


Figure 4B. Simple linear regression analysis between the independent variables (landscape metrics).



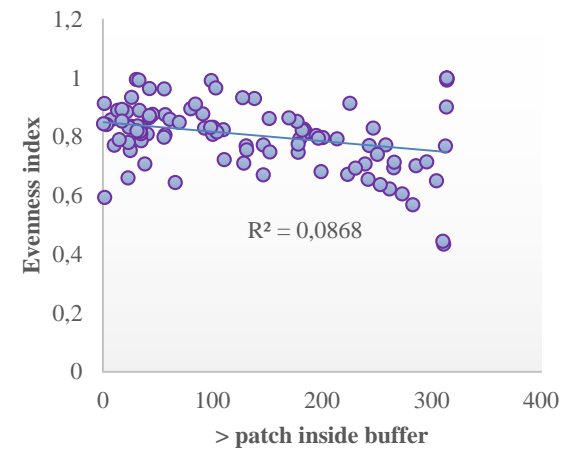
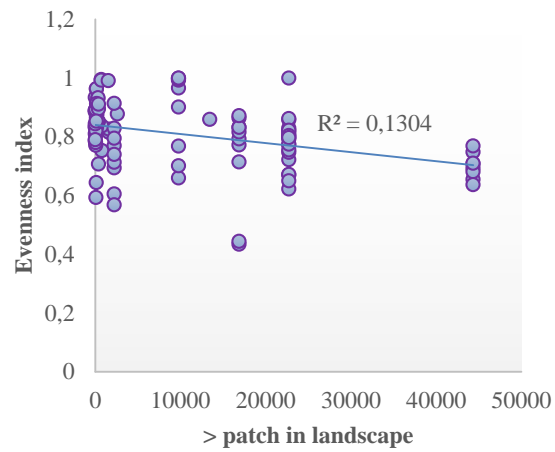
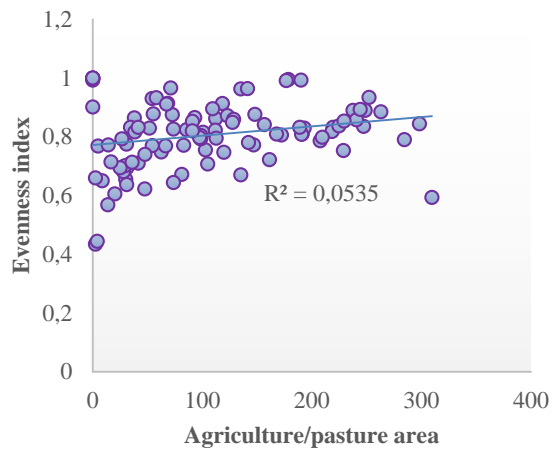
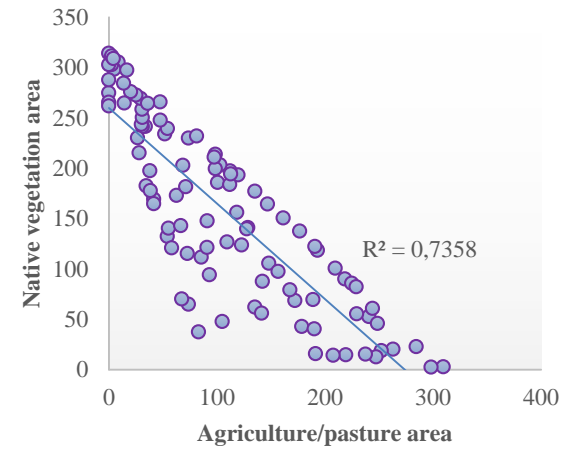
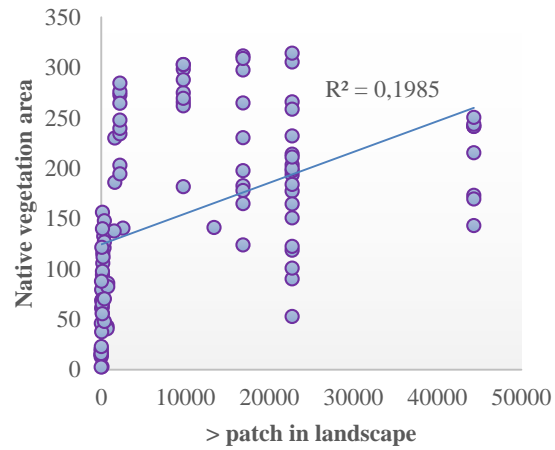
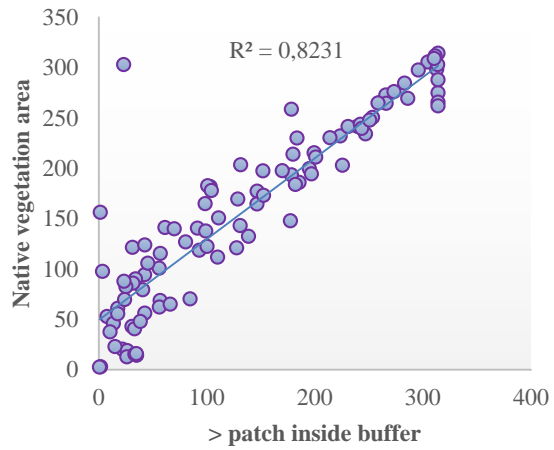


Figure 4C. Simple linear regression analysis between the independent variables (landscape metrics).



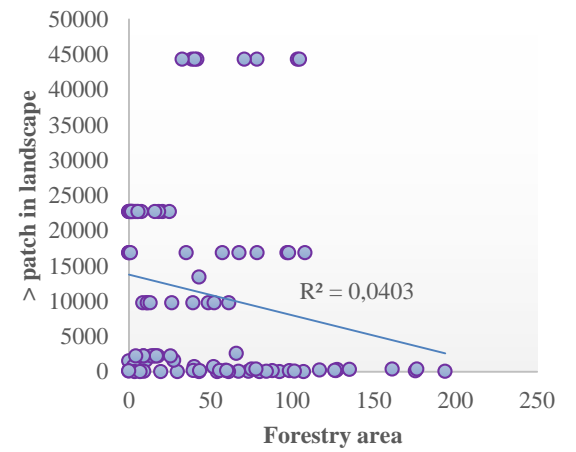
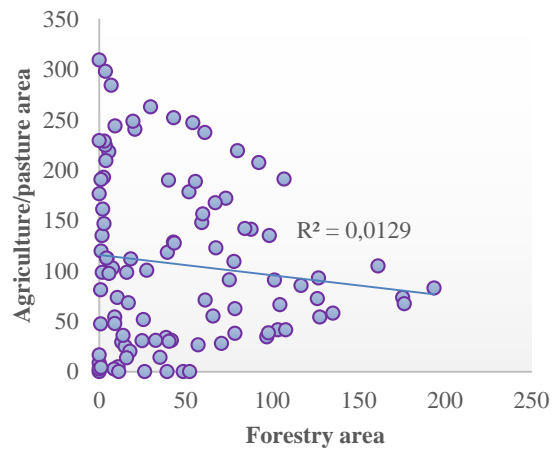
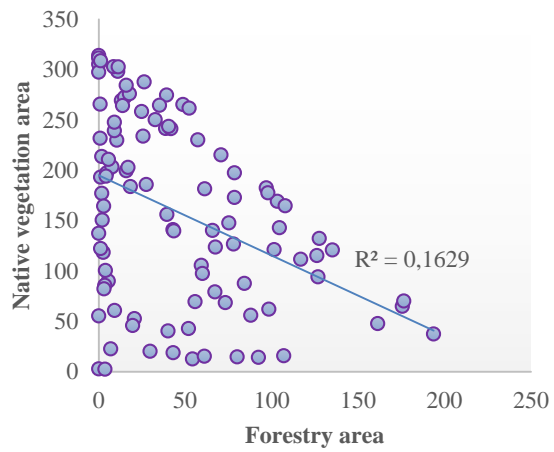


Figure 4D. Simple linear regression analysis between the independent variables (landscape metrics).

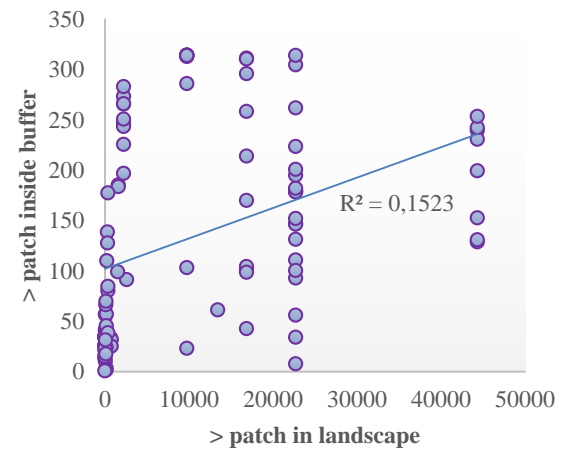
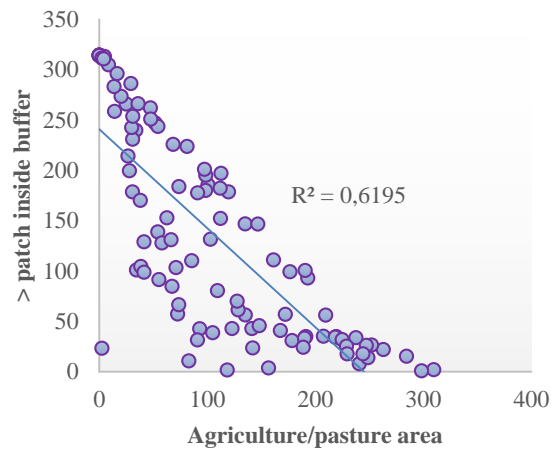
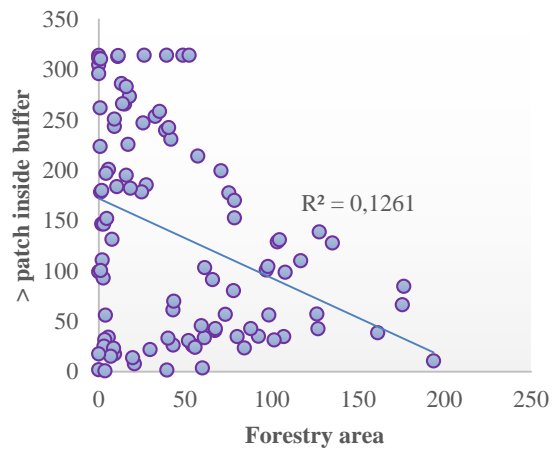


Figure 4E. Simple linear regression analysis between the independent variables (landscape metrics).

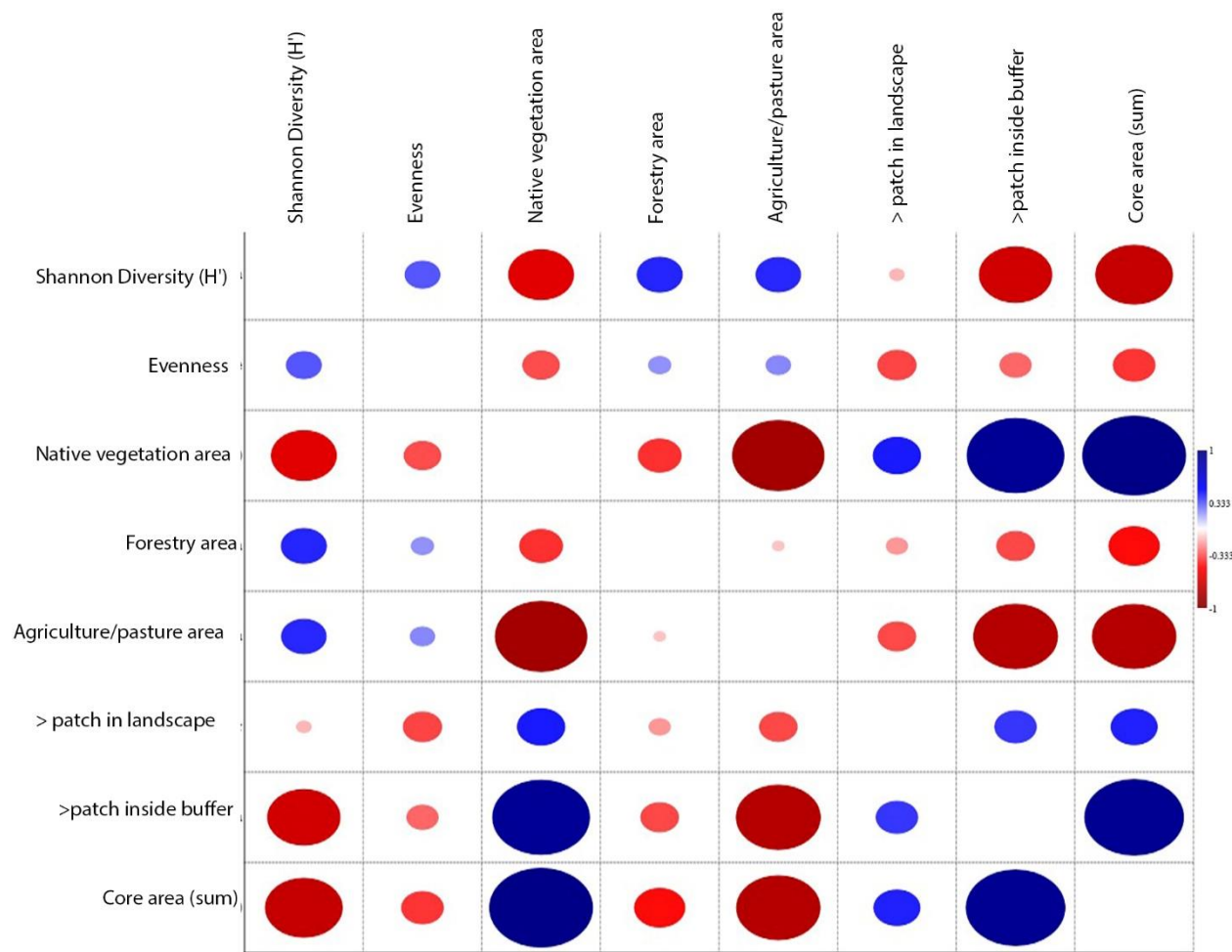


Figure 5. Spearman correlation between independent variables (landscape metrics).

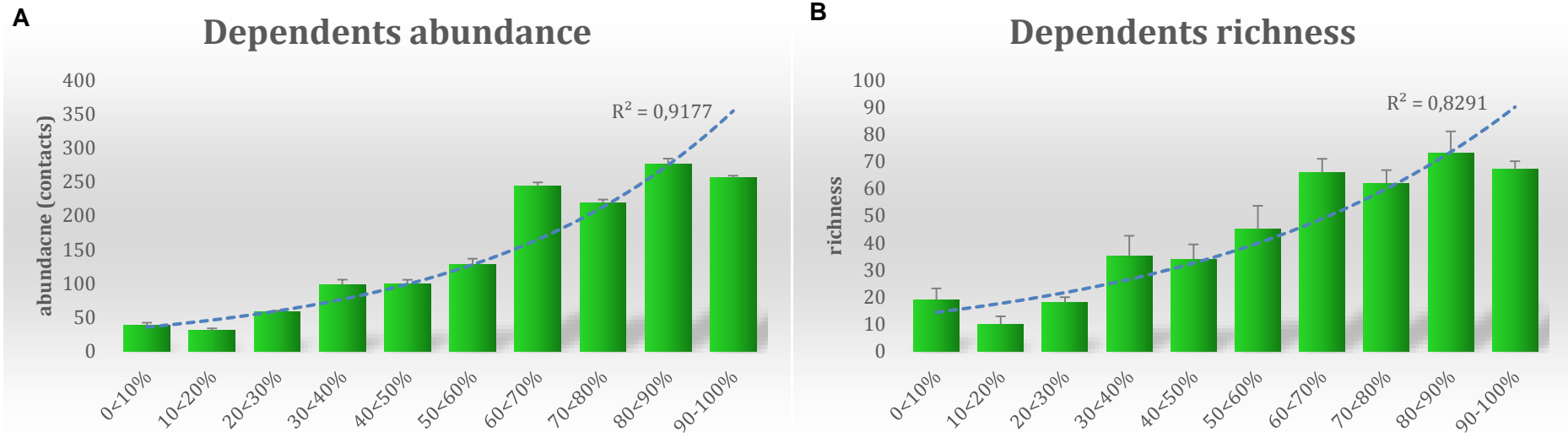


Figure 6. Distribution of forest dependent species according to the percentage of native vegetation: **(A)** abundance (contacts); **(B)** richness.

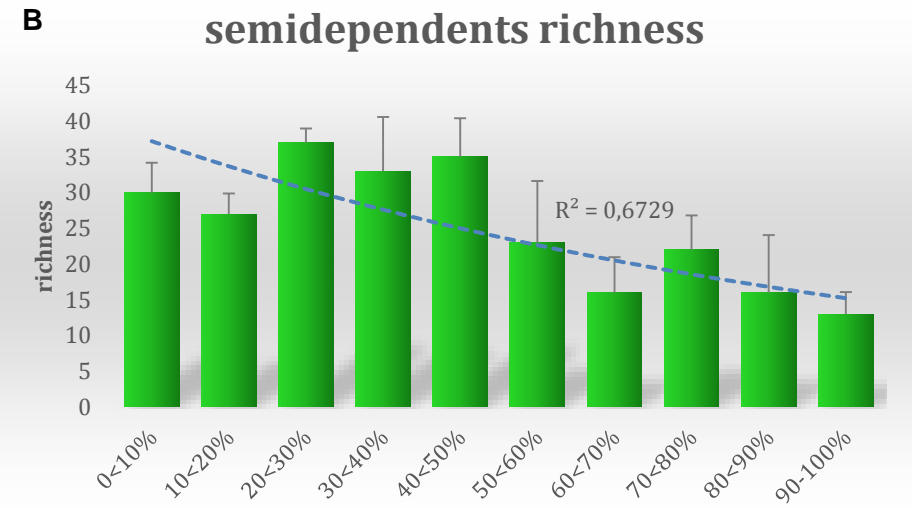
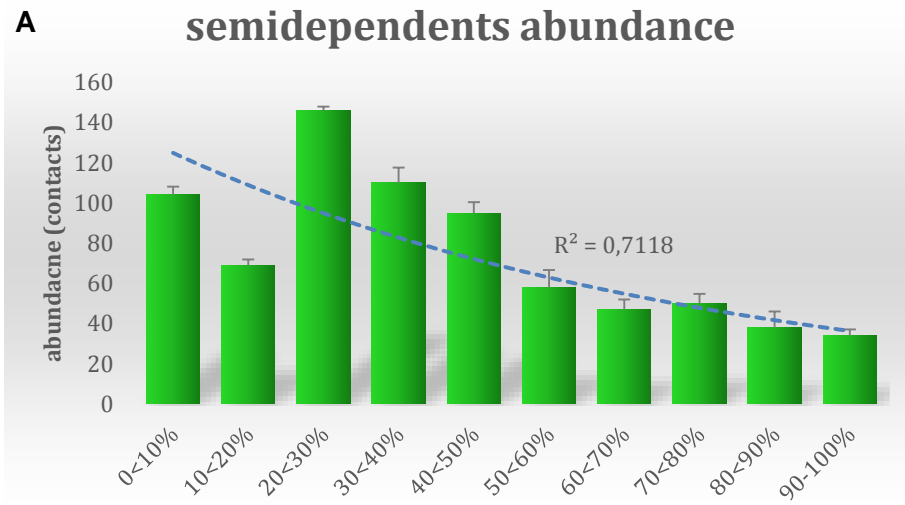


Figure 7. Distribution of forest dependent species according to the percentage of native vegetation: **(A)** abundance (contacts); **(B)** richness.

Table 2. Parameter Estimates of Model 1. Independents variables: H' buffer - Shannon-Wiener index; Evenness; > patch – over patch with the buffer was inserted; core area. Dependents variables: FI abundance– Forest Independents abundance; FS richness – Forest Semi-dependents richness; FS abundance – Forest Semi-dependents abundance; FD richness – Forest Dependent species richness; FD abundance – Forest Dependent abundance; end/t – endemics and/or threated species abundance.

label	est	se	z	p	CI (lower)	CI (upper)	std (lv)	std (all)	std (nox)
FI abundance ~ Shannon (H') Diversity	-5.070	2.117	-2.395	0.017	-9.218	-0.921	-5.070	-0.258	-0.786
FI abundance ~ Evenness	-1.852	4.568	-0.405	0.685	-10.805	7.102	-1.852	-0.032	-0.287
FI abundance ~ >patch	-3.983e-5	4.126e-5	-0.965	0.334	-1.207e-4	4.104e-5	-3.983e-5	-0.082	-6.179e-6
FI abundance ~ core area	-0.052	0.007	-7.105	< .001	-0.066	-0.037	-0.052	-0.834	-0.008
FS abundance ~ Shannon (H') Diversity	0.080	1.947	0.041	0.967	-3.736	3.895	0.080	0.005	0.015
FS abundance ~ Evenness	-5.465	4.201	-1.301	0.193	-13.699	2.769	-5.465	-0.119	-1.050
FS abundance ~ >patch	-4.367e-5	3.795e-5	-1.151	0.250	-1.180e-4	3.070e-5	-4.367e-5	-0.111	-8.390e-6
FS abundance ~ core area	-0.028	0.007	-4.253	< .001	-0.042	-0.015	-0.028	-0.569	-0.005
FD abundance ~ Shannon (H') Diversity	6.380	2.325	2.744	0.006	1.823	10.938	6.380	0.201	0.614
FD abundance ~ Evenness	3.811	5.018	0.760	0.448	-6.024	13.647	3.811	0.041	0.367
FD abundance ~ >patch	-1.410e-5	4.533e-5	-0.311	0.756	-1.029e-4	7.474e-5	-1.410e-5	-0.018	-1.356e-6
FD abundance ~ core area	0.103	0.008	12.907	< .001	0.087	0.119	0.103	1.032	0.010
FD richness ~ Shannon (H') Diversity	4.830	1.719	2.809	0.005	1.460	8.199	4.830	0.196	0.598
FD richness ~ Evenness	1.160	3.711	0.313	0.755	-6.113	8.433	1.160	0.016	0.144
FD richness ~ >patch	-1.577e-5	3.352e-5	-0.471	0.638	-8.146e-5	4.992e-5	-1.577e-5	-0.026	-1.952e-6
FD richness ~ core area	0.080	0.006	13.615	< .001	0.069	0.092	0.080	1.036	0.010
threatned/endemics ~ Shannon (H') Diversity	-1.273	1.006	-1.265	0.206	-3.245	0.700	-1.273	-0.098	-0.298
threatned/endemics ~ Evenness	5.198	2.172	2.393	0.017	0.941	9.454	5.198	0.138	1.218
threatned/endemics ~ >patch	-1.067e-6	1.962e-5	-0.054	0.957	-3.951e-5	3.738e-5	-1.067e-6	-0.003	-2.501e-7
threatned/endemics ~ core area	0.034	0.003	9.885	< .001	0.027	0.041	0.034	0.834	0.008
FI abundance ~ FI abundance	20.938	2.961	7.071	< .001	15.134	26.741	20.938	0.504	0.504
FS abundance ~ FS abundance	17.709	2.504	7.071	< .001	12.800	22.618	17.709	0.654	0.654
FD abundance ~ FD abundance	25.269	3.574	7.071	< .001	18.265	32.273	25.269	0.234	0.234
FD richness ~ FD richness	13.816	1.954	7.071	< .001	9.986	17.646	13.816	0.212	0.212
threatned/endemics ~ threatned/endemics	4.733	0.669	7.071	< .001	3.421	6.044	4.733	0.260	0.260
FI abundance ~ FS abundance	7.733	2.075	3.727	< .001	3.666	11.800	7.733	0.402	0.402
FI abundance ~ FD abundance	-2.188	2.311	-0.947	0.344	-6.716	2.341	-2.188	-0.095	-0.095
FI abundance ~ FD richness	-1.732	1.710	-1.013	0.311	-5.082	1.619	-1.732	-0.102	-0.102
FI abundance ~ threatned/endemics	-1.489	1.007	-1.479	0.139	-3.461	0.484	-1.489	-0.150	-0.150
FS abundance ~ FD abundance	5.487	2.185	2.511	0.012	1.204	9.771	5.487	0.259	0.259
FS abundance ~ FD richness	3.903	1.612	2.421	0.015	0.743	7.063	3.903	0.250	0.250
FS abundance ~ threatned/endemics	-0.618	0.918	-0.674	0.500	-2.417	1.180	-0.618	-0.068	-0.068
FD abundance ~ FD richness	17.177	2.538	6.768	< .001	12.202	22.151	17.177	0.919	0.919

label	est	se	z	p	CI (lower)	CI (upper)	std (lv)	std (all)	std (nox)
FD abundance ~~ threatned/endemics	6.754	1.285	5.255	< .001	4.235	9.273	6.754	0.618	0.618
FD richness ~~ threatned/endemics	4.301	0.916	4.696	< .001	2.506	6.096	4.301	0.532	0.532
Shannon (H') Diversity ~~ Shannon (H') Diversity	0.107	0.000			0.107	0.107	0.107	1.000	0.107
Shannon (H') Diversity ~~ Evenness	0.012	0.000			0.012	0.012	0.012	0.329	0.012
Shannon (H') Diversity ~~ >patch	-608.323	0.000			-608.323	-608.323	-608.323	-0.140	-608.323
Shannon (H') Diversity ~~ core area	-24.587	0.000			-24.587	-24.587	-24.587	-0.720	-24.587
Evenness ~~ Evenness	0.013	0.000			0.013	0.013	0.013	1.000	0.013
Evenness ~~ >patch	-541.791	0.000			-541.791	-541.791	-541.791	-0.361	-541.791
Evenness ~~ core area	-4.625	0.000			-4.625	-4.625	-4.625	-0.393	-4.625
>patch ~~ >patch	1.759e+8	0.000			1.759e+8	1.759e+8	1.759e+8	1.000	1.759e+8
>patch ~~ core area	598.287.265	0.000			598.287.265	598.287.265	598.287.265	0.433	598.287.265
core area ~~ core area	10.841.552	0.000			10.841.552	10.841.552	10.841.552	1.000	10.841.552

Table 3. Goodness of fit summary table for SEM model tests (Model 1).

Fit Index	Model
User model versus baseline model	
Comparative Fit Index (CFI)	1.000
Tucker-Lewis Index (TLI)	1.000
Bentler-Bonett Non-normed Fit Index (NNFI)	1.000
Bentler-Bonett Normed Fit Index (NFI)	1.000
Parsimony Normed Fit Index (PNFI)	0.000
Bollen's Relative Fit Index (RFI)	1.000
Bollen's Incremental Fit Index (IFI)	1.000
Relative Noncentrality Index (RNI)	1.000
Loglikelihood and Information Criteria	
Loglikelihood user model (H0)	-1238.050
Loglikelihood unrestricted model (H1)	-1238.050
Number of free parameters	35
Akaike (AIC)	2546.101
Bayesian (BIC)	2637.282
Sample-size adjusted Bayesian (BIC)	2526.743
Root Mean Square Error of Approximation	
RMSEA	0.000
Upper 90% CI	0.000
Lower 90% CI	0.000
p-value RMSEA ≤ 0.05	
Standardized Root Mean Square Residual	
RMR	2.563e -6
RMR (No Mean)	2.563e -6
SRMR	3.731e -9
Other Fit Indices	
Hoelter Critical N (CN) alpha=0.05	
Hoelter Critical N (CN) alpha=0.01	
Goodness of Fit Index (GFI)	1.000
Parsimony Goodness of Fit Index (GFI)	1.000
McDonald Fit Index (MFI)	1.000
X ²	0

	Fit Index	Model
df		0

Table 4. Parameter Estimates of Model 2. Independents variables: Forestry (ha); agriculture/pasture (ha); Dependents variables: FI abundance– Forest Independents abundance; FS abundance – Forest Semi-dependents abundance; FD richness – Forest Dependent species richness; FD abundance – Forest Dependent abundance; end/t – endemics and/or threatned species abundance.

label	est	se	z	p	CI (lower)	CI (upper)	std (lv)	std (all)	std (nox)
FI abundance ~ forestry	0.033	0.011	3.062	0.002	0.012	0.053	0.033	0.233	0.005
FI abundance ~ agriculture/pasture	0.050	0.006	8.366	< .001	0.038	0.062	0.050	0.637	0.008
FS richness ~ forestry	0.026	0.007	3.645	< .001	0.012	0.040	0.026	0.311	0.007
FS richness ~ agriculture/pasture	0.022	0.004	5.475	< .001	0.014	0.030	0.022	0.467	0.006
FS abundance ~ forestry	0.033	0.010	3.374	< .001	0.014	0.051	0.033	0.289	0.006
FS abundance ~ agriculture/pasture	0.030	0.005	5.535	< .001	0.019	0.041	0.030	0.474	0.006
FD richness ~ forestry	-0.091	0.010	-9.533	< .001	-0.110	-0.072	-0.091	-0.519	-0.011
FD richness ~ agriculture/pasture	-0.071	0.005	-13.279	< .001	-0.082	-0.061	-0.071	-0.723	-0.009
FD abundance ~ forestry	-0.116	0.013	-9.109	< .001	-0.141	-0.091	-0.116	-0.516	-0.011
FD abundance ~ agriculture/pasture	-0.089	0.007	-12.494	< .001	-0.103	-0.075	-0.089	-0.707	-0.009
threatned/endemics ~ forestry	-0.048	0.006	-8.499	< .001	-0.059	-0.037	-0.048	-0.518	-0.011
threatned/endemics ~ agriculture/pasture	-0.035	0.003	-10.913	< .001	-0.041	-0.028	-0.035	-0.665	-0.008
FI abundance ~~ FI abundance	23.813	3.368	7.071	< .001	17.213	30.414	23.813	0.573	0.573
FS richness ~~ FS richness	10.960	1.550	7.071	< .001	7.922	13.998	10.960	0.718	0.718
FS abundance ~~ FS abundance	19.591	2.771	7.071	< .001	14.161	25.021	19.591	0.723	0.723
FD richness ~~ FD richness	19.107	2.702	7.071	< .001	13.811	24.403	19.107	0.293	0.293
FD abundance ~~ FD abundance	34.219	4.839	7.071	< .001	24.734	43.704	34.219	0.316	0.316
Threatned/endemics ~~ threatned/endemics	6.682	0.945	7.071	< .001	4.830	8.534	6.682	0.367	0.367
FI abundance ~~ FS richness	7.439	1.779	4.183	< .001	3.953	10.925	7.439	0.460	0.460
FI abundance ~~ FS abundance	9.857	2.374	4.152	< .001	5.204	14.511	9.857	0.456	0.456
FI abundance ~~ FD richness	-6.366	2.226	-2.860	0.004	-10.729	-2.003	-6.366	-0.298	-0.298
FI abundance ~~ FD abundance	-8.333	2.974	-2.802	0.005	-14.162	-2.505	-8.333	-0.292	-0.292
FI abundance ~~ threatned/endemics	-3.393	1.306	-2.598	0.009	-5.953	-0.833	-3.393	-0.269	-0.269
FS richness ~~ FS abundance	14.145	2.037	6.945	< .001	10.154	18.137	14.145	0.965	0.965
FS richness ~~ FD richness	0.650	1.449	0.449	0.653	-2.189	3.490	0.650	0.045	0.045
FS richness ~~ FD abundance	0.964	1.939	0.497	0.619	-2.837	4.764	0.964	0.050	0.050
FS richness ~~ threatned/endemics	-1.958	0.878	-2.231	0.026	-3.679	-0.238	-1.958	-0.229	-0.229
FS abundance ~~ FD richness	1.091	1.938	0.563	0.573	-2.707	4.889	1.091	0.056	0.056
FS abundance ~~ FD abundance	1.752	2.595	0.675	0.500	-3.334	6.838	1.752	0.068	0.068
FS abundance ~~ threatned/endemics	-2.406	1.169	-2.058	0.040	-4.698	-0.115	-2.406	-0.210	-0.210

label	est	se	z	p	CI (lower)	CI (upper)	std (lv)	std (all)	std (nox)
FD richness ~~ FD abundance	24.037	3.509	6.849	< .001	17.159	30.916	24.037	0.940	0.940
FD richness ~~ threatned/endemics	6.763	1.317	5.136	< .001	4.182	9.344	6.763	0.599	0.599
FD abundance ~~ threatned/endemics	9.974	1.811	5.506	< .001	6.423	13.524	9.974	0.660	0.660
forestry ~~ forestry	2.129.935	0.000			2.129.935	2.129.935	2.129.935	1.000	2.129.935
forestry ~~ agriculture/pasture	-430.268	0.000			-430.268	-430.268	-430.268	-0.113	-430.268
agriculture/pasture ~~ agriculture/pasture	6.762.261	0.000			6.762.261	6.762.261	6.762.261	1.000	6.762.261

Table 5. Goodness of fit summary table for SEM model tests (Model 1).

Fit indexes	Model
User model versus baseline model	
Comparative Fit Index (CFI)	1.000
Tucker-Lewis Index (TLI)	1.000
Bentler-Bonett Non-normed Fit Index (NNFI)	1.000
Bentler-Bonett Normed Fit Index (NFI)	1.000
Parsimony Normed Fit Index (PNFI)	0.000
Bollen's Relative Fit Index (RFI)	1.000
Bollen's Incremental Fit Index (IFI)	1.000
Relative Noncentrality Index (RNI)	1.000
Loglikelihood and Information Criteria	
Loglikelihood user model (H0)	-1399.869
Loglikelihood unrestricted model (H1)	-1399.869
Number of free parameters	33
Akaike (AIC)	2865.738
Bayesian (BIC)	2951.708
Sample-size adjusted Bayesian (BIC)	2847.486
Root Mean Square Error of Approximation	
RMSEA	0.000
Upper 90% CI	0.000
Lower 90% CI	0.000
p-value RMSEA \leq 0.05	
Standardized Root Mean Square Residual	
RMR	1.031e -6
RMR (No Mean)	1.031e -6
SRMR	5.884e -9
Other Fit Indices	
Hoelter Critical N (CN) $\alpha=0.05$	
Hoelter Critical N (CN) $\alpha=0.01$	
Goodness of Fit Index (GFI)	1.000
Parsimony Goodness of Fit Index (GFI)	1.000
McDonald Fit Index (MFI)	1.000
X ²	0
df	0

Table 6. Registered species according to the sensitivity classes obtained from present study results. Psittacidae, Apodidae and Accipitridae families were omitted because many specimens have high flight autonomy and can travel over areas >1 km, the buffer limit. For these, the largest fragment threshold in which the buffer was inserted <10 ha has been considered. Acronyms: names abbreviations. Feeding guild: C – carnivores; G – frugivores; I – insectivores; M – malacophagous; N – nectarivores; O – omnivores; Pl – planktivores, P – piscivores, S – scavengers. Forest dependence: FD – forest specialist; FS – forest generalist; NF – non-forest. Threat category: VU – vulnerable; EN – endangered; CR – critically endangered; NT – near threatened; DD – data deficient (BR – at national level and G – global level). Endemism: MA – Atlantic Forest. Sens. Literature: Sensitivity in literature: ¹Parker et al. (1996); ²Anjos (2006); ³Alexandrino *et al.* (2016).

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
High Sensitivity (H)							
Tinamidae							
<i>Tinamus solitarius</i>	Ti_sol	O	FD	NT (BR,G)	MA	M ¹ ,H ²	>1000 ha, ca >100 ha
Accipitridae							
<i>Harpagus bidentatus</i>	Ha_bid	C	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Harpia harpyja</i>	Ha_har	C	FD	VU (BR), NT (G)		H ¹	ca >100 ha
Columbidae							
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Le_ruf	F	FD			M ¹ ,L ² ³	ca >100 ha
Strigidae							
<i>Glaucidium minutissimum</i>	Gl_min	C	FD		MA	M ¹	ca >100 ha
Apodidae							
<i>Chaetura spinicaudus</i>	Ch_spi	I	FD			L ¹	ca >100 ha
Trochilidae							
<i>Discosura longicaudus</i>	Di_lon	N	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Florisuga fusca</i>	Fl_fus	N	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Glaucis dohrnii</i>	Gl_doh	N	FD	EN (BR,G)	MA	H ¹	ca >100 ha
<i>Heliothryx auritus</i>	He_aur	N	FD			M ¹	ca >100 ha
Trogonidae							
<i>Trogon collaris eytoni</i>	Tr_col	O	FD	EN (BR)	MA	M ¹	>1000 ha
<i>Trogon rufus</i>	Tr_ruf	O	FD			M ¹ ,H ²	>1000 ha, ca >100 ha

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
Momotidae							
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Ba_ruf	O	FD		MA	M ¹ , 2	>1000 ha, ca >100 ha
Bucconidae							
<i>Monasa morphoeus morphoeus</i>	Mo_mor	I	FD	EN (BR)	MA	H ¹	ca >100 ha
Odontophoridae							
<i>Odontophorus capueira</i>	Od_cap	O	FD		MA	H ¹	ca >100 ha
Picidae							
<i>Campephilus robustus</i>	Ca_rob	I	FD		MA	M ¹ , H ² , 3	ca >100 ha
<i>Celeus flavus subflavus</i>	Ce_fla	I	FD	CR (BR)	MA	M ¹	ca >100 ha
<i>Celeus torquatus tinnunculus</i>	Ce_tor	I	FD	VU (BR, G)	MA	H ¹	ca >100 ha
<i>Melanerpes flavifrons</i>	Me_fla	O	FD		MA	M ¹ , 2	ca >100 ha
<i>Piculus flavigula</i>	Pi_fla	I	FD			H ¹	ca >100 ha
<i>Piculus polyzonus</i>	Pi_pol	I	FD	EN (BR)	MA	H ¹	ca >100 ha
Falconidae							
<i>Falco ruficularis</i>	Fa_ruf	C	FD			L ¹	ca >100 ha
Psittacidae							
<i>Brotogeris tirica</i>	Br_tir	F	FD		MA	M ¹ , H ²	>1000 ha, ca >100 ha
<i>Pyrrhura cruentata</i>	Py_cru	F	FD	VU (BR, G)	MA	M ¹	ca >100 ha
<i>Pyrrhura leucotis</i>	Py_leu	F	FD	VU (BR, G)	MA	M ¹	ca >100 ha
<i>Touit melanonotus</i>	To_mel	F	FD	VU (BR, G)	MA	H ¹	>1000 ha, ca >100 ha
<i>Touit surdus</i>	To_sur	F	FD	VU (BR, G)	MA	H ¹	>1000 ha, ca >100 ha
Thamnophilidae							
<i>Herpsilochmus pileatus</i>	He_pil	I	FD	VU (BR, G)	MA	M ¹	ca >100 ha
<i>Myrmotherula urosticta</i>	My_uro	I	FD	VU (BR, G)	MA	M ¹	ca >100 ha
<i>Thamnomanes caesius caesius</i>	Th_cae	I	FD	VU (BR)	MA	H ¹	>1000 ha
Formicariidae							
<i>Formicarius colma</i>	Fo_col	I	FD			H ¹	ca >100 ha

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
Dendrocolaptidae							
<i>Campylorhamphus trochilirostris trochilirostris</i>	Ca_tro	I	FD	EN (BR)	MA	H ¹	ca >100 ha
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Xi_fus	I	FD		MA	H ¹ ,M ²	ca >100 ha
Furnariidae							
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Au_leu	I	FD		MA	M ¹ ,L ² 3	>1000 ha, ca >100 ha
<i>Philydor atricapillus</i>	Ph_atr	I	FD		MA	H ¹	ca >100 ha
Onychorhynchidae							
<i>Myiobius barbatus</i>	My_bar	I	FD			H ¹	ca >100 ha
Tityridae							
<i>Laniocera hypopyrra</i>	La_hyp	O	FD			H ¹	ca >100 ha
Cotingidae							
<i>Carpornis melanocephala</i>	Ca_mel	F	FD	VU (BR, G)	MA	H ¹	ca >100 ha
<i>Cotinga maculata</i>	Co_mac	F	FD	CR (BR, G)	MA	H ¹	ca >100 ha
<i>Lipaugus vociferans</i>	Li_voc	F	FD			H ¹	ca >100 ha
<i>Procnias nudicollis</i>	Pr_nud	F	FD	NT (BR), VU (G)	MA	M ¹	ca >100 ha
<i>Xipholena atropurpurea</i>	Xi_atr	F	FD	EN (BR), VU (G)	MA	M ¹	>1000 ha, ca >100 ha
Rhynchocyclidae							
<i>Mionectes oleagineus</i>	Mi_ole	O	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	Rh_oli	I	FD			H ¹	>1000 ha
Tyrannidae							
<i>Attila rufus</i>	At_ruf	I	FD		MA	M ¹	>1000 ha, ca >100 ha
<i>Ornithion inerme</i>	Or_ine	I	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Sirystes sibilator</i>	Si_sib	I	FD			M ¹	>1000 ha
Troglodytidae							
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	Ca_tur	I	FD			L ¹	ca >100 ha
Turdidae							

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Turdus albicollis</i>	Tu_alb	O	FD			M ¹ ,L ²	>1000 ha, ca >100 ha
<i>Turdus fumigatus</i>	Tu_fum	O	FD			M ¹	>1000 ha, ca >100 ha
Passerelidae							
<i>Arremon taciturnus</i>	Ar_tac	O	FD			M ¹	>1000 ha, ca >100 ha
Thraupidae							
<i>Chlorophanes spiza</i>	Ch_spi	O	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	He_fla	I	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Lanio cristatus</i>	La_cri	O	FD			M ¹	ca >100 ha
<i>Tangara cyanomelas</i>	Ta_cya	F	FD		MA	M ¹	>1000 ha
Cardinalidae							
<i>Habia rubica</i>	Ha_rub	I	FD		MA	H ¹ ,L ² 3	ca >100 ha
Medium Sensitivity (M)							
Tinamidae							
<i>Crypturellus variegatus</i>	Cr_var	O	FD			H ¹	>30% veg - ca >50ha
Cathartidae							
<i>Sarcoramphus papa</i>	Sa_pap	S	FS	NT (G)		M ¹	>30% veg - ca >50ha
Accipitridae							
<i>Buteo brachyurus</i>	Bu_bra	C	FS			M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Ge_cae	C	FS			M ¹ 3	>30% veg - ca >50ha
<i>Leptodon cayanensis</i>	Le_cay	C	FD			M ¹ , H ³	>30% veg - ca >50ha
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Ch_unc	C	FS			L ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Ictinia plumbea</i>	Ic_plu	C	FS			M ¹ 2, L ³	>30% veg - ca >50ha
Columbidae							
<i>Claravis pretiosa</i>	Cl_pre	G	FS			L ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Geotrygon montana</i>	Ge_mon	F	FD			M ¹ ,L ²	>30% veg - ca >50ha
Apodidae							
<i>Chaetura cinereiventris</i>	Ch_cin	I	FS			M ¹	>30% veg - ca >50ha

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
Trochilidae							
<i>Glaucis hirsutus</i>	Gl_hir	N	FD			L ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Hylocharis cyanus</i>	Hy_cya	N	FS			L ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Thalurania glaucopis</i>	Th_gla	N	FD		MA	M ¹ ,L ³	>30% veg - ca >50ha
Trogonidae							
<i>Trogon viridis</i>	Tr_vir	O	FD			M ¹ 2	>30% veg - ca >50ha
Galbulidae							
<i>Galbula ruficauda</i>	Ga_ruf	I	FS			L ¹ , M ³	>30% veg - ca >50ha
Bucconidae							
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	Ch_ten	I	FS			L ¹	>30% veg - ca >50ha
Ramphastidae							
<i>Ramphastos vitellinus ariel</i>	Ra_vit	O	FD	EN (G)		H ¹	>30% veg - ca >50ha
Picidae							
<i>Celeus flavescens</i>	Ce_fla	O	FD			M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Picumnus exilis</i>	Pi_exi	I	FD		MA	M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Veniliornis affinis</i>	Ve_aff	I	FD			M ¹	>30% veg - ca >50ha
Falconidae							
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	He_cac	C	FS			L ¹ 2, M ³	>30% veg - ca >50ha
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Mi_sem	C	FS				>30% veg - ca >50ha
Psittacidae							
<i>Amazona rhodocorytha</i>	Am_rho	F	FD	VU (BR, G)	MA	M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Diopsittaca nobilis</i>	Di_nob	F	FS			M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Pionus maximiliani</i>	Pi_max	F	FS			M ¹ ,L ²	>30% veg - ca >50ha
<i>Pionus reichenowi</i>	Pi_rei	F	FD	VU (BR, G)	MA	L ¹	>30% veg - ca >50ha
Thamnophilidae							
<i>Drymophila squamata</i>	Dr_squ	I	FD		MA	M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Py_leu	I	FD		MA	M ¹ ,L ²	>30% veg - ca >50ha

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
Conopophagidae							
<i>Conopophaga melanops</i>	Co_mel	I	FD		MA	H ¹	>30% veg - ca >50ha
Dendrocolaptidae							
<i>Dendrocincla turdina</i>	De_tur	I	FD		MA	M ¹ 2	>30% veg - ca >50ha
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	Gl_spi	I	FD			M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Si_gri	I	FD			M ¹ 2 3	>30% veg - ca >50ha
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	Xi_gut	I	FD			L ¹	>30% veg - ca >50ha
Xenopidae							
<i>Xenops minutus</i>	Xe_min	I	FD			M ¹	>30% veg - ca >50ha
Pipridae							
<i>Dixiphia pipra</i>	Di_pip	F	FD			H ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Machaeropterus regulus</i>	Ma_reg	F	FD		MA	M ¹	>30% veg - ca >50ha
Tityridae							
<i>Pachyramphus marginatus</i>	Pa_mar	O	FD			H ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Schiffornis turdina</i>	Sc_tur	O	FD			H ¹	>30% veg - ca >50ha
Rhynchocyclidae							
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Le_ama	I	FD			M ¹ ,L ² 3	>30% veg - ca >50ha
<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	To_pol	I	FD			M ¹	>30% veg - ca >50ha
Tyrannidae							
<i>Attila spadiceus uropygiatus</i>	At_spa	I	FD	VU (BR)	MA	M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Lathrotriccus euleri</i>	La_eul	I	FD			M ¹ , L ² 3	>30% veg - ca >50ha
<i>Legatus leucophaeus</i>	Le_leu	I	FS			L ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Myiarchus swainsoni</i>	My_swa	O	FS			L ¹ 2 3	>30% veg - ca >50ha
<i>Myiopagis caniceps</i>	My_can	I	FD			M ¹ 3,L ²	>30% veg - ca >50ha
Poliophtilidae							
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Ra_mel	I	FD			L ¹	>30% veg - ca >50ha
Icteridae							

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Cacicus cela</i>	Ca_cel	O	FD			M ¹	>30% veg - ca >50ha
Thraupidae							
<i>Ramphocelus bresilius</i>	Ra_bre	F	FS		MA	L ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Tangara brasiliensis</i>	Ta_bra	F	FD		MA	M ¹	>30% veg - ca >50ha
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Ti_ful	G	FD			L ¹ , M ³	>30% veg - ca >50ha
Low Sensitivity (L)							
Tinamidae							
<i>Crypturellus soui</i>	Cr_sou	O	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Crypturellus tataupa</i>	Cr_tat	O	FD			L ¹ 2	<30% veg - ca <50ha
Accipitridae							
<i>Buteo nitidus</i>	Bu_nit	C	FS			M ¹	<10 ha
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Sp_tyr	C	FD			M ¹	<10 ha
Rallidae							
<i>Laterallus melanophaius</i>	La_mel	O	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Laterallus viridis</i>	La_vir	O	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Pardirallus nigricans</i>	Pa_nig	O	FS			M ¹	<30% veg - ca <50ha
Columbidae							
<i>Leptotila verreauxi</i>	Le_ver	F	FS			L ¹ 2 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Pa_cay	F	FD			M ¹ 3, L ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Patagioenas picazuro</i>	Pa_pic	F	FS			M ¹ , L ² 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Patagioenas speciosa</i>	Pa_spe	F	FS			M ¹ 2	<30% veg - ca <50ha
Cuculidae							
<i>Piaya cayana</i>	Pi_cay	I	FS			L ¹ 2	<30% veg - ca <50ha
Strigidae							
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Gl_bra	C	FS			L ¹ , M ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Megascops choliba</i>	Me_ch	C	FS			L ¹ , M ²	<30% veg - ca <50ha
Cracidae							

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Ortalis araucuan</i>	Or_ara	F	FS		MA	L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Penelope superciliaris</i>	Pe_sup	F	FD			M ¹ ,L ² , H ³	<30% veg - ca <50ha
Trochilidae							
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	An_nig	N	FS			L ¹ 2	<30% veg - ca <50ha
<i>Chlorestes notata</i>	Ch_not	N	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Ch_luc	N	FS			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Hylocharis sapphirina</i>	Hy_sap	N	FS			M ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Phaethornis pretrei</i>	Ph_pre	N	FS			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Phaethornis ruber</i>	Ph_rub	N	FD			M ¹	<30% veg - ca <50ha
Alcedinidae							
<i>Chloroceryle americana</i>	Ch_ame	P	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
Ramphastidae							
<i>Pteroglossus aracari</i>	Pt_ara	O	FD			M ¹ ,H ²	<30% veg - ca <50ha
Picidae							
<i>Colaptes melanochloros</i>	Co_mel	I	FS			L ¹ 2 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Dryocopus lineatus</i>	Dr_lin	I	FS			L ¹ 3,M ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Melanerpes candidus</i>	Me_can	O	FS			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Picumnus albosquamatus</i>	Pi_alb	I	FS			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha
Psittacidae							
<i>Amazona amazonica</i>	Am_ama	F	FD			M ¹	<10 ha
<i>Aratinga auricapillus</i>	Ar_aur	F	FD	NT (G)		M ¹ ,H ²	<10 ha
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Ps_leu	F	FS			L ¹ 3,M ²	<10 ha
Thamnophilidae							
<i>Formicivora grisea</i>	Fo_gri	I	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	He_ruf	I	FD			M ¹ ,L ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Myrmotherula axillaris</i>	My_axi	I	FD			M ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Taraba major</i>	Ta_maj	I	FS			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Thamnophilus ambiguus</i>	Th_amb	I	FD		MA	L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Thamnophilus palliatus</i>	Th_pal	I	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
Xenopidae							
<i>Xenops rutilans</i>	Xe_rut	I	FD			M ¹ ,L ²	<30% veg - ca <50ha
Furnariidae							
<i>Furnarius leucopus</i>	Fu_leu	I	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	Ph_ruf	I	FS			M ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Pseudoseisura cristata</i>	Ps_cri	I	FS		CA	M ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Synallaxis frontalis</i>	Sy_fro	I	FD			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha
Pipridae							
<i>Ceratopipra rubrocapilla</i>	Ce_rub	F	FD			H ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Chiroxiphia pareola</i>	Ch_par	F	FD			H ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Manacus manacus</i>	Ma_man	F	FD			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha
Tityridae							
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Pa_pol	O	FS			L ¹ 2 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Pachyramphus viridis</i>	Pa_vir	O	FS			M ¹ ,L ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Tityra cayana</i>	Ti_cay	O	FD			M ¹ 2	<30% veg - ca <50ha
Rhynchocyclidae							
<i>Myiornis auricularis</i>	My_aur	I	FD		MA	L ¹ 2	<30% veg - ca <50ha
<i>Todirostrum cinereum</i>	To_cin	I	FS			L ¹ 2 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	To_fla	I	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha
Tyrannidae							
<i>Capsiempis flaveola</i>	Ca_fla	I	FD			L ¹ 2 M ³	<30% veg - ca <50ha
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Cn_fus	I	FD			L ¹ 3, M ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Elaenia chilensis</i>	El_chi	O	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Elaenia flavogaster</i>	El_fla	O	FS			L ¹ 3	<30% veg - ca <50ha
<i>Elaenia spectabilis</i>	El_spe	O	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Empidonomus varius</i>	Em_var	I	FS			L ^{1 2 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Eu_mel	I	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Megarynchus pitangua</i>	Me_pit	O	FS			L ^{1 2 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Myiarchus ferox</i>	My_fer	O	FS			L ^{1 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	My_tub	I	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	My_tyr	O	FS			L ^{1 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Myiodynastes maculatus</i>	My_mac	O	FD			L ^{1 2 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Myiozetetes similis</i>	My_sim	O	FS			L ^{1 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	Ph_fas	I	FS			M ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Rhytipterna simplex</i>	Rh_sim	I	FD			H ¹	<30% veg - ca <50ha
Vireonidae							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Cy_guj	O	FS			L ^{1 2 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Vireo chivi</i>	Vi_chi	O	FD			L ^{1 3} ,H ²	<30% veg - ca <50ha
Troglodytidae							
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	Ph_gen	I	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha
Turdidae							
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Tu_ama	O	FS			L ^{1 2 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Turdus leucomelas</i>	Tu_leu	O	FS			L ^{1 2 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Turdus rufiventris</i>	Tu_ruf	O	FS			L ^{1 2}	<30% veg - ca <50ha
Parulidae							
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Se_pit	I	FD			M ^{1 3} ,L ²	<30% veg - ca <50ha
Icteridae							
<i>Cacicus haemorrhous</i>	Ca_hae	O	FS			M ^{1 2}	<30% veg - ca <50ha
<i>Icterus jamacaii</i>	Ic_jam	O	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
Thraupidae							
<i>Coereba flaveola</i>	Co_fla	N	FS			L ^{1 3}	<30% veg - ca <50ha
<i>Conirostrum speciosum</i>	Co_spe	I	FD			L ^{1 2 3}	<30% veg - ca <50ha

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Coryphospingus pileatus</i>	Co_pil	G	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	Cy_cya	O	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Dacnis cayana</i>	Da_cay	O	FS			L ¹ ,M ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Nemosia pileata</i>	Ne_pil	O	FD			L ¹ , ³	<30% veg - ca <50ha
<i>Saltator maximus</i>	Sa_max	O	FD			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Tangara palmarum</i>	Ta_pal	O	FS			L ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Tangara sayaca</i>	Ta_say	O	FS			L ¹ , ² , ³	<30% veg - ca <50ha
<i>Tangara seledon</i>	Ta_sel	F	FD		MA	M ¹	<30% veg - ca <50ha
<i>Tersina viridis</i>	Te_vir	F	FD			L ¹ , ³	<30% veg - ca <50ha
Cardinalidae							
<i>Caryothraustes canadensis</i>	Ca_can	O	FD			M ¹	<30% veg - ca <50ha
Fringillidae							
<i>Euphonia chlorotica</i>	Eu_chl	F	FS			L ¹ , ² , ³	<30% veg - ca <50ha
<i>Euphonia violacea</i>	Eu_vio	F	FD			L ¹ ,M ²	<30% veg - ca <50ha
<i>Euphonia xanthogaster</i>	Eu_xan	F	FD			M ¹	<30% veg - ca <50ha
Deficient data (DD)							
Ardeidae							
<i>Cochlearius cochlearius</i>	Co_coc	P	FD			H ¹	>3 registers
<i>Tigrisoma lineatum</i>	Ti_lin	P	FS			M ¹	>3 registers
Accipitridae							
<i>Amadonastur lacernulatus</i>	Am_lac	C	FD	VU (BR, G)	MA	H ¹	>3 registers
<i>Harpagus diodon</i>	Ha_dio	C	FD			M ¹	>3 registers
<i>Spizaetus melanoleucus</i>	Sp_mel	C	FD			H ¹	>3 registers
Rallidae							
<i>Amaurolimnas concolor</i>	Am_con	O	FS			M ¹	>3 registers
<i>Aramides cajaneus</i>	Ar_caj	O	FS			M ¹	>3 registers
Columbidae							

Sensitiviy Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Geotrygon violacea</i>	Ge_vio	F	FD	DD (BR)		H ¹	>3 registers
Cuculidae							
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Co_mel	I	FS			L ¹ ,H ²	>3 registers
<i>Crotophaga major</i>	Cr_maj	I	FS			M ¹	>3 registers
<i>Neomorphus geoffroyi dulcis</i>	Ne_geo	I		CR (BR), VU (G)	MA	H ¹	-
Strigidae							
<i>Megascops atricapilla</i>	Me_atr	C	FD		MA	L ¹	nocturnal
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i>	Pu_koe	C	FD		MA	H ¹ 2	nocturnal
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	Pu_per	C				M ¹	-
<i>Strix virgata</i>	St_vir	C	FD			M ¹	>3 registers, nocturnal
Nyctibiidae							
<i>Nyctibius grandis</i>	Ny_gra	I	FS			M ¹	>3 registers, nocturnal
<i>Nyctibius griseus</i>	Ny_gri	I	FS			L ¹	nocturnal
<i>Nyctibius leucopterus</i>	Ny_leu	I	FD	CR (BR)	MA	H ¹	nocturnal
Caprimulgidae							
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	Lu_sem	I	FD			M ¹	nocturnal
<i>Nyctidromus albicollis</i>	Ny_alb	I	FS			L ¹ 3	nocturnal
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	Ny_oce	I	FD			M ¹	nocturnal
Apodidae							
<i>Chaetura meridionalis</i>	Ch_mer	I	FS			L ¹	>3 registers
<i>Panyptila cayennensis</i>	Pa_cay	I	FD			M ¹	>3 registers
Alcedinidae							
<i>Megaceryle torquata</i>	Me_tor	P	FS			L ¹	>3 registers
Bucconidae							
<i>Malacoptila striata</i>	Ma_str	I	FD	NT (G)	MA	M ¹	>3 registers
<i>Nystalus maculatus</i>	Ny_mac	I	FS			M ¹	>3 registers

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
Ramphastidae							
<i>Selenidera maculirostris</i>	Se_mac	O	FD		MA	M ¹ 2	>3 registers
Psittacidae							
<i>Primolius maracana</i>	Pr_mar	F	FS	NT (G)		M ¹ ,H ²	>3 registers
Thamnophilidae							
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Th_cae	I	FD			L ¹ 2 3	>3 registers
<i>Thamnophilus capistratus</i>	Th_cap	I	FS		CA	L ¹	>3 registers
Grallariidae							
<i>Grallaria varia intercedens</i>	Gr_var	I	FD	VU (BR)	MA	H ¹ 2	>3 registers
Dendrocolaptidae							
<i>Dendroplex picus</i>	De_pic	I	FS			L ¹	>3 registers
Furnariidae							
<i>Synallaxis spixi</i>	Sy_spi	I	FD			L ¹	>3 registers
Tityridae							
<i>Pachyramphus castaneus</i>	Pa_cas	O	FD			M ¹ ,L ²	>3 registers
<i>Pachyramphus validus</i>	Pa_val	O	FD			M ¹	>3 registers
Tyrannidae							
<i>Contopus cinereus</i>	Co_cin	I	FD			L ¹	>3 registers
<i>Elaenia mesoleuca</i>	El_mes	O	FD			L ¹	>3 registers
<i>Myiopagis viridicata</i>	My_vir	I	FD			M ¹ 3	>3 registers
Turdidae							
<i>Turdus flavipes</i>	Tu_fla	F	FD			M ¹	>3 registers
Icteridae							
<i>Psarocolius decumanus</i>	Ps_dec	O	FD			M ¹	>3 registers
Thraupidae							
<i>Dacnis nigripes</i>	Da_nig	O	FD	NT (G)	MA	M ¹	>3 registers
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	He_ruf	I	FD		MA	L ¹ , H ³	>3 registers

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Saltator similis</i>	Sa_sim	O	FS			L ^{1 2}	>3 registers
<i>Sporophila falcirostris</i>	Sp_fal	G	FD	VU (BR, G)	MA	M ¹	>3 registers
Fringillidae							
<i>Euphonia cyanocephala</i>	Eu_cya	F	FD			L ¹	>3 registers
Not evaluated (forest independent species)							
Tinamidae							
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Cr_par	O	NF			L ^{1 2}	-
<i>Nothura boraquira</i>	No_bor	O	NF			M ¹	-
<i>Rhynchotus rufescens</i>	Rh_ruf	O	NF			L ¹	-
Ardeidae							-
<i>Ardea alba</i>	Ar_alb	P	NF			L ¹	-
<i>Bubulcus ibis</i>	Bu_ibi	I	NF			L ¹	-
<i>Butorides striata</i>	Bu_str	P	NF			L ¹	-
<i>Egretta thula</i>	Eg_thu	P	NF			L ¹	-
Cathartidae							-
<i>Cathartes aura</i>	Ca_aur	S	NF			L ¹	-
<i>Cathartes burrovianus</i>	Ca_bur	S	NF			M ¹	-
<i>Coragyps atratus</i>	Co_atr	S	NF			L ^{1 3}	-
Accipitridae							-
<i>Buteo albonotatus</i>	Bu_alb	C	NF			M ¹	-
<i>Circus buffoni</i>	Ci_buf	C	NF			M ¹	-
<i>Elanoides forficatus</i>	El_for	C	NF			M ¹	-
<i>Elanus leucurus</i>	El_leu	C	NF			L ¹	-
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Ge_alb	C	NF			L ¹	-
<i>Heterospizias meridionalis</i>	He_mer	C	NF			L ¹	-
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Pa_uni	C	NF			L ¹	-
<i>Rupornis magnirostris</i>	Ru_mag	C	NF			L ^{1 3}	-

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
Rallidae							-
<i>Gallinula galeata</i>	Ga_gal	O	NF			L ¹	-
<i>Mustelirallus albicollis</i>	Mu_alb	O	NF			M ¹	-
<i>Porphyrio martinicus</i>	Po_mar	O	NF			L ¹	-
Charadriidae							-
<i>Vanellus chilensis</i>	Va_chi	I	NF			L ¹	-
Scolopacidae							-
<i>Gallinago undulata</i>	Ga_und	I	NF	DD (BR)		H ¹	-
<i>Tringa solitaria</i>	Tr_sol	M	NF				-
Jacanidae							-
<i>Jacana jacana</i>	Ja_jac	O	NF			L ¹	-
Anatidae							-
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Am_bra	Pl	NF			L ¹	-
<i>Cairina moschata</i>	Ca_mos	O	NF			M ¹	-
Columbidae							-
<i>Columbina minuta</i>	Co_min	G	NF			L ¹	-
<i>Columbina picui</i>	Co_pic	G	NF			L ¹	-
<i>Columbina squammata</i>	Co_squ	G	NF			L ¹	-
<i>Columbina talpacoti</i>	Co_tal	G	NF			L ¹	-
Cuculidae							-
<i>Crotophaga ani</i>	Cr_ani	I	NF			L ¹	-
<i>Guira guira</i>	Gu_gui	I	NF			L ^{1 2 3}	-
<i>Tapera naevia</i>	Ta_nae	I	NF			L ¹	-
Strigidae							-
<i>Athene cunicularia</i>	At_cun	C	NF			M ¹	-
Caprimulgidae							-
<i>Chordeiles acutipennis</i>	Ch_acu	I	NF			L ¹	-

Sensitiviy Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Hydropsalis parvula</i>	Hy_par	I	NF			L ¹	-
<i>Hydropsalis torquata</i>	Hy_tor	I	NF			L ¹	-
Apodidae							-
<i>Streptoprocne biscutata</i>	St_bis	I	NF			M ¹	-
Trochilidae							-
<i>Eupetomena macroura</i>	Eu_mac	N	NF			L ¹	-
Alcedinidae							-
<i>Chloroceryle amazona</i>	Ch_ama	P	NF			L ¹	-
Bucconidae							-
<i>Nystalus chacuru</i>	Ny_cha	I	NF			M ¹	-
Picidae							-
<i>Colaptes campestris</i>	Co_cam	I	NF			L ¹	-
Cariamidae							-
<i>Cariama cristata</i>	Ca_cri	C	NF			M ¹	-
Falconidae							-
<i>Caracara plancus</i>	Ca_pla	C	NF			L ¹	-
<i>Falco femoralis</i>	Fa_fem	C	NF			L ¹	-
<i>Falco sparverius</i>	Fa_spa	C	NF			L ¹	-
<i>Milvago chimachima</i>	Mi_chi	C	NF			L ¹	-
Psittacidae							-
<i>Eupsittula aurea</i>	Eu_aur	F	NF			M ¹	-
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Fo_xan	F	NF			L ^{1 2}	-
Thamnophilidae							-
<i>Thamnophilus torquatus</i>	Th_tor	I	NF			M ¹	-
Furnariidae							-
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Ce_cin	I	NF			M ¹	-
<i>Furnarius figulus</i>	Fu_fig	I	NF			L ¹	-

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Furnarius rufus</i>	Fu_ruf	I	NF			L ¹	-
<i>Synallaxis albescens</i>	Sy_alb	I	NF			L ¹	-
Tyrannidae							-
<i>Arundinicola leucocephala</i>	Ar_leu	I	NF			M ¹	-
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Ca_obs	I	NF			L ^{1,2,3}	-
<i>Elaenia chiriquensis</i>	El_chi	O	NF			L ¹	-
<i>Fluvicola nengeta</i>	Fl_nen	I	NF			L ¹	-
<i>Machetornis rixosa</i>	Ma_rix	I	NF			L ¹	-
<i>Myiophobus fasciatus</i>	My_fas	I	NF			L ¹	-
<i>Phaeomyias murina</i>	Ph_mur	I	NF			L ¹	-
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Pi_sul	O	NF			L ^{1,2,3}	-
<i>Satrapa icterophrys</i>	Sa_ict	I	NF			L ¹	-
<i>Tyrannus albogularis</i>	Ty_alb	I	NF			L ¹	-
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Ty_mel	O	NF			L ^{1,3}	-
<i>Tyrannus savana</i>	Ty_sav	I	NF			L ¹	-
<i>Xolmis irupero</i>	Xo_iru	I	NF			L ¹	-
Hirundinidae							-
<i>Progne chalybea</i>	Pr_cha	I	NF			L ¹	-
<i>Progne subis</i>	Pr_sub	I	NF			L ¹	-
<i>Progne tapera</i>	Pr_tap	I	NF			L ¹	-
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Py_cya	I	NF			L ¹	-
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	St_ruf	I	NF			L ¹	-
<i>Tachycineta albiventer</i>	Ta_alb	I	NF			L ¹	-
Troglodytidae							-
<i>Troglodytes musculus</i>	Tr_mus	I	NF			L ¹ ,M ²	-
Donacobiidae							-
<i>Donacobius atricapilla</i>	Do_atr	I	NF			M ¹	-

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
Mimidae							-
<i>Mimus saturninus</i>	Mi_sat	O	NF			L ¹	-
Motacillidae							-
<i>Anthus lutescens</i>	An_lut	I	NF			L ¹	-
Passerelidae							-
<i>Ammodramus humeralis</i>	Am_hum	G	NF			L ¹	-
<i>Zonotrichia capensis</i>	Zo_cap	G	NF			L ^{1 3}	-
Parulidae							-
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Ge_aeq	I	NF			L ¹	-
Icteridae							-
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Gn_cho	O	NF			L ¹	-
<i>Molothrus bonariensis</i>	Mo_bon	O	NF			L ^{1 3}	-
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Mo_ruf	O	NF			L ¹	-
<i>Sturnella supercilialis</i>	St_sup	O	NF			L ¹	-
Thraupidae							-
<i>Emberizoides herbicola</i>	Em_her	I	NF			L ¹	-
<i>Paroaria dominicana</i>	Pa_dom	G	NF		CA	L ¹	-
<i>Schistochlamys melanopis</i>	Sc_mel	O	NF			L ¹	-
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	Sc_ruf	O	NF			L ¹	-
<i>Sicalis flaveola</i>	Si_fla	G	NF			L ¹	-
<i>Sicalis luteola</i>	Si_lut	G	NF			L ¹	-
<i>Sporophila angolensis</i>	Sp_ang	G	NF			L ¹	-
<i>Sporophila ardesiaca</i>	Sp_ard	G	NF			L ¹	-
<i>Sporophila bouvreuil</i>	Sp_bou	G	NF			M ¹	-
<i>Sporophila caeruleascens</i>	Sp_cae	G	NF			L ¹	-
<i>Sporophila leucoptera</i>	Sp_leu	G	NF			L ¹	-
<i>Sporophila nigricollis</i>	Sp_nig	G	NF			L ¹	-

Sensitivity Parameter and Species (by Familie)	Acronyms	Feeding guild	Forest dependence	Threat category	Endemism	Sens. Literature	Criteria
<i>Tangara cayana</i>	Ta_cay	F	NF			L ^{1 3}	-
<i>Volatinia jacarina</i>	Vo_jac	G	NF			L ¹	-

CAPÍTULO II - Avifauna associada a muçunungas: composição e uso do habitat

1.RESUMO

As muçunungas são formações vegetais em solos arenosos, similares às restingas em estrutura, variando de gramíneo-lenhosa (GL) a arbórea pouco densa ou floresta de muçununga (FM). Embora algumas aves sejam conhecidas para essa fitofisionomia, há carência de informações sobre quais táxons compõem a estrutura de suas comunidades e como utilizam os recursos desse habitat. Este trabalho tem como objetivos principais apresentar a primeira lista discutida da avifauna associada a áreas de muçunungas com diferentes estruturas (GL e FM), caracterizar o uso de recursos alimentares nessas formações, bem como a influência de formações vegetais adjacentes, e verificar a sua importância para espécies ameaçadas e /ou endêmicas da Mata Atlântica da região. Foram avaliadas cinco áreas de muçunungas no sul do estado da Bahia, Brasil, entre 2011 e 2019. Foram registradas 216 espécies, sendo 32 endêmicas da Mata Atlântica e 14 ameaçadas de extinção, seja em escala nacional e/ou global. A categoria alimentar mais representativa foi a de insetívoros (77 espécies), seguida de onívoros (53) e frugívoros (32). Em relação ao uso do ambiente, 109 espécies foram registradas na FM e 183 em GL. Houve predomínio de aves estritamente florestais na FM (66%), enquanto na GL houve equilíbrio na proporção de espécies de hábitos florestais, semiflorestais e de áreas abertas. De modo similar às restingas, as muçunungas apresentam predomínio de aves generalistas, com muitas espécies de ambientes vizinhos, dos quais sofrem influência. Devido às similaridades com as restingas, sugere-se que diretrizes conservacionistas semelhantes possam ser aplicadas aos dois ambientes.

Palavras-chave: campos, endemismo, Mata Atlântica, restingas.

2. ABSTRACT

Muçunungas are vegetation formations in sandy soils, similar to restingas in structure and composition, ranging from grassy woody (GL) to low-density trees or muçununga forests (FM). Although some birds are known for this phytophysiognomy, few data are available on the structure of their communities, and on the ecological resources' use. This research aims to present the first commented list on the birdlife of muçunungas, and to describe how they share the ecological resources in different formations. Five areas of muçunungas having different vegetation structures were sampled in southern Bahia, Brazil, between 2011 and 2019. We recorded 216 species; 32 endemics to the Atlantic Forest and 14 threatened with extinction. The most abundant feeding guilds were insectivores (77 species), omnivores (53), and frugivores (32). A total of 109 species were recorded in FM and 183 in GL. Strictly forest birds prevailed in FM (66%), and forest, semi-forest, and open-area species were detected in similar amounts in GL. Generalist birds have prevailed in muçunungas, sharing many species with the surrounding environments, as in restingas. Due to the paucity of specific public policies, and similarities of muçunungas and restingas, we suggest that similar conservationist strategies could be applied to birds in these two environments of the Atlantic Forest.

Keywords: Atlantic forest, endemism, grasslands, restingas.

3. INTRODUÇÃO

A composição da comunidade de aves de determinadas fitofisionomias semiabertas brasileiras é um tema recorrente na literatura, tais como as encontradas nas distintas formações do Cerrado (Tubelis & Cavalcanti 2000, Tubelis & Cavalcanti 2001, Cardoso da Silva & Batters 2002, Willis 2004, Straube *et al.* 2005, Piratelli & Blake 2006, Motta-Junior *et al.* 2008, Tubelis 2009, Lopes *et al.* 2010, Dornas & Crozariol 2012, Kanegae *et al.* 2012, Fieker *et al.* 2013, Rodrigues *et al.* 2016, Cavarzere & Arantes 2017), da Caatinga (Silva *et al.* 2003, Pacheco 2004, Santos 2004, Olmos *et al.* 2005, Ruiz-Esparza *et al.* 2011), e dos Pampas (Di Giacomo & Krapovickas 2005, Azpiroz *et al.* 2012), além de restingas (Gonzaga *et al.* 2000, Rocha *et al.* 2005, Gomes *et al.* 2008, Lima 2010, Almeida *et al.* 2012, Mota *et al.* 2012). Porém são mais escassas informações sobre as aves de formações semiabertas que ocorrem como enclaves em regiões florestais, como as campinaranas amazônicas (Aleixo & Poletto 2007, Guilherme & Borges 2011), cangas (Pacheco *et al.* 2007) e as muçunungas dos tabuleiros costeiros do leste do Brasil (Cordeiro 2003, Venturini & Paz 2005, Faria *et al.* 2016).

As muçunungas, termo tupi-guarani que se refere a locais de terra arenosa, úmida e fofa (Ferreira 1999), são formações vegetais de solos arenosos, cuja estrutura varia de gramíneo-lenhosa a arbórea pouco densa (Meira-Neto *et al.* 2005, Fontana *et al.* 2016), sendo esta última conhecida como floresta de muçununga (Sylvestre *et al.* 2016) ou muçununga florestada, que pode abrigar árvores com altura superior a 30 m (Ferreira *et al.* 2014, Magalhães 2018). A composição florística está diretamente atrelada às características edáficas (Meira-Neto *et al.* 2005, Saporetti Jr. *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2016), constituídas por depósitos sedimentares da Formação Barreiras denominados espodossolos (Sarcinelli 2010, Oliveira *et al.* 2010). Assim, em locais onde o solo é mais pobre em nutrientes e o lençol freático é elevado, predomina a vegetação mais rala e aberta (Rolim *et al.* 2016). Suas florestas podem apresentar riqueza de espécies vegetais inferior à das florestas de tabuleiro vizinhas, contendo principalmente árvores mais adaptadas a ambientes mais secos e ensolarados (Sylvestre *et al.* 2016).

A vegetação é similar à das restingas (Araújo *et al.* 2008, Dias & Soares 2008), porém as muçunungas diferem dessas principalmente por apresentarem uma camada impermeável de laterita no solo, a qual é responsável por alagamentos (Meira-Neto *et al.* 2005), podendo formar extensos campos inundados. Além disso, as restingas sofrem influências oceânicas, restringindo-se ao perímetro costeiro (Veloso *et al.* 1991, Cerqueira 2000). Assim, acredita-se que tais similaridades estruturais se reflitam em composições também semelhantes da avifauna, caracterizadas por espécies de áreas abertas e com elementos de ecossistemas adjacentes (Lima 2010, Mota *et al.* 2012), especialmente da Mata Atlântica onde estão inseridas (Ferreira *et al.* 2014).

As muçunungas se concentram em uma região situada entre o norte do Espírito Santo e o sul da Bahia, sob o domínio da floresta ombrófila densa de terras baixas (Veloso *et al.* 1991), embora seus limites exatos de distribuição ainda sejam obscuros. Do mesmo modo, há carência de informações em relação à composição de sua avifauna. Alguns trabalhos apenas citam o uso desse ecossistema por determinadas espécies, como *Formicivora rufa* e *F. grisea* (Venturini & Paz 2005), outros relatam a ocorrência de dez espécies em muçunungas na Reserva Biológica Córrego do Veado (Faria *et al.* 2016), e 42 espécies no Parque Nacional do Descobrimento (Cordeiro 2003).

A deficiência de informações reforça a urgência da necessidade de estudos, tendo em vista que as muçunungas são consideradas um ecossistema raro e ameaçado, por possuírem distribuição restrita e estarem imersas em áreas sob forte pressão antrópica (Meira-Neto *et al.* 2005). Portanto, este trabalho possui como objetivos apresentar a primeira lista discutida da avifauna presente em muçunungas, caracterizando as comunidades de acordo com suas guildas alimentares e a estrutura da vegetação, bem como a influência de formações vegetais adjacentes, e a sua importância para espécies ameaçadas e /ou endêmicas da Mata Atlântica.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em cinco áreas de muçunungas localizadas no extremo sul do estado da Bahia, entre as latitudes 15°54'S e 17°39'S (datum SAD69) (Figura 1; Tabela I). Essas áreas estão imersas em mosaicos de vegetação nativa, compostas essencialmente por floresta ombrófila densa

(FOD) e plantações de eucalipto. Contudo, na paisagem local também figuram pastagens e culturas (café, mamão e cacau). As muçunungas foram categorizadas em florestas de muçunungas (FM) quando apresentavam indivíduos arbóreos compondo uma formação florestal, e gramíneo-lenhosas (GL), quando eram áreas semiabertas constituídas de formações campestres com árvores esparsas em pequenos adensamentos de pouca altura (> 10 m) (Meira-Neto *et al.* 2005, Fontana *et al.* 2016).

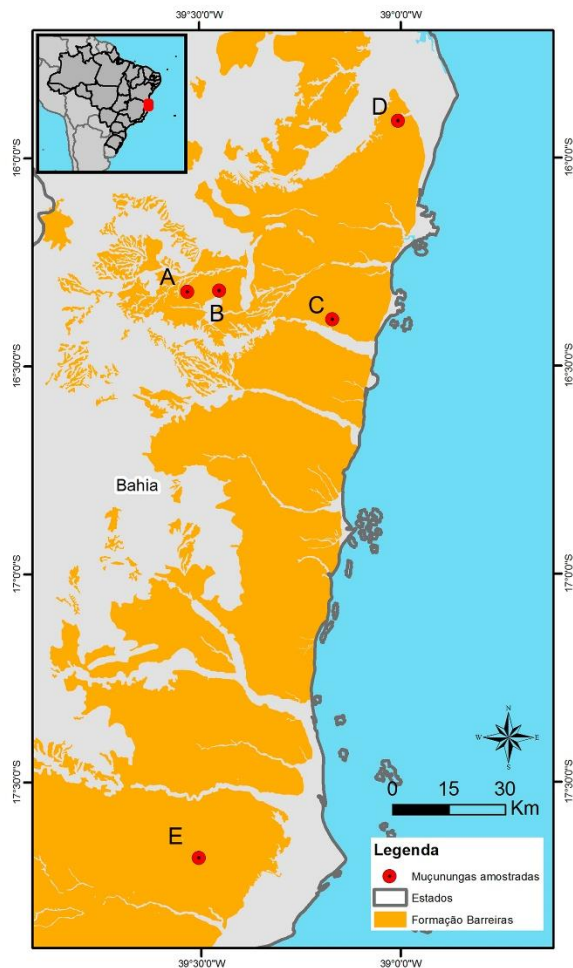


Figura 1. Localização das áreas de muçunungas amostradas, com destaque para a formação geomorfológica Barreiras, na qual essas fitofisionomias podem ocorrer quando há deposição arenosa (spodosolos) (Brito *et al.* 2014). As letras (A-E) correspondem às unidades amostrais apresentadas na Tabela I.

Figure 1. Location of the muçunungas sampled in the southern of the state of Bahia, Brazil, with emphasis to the Barreiras geomorphological formation, in which these phytophysiognomies can occur in sandy deposition (spodosols). The letters (A-E) correspond to the sample units shown in Table I.

Tabela I. Áreas de muçunungas amostradas no sul da Bahia. Tipo de muçununga: GL – gramíneo-lenhosa, FM – floresta de muçununga.

Table I. Muçunungas sampled in southern Bahia. Environment: GL - grassy-woody, FM - muçununga forest.

Unidade	Tipo de Muçununga	Área (ha)	Município	Altitude média (m)	Distância do perímetro litorâneo (km)	Esforço	Período
A	GL	80	Eunápolis	170	51	26 h (5 dias)	05 e 10/2012, 6 e 9/2014
B	GL	488	Santa Cruz Cabralia	155	43	24 h (4 dias)	05 e 10/2012, 6 e 9/2014
C	GL / FM	21	Santa Cruz Cabralia	65	9	32 h (10 dias)	11/2011, 5 e 10/2012, 6 e 9/2014
D ₁	GL	5.500	Belmonte	50	10	22 h (12 dias)	4 e 8/2015, 3 e 8/2017, 7 e 10/2019
D ₂	FM	75	Belmonte	50	10	36 h (15 dias)	4 e 8/2015, 3 e 8/2017, 7 e 10/2019
E	GL	970	Mucuri	46	20	19 h (4 dias)	4 e 9/2017 e 2/2018

Unidade A – (16°19'S 39°31'W) (Figura 2A). Predominantemente campestre, com ocorrência de *Lagenocarpus rigidus* (Cyperaceae) em pequenas manchas úmidas, havendo poucas áreas arbóreas de transição com áreas florestais. Insere-se em uma paisagem composta por pastagens e plantações de *Eucalyptus* (Myrtaceae), a cerca de 3 km de meio urbano. A mais evidentemente degradada entre as áreas de amostragem, com presença de animais de criação (cavalos), e deposição de lixo em estradas que a cortam, além de intensa invasão de *Pteridium aquilinum* (Dennstaedtiaceae), planta indicadora de perturbação antrópica (Meira-Neto *et al.* 2005). Em 2012, uma pequena porção da área sofreu ação do fogo.

Unidade B – (16°19'S 39°26'W) (Figura. 2B). Predominantemente herbácea com dominância de *L. rigidus*. Possui ampla porção alagada e em suas margens algumas árvores maiores, como *Byrsonima sericea* (Malpighiaceae) e *Vismia guianensis* (Clusiaceae), porém esparsas, ou seja, sem aspecto florestal. Assim como a área anterior, apresenta sinais de perturbação (*i.e.* presença de *Pteridium aquilinum*), porém com aparente menor intensidade. Insere-se entre áreas de plantios de *Eucalyptus*.

Unidade C – (16°20'S 39°6'W) (Figura 2C) Apresenta monodominância de *Bonnetia stricta* (Bonnetiaceae). Insere-se em um grande fragmento (6.069 ha) de FOD em estágio avançado de conservação (densa serrapilheira, árvores de grande diâmetro e porte elevado), com a qual apresenta trechos em transição, além de porções de FM (Magalhães 2018). A ausência de espécies invasoras é um indicativo de baixa influência antrópica.

Unidade D – (15°54'S 38°59'W) (Figura 2D). A maior das áreas de amostragem, constituída principalmente por FM com árvores de grande porte, circundadas por formações GL, as quais possuem cactáceas e *Paepalanthus* (Eriocaulaceae). Essas manchas florestais transicionam para formações de FOD, as quais compõem um grande *continuum* conectado à Área de Proteção Ambiental (APA) Coroa Vermelha. Para as análises de fitofisionomia, essa área foi dividida em D₁, onde as amostragens se concentraram em áreas de GL (cerca de 75 ha), e D₂, com predomínio de FM.

Unidade E – (17°41'S 39°28'W). Constituída principalmente por GL, com porção alagada em seu interior. Apresenta adensamentos arbóreos esparsos, os quais não formam maciços florestais. Não há grandes fragmentos florestais em seu entorno.



Figura 2. Estruturas vegetacionais das muçunungas estudadas: (a) gramíneo-lenhosa, (b) porção campestre, (c) gramíneo-lenhosa com poucas gramíneas, (d) floresta de muçununga.

Figure 2. Vegetation types of the studied muçunungas: (a) grassy-woody, (b) field, (c) grassy-woody with few grasses, (d) muçununga forest.

Coleta e análise de dados

O levantamento de espécies foi realizado por um único pesquisador (FIG) através de observações de campo com binóculos (Bushnell® 10x42) e gravadores (Tascam® DR100) (todas as gravações foram depositadas na Fonoteca da Casa da Floresta e no acervo do site Xeno-Canto – www.xeno_canto.org), entre 2011 e 2019, totalizando 53 dias e aproximadamente 159 horas de amostragem. Em caso de necessidade de confirmação visual das espécies, foi realizada a técnica do *playback*, a qual consiste em atrair indivíduos pela vocalização da espécie. Os censos foram realizados por meio de pontos fixos com raio de 100 m de detecção, tendo sido estabelecidos de 6 a 10 pontos por área, com distância mínima de 200 m entre cada um e duração de 10 min em cada ponto (Blake 1992). As amostragens foram iniciadas a cerca de 1h antes do nascer do sol, para detecção de espécies de hábito noturno e encerradas cerca de 5 h após. Adicionalmente, foram percorridas transecções lineares com extensão de 1 km (Bibby *et al.* 1992) (1 transecção por área), além de registros fortuitos, para complementação da riqueza (com observações esporádicas no local por cerca de 1h). Espécies que apenas sobrevoaram o ambiente, sem qualquer interação com o mesmo (*i.e.* forrageando no espaço aéreo), não foram consideradas.

Foi calculada a Frequência de Ocorrência (FO) de cada espécie para cada área, considerando apenas os dias em que houve amostragem sistematizada (pontos ou transecção). A FO foi determinada através da divisão do número de registros da espécie pelo número total de visitas (dias com amostragem sistematizada, ou seja, dias com observações fortuitas não foram considerados), expresso em porcentagem de acordo com o Índice de Lindsdale (Bugalho 1974).

Para a comparação entre as comunidades de cada área, foi utilizada a análise de agrupamento pareado igualmente ponderado (UPGMA), através da qual foi gerado um dendrograma (Sokal & Rohlf 1995). Como índice de similaridade, adotou-se a distância estatística de Jaccard, que considera a presença/ausência das espécies, por ser uma das mais indicadas em estudos biológicos qualitativos (Magurran 2011). Também foram gerados *boxplots* para verificar a dispersão dos parâmetros de dependência florestal em relação aos dois ambientes, avaliando-se a diferença através do teste estatístico não-paramétrico Mann-Whitney. Todas as análises foram realizadas com o software PAST 2.15 (Hammer *et al.* 2001).

A classificação taxonômica e a nomenclatura das espécies seguiram as resoluções mais atualizadas do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini *et al.* 2015). A classificação das espécies como endêmicas da Mata Atlântica foi feita de acordo com Vale *et al.* (2018) e a do risco de extinção, seguindo a Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Brasil 2014) e a da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN 2020). Em casos em que a subespécie é considerada ameaçada, seu trinômio foi considerado, sendo, portanto, também considerada endêmica. A dependência do ambiente florestal seguiu Parker *et al.* (1996) e Silva *et al.* (2003), com adaptações para táxons ausentes nessas compilações, baseando-se em Sick (1997) e observações pessoais (FIG). As espécies foram agrupadas em guildas alimentares de acordo com Sick (1997) e Wilman *et al.* (2014).

5. RESULTADOS

No conjunto de áreas amostradas, foram registradas 216 espécies de aves, distribuídas em 21 ordens e 48 famílias (Material Suplementar 1). A ordem com maior riqueza foi Passeriformes, com 123 espécies (57%), e as famílias mais ricas foram Tyrannidae e Thraupidae com 27 e 25 espécies, respectivamente. Foram identificadas 32 espécies endêmicas da Mata Atlântica, das quais 14 ameaçadas de extinção, sendo 10 em nível nacional e 4 em nível global. A categoria alimentar mais representativa foi a de insetívoras (77 espécies), seguida de onívoros (53) e frugívoros (32) (Figura 3).

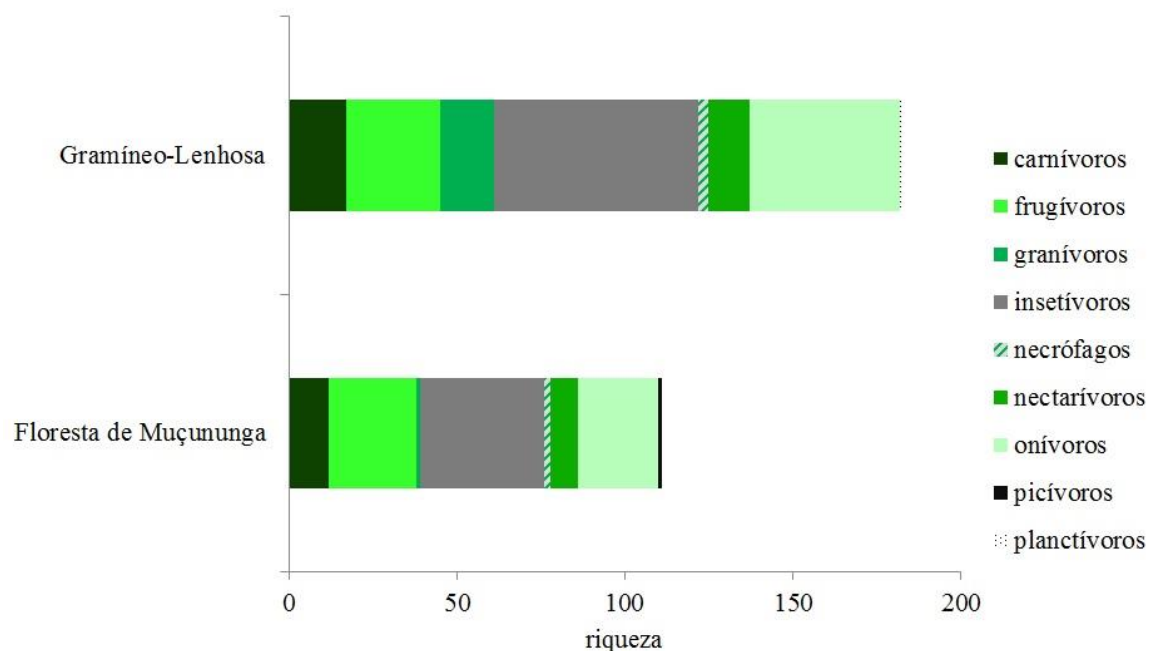


Figura 3. Distribuição da avifauna nas formações vegetais de acordo com as categorias alimentares (carnívoras, frugívoras, granívoras, insetívoras, necrófagas, onívoras, piscívoras e planctívoras).

Figure 3. Distribution of avifauna in vegetation formations according to the feeding guilds (carnivores, frugivores, granivores, insectivores, scavengers, nectarivores, omnivores, piscivores and planktivores).

Em relação ao uso do ambiente, não houve diferença na riqueza de espécies entre os ambientes ($U = 4,5$; $p = 1$), ou entre os níveis de dependência florestal (dependentes: $U = 1$; $p = 0,175$; semi-dependentes: $U = 1$; $p = 0,171$; independentes: $U = 0$; $p = 0,08$) (Figura 4). Um total de 109 espécies foram registradas nas FM e 183 nas GL. Nas FM predominaram espécies florestais (67%), enquanto nas GL houve maior equilíbrio entre a distribuição dos parâmetros de dependência florestal, sendo 38% independentes de ambientes florestados, 33% dependentes e 29% semi-dependentes.

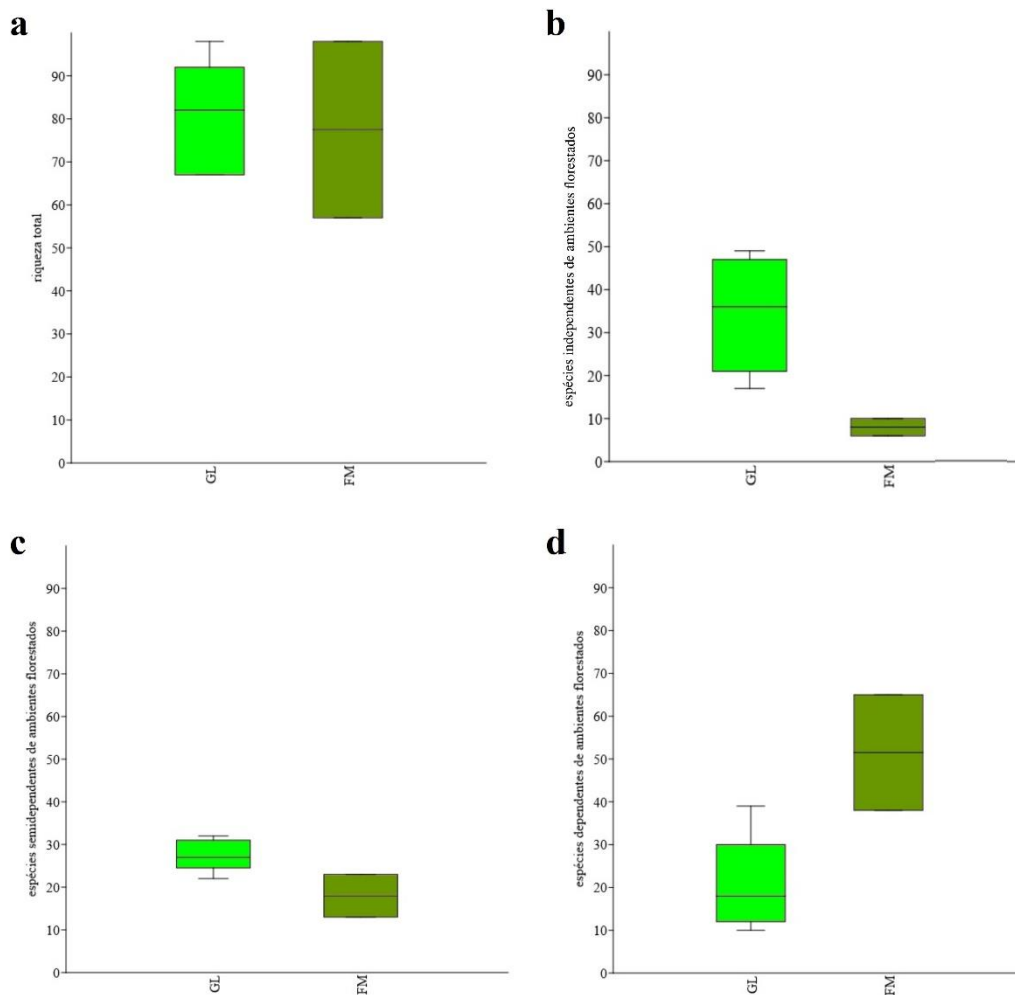


Figura 4. Distribuição da riqueza de espécies nos dois ambientes avaliados, muçunungas gramíneo-lenhosas (GL) e florestas de muçununga (FM): (a) riqueza total, (b) espécies independentes de ambientes florestados, (c) espécies semi-dependentes de ambientes florestados, (d) espécies dependentes de ambientes florestados. *Boxplots* mostram a média, primeiro e terceiro quartis, e os valores máximo e mínimo.

Figure 4. Distribution of bird richness in the two sampled environments, grassy-woody *muçununga* (GL) and *muçununga* forest (FM), (a) total richness, (b) non-forest species, (c) forest generalists, (d) forest specialists. Boxplots show the average, first and third quartiles, and maximum and minimum values.

De acordo com a análise de agrupamento (Figura 5), os dois fatores que aparentam influenciar as diferenças na composição de espécies são a fitofisionomia predominante e a paisagem em que as unidades se situam. Com relação à fitofisionomia, áreas GL (unidades A, B, D₁ e E) apresentaram apenas 21% de similaridade com áreas de FM (unidade D₂) ou de transição (unidade C), formando dois blocos bastante distintos, apesar de 76 do total de 216 espécies serem registradas em ambas as fisionomias. Já com relação à paisagem, áreas que não estão imersas em grandes maciços florestais formaram um grupo à parte, com 28% de similaridade.

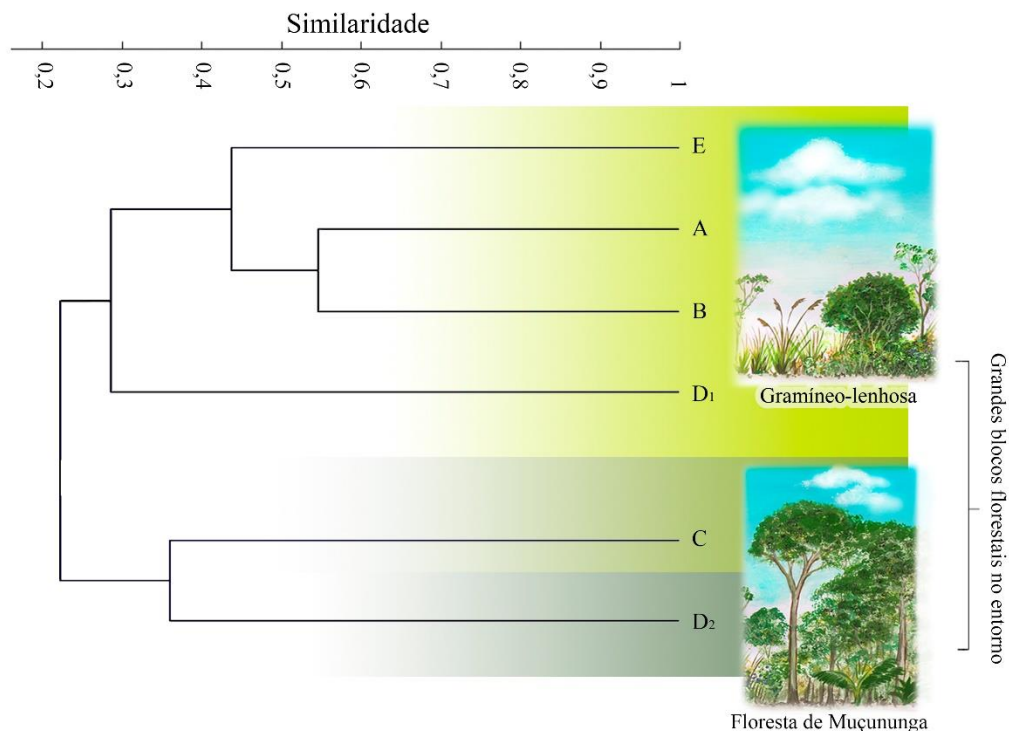


Figura 5. Dendrograma originado da análise de agrupamento pareado igualmente ponderado (UPGMA), que compara a similaridade entre as cinco áreas de *muçunungas* avaliadas, utilizando-se a métrica de Jaccard (cc: 0,90). A área D foi desmembrada de acordo com o ambiente, sendo D₁ formada por GL, e D₂ por FM. (ilustração: FIG).

Figure 5. Dendrogram from the unweighted paired cluster analysis (UPGMA), which compares the similarity among the five areas of *muçunungas*, using the Jaccard metric (cc: 0.90). Area D was divided in two according to their environment: D₁ formed by GL, and D₂ by FM. (illustration: FIG).

Elaenia flavogaster e *Formicivora grisea* foram as espécies mais frequentes em GL e *Coereba flaveola* e *Tolmomyias flaviventris*, em FM. Cinquenta e três do total de 216 espécies estiveram presentes

em ao menos quatro das unidades avaliadas, sendo a maioria aves euritópicas, comuns em áreas abertas. Todavia, uma única espécie possivelmente associada ao ambiente de FM, *Herpsilochmus pileatus*, foi registrada apenas nas áreas C e D, estando presente somente em FM mais íntegras.

6. DISCUSSÃO

A comunidade de aves das muçunungas revela-se muito similar à das restingas, constituindo grande parte da avifauna presente em estudos anteriores realizados nesse ecossistema, variando de 47% a 69% em restingas nordestinas (Almeida *et al.* 2012, Mota *et al.* 2012, Ruiz-Esparza *et al.* 2016) e 84% em uma área de restinga no estado do Espírito Santo (Dario 2009). Embora tal similaridade seja bastante expressiva, não houve no presente estudo registro de espécies consideradas típicas de restingas da região, como *Mimus gilvus* e *Amazilia leucogaster* (Lima 2006, Sigrist 2009), com detecção de apenas uma espécie considerada associada a essa fitofisionomia, *Herpsilochmus pileatus* (Whitney *et al.* 2000, Silveira 2008). Esta espécie apresenta distribuição restrita ao leste do estado da Bahia, ocorrendo ao longo do litoral, sendo, portanto, endêmica da Mata Atlântica (Vale *et al.* 2018). Essa especificidade ambiental e limitada distribuição geográfica justificam seu enquadramento como espécie ameaçada de extinção (em escalas nacional e global), uma vez que muçunungas e restingas sofrem intensa pressão antrópica (Silveira 2008), além de se encontrarem em manchas relativamente pequenas. Todas as espécies citadas em estudos que fazem referência a aves em muçunungas (Cordeiro 2003, Venturini & Paz 2005, Faria *et al.* 2016) figuraram no presente estudo, com exceção apenas de *Colaptes campestris*, *Hemitriccus nidipendulus* e *Aratinga auricapillus*. Essa última foi comumente observada sobrevoando as áreas, porém não se evidenciou relação com o ambiente.

A constituição da avifauna das muçunungas aparenta ser diretamente influenciada pelos ambientes adjacentes, do mesmo modo que as restingas (Gonzaga *et al.* 2000, Mota *et al.* 2012), podendo ser considerado um ambiente ecotonal para muitas espécies. É o caso de áreas de muçununga gramíneo-lenhosa que, por estarem imersas em grandes maciços de floresta ombrófila densa, abrigam aves estritamente florestais em seu interior, como *Crypturellus soui*, *Cotinga maculata*, *Carpornis melanocephala* e *Tangara cyanomelas*. Inversamente, muçunungas inseridas em paisagens antropizadas, constituídas principalmente por culturas agrícolas ou remanescentes florestais degradados e bastante fragmentados, exibiram menor número de espécies florestais, mesmo possuindo formações arbóreas. Esse

resultado pode estar relacionado à sua composição florística, pois as muçunungas também compartilham diversas espécies de plantas com as fitofisionomias do entorno (Zuntini & Lohmann 2016).

Do mesmo modo, a presença de espécies endêmicas da Mata Atlântica também está diretamente atrelada aos remanescentes de floresta ombrófila densa adjacentes. Grande parte dessas espécies são aves frugívoras (39%), que necessitam ser bastante móveis devido à efemeridade da oferta de recursos alimentares (Moran & Catterall 2014, Rother *et al.* 2016, Rumeu *et al.* 2019, Gonçalves da Silva *et al.* 2020). Enquadram-se aqui táxons ameaçados como *Xipholena atropurpurea*, *C. melanocephala* e *C. maculata*, considerados importantes dispersores de sementes (Kirwan & Green 2011, Morante-Filho *et al.* 2015), os quais, embora florestais, eventualmente foram observados se alimentando de frutos como os de *Simarouba amara* e *Byrsonima sericea* nas muçunungas gramíneo-lenhosas (Godoy 2018). Embora condições edáficas sejam determinantes para o tipo de formação vegetal (Oliveira *et al.* 2010), tais espécies frugívoras devem ser essenciais para a dinâmica de regeneração das florestas de muçununga em áreas cujas florestas foram suprimidas, formando áreas semiabertas pioneiras com falsa aparência de muçununga gramíneo-lenhosa.

Com comportamento análogo, as espécies nectarívoras florestais *Glaucis dohrnii* e *Thalurania glaucopis* forrageiam em florações nas muçunungas gramíneo-lenhosas, *e.g.* em bromélias de solo (*Aechmea blanchetiana*). Embora as demais espécies endêmicas da Mata Atlântica (carnívoras e insetívoras) também possam ser considerados ocasionais em muçununga gramíneo-lenhosa, outras são frequentes em florestas de muçununga, como *Thamnophilus ambiguus*, que utiliza formações florestais em distintos estágios sucessionais, inclusive áreas semiabertas (Gomes *et al.* 2016).

Ortalis araucuan, embora considerada endêmica da Mata Atlântica (Vale *et al.* 2018), apresenta registros em formações vizinhas, como cerrados (Lima 2006) e caatingas (Pacheco 2004), habitando áreas semiabertas e vegetações secundárias (Silveira & Olmos 2003, Pereira *et al.* 2016). Nesse contexto, uma vez que a paisagem da região avaliada outrora era predominantemente composta por floresta ombrófila densa, as muçunungas e restingas podem ter constituído o habitat pretérito da espécie. Outras aves podem exibir certa associação com a fitofisionomia localmente. *Chelidoptera tenebrosa brasiliensis*, táxon restrito a uma estreita faixa Atlântica, possui hábitos florestais, ocupando bordas de mata e dossel (Rasmussen & Collar 2018), porém nidifica em solos arenosos onde cava pequenos túneis (Haverschmidt, 1950). *Schistochlamys melanopis* é uma ave campestre de áreas semiabertas e arbustivas com ampla distribuição

na América do Sul (Hilty 2018); no entanto, grande parte de sua população atlântica ocorre em restingas (Rocha *et al.* 2005). Situação similar é observada para *Laterallus viridis*, umas das espécies mais frequentes nas muçunungas avaliadas (com registro em todas as áreas de muçununga gramíneo-lenhosa), com vasta distribuição na América do Sul, mas cujas populações atlânticas podem estar restritas à faixa litorânea (Taylor 2018), sobretudo em muçunungas e restingas.

Além da influência de ecossistemas adjacentes, a heterogeneidade das muçunungas proporciona a cada área características intrínsecas, o que também explica a dissimilaridade entre elas. As diferenças estruturais, possivelmente devido a variações edáficas (Oliveira *et al.* 2010), foram as principais responsáveis pelas distintas composições de espécies, bastante evidenciadas entre os dois tipos de muçununga. Embora as florestas de muçununga sejam mais abertas e com árvores de menor porte do que áreas de floresta ombrófila densa (Sylvestre *et al.* 2016), o que pode se refletir na menor riqueza de aves devido à menor oferta de nichos, há uma aparentemente baixa permeabilidade para espécies de áreas abertas, as quais figuram em menor número nas florestas de muçununga. O inverso é observado para a muçununga gramíneo-lenhosa, onde tais espécies prevalecem e aves estritamente florestais são menos expressivas.

A existência de ambientes específicos em muçunungas gramíneo-lenhosas também se reflete na composição, pois possibilita a ocorrência de espécies associadas. É o caso das áreas úmidas que, mesmo temporárias, abrigam aves como *Circus buffoni*, um rapinante típico de banhados de grande extensão (Fergusson-Lees & Christie 2001). Na Unidade C, há trechos dominados por *L. rigidus*, os quais atraem bandos de centenas de passeriformes granívoras, em especial *Sporophila caerulescens* e *S. bouvreuil*, podendo ser um importante local para fornecimento de recurso durante seus movimentos migratórios (Ortiz & Capllonch 2007, Machado & Silveira 2010). A elevada concentração de gramíneas reflete-se no alto número de espécies granívoras nas muçunungas gramíneo-lenhosas, categoria alimentar praticamente inexistente nas florestas de muçununga.

Diferenças observadas entre as áreas avaliadas também podem ser atribuídas aos impactos antrópicos exercidos sobre elas (Meira-Neto *et al.* 2005), tais como o fogo (em especial nas muçunungas gramíneo-lenhosas), introdução de animais de criação que favorecem a colonização de espécies vegetais exóticas, e a deposição de lixo. A sucessão de impactos antrópicos favorece a dominância de algumas espécies, tornando a comunidade vegetal das muçunungas mais simplificada (Meira-Neto *et al.* 2005). Isso

pode refletir em uma avifauna pobre em táxons especialistas. O fato de constituir um ambiente plano e semiaberto facilita a ocupação humana em trechos não sujeitos a alagamento, o que pode ter gerado uma grande lacuna histórica a respeito de sua distribuição e consequente composição original de espécies.

O presente estudo preenche uma lacuna do conhecimento sobre aves de muçunungas, podendo auxiliar em medidas que visem à sua conservação. Todavia, esse ecossistema deve ser mais bem compreendido para que essas medidas se tornem mais efetivas. Em decorrência da similaridade com restingas, medidas de proteção aplicadas a este ecossistema podem ser do mesmo modo cabíveis às muçunungas (*i.e.* restauração, manejo de espécies, demarcação de áreas protegidas), as quais devem ser enfatizadas como alvo de interesse conservacionista em âmbito legal.

7. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Veracel Celulose e Suzano S. A., e respectivos profissionais e suas equipes atuantes na área de sustentabilidade, em especial Virgínia Londe Camargos e Yugo Matsuda. A Vagner Gabriel e Elson Lima pela revisão, a Rodrigo Bernardo pela elaboração do layout. A Isadora Barretto, Arthur Macarrão e Rogério Canovas pelo apoio. A Julio H. R. Magalhães pela identificação de plantas. A Diogo Casanova, Daniel Homem, Diego Lara e Jaílson Souza pela companhia em campo. Agradecemos também a dois revisores anônimos pelas valiosas críticas e sugestões ao manuscrito.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, A. & Poletto, F. 2007. Birds of an open vegetation enclave in southern Brazilian Amazonia. *The Wilson Journal of Ornithology*, 119(4), 610-630. DOI: 10.25226/bvoc.v138i4.2018.a2
- Almeida, B. J. M., de Arruda Almeida, B., Souza, A. G., Ruiz-Esparza, J. M. & Ferrari, S. F. 2012. Avifauna dos remanescentes das restingas ao longo da zona de expansão urbana de Aracaju, Sergipe. *Scientia Plena*, 8:1-11.
- Araújo, D. S. D., Pereira, O. J., Peixoto, A. L. 2008. Campos Nativos at the Linhares Forest Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: Thomas, W. (ed.). *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*: p. 365-388. New York: The New York Botanical Garden.
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S., & Palarea, C. M. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83(3), 217-246. DOI: 10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x
- Bibby, C. J., Burguess, N. D. & Hill, D. A. 1992. *Bird census techniques*. Orlando: Academic Press: p.257.
- Blake, J. G. 1992. Temporal Variation in Point Counts of Birds in a Lowland Wet Forest in Costa Rica. *The Condor*, 94(1), 265-275. DOI: 10.2307/1368816
- Brasil. 2014. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 245, seção 1, pp. 121–126.
- Brito, C. R., Fernandes Filho, E. I., & Sarcinelli, T. S. 2014. Mapeamento de Muçunungas no sul da Bahia e norte do Espírito Santo utilizando técnicas de sensoriamento remoto. *Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia*, 12(2), 4-29.
- Bugalho, J. F. 1974. *Métodos de recenseamento de aves*. Direção Geral de Serviços florestais e Aquícolas. Lisboa: Monumental LDA.
- Cardoso da Silva, J. M. & Bates, J. M. 2002. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *AIBS Bulletin*, 52(3), 225-234. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2
- Cavazere, V. & Arantes, F. 2017. Birds of a habitat mosaic in the threatened Cerrado of central São Paulo, Brazil. *Cotinga*, 39:24–36.
- Cerqueira, R. 2000. Biogeografia das restingas. In: Esteves, F.A. & Lacerda, L.D. (Eds). *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*: p.65-75. Macaé: NUPEM/UFRJ.
- Cordeiro, P. H. C. 2003. Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia padrões de distribuição da riqueza de espécies de aves no Parque Nacional do Descobrimento, sul da Bahia, Brasil. Ilhéus: IESB/CI/CABS/UFGM/UNICAMP Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia e Conservation International do Brasil. CD ROM.
- Dario, F. R. 2009. Composição da avifauna de restinga no Estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Biociências*, 15(2), 95-105.
- Dias, H. M., & Soares, M. L. G. 2008. As Fitofisionomias das Restingas do Município de Caravelas (Bahia-Brasil) e os bens e serviços associados. *Boletim técnico-científico do CEPENE*, 16(1), 59-74.
- Di Giacomo, A. S. & Krapovickas, S. 2005. Conserving the grassland Important Bird Areas (IBAs) of Southern South America: Argentina, Uruguay, Paraguay and Brazil. In: Ralph, C. J. & Rich, T. D. (Eds). *Bird conservation implementation and integration in the Americas*: p.1243–1249. General Technical Report, Pacific Southwest Research Station, United States Department of Agriculture Forest Service 191,
- Dornas, T. & Crozariol, M. A. 2012. Aves associadas a ambiente de veredas na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins com novos registros para a região e nota sobre população local de *Culicivora caudacuta*. *Atualidades Ornitológicas*, 169:54-65.
- Faria, L. C., Carrara, L. A., Paulo de Tarso, Z. A. & Matos, J. R. 2016. Avifauna da Reserva Biológica do Córrego do Veado, um dos últimos redutos de Floresta Atlântica de Tabuleiros do Espírito Santo, Brasil. *Cotinga*, 38:47–59.
- Fergusson-Lees, J. & Christie, D. A. 2001. *Raptors of the World*. London: Christopher Helm: p.320.
- Ferreira, A. B. H. 1999. *Novo Aurélio Século XXI: o dicionário da Língua Portuguesa*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 3ed.: p. 2128p.
- Ferreira, V. B. R., Nascimento, M. T. & Menezes, L. F. T. D. 2014. Floristic and phytogeographic pattern of native field in southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 28(3), 465-475. DOI: 10.1590/0102-33062014abb3556
- Fieker, C. Z., Reis, M. G. & Dias Filho, M. M. 2013. Structure of bird assemblages in dry and seasonally flooded grasslands in Itirapina Ecological Station, São Paulo state. *Brazilian Journal of Biology*, 73(1),91-101.DOI: 10.1590/S1519-69842013000100011
- Fontana, A, Anjos, L. C. C. & Pereira, M. G. 2016. Os tabuleiros costeiros do estado do Espírito Santo: ocorrência e componentes ambientais. In: Rolim, S. G., Menezes, L. F. T. de, Srbek-Araujo, A. C. (Eds). *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. pp.31-43. Belo

- Horizonte: Ed. Rupestre.
- Gonçalves da Silva, B.; Koch, I.; Piratelli, A. J. 2020. Fruit and flower availability affect bird assemblages across two successional stages in the Atlantic Forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(1), 1-13. DOI: 10.1080/01650521.2020.1743550
- Gonzaga, L. P., Castiglioni, G. D. A. & Reis, H. B. R. 2000. Avifauna das restingas do Sudeste: estado do conhecimento e potencial para futuros estudos. *In: Esteves, F. A. & Lacerda, L. D. (Eds). Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. pp.151-163. Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ.
- Godoy, F. I. 2018. Observações sobre o comportamento alimentar e dieta do crejoá *Cotinga maculata* no sul da Bahia, Brasil. *Cotinga* 40: 50–53.
- Gomes, V. S. D. M., Loiselle, B.A. & Alves, M.A.S. 2008. Birds foraging for fruits and insects in shrubby restinga vegetation, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8(4), 21-30. DOI: 10.1590/S1676-06032008000400001
- Gomes, V. S. da M., Vecchi, M. B., Loiselle, B. A., Missagia, C. C. C. & Alves, M. A. S. 2016. Heterogeneity of bird communities in a mosaic of habitats on a restinga ecosystem in southeast Brazil. *Zoologia* 33(5), 1-13. DOI: 10.1590/S1984-4689zoool-20150205
- Guilherme, E. & Borges, S. H. 2011. Ornithological records from a campina/campinarana enclave on the upper Juruá river, Acre, Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology* 123(1),24-32. DOI: 10.1676/10-036.1
- Hammer, Ø., Happer, D. A. T., & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistic Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica*,4(1), 1-9. Retrieved October 20, 2018, from http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Haverschmidt, F. 1950. Notes on the Swallow-Wing, *Chelidoptera Tenebrosa*, in Surinam. *Condor*, 52(2), 74-77. DOI: 10.2307/1364756
- Hilty, S. 2018. Black-faced Tanager (*Schistochlamys melanopsis*). *In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & de Juana, E. eds. Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Retrieved June 6 2018, from <https://www.hbw.com/node/61572>
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2020. Retrieved April 20 2020, from <http://www.iucnredlist.org>.
- Kanegae, M. F., Levy, G. & Freitas, S. R. 2012. Habitat use by Sharp-tailed Tyrant (*Culicivora caudacuta*), and Cock-tailed Tyrant (*Alectrurus tricolor*) in the Cerrado of Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(1), 52-58.
- Kirwan, G. M. & Green, G. (2011) *Cotingas and manakins*. London: Christopher Helm.
- Lima, B. 2010. A avifauna das florestas de restinga de Itanhaém/Mongaguá, Estado de São Paulo, Brazil. *Atualidades Ornitológicas*, 153, 50-54.
- Lima, P. C. 2006. Aves do Litoral Norte da Bahia - Birds of the Northern Coastal Region of Bahia, *Atualidades Ornitológicas*, 134. 1-661.
- Lopes, L. E., Malacco, G. B., Alteff, E. F., De Vasconcelos, M. F., Hoffmann, D. & Silveira, L. F. 2010. Range extensions and conservation of some threatened or little known Brazilian grassland birds. *Bird Conservation International* 20(1), 84-94. DOI: 10.1017/S0959270909990190
- Machado, E. & Silveira, L. B. 2010. Geographical and seasonal distributions of the seedeaters *Sporophila bouvreuil* and *Sporophila pileata* (aves: Emberizidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 50(32), 517–533. DOI: 10.1590/S0031-10492010003200001
- Magalhães, J. H. R. 2018. Estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta madura nos tabuleiros costeiros do extremo sul da Bahia, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 40(2),93-122.
- Magurran, A. E. 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Ed UFPR
- Meira-Neto, J. A. A., Souza, A. L., Lana, J. M. & Velente, G. 2005. Composição florística, espectro biológico e fitofisionomia da vegetação de muçununga nos municípios de Caravelas e Mucuri, Bahia. *Revista Árvore* 29, 139-150.
- Moran, C., & Catterall, C. P. 2014. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conservation Biology*, 28(2), 551-560.
- Morante-Filho, J. C., Faria, D., Mariano-Neto, E., & Rhodes, J. (2015). Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One*, 10(6).
- Mota, J. V. L., de Carvalho, A. A. F. & Tinoco, M. S. 2012. Composição da avifauna e sua relação com áreas manejadas na restinga da Reserva Imbassaí, Litoral Norte da Bahia, Brasil. *Ornithologia*, 5(1), 6-18.
- Motta-Junior, J. C., Granzinolli, M. A. M. & Develey, P. F. 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 8(3), 207-227. DOI: 10.1590/S1676-06032008000300019
- Oliveira, A. P. D., Ker, J. C., Silva, I. R. D., Fontes, M. P. F., Oliveira, A. P. D. & Neves, A. T. G. 2010. Spodosols pedogenesis under barreiras formation and sandbank environments in the south of Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 34(3), 847-860. DOI: 10.1590/S0100-06832010000300026
- Olmos, F., Silva, W. A. D. G. & Albano, C. G. 2005. Aves em oito áreas de Caatinga no sul do Ceará e oeste de

- Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. *Papéis Avulsos de Zoologia* 45(14), 179-199. DOI: 10.1590/S0031-10492005001400001
- Ortiz, D. & Capllonch, P. 2007. Distribution and migration of *Sporophila c. caerulescens* in South America. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(3), 377-385.
- Pacheco, J. F. 2004. As aves da Caatinga: uma análise histórica do conhecimento. In: Silva, J. M. C. T., Fonseca, M. T. & Lins, L. V. (Eds). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação*. p.189–250. Brasília: MMA.
- Pacheco, J. F., G. M. Kirwan, A. Aleixo, B. M. Whitney, J. Minns, K. J. Zimmer, A. Whittaker, P. S. M. Fonseca, M. F. C. Lima & Oren, D. C. 2007. An avifaunal inventory of the CVRD Serra dos Carajás project, Pará, Brazil. *Cotinga* 27:15–30.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., 1996. Ecological and distributional databases. In: Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K. (Eds.), *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. pp. 111–410. Chicago: The University of Chicago Press.
- Pereira, G. A., Araújo, H. F. P. & Azevedo-Júnior, S. M. 2016. Distribution and conservation of three important bird groups of the Atlantic Forest in north-east Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 76(4), 1004-1020. DOI: 10.1590/1519-6984.06815
- Piacentini, V. Q., Aleixo, A., Agne, C. A., Maurício, G. N., Pacheco, J. F., Bravo, G. A., Brito, G. R. R., Naka, L. N., Olmos, F., Posso, S., Silveira, L. F., Betini, G. S., Carrano, E., Franz, I., Lees, A. L., Lima, L. M., Pioli, D., Schunck, F., Amaral, F.R., Bencke, G.A., Cohn-haft, M., Figueiredo, L. F. A., Straube, F. C. & Cesari, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23(2), 91-298.
- Piratelli, A. & Blake, J. G. 2006. Bird communities of the southeastern Cerrado region, Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 17(3), 213-225.
- Rasmussen, P. C. & Collar, N. 2018. Swallow-winged Puffbird (*Chelidoptera tenebrosa*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & de Juana, E. eds. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Retrieved June 3 2018, from <https://www.hbw.com/node/55987>
- Rocha, C. F. D., Van Sluys, M., Bergallo, H. G. & Alves, M. A. S. 2005. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1), 159-168. DOI: 10.1590/S1519-69842005000100019
- Rodrigues, M., Freitas, G. H., Costa, L. M., Dias, D. F., Varela, M. L. & Rodrigues, L. C. 2016. Avifauna, Alto do Palácio, Serra do Cipó National Park, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Check List*, 7(2), 151-161.
- Rolim, S. G., Menezes, L. F. T. de, Srbek-Araujo, A. C. (Eds). 2016. *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. pp. 31-43. Belo Horizonte: Ed. Rupestre.
- Rother, D., C., Pizo, M. A., Jordano, P. 2016. Variation in seed dispersal effectiveness: the redundancy of consequences in diversified tropical frugivore assemblages. *Oikos*, 125(3), 336-342.
- Rumeu, B., Álvarez-Villanueva, M., Arroyo, J. M., & González-Varo, J. P. 2019. Interspecific competition for frugivores: population-level seed dispersal in contrasting fruiting communities. *Oecologia*, 190(3), 605-617.
- Ruiz-Esparza, J., Gouveia, S. F., Rocha, P. A., Beltrão-Mendes, R., Ribeiro, A.de S. & Ferrari, S. F. 2011. Birds of the Grota do Angico Natural Monument in the semi-arid Caatinga scrublands of northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 11(2), 269-276. DOI: 10.1590/S1676-06032011000200027
- Ruiz-Esparza, J., Silvestre, S. M., Moura, V. S., de Albuquerque, N. M., de Carvalho Terra, R. F., de Castro Mendonça, L. M., de Matos Dias, D., Beltrão-Mendes, R., da Rocha, P. A. & Ferrari, S. F. 2016. Inventory of birds in the coastal restinga of a Private Natural Heritage Reserve in northeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 11(2), 51-61
- Santos, M. P. D. 2004. As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação de Caatinga no estado do Piauí, Brasil. *Ararajuba*, 12(2), 113-112.
- Saporetti-Junior, A. W., Schaefer, C. E. G. R., Souza, A. L., Soares, M. P., Araújo, D. S. D. & Meira-Neto, J. A. A. 2012. Influence of soil physical properties on plants of the Muçununga ecosystem, Brazil. *Folia Geobotanica*, 47, 29–39.
- Sarcinelli, T. S. 2010. *Muçunungas: Enclaves de vegetação arenícola na Floresta Atlântica de tabuleiro*. Master thesis. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade Federal de Viçosa. p. 205.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira: p. 912.

- Sigrist, T. 2009. Guia de Campo Avis Brasilis – Avifauna Brasileira: Pranchas e Mapas. São Paulo: Avis Brasilis: p. 305.
- Silva, J. M. C., de Souza, M. A., Bieber, A. G. D. & Carlos, C. J. 2003. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. In: Leal, I. R., Tabarelli, M. & Silva, J. M. C. Ecologia e conservação da Caatinga. p.237–274. Recife: Universidade Federal de Pernambuco.
- Silveira, L. F. 2008. *Herpsilochmus pileatus* (Lichtenstein, 1823). In: Machado, A. B. M., Drummond, G. M. & Paglia, A. P. eds. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. p.605–606. Brasília: Fundação Biodiversitas, Ministério do Meio Ambiente.
- Silveira, L. F. & Olmos, F. 2003. Cracids in coastal Alagoas state, northeastern Brazil. In: The World Pheasant Association. Annual Review of the World Pheasant Association 2002/2003. p.49-52. Hampshire: World Pheasant Association, UK.
- Sokal, R. & Rohlf, J. 1995. Biometria: The principles and practice of statistics in biological research. San Francisco: W. H. Freeman: p.880.
- Straube, F. C., Urben-Filho, A. & Gatto, C. A. F. R. 2005. A avifauna do Parque Estadual do Cerrado (Jaguariaíva, Paraná) e a conservação do cerrado em seu limite meridional de ocorrência. *Atualidades Ornitológicas*, 127(5), 29-50.
- Sylvestre, L. S., Almeida, T. E., Mynssen, C. M. & Salino, A. 2016. Samambaias e licófitas da Reserva Natural Vale, Linhares, ES. In: Rolim, S. M, Menezes, L. F. T., Srbek-Araujo, A. N. (Eds). Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale. p.157-166. Belo Horizonte: Ed. Rupestre.
- Taylor, B. 2018. Russet-crowned Crake (*Rufirallus viridis*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & de Juana, E. eds. Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. Retrieved June 3 2018. From <https://www.hbw.com/node/53595>
- Tubelis, D. P. 2009. Veredas and their use by birds in the Cerrado, South America: a review. *Biota Neotropica*, 9(3), 363-374. DOI: 10.1590/S1676-06032009000300031
- Tubelis, D. P. & Cavalcanti, R. B. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. *Bird Conservation International* 10(4), 331-350. DOI: 10.1017/S0959270900000290
- Tubelis, D. P. & Cavalcanti, R. B. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. *Ornitologia Neotropical*, 12(1),57-73.
- Vale, M. M., Tourinho, L., Lorini, M. L., Rajão, H., & Figueiredo, M. S. 2018. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *Journal of Field Ornithology*, 89(3), 193-206. DOI: 10.1111/jfo.12256
- Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R. & Lima, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada em sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais: p.124.
- Venturini, A. C. & Paz, P. R. 2005. Observações sobre a distribuição geográfica de *Formicivora* spp. (Aves: Thamnophilidae), no Estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 13(2), 169-175.
- Whitney, B. M., Pacheco, J. F., Buzzetti, D. R. & Parrini, R. 2000. Systematic revision and biogeography of the *Herpsilochmus pileatus* complex, with description of a new species from northeastern Brazil. *The Auk*, 117(4), 869-891. DOI: 10.1093/auk/117.4.869
- Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. 2008. Retrieved June 4 2018, from <http://www.wikiaves.com>
- Willis, E. O. 2004. Birds of a habitat spectrum in the Itirapina Savanna, São Paulo, Brazil (1982-2003). *Brazilian Journal of Biology*, 64(4), 901-910. DOI: 10.1590/S1519-69842004000500022
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., De la rosa, C., Rivadeneira, M.M. & Jetz, W. 2014. Elton traits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(7), 2027. DOI: 10.1890/13-1917.
- Zuntini, A. R. & Lohmann, L. G. 2016. Levantamento e Distribuição das Bignoniaceae na Reserva Natural Vale, Floresta Atlântica. In: Rolim, S. M, Menezes, L. F. T. & Srbek-Araujo, A. N. (Eds). Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale. p.259-268. Belo Horizonte: Ed. R

9. MATERIAL SUPLEMENTAR 1

Espécies de aves registradas nas áreas de muçunungas. Dep - Dependência de ambiente florestal: D – dependentes, S – semi-dependentes, I – independentes. Dieta: C – carnívoras, S – necrófagas, F – frugívoras, G – granívoras, I – insetívoras, O – onívoras, P – piscívoras, Pl – planctívoras. Ambientes: GL – gramíneo-lenhosa, FM – floresta de muçununga. Ameaça: VU – vulnerável, EN – em perigo, CR – criticamente ameaçado, em nível global (G) ou nacional (BR). End: espécies endêmicas da Mata Atlântica (MA). Área (valores = frequência de ocorrência por dias de amostragem em cada área; espécies com apenas 1 registro fortuito estão assinaladas com “X”): A – Eunápolis, B – Santa Cruz Cabralia, C – Santa Cruz Cabralia, D – Belmonte, sendo D₁ – porção gramíneo-lenhosa e D₂ – floresta de muçununga, E – Mucuri.

Bird species recorded in areas of muçunungas. Dep (Dependence on forest environment): D - dependent, S - semi-dependent, I - independent. Dieta (Diet): C - carnivores, S - scavengers, F - frugivores, G - granivores, I - insectivores, O - omnivores, P - piscivores, Pl - planktivore. Ambiente (Habitat): GL - grassy-woody, FM - muçununga forest. Ameaça (Threatened by extinction): VU - vulnerable, EN - endangered, CR - critically endangered, global (G) or national (BR) level. End: endemic species of the Atlantic Forest (MA). Area (values = frequency of occurrence in each area, species not registered by systematic methods, with only one opportunistic record are marked with “X”): A - Eunápolis, B - Santa Cruz Cabralia, C - Santa Cruz Cabralia, D - Belmonte, being D₁ - grassy-woody and D₂ - muçununga forest, E - Mucuri.

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área					
						A	B	C	D1	D2	E
Tinamiformes											
Tinamidae											
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	I	O	GL			50	75				10 0
<i>Crypturellus soui</i> (Hermann, 1783)	D	O	GL, FM					25		42,9	
<i>Nothura boraquira</i> (Spix, 1825)	I	O	GL				25				
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	I	O	GL			25	50				33, 3
Pelecaniformes											
Ardeidae											
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	I	I	GL								33, 3

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área					
						A	B	C	D1	D2	E
Cathartiformes											
Cathartidae											
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	I	D	GL								33,3
<i>Cathartes burrovianus</i> Cassin, 1845	I	D	GL, FM			50		33,3	14,3		66,6
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	I	D	GL, FM			50		X	14,3		100
Accipitriformes											
Accipitridae											
<i>Buteo albonotatus</i> Kaup, 1847	I	C	GL, FM					25	X	14,3	
<i>Chondrohierax uncinatus</i> (Temminck, 1822)	S	C	GL, FM					25	16,7	X	
<i>Circus buffoni</i> (Gmelin, 1788)	I	C	GL					25			33,3
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	I	C	GL					25			
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	I	C	GL					25			
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	S	C	GL, FM					25		14,3	
<i>Harpagus bidentatus</i> (Latham, 1790)	D	C	GL, FM					X	16,7	14,3	
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)	D	C	FM								28,6
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	I	C	GL, FM					25	25	50,0	28,6
											66,6
Gruiformes											
Rallidae											
<i>Laterallus viridis</i> (Statius Muller, 1776)	S	O	GL			75	100	25	X		66,6
<i>Mustelirallus albicollis</i> (Vieillot, 1819)	I	O	GL				75				100
Charadriiformes											
Charadriidae											
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	I	I	GL								66,6
Scolopacidae											
<i>Gallinago undulata</i> (Boddaert, 1783)	I	O	GL						X		
Anseriformes											
Anatidae											
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	I	PI	GL								33,3
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	I	O	GL								33,3
Columbiformes											
Columbidae											
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	S	G	GL							16,7	
<i>Columbina minuta</i> (Linnaeus, 1766)	I	G	GL					50		16,7	
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	I	G	GL					25			
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	I	G	GL, FM							14,3	33,3
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	I	G	GL					50	75	75	33,3
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	S	F	GL					25	25	25	100
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	D	F	GL					50	50	50,0	14,3
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	S	F	GL					75	25	75	16,7
<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)	S	F	GL, FM							25	42,9
Cuculiformes											

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área					
						A	B	C	D1	D2	E
Cuculidae											
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	I	I	GL				50				
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	S	I	GL, FM					33,3	42,9		
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	I	I	GL			50	25				
Strigiformes											
Strigidae											
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	I	C	GL				25				
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	S	C	GL, FM				25	16,7	57,1	33,3	
<i>Glaucidium minutissimum</i> (Wied, 1830)	D	C	FM		MA				42,9		
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	S	C	GL			X					
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	D	C	FM		MA				14,3		
Galliformes											
Cracidae											
<i>Ortalis araucuan</i> (Spix, 1825)	S	F	GL		MA	25	50				33,3
<i>Penelope supercilialis</i> Temminck, 1815	D	F	GL, FM					X	X		
Nyctibiiformes											
Nyctibiidae											
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	S	I	GL					X			
Caprimulgiformes											
Caprimulgidae											
<i>Chordeiles acutipennis</i> (Hermann, 1783)	I	I	GL					X			33,3
<i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837)	I	I	GL						X		
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)	I	I	GL					X	16,7		
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	D	I	GL						X		
<i>Nannochordeiles pusillus</i> (Gould, 1861)	I	I	GL								33,3
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	S	I	GL, FM			X	25	16,7	X		33,3
Apodiformes											
Apodidae											
<i>Chaetura cinereiventris</i> Sclater, 1862	S	I	GL, FM					25		14,3	
Trochilidae											
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	D	N	GL								33,3
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	S	N	GL			25					
<i>Chlorestes notata</i> (Reich, 1793)	D	N	GL, FM			25	25	25		42,9	
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	S	N	GL			25	75		33,3		100
<i>Discosura longicauda</i> (Gmelin, 1788)	D	N	GL					25			
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	I	N	GL			50	75	25			66,6
<i>Glaucis dohrnii</i> (Bourcier & Mulsant, 1852)	D	N	GL, FM	EN (BR, G)	MA			25		85,7	
<i>Heliothryx auritus</i> (Gmelin, 1788)	D	N	FM							14,3	
<i>Hylocharis cyanus</i> (Vieillot, 1818)	S	N	GL					25		14,3	
<i>Hylocharis sapphirina</i> (Gmelin, 1788)	S	N	GL, FM					50		14,3	
<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)	D	N	GL, FM				25	75	16,7		100,0
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	D	N	GL, FM		MA			25		42,9	

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área					
						A	B	C	D1	D2	E
Trogoniformes											
Trogonidae											
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766	D	O	GL, FM				25		85,7		
Coraciiformes											
Alcedinidae											
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	S	P	FM						X		
Galbuliformes											
Galbulidae											
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	S	I	GL, FM						28,6		33,3
Bucconidae											
<i>Chelidoptera tenebrosa</i> (Pallas, 1782)	S	I	GL, FM				50				
<i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	I	I	GL				75				
Piciformes											
Ramphastidae											
<i>Pteroglossus aracari</i> (Linnaeus, 1758)	D	O	FM						14,3		
Picidae											
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	D	O	GL, FM				50	16,7	42,9		66,6
<i>Celeus flavus subflavus</i> Sclater & Salvin, 1877	D	I	FM	CR (BR)	MA						X
<i>Celeus torquatus tinnunculus</i> (Wagler, 1829)	D	I	FM	VU (BR, G)	MA						85,7
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	S	O	FM								14,3
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	D	O	FM		MA					X	
<i>Piculus flavigula</i> (Boddaert, 1783)	D	I	FM						28,6		
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	S	I	GL				X				
<i>Picumnus cirratus</i> Temminck, 1825	S	I	GL								33,3
<i>Picumnus exilis</i> (Lichtenstein, 1823)	D	I	FM		MA				42,9		
<i>Veniliornis affinis</i> (Swainson, 1821)	D	I	FM						28,6		
Falconiformes											
Falconidae											
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	I	C	GL					16,7	X		100
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	I	C	GL							14,3	33,3
<i>Falco rufigularis</i> Daudin, 1800	D	C	GL, FM				X				
<i>Herpetotheres cachimans</i> (Linnaeus, 1758)	S	C	GL								33,3
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	S	C	GL, FM				25		14,3		X
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	I	C	GL, FM				25	25	16,7	14,3	100
Psittaciformes											
Psittacidae											
<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	D	F	GL, FM						28,6		33,3
<i>Amazona rhodocorytha</i> (Salvadori, 1890)	D	F	GL, FM	VU (BR, G)	MA				57,1		66,6
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	D	F	GL, FM		MA			16,7	57,1		
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	S	F	FM					16,7	14,3		
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	I	F	GL, FM				50	100	50,0	57,1	100

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área				
						A	B	C	D1	D2
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	I	F	GL, FM			25	25	33,3	28,6	33,3
<i>Pionus reichenowi</i> Heine, 1844	D	F	GL, FM	VU (BR, G)	MA				28,6	
<i>Touit melanonotus</i> (Wied, 1820)	D	F	GL, FM	VU (BR, G)	MA			X	28,6	
<i>Touit surdus</i> (Kuhl, 1820)	D	F	GL, FM	VU (BR, G)	MA		25		57,1	
Passeriformes										
Thamnophilidae										
<i>Drymophila squamata</i> (Lichtenstein, 1823)	D	I	FM		MA				85,7	
<i>Formicivora grisea</i> (Boddaert, 1783)	S	I	GL			100	100	100	66,7	100
<i>Formicivora rufa</i> (Wied, 1831)	I	I	GL							66,6
<i>Herpsilochmus pileatus</i> (Lichtenstein, 1823)	D	I	GL, FM	VU (BR, G)	MA			100	71,4	
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	D	I	GL, FM						28,6	33,3
<i>Myrmotherula axillaris</i> (Vieillot, 1817)	D	I	FM						85,7	
<i>Myrmotherula urosticta</i> (Sclater, 1857)	D	I	FM	VU (BR, G)	MA				42,9	
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	D	I	FM		MA				14,3	
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	S	I	GL			25	50			33,3
<i>Thamnophilus ambiguus</i> Swainson, 1825	D	I	GL, FM		MA			75	16,7	100,0
<i>Thamnophilus palliatus</i> (Lichtenstein, 1823)	S	I	GL				25	25	X	33,3
<i>Thamnophilus torquatus</i> Swainson, 1825	I	I	GL			25	50			33,3
Formicariidae										
<i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783	D	I	FM						85,7	
Dendrocolaptidae										
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i> (Lichtenstein, 1820)	D	I	GL	EN (BR)	MA			25		
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	D	I	FM		MA				57,1	
<i>Glyphorhynchus spirurus</i> (Vieillot, 1819)	D	I	FM						71,4	
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	D	I	FM		MA				85,7	
<i>Xiphorhynchus guttatus</i> (Lichtenstein, 1820)	D	I	FM						71,4	
Xenopidae										
<i>Xenops minutus</i> (Sparman, 1788)	D	I	GL, FM					25	16,7	14,3
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	D	I	GL, FM					50	16,7	42,9
Furnariidae										
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	I	I	GL					75		66,6
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	D	I	GL			25	25			
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	D	I	GL			25				
Pipridae										
<i>Ceratopipra rubrocapilla</i> (Temminck, 1821)	D	F	GL, FM					75		100
<i>Chiroxiphia pareola</i> (Linnaeus, 1766)	D	F	GL, FM						66,7	100,0
<i>Dixiphia pipra</i> (Linnaeus, 1758)	D	F	GL, FM					25	16,7	85,7
<i>Machaeropterus regulus</i> (Hahn, 1819)	D	F	FM		MA					28,6
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	D	F	GL, FM					100	33,3	57,1
Onychorhynchidae										
<i>Myiobius barbatus</i> (Gmelin, 1789)	D	I	FM							42,9

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área					
						A	B	C	D1	D2	E
Tityridae											
<i>Pachyrhamphus marginatus</i> (Lichtenstein, 1823)	D	O	FM								42,9
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	S	O	GL			25					14,3
<i>Schiffornis turdina</i> (Wied, 1831)	D	O	GL, FM					25			
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	D	O	GL							16,7	
Cotingidae											
<i>Lipaugus vociferans</i> (Wied, 1820)	D	F	FM								42,9
<i>Carpornis melanocephala</i> (Wied, 1820)	D	F	GL, FM	VU (BR, G)	MA			25			
<i>Cotinga maculata</i> (Statius Muller, 1776)	D	F	GL, FM	EN (G), CR (BR)	MA			25			
<i>Xipholena atropurpurea</i> (Wied, 1820)	D	F	GL, FM	VU (BR, G)	MA			75			14,3
Rhynchocyclidae											
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	D	I	GL, FM					25			71,4
<i>Mionectes oleagineus</i> (Lichtenstein, 1823)	D	O	FM								57,1
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	D	I	GL, FM		MA			50			85,7
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	S	I	GL, FM			75	50			X	66,6
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	D	I	GL		MA						33,3
<i>Tolmomyias flaviventris</i> (Wied, 1831)	D	I	GL, FM			50	25	100,0	100,0	85,7	10,0
Tyrannidae											
<i>Arundinicola leucocephala</i> (Linnaeus, 1764)	I	I	GL					25			
<i>Attila spadiceus uropygiatus</i> (Wied, 1831)	D	I	FM	VU (BR)	MA						57,1
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	I	I	GL			50	100	100	33,3		66,6
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	D	I	GL			75					10,0
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	D	I	GL								33,3
<i>Elaenia chilensis</i> Hellmayr, 1927	D	O	GL				25	25			
<i>Elaenia chiriquensis</i> Lawrence, 1865	I	O	GL			25					66,6
<i>Elaenia cristata</i> Pelzeln, 1868	I	O	GL								66,6
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	S	O	GL, FM			100	100	100	28,6		10,0
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	D	O	GL			25					
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868	D	O	GL			50	25				
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	S	I	GL					50			
<i>Euscarthmus meloryphus</i> Wied, 1831	S	I	GL			50	100	25			33,3
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	S	O	GL, FM				50	100	16,7	42,9	10,0
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	S	O	GL, FM			25	100	50	33,3	14,3	66,6
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	S	O	GL						16,7		
<i>Myiarchus tuberculifer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	S	I	GL, FM						16,7	100,0	
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	S	O	GL			75	25	25			10,0
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	D	O	FM							X	
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	I	I	GL			50	100	100			66,6
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	S	O	GL, FM			25	25		66,7	14,3	66,6
<i>Ornithion inerme</i> Hartlaub, 1853	D	I	GL, FM					25			71,4

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área					
						A	B	C	D1	D2	E
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	S	I	GL, FM							14,3	
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	I	O	GL, FM		75	75	100	66,7	42,9		100
<i>Rhytipterna simplex</i> (Lichtenstein, 1823)	D	I	GL, FM				25	33,3	85,7		
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	S	I	GL					50,0	14,3		33,3
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	I	O	GL, FM		100	100	100				100
Vireonidae											
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	S	O	GL		25	75		50,0	57,1		33,3
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	D	O	GL, FM		25	25	50				100
Hirundinidae											
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	I	I	GL			50					
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	I	I	GL					33,3			
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	I	I	GL			25	25				
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	I	I	GL		50	25	100	83,3			33,3
Troglodytidae											
<i>Pheugopedius genibarbis</i> (Swainson, 1838)	D	I	GL		25			X			33,3
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	I	I	GL, FM		100	100			X		66,6
Donacobiidae											
<i>Donacobius atricapilla</i> (Linnaeus, 1766)	I	I	GL		25						
Turdidae											
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	D	O	FM				25				
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	S	O	GL		50	75	50				
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	S	O	GL		50	50	50				66,6
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	S	O	GL		75	50	75		14,3		33,3
Mimidae											
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	I	O	GL			75					66,6
Motacillidae											
<i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855	I	I	GL			50					
Passerelidae											
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	I	G	GL			75					66,6
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	I	G	GL								33,3
Parulidae											
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	I	I	GL		50	100					100
<i>Setophaga pitayumi</i> (Gmelin, 1789)	D	I	GL, FM				25		14,3		
Icteridae											
<i>Cacicus cela</i> (Linnaeus, 1758)	D	O	FM						14,3		
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	S	O	GL, FM				50		57,1		
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	I	O	GL		25	25					
<i>Icterus jamacaii</i> (Gmelin, 1788)	S	O	GL		50	25	X				66,6
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	I	O	GL		25	25	50				33,3
Thraupidae											
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	S	N	GL, FM		75	75	10	50,0	100,		10

Táxon	Dep.	Dieta	Ambiente	Ameaça	End.	Área						
						A	B	C	D1	D2	E	
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	D	I	GL		25							
<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821)	S	G	GL		25	25	25					
<i>Cyanerpes cyaneus</i> (Linnaeus, 1766)	D	O	GL, FM				25		42,9		33,3	
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	S	O	GL, FM		50	50	100	66,7	42,9		66,7	
<i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817)	I	I	GL			100		33,3			33,3	
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	D	O	GL		25	25						
<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	S	F	GL									33,3
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	D	O	GL, FM		50		100	33,3	71,4		100	
<i>Schistochlamys melanopsis</i> (Latham, 1790)	I	O	GL					33,3			66,7	
<i>Schistochlamys ruficapillus</i> (Vieillot, 1817)	I	O	GL		25	75					66,7	
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	I	G	GL		75	50					66,7	
<i>Sporophila ardesiaca</i> (Dubois, 1894)	I	G	GL			50		16,7				
<i>Sporophila bouvreuil</i> (Statius Muller, 1776)	I	G	GL			25		16,7				X
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)	I	G	GL			75		16,7			66,7	
<i>Sporophila collaris</i> (Boddaert, 1783)	I	G	GL								33,3	
<i>Sporophila leucoptera</i> (Vieillot, 1817)	I	G	GL		25	100		33,3			66,7	
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	I	G	GL		50	50		33,3			33,3	
<i>Tangara brasiliensis</i> (Linnaeus, 1766)	D	F	GL, FM				75	33,3	85,7		33,3	
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	I	F	GL		50	75	25				33,3	
<i>Tangara cyanomelas</i> (Wied, 1830)	D	F	FM				25		14,3			
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)	S	O	GL				50	50,0	14,3		66,7	
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	S	O	GL		50	75	75				66,7	
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	D	F	GL, FM				50		28,6		33,3	
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	I	G	GL		75	50		33,3			33,3	
Cardinalidae												
<i>Caryothraustes canadensis</i> (Linnaeus, 1766)	D	O	GL, FM				50		14,3			
Fringillidae												
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	S	F	GL, FM			25			28,6			
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	D	F	GL, FM		25	25	50	83,3	57,1			
<i>Euphonia xanthogaster</i> Sundevall, 1834	D	F	GL, FM				75	33,3	28,6			

FONTE DE RECURSO

Campanhas de campo e coleta de dados: Casa da Floresta Ambiental Ltda. - Av. Joaquina Morganti, 289 - Monte Alegre, Piracicaba - SP, CEP 13415-030.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nessa dissertação robustecem a importância dos remanescentes presentes na região conhecida como Costa do Descobrimento no cenário conservacionista para as aves da Mata Atlântica. No que se refere à estrutura da paisagem, nossos resultados reforçam a necessidade de manter fragmentos florestais com áreas núcleo de no mínimo 100 ha e de direcionar os esforços de conservação em áreas acima de 1.000 ha. Verifica-se também a necessidade da melhoria das medidas de qualidade da paisagem, a fim de promover o maior uso das espécies florestais.

Os padrões de sensibilidade obtidos evidenciam-se mais específicos para algumas espécies do que os apresentados na literatura. Táxons considerados de alta sensibilidade devem ser priorizados em ações conservacionistas locais, pois podem estar sendo negligenciados devido à atribuição de um grau de sensibilidade inferior em escala mais ampla.

No que se refere às muçunungas, os dados obtidos preenchem uma lacuna sobre sua avifauna, até então pouco conhecida. Através de uma listagem preliminar e informações sobre o uso dos distintos ambientes, tais informações, embora ainda incipientes, poderão ser úteis para auxiliar medidas que visem à sua conservação, por se tratar de um ambiente frágil e que abriga espécies ameaçadas e endêmicas.