



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

INSTITUTO DE BIOLOGIA



PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS

**EFEITO DA ESTRUTURA DE HÁBITAT, DA VEGETAÇÃO E DA PERTURBAÇÃO
HUMANA SOBRE A AVIFAUNA: VARIAÇÕES METODOLÓGICAS, ESPACIAIS E
TEMPORAIS EM ÁREAS VERDES URBANAS**

RENATA LEAL MARQUES

Uberlândia – MG

2017

RENATA LEAL MARQUES

**Efeito da Estrutura de Hábitat, da Vegetação e da Perturbação Humana sobre a
Avifauna: Variações Metodológicas, Espaciais e Temporais em Áreas Verdes Urbanas**

**Tese apresentada à Universidade Federal
de Uberlândia como parte das exigências
para obtenção do título de Doutora em
Ecologia e Conservação de Recursos
Naturais.**

Orientador
Prof. Dr. Oswaldo Marçal Júnior
Instituto de Biologia

Uberlândia – MG

Agosto – 2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

M357e Marques, Renata Leal, 1983
2017 Efeito da estrutura de hábitat, da vegetação e da perturbação humana sobre a avifauna : variações metodológicas, espaciais e temporais em áreas verdes urbanas / Renata Leal Marques. - 2017.
167 f. : il.

Orientador: Oswaldo Marçal Júnior.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.ufu.te.2018.22>
Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Teses. 2. Aves - Ecologia - Teses. 3. Planejamento urbano - Aspectos ambientais - Teses. 4. Arborização das cidades - Teses. I. Marçal Júnior, Oswaldo. II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

Renata Leal Marques

**Efeito da Estrutura de Hábitat, da Vegetação e da Perturbação Humana sobre a
Avifauna: Variações Metodológicas, Espaciais e Temporais em Áreas Verdes Urbanas**

**Tese apresentada à Universidade Federal
de Uberlândia como parte das exigências
para obtenção do título de Doutora em
Ecologia e Conservação de Recursos
Naturais.**

APROVADA em 28 de setembro de 2017.

Prof. Dr. Augusto João Piratelli (UFSCar)

Prof. Dr. Everton Tizo Pedroso (UEG)

Profa. Dra. Helena Maura Torezan Silingardi (UFU)

Profa. Dr. Kleber Del-Claro (UFU)

Prof. Dr. Oswaldo Marçal Júnior UFU (Orientador)

UBERLÂNDIA 2017

Aos meus pais (Maria José e Eurélio).

Aos animais e a todos que lutam por eles.

“Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação, seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seus semelhantes.”

Albert Schweitzer, Prêmio Nobel da Paz, em 1952

***O dia mais belo: hoje
A coisa mais fácil: errar
O maior obstáculo: o medo
O maior erro: o abandono
A raiz de todos os males: o egoísmo
A distração mais bela: o trabalho
A pior derrota: o desânimo
Os melhores professores: as crianças
A primeira necessidade: comunicar-se
O que traz felicidade: ser útil aos demais
O pior defeito: o mau humor
A pessoa mais perigosa: a mentirosa
O pior sentimento: o rancor
O presente mais belo: o perdão
O mais imprescindível: o lar
A rota mais rápida: o caminho certo
A sensação mais agradável: a paz interior
A maior proteção efetiva: o sorriso
O maior remédio: o otimismo
A maior satisfação: o dever cumprido
A força mais potente do mundo: a fé
As pessoas mais necessárias: os pais
A mais bela de todas as coisas: O AMOR!***

Madre Teresa de Calcutá

AGRADECIMENTOS

À Deus que sempre me guiou e abençoou nessa caminhada.

Aos meus pais (Maria José e Eurélio) e minha irmã (Juliana) que sempre me apoiaram em tudo que precisei, torceram e estiveram comigo desde o início de minha formação.

Aos meus familiares por todo incentivo e torcida.

Ao meu orientador professor Dr. Oswaldo Marçal Junior por todos os ensinamentos, conselhos, sugestões, incentivo, paciência e pelo exemplo de pessoa e de profissional.

Ao professor Dr. Augusto João Piratelli e ao professor Dr. Everton Tizo Pedroso por terem aceitado participar desta banca, contribuindo para o enriquecimento deste trabalho.

Ao professor Dr. Kleber Del-Claro e à professora Dra. Helena Maura Torezan Silingardi por todos os ensinamentos e incentivos durante minha formação acadêmica e por terem aceitado participar desta banca, contribuindo ainda mais para minha formação.

À Profa. Dra. Vanessa Stefani Sul Moreira que aceitou prontamente participar como suplente na banca contribuindo com este trabalho.

À Liliane Martins de Oliveira (Lili) pela amizade e ajuda em todos os momentos e grande participação neste trabalho, com fundamental auxílio metodológico e estatístico desde o início, por todo o incentivo, pelos conhecimentos, pelo exemplo de pessoa e profissional e por ter aceitado ser suplente na banca deste trabalho contribuindo ainda mais.

Ao amigo Carlos Henrique Nunes sempre disposto a ajudar em todos os momentos, pelo grande auxílio nas observações em campo, nas medições das áreas, na identificação das plantas, organização de planilhas, e pela grande parceria nos trabalhos com a avifauna urbana.

Ao amigo Xandão (Alexandre Fagundes dos Santos) pela fundamental ajuda no campo tendo literalmente feito parte dessa caminhada,rs e a todos os estagiários do Laboratório de Ornitologia e Bioacústica (LORB/GROU) que auxiliaram no trabalho em campo.

À grande amiga e secretária do Programa de pós-graduação Maria Angélica, pelo auxílio em todos os momentos, por se preocupar com cada aluno que passou pela instituição, pelo apoio, carinho, amizade e pelo belo exemplo de pessoa e de profissional.

Aos professores Dr. Ivan Schiavini e Dr. Glein Araújo Monteiro pelos conhecimentos e pelo auxílio na identificação das espécies vegetais.

À todos os técnicos e professores que contribuíram para minha formação como Bióloga e Ecóloga na Universidade Federal de Uberlândia.

Ao Laboratório de Ornitologia e Bioacústica (LORB) por esses 15 anos de participação e ensinamentos e ao Grupo de Estudos de Ornitologia Urbana (GROU) que possibilitou a realização de diversos trabalhos na área urbana.

À Capes pelo fundamental auxílio financeiro na parte inicial deste trabalho e à Fapemig pelo auxílio na divulgação de nossos trabalhos em eventos científicos.

À UFU, ao Instituto de Biologia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, pela oportunidade de crescimento pessoal e profissional.

Agradeço a todos os amigos que direta ou indiretamente auxiliaram na conclusão deste trabalho. Sem vocês nada disso seria possível. Obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO	ii
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	6
CAPÍTULO 1 - AMOSTRAGEM DA AVIFAUNA EM HÁBITATS URBANOS NOS TRÓPICOS: UMA ANÁLISE DA APLICABILIDADE DOS MÉTODOS DE PONTO DE ESCUTA E DE CAMINHADAS EM ZIGUE ZAGUE	11
RESUMO	11
INTRODUÇÃO	12
MATERIAL E MÉTODOS	14
Área de Estudo	14
Procedimentos	17
Amostragem da avifauna.....	17
Medidas da estrutura do habitat	18
Análise de dados.....	20
RESULTADOS	22
DISCUSSÃO.....	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
Anexo 2:	62
Siglas das Espécies de aves presentes no Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS).....	62
CAPÍTULO 2 – RESPOSTAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DA AVIFAUNA URBANA À QUALIDADE DO HÁBITAT E PERTURBAÇÃO HUMANA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL.....	65
RESUMO	65
INTRODUÇÃO	66
MATERIAL E MÉTODOS	68
Área de Estudo	68
Procedimentos	69
Amostragem da Avifauna.....	69
Medidas da estrutura do habitat	70
Análise de dados.....	72
RESULTADOS	73
Riqueza e abundância da avifauna nos dois períodos de amostragem	73
Comparação das medidas estruturais e de perturbação humana das praças entre os dois períodos	85
Relação entre as variáveis estruturais e a riqueza, abundância e composição de aves	86
DISCUSSÃO.....	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
CAPÍTULO 3 – RELAÇÃO ENTRE A ARBORIZAÇÃO E A COMUNIDADE DE AVES EM ÁREAS VERDES URBANAS	106
RESUMO	106
INTRODUÇÃO	107
MATERIAL E MÉTODOS	110
Área de Estudo	110
Procedimentos	110
Amostragem da avifauna.....	110

Medidas da vegetação	111
Análise de dados.....	112
RESULTADOS	115
DISCUSSÃO.....	138
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	142
Anexo 1:	149
Siglas das Espécies de aves presentes nas redes de interações	149
Anexo 2:	151
CONSIDERAÇÕES FINAIS	155

RESUMO

A urbanização cresce em todo o mundo, ocasionando mudanças rápidas nas paisagens, e a importância das áreas verdes urbanas é cada vez maior, tanto para o ser humano como para a ecologia urbana. Vários fatores ambientais influenciam a avifauna urbana, sendo essencial planejar e manejar os espaços verdes urbanos para a conservação desse grupo animal. Este trabalho avaliou o efeito da qualidade do hábitat e da perturbação humana sobre a avifauna, avaliando questões relativas às variações metodológicas, espaciais e temporais em 40 áreas verdes urbanas (praças públicas) de Uberlândia, MG, Brasil. Inicialmente, avaliamos dois métodos de amostragem da avifauna, o método de pontos e o método de zigue-zague, de modo a testar sua aplicação em áreas urbanas. Em seguida, foram avaliadas as respostas da avifauna à estrutura do hábitat e à perturbação humana, de forma espacial e temporal. Por fim, verificamos a relação da avifauna urbana com a vegetação presente nas áreas verdes investigadas. Verificamos que o método de caminhadas em zigue-zague possibilitou registrar um maior número de espécies e de indivíduos de aves, como também uma maior frequência de registros de comportamentos que demonstra a sua efetividade no ambiente urbano e maior importância na análise da relação ave-habitat. Poucos estudos empregam o método de caminhadas em zigue-zague, razão pela qual encorajamos sua utilização na área urbana, adaptando-o com o acréscimo do registro auditivo de modo a torná-lo ainda mais eficiente e menos trabalhoso. A comunidade de aves em praças de Uberlândia não mostrou alterações significativas, no curso de cinco anos, em termos da riqueza, abundância e composição de espécies. Isso pode ser explicado pelo fato das mudanças verificadas no ambiente urbano ao longo do período de estudo não terem se refletido na comunidade de aves, em função do tempo relativamente curto entre as avaliações. Porém, é importante destacar que, a despeito de não terem sido observadas mudanças na composição da avifauna das praças pesquisadas, foi notada uma clara tendência de redução de grupos mais sensíveis aos efeitos da urbanização. Dessa forma, é importante dar continuidade ao monitoramento da avifauna na cidade de Uberlândia, a fim de confirmar ou não essa tendência. É preciso manter as áreas verdes urbanas e melhorar a qualidade desses ambientes, de modo a garantir a presença de uma avifauna ainda mais diversificada do que a encontrada atualmente na cidade de Uberlândia. Verificamos também que a riqueza de espécies de plantas nativas e a riqueza de plantas exóticas foram similares, enquanto a abundância de plantas exóticas foi maior. Isso é significativo, uma vez que existe uma preferência da avifauna urbana por forragear, reproduzir e repousar em espécies de plantas nativas. Além disso, verificamos que os diferentes tipos de interações entre a avifauna e a vegetação presente no ambiente urbano diferiram entre si, sendo importante incorporar as diferentes redes de interações envolvidas na relação ave-planta, de modo a promover a conservação da biodiversidade neste tipo de ambiente.

Palavras-chave: Aves, Praças públicas, Métodos de amostragem, Cerrado, Arborização, Planejamento urbano.

ABSTRACT

Urbanization is growing around the world, causing rapid changes in landscapes and urban green areas, and its importance is increasing for both human being and urban ecology. Several environmental factors influence the urban avifauna, being essential to plan and manage the urban green spaces for the conservation of this animal group. This work evaluated the effect of habitat quality and human disturbance on avifauna, regarding methodological, spatial and temporal variations in 40 urban green areas (public squares) of Uberlândia, MG, Brazil. Initially, we evaluated two methods of bird sampling, the point method and the zig-zag method, in order to test its application in urban areas. Next, we evaluated the responses of the avifauna to the structure of the habitat and the human disturbance, in a spatial and temporal way. Finally, we verified the relation of the urban avifauna with the vegetation present in the green areas investigated. We verified that the zig-zag method allowed a greater number of bird species and individuals to be recorded, as well as a greater number of behaviors, which demonstrates their effectiveness in the urban environment and importance in the analysis of the ave-habitat relationship. Few studies use the zig-zag method, which is why we encourage its use in the urban area, adapting it with the addition of acoustic logging in order to make it even more efficient and less laborious. The community of birds in squares of Uberlândia did not show significant changes, in the course of five years, in terms of the richness, abundance and composition of species. This can be explained by the fact that changes in the urban environment over the study period may not have been reflected in the bird community due to the relatively short time between evaluations. However, it is important to note that, despite the fact that there were no changes in the composition of the avifauna in the areas surveyed, there was a clear tendency to reduce groups more sensitive to the effects of urbanization. Therefore, it is important to continue the monitoring of birdlife in the city of Uberlândia, in order to confirm or not this trend. It is necessary to maintain urban green areas and improve the quality of these environments, in order to guarantee the presence of an even more diversified birdlife than the one currently found in the city of Uberlândia. Besides that, we verified that the richness of species of native and exotic plants were similar, while the abundance of exotic plants was higher. This is significant since there is a preference of the urban avifauna to forage, reproduce and rest on native plant species. In addition, we also verified that the different types of interactions between the avifauna and the vegetation present in the urban environment differed, and it is important to incorporate the different networks of interactions involved in the bird-plant relationship, in order to promote the conservation of biodiversity in this type of environment.

Keywords: Birds, Public squares, Sampling methods, Cerrado, Arborization, Urban planning.

INTRODUÇÃO GERAL

A urbanização se expande em todo planeta e leva a mudanças rápidas nas paisagens, em resposta aos aumentos da população humana e da demanda por infraestrutura relacionada com esse crescimento (Banville et al. 2017, Jasmani et al. 2017). Nessa perspectiva, as áreas verdes urbanas vêm adquirindo uma importância cada vez maior, tanto para o ser humano como para a ecologia urbana (Jasmani et al. 2017). Áreas verdes urbanas são definidas como locais abertos, urbanizados e com cobertura vegetal associada (Hunter and Luck 2015), sendo ambientes fundamentais para manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nas cidades (Ikin et al. 2013, Shwartz et al. 2013). Mas apesar disso, e da capacidade que esses locais têm de sustentar biodiversidades relativamente altas (McKinney 2006), áreas verdes urbanas têm se tornado cada vez mais escassas e reduzidas ao redor do mundo (Jasmani et al. 2017).

Vários governos nacionais têm demonstrado interesse em planejar áreas verdes urbanas que possam suportar a população humana e a biodiversidade (Bryant 2006, Sandstrom 2002, Walmsley 2006). Nos últimos anos, o tema planejamento urbano e conservação da biodiversidade têm recebido maior atenção (McKinney 2008, Farinha-Marques et al. 2011, Karuppannan et al. 2014, Nielsen et al. 2014, Matthies et al. 2015). Mas a despeito desses esforços, ainda são poucos os resultados que nos indiquem como sustentar um regime de manejo da vegetação em espaços verdes, de modo a suportar uma maior biodiversidade e os próprios serviços ecossistêmicos nas cidades (Lin and Fuller 2013). Portanto, torna-se imprescindível que busquemos uma melhor compreensão dos processos ecológicos que atuam no ambiente urbano, de forma a promover a conservação e o funcionamento adequado desses ambientes (Schochat et al. 2006).

Em termos da vida silvestre, aves se constituem em um dos grupos mais visíveis e abundantes no ambiente urbano e já foi verificado que sua presença é esperada e desejada por visitantes de áreas verdes, como os parques e jardins (Hails and Kavanagh 2013). Talvez por isso, grande parte do conhecimento adquirido sobre a importância dos espaços verdes para a biodiversidade nas cidades tenha sido obtido por meio de estudos com a avifauna urbana (McDonnell and Habs 2008, Magle et al. 2012, Schwartz et al. 2014). Diversos fatores ambientais influenciam a avifauna urbana (Paker et al. 2014), sendo essencial o entendimento de como planejar e manejar espaços verdes urbanos para conservação desse grupo animal (Threlfall et al. 2016). Aves se mostram bastante sensíveis à composição e configuração da paisagem (Pellisier et al. 2012). A densidade das aves urbanas é reduzida em relação ao que se verifica nas regiões de entorno e elas mostram uma alta sensibilidade às mudanças na cobertura da paisagem (Aronson et al. 2014). Além disso, fatores locais são mais importantes que os regionais na determinação da riqueza de espécies de aves, o que reforça a importância do manejo do ambiente urbano para a conservação desse grupo (Evans et al. 2009, Paker et al. 2014). Tudo isso demonstra o nível de complexidade envolvido no balanço entre a conservação da avifauna e o planejamento urbano (Paker et al. 2014).

A área e a densidade das áreas verdes urbanas, bem como o tamanho e a origem das árvores presentes, tem apresentado relação positiva com a riqueza e biodiversidade de aves urbanas (Chace and Walsh 2006, Fontana et al. 2011, Ikin et al. 2013). Também tem sido observada correlação entre esses parâmetros ecológicos com a maior diversidade de elementos de habitat com diferentes estratos vegetativos, serrapilheira, gramados de diferentes tamanhos vem mostrando beneficiar a avifauna urbana (Evans et al. 2009, Stagoll et al. 2010, Schwartz et al. 2013). Tem sido sugerido ainda que a manutenção de árvores maiores (Stagoll et al. 2012), o aumento da vegetação nativa (Chace and Walsh 2006) e a melhoria da complexidade e diversidade do habitat (Schwartz et al. 2013) podem favorecer a avifauna no

ambiente urbano. Porém, a maioria das pesquisas realizadas até agora dentro dessa temática foram concentradas em ambientes temperados e em países desenvolvidos (Marzluff et al. 2001, Chace and Walsh 2006), utilizando-se principalmente do método de amostragem de ponto de escuta (Blair and Johnson 2008, O’Neal Campbell 2009, Huste and Boulinier 2011).

O presente estudo foi desenvolvido com intuito de avaliar o efeito da qualidade de hábitat e da perturbação humana sobre a avifauna avaliando questões relativas às variações metodológicas, espaciais e temporais em áreas verdes urbanas (praças públicas) de Uberlândia, MG, Brasil Central, nos anos de 2009 e 2014/15. A tese foi estruturada nos seguintes capítulos: Cap. 1. Amostragem da avifauna em habitats urbanos nos trópicos: uma análise da aplicabilidade dos métodos de ponto de escuta e de caminhadas em zigue zague; Cap. 2. Respostas espaciais e temporais da avifauna urbana à qualidade do hábitat e à perturbação humana na região Central do Brasil; Cap.3 Relação entre a arborização e a comunidade de aves em áreas verdes urbanas.

O primeiro capítulo avaliou dois métodos de amostragem da avifauna: método de pontos e de zigue-zague, no qual buscamos responder às seguintes perguntas: Ponto de escuta e método de zigue-zague apresentarão resultados similares relativos ao número de espécies e abundância de aves na área urbana? Os parâmetros ecológicos de estudos de comunidades obtidos pela amostragem realizada por ponto de escuta e método de zigue-zague indicarão padrões similares de respostas às variáveis ambientais e de perturbação humana? Nossa hipótese é a de que no ambiente urbano, o método de pontos de escuta, comum em monitoramento de aves, apresentará padrões de riqueza, abundância, composição e relações com variáveis ambientais e de perturbação diferentes e com menor precisão do que o método de caminhadas em zigue-zague com adaptações para o ambiente urbano.

No segundo capítulo foram avaliadas as respostas da avifauna a estrutura do hábitat e à perturbação humana, buscando examinar se há variação na avifauna em função de mudanças

estruturais e temporais em áreas verdes distribuídas pela cidade de Uberlândia. As perguntas que procuramos responder foram: O número de espécies e de indivíduos de aves nas praças públicas pesquisadas serão diferentes após um período de 5 anos? Haverá diferença na estrutura ambiental e na perturbação humana mensuradas após um período de 5 anos? As respostas da avifauna à estrutura do hábitat e à perturbação humana nas praças pesquisadas serão diferentes após um período de 5 anos? As hipóteses testadas foram: 1) A comunidade de aves apresentará mudanças em relação ao período de tempo, reduzindo a riqueza e abundância e modificando a composição de espécies após cinco anos; 2) As variáveis ambientais relacionadas a urbanização, assim como a perturbação humana, apresentarão valores maiores em função do tempo, enquanto as variáveis ambientais relacionadas à vegetação serão menores após um período de cinco anos; 3) A avifauna apresentará padrão de composição e relação com variáveis ambientais e de perturbação humana diferente após um período de cinco anos.

No terceiro capítulo, procuramos examinar mais profundamente a relação da avifauna urbana com a vegetação presente nas áreas verdes investigadas. Para isso buscamos responder as seguintes perguntas: Quais espécies de plantas compõem a vegetação presente nas praças públicas de Uberlândia? Existe diferença na riqueza e abundância de plantas nativas ou exóticas presentes nas praças? Existe diferença na utilização de espécies vegetais nativas e exóticas pela avifauna de acordo com seus diferentes comportamentos? Existe diferença na estrutura das diferentes redes de interações entre espécies de plantas e aves nas praças amostradas considerando os diferentes usos realizados pela avifauna (alimentação, reprodução e visita)? Nossas hipóteses foram: 1) As espécies vegetais exóticas apresentarão maior riqueza e abundância na área urbana em relação as espécies vegetais nativas; 2) A avifauna utilizará preferencialmente espécies vegetais nativas para executar seus diferentes comportamentos; 3) A estrutura topológica das diferentes redes de interações envolvidas na relação entre espécies

vegetais e a avifauna urbana de acordo com seus comportamentos serão diferentes, sendo as rede ave-flor e ave-fruto mais especializadas e aninhadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aronson MF, La Sorte FA, Nilon CH, Katti M, Goddard MA, Lepczyk CA, Warren PS, Williams NS, Cilliers S, Clarkson B, Dobbs C, Dolan R, Hedblom M, Klotz S, Kooijmans JL, Kühn I, Macgregor-Fors I, McDonnell M, Mörtberg U, Pysek P, Siebert S, Sushinsky J, Werner P, Winter M (2014) A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B* 281(1780): 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Banville MJ, Bateman HL, Earl SR, Warren PS (2017) Decadal declines in bird abundance and diversity in urban riparian zones. *Landscape and Urban Planning* 159: 48-61. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.026>
- Blair RB, Johnson EM (2008) Suburban habitats and their role for birds in the urban–rural habitat network: points of local invasion and extinction? *Landscape Ecology* 23: 1157-1169. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9267-y>
- Bryant MM (2006) Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning* 76: 23-44. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.09.029>
- Chace J, Walsh J (2006) Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46-69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Evans KL, Newson ST, Gaston KJ (2009) Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151: 19-39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>

- Farinha-Marques P, Lameiras JM, Fernandes C, Silva S, Guilherme F (2011) Urban biodiversity: a review of current concepts and contributions to multidisciplinary approaches. *Innovation: The European Journal of Social Science Research* 24 (3): 247-27. <https://doi.org/10.1080/13511610.2011.592062>
- Fontana S, Sattler T, Bontadina F, Moretti M (2011) How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 101 (3): 278-285. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.033>
- Hails CJ, Kavanagh M (2013) 'Bring back the birds! Planning for trees and other plants to support southeast Asian wildlife in urban areas'. *Raffles Bull Zool (SUPPL. 29)*: 243–258.
- Hunter A, Luck G (2015) Defining and measuring the social-ecological quality of urban greenspace: a semi-systematic review. *Urban Ecosystem* 18 (5): 1139-1163. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0456-6>
- Husté A, Boulinier T (2011) Determinants of bird community composition on patches in the suburbs of Paris, France. *Biological conservation* 144: 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.022>
- Ikin K, Knight E, Lindenmayer DB, Fischer J, Manning AD (2013) The influence of native versus exotic streetscape vegetation on the spatial distribution of birds in suburbs and reserves. *Diversity and Distributions* 19: 294-306. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00937.x>
- Jasmani Z, Ravn HP, Van Den Bosch CCK (2017) The influence of small urban parks characteristics on bird diversity: A case study of Petaling Jaya, Malaysia. *Urban Ecosystems* 20: 227–243. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0584-7>
- Karuppannan S, Baharuddin Z, Sivam A, Daniels C (2014) Urban green space and urban

- biodiversity: Kuala Lumpur, Malaysia. *Journal of Sustainable Development* 7 (1): 1-16.
<https://doi.org/10.5539/jsd.v7n1p1>
- Lin BB, Fuller RA (2013) Sharing or sparing? How should we grow the world's cities?
Journal of Applied Ecology 50 (5): 1161-1168. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12118>
- Magle SB, Vernon VM, Crooks KR (2012) Urban wildlife research: Past, present, and future.
Biological Conservation 155: 23-32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.018>
- Marzluff JM, Bowmman R, Donnelly R (2001) A historical perspective on urban bird
 research: trends, terms, and approaches, p. 1-18. Em: J. M. Marzluff, R. Bowmman e R.
 Donnelly (eds.) *Avian Ecology in and Urbanizing World*, Kluwer Academic: Norwell,
 Massachusetts. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_1
- Matthies SA, Rüter S, Prasse R, Schaarschmidt F (2015) Factors driving the vascular plant
 species richness in urban green spaces: using a multivariable approach. *Landscape and
 Urban Planning* 134: 177-187. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.014>
- McDonnell MJ, Hahs AK (2008) The use of gradient analysis studies in advancing our
 understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future
 directions. *Landscape Ecology* 23 (10): 1143-1155. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4>
- McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological
 Conservation* 127: 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney M (2008) Effects of urbanization on species richness: a review of plants and
 animals. *Urban Ecosystem* 11 (2): 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Nielsen A, Van den Bosch M, Maruthaveeran S, Van den Bosch C (2014) Species richness in
 urban parks and its drivers: a review of empirical evidence. *Urban Ecosystem* 17 (1):
 305-327. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>

- Campbell MON (2009) The impact of habitat characteristics on bird presence and the implications for wildlife management in the environs of Ottawa, Canada, *Urban Forestry & Urban Greening* 8: 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.12.003>
- Paker Y, Yom-Tov Y, Alon-Mozes T, Barnea A (2014) The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 122: 186– 195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>
- Pellissier V, Cohenb M, Boulayb A, Clergeau P (2012) Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city Center. *Landscape and Urban Planning* 104: 181-188. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.011>
- Sandstrom UG (2002) Green infrastructure planning in urban sweden. *Planning Practice and Research* 17 (4): 373-385. <https://doi.org/10.1080/02697450216356>
- Schochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre NE, Hope D (2006) From Patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21 (4): 186-191. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.019>
- Shwartz A, Muratet A, Simon L, Julliard R (2013) Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation* 157 (0): 285-292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.009>
- Shwartz A, Turbé A, Julliard R, Simon L, Prévot AC (2014) Outstanding challenges for urban conservation research and action. *Global Environmental Change* 28 (0): 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.002>
- Stagoll K, Manning AD, Knight E, Fischer J, Lindenmayer DB (2010) Using bird–habitat relationships to inform urban planning. *Landscape and Urban Planning* 98 (1): 13-25. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.006>
- Stagoll K, Lindenmayer DB, Knight E, Fischer J, Manning AD (2012) Large trees are

keystone structures in urban parks. *Conservation Letters* 5 (2): 115-122.

<https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00216.x>

Threlfall CG, Williams NSG, Hahs AK, Livesley SJ (2016) Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning* 153: 28-39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.011>

Walmsley A (2006) Greenways: multiplying and diversifying in the 21st century. *Landscape and Urban Planning* 76 (1–4): 252-290.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.09.036>

CAPÍTULO 1 - AMOSTRAGEM DA AVIFAUNA EM HÁBITATS URBANOS NOS TRÓPICOS: UMA ANÁLISE DA APLICABILIDADE DOS MÉTODOS DE PONTO DE ESCUTA E DE CAMINHADAS EM ZIGUE ZAGUE

RESUMO

A amostragem da avifauna em habitats tropicais tem revelado uma série de dificuldades não verificadas nas regiões temperadas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência relativa da utilização de dois métodos de amostragem para estimar a riqueza e abundância da avifauna, bem como sua relação com a estrutura urbana de uma cidade tropical. A pesquisa foi realizada no período da manhã de junho de 2014 a maio de 2015 em 40 praças públicas na área urbana de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. A observação da avifauna foi realizada por meio de dois métodos de amostragem: ponto de escuta com raio ilimitado e caminhadas em zigue-zague. Foi realizada uma descrição detalhada das praças no que se refere às características estruturais do ambiente, a estrutura da vegetação e ao grau de perturbação humana. Foram registradas 118 espécies de aves no total, sendo 117 espécies registradas com o método de zigue-zague e 87 com o método de ponto de escuta. Foram registradas 31 espécies exclusivamente com o método de caminhadas em zigue-zague e apenas uma exclusiva com o método de pontos. A Ordem, família e dieta mais representativas tanto no geral quanto para ambos os métodos foi Passeriformes, Tyrannidae e Onívora, respectivamente. Foram realizados 49.712 registros, sendo 32.627 com o método de zigue-zague e 17.085 com o método de pontos. A espécie que apresentou maior abundância relativa média para ambos os métodos foi *Zenaida auriculata*. A riqueza de espécies, a média do número de registros e a diversidade de aves foram maiores com o método de caminhadas em zigue-zague. Foi observado, na curva de acumulação, que o método de pontos de escuta apresentou maior tendência à estabilização e maior aproximação do estimador de riqueza. De acordo com a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças utilizando o método de ponto de escuta, verificou-se que a avifauna não apresentou relação com nenhuma das variáveis medidas, mas para o método de caminhadas em zigue-zague, verificou-se que a variação na composição da avifauna esteve relacionada principalmente com as características da vegetação (riqueza vegetal, número de indivíduos vegetais em ambas as classes de altura e a proporção de cobertura vegetal). A riqueza de espécies de aves foi positivamente correlacionada em ambos os métodos com: número de indivíduos vegetais na classe de altura acima de 6,0 metros e proporção de cobertura vegetal no entorno da praça. O número médio de veículos foi negativamente correlacionado à riqueza da avifauna. Quanto aos comportamentos, observou-se que o método de zigue-zague permitiu obter informações de forma mais precisa sobre a ocupação e exploração do ambiente pela avifauna. Assim, o método de caminhadas em zigue-zague se mostrou mais eficiente, possibilitando registrar maior número de espécies e indivíduos de aves, maior frequência de comportamentos que demonstram o uso efetivo do ambiente urbano pela avifauna e maior precisão na análise da relação ave-habitat.

Palavras-chave: aves, metodologia, riqueza, abundância, praças.

INTRODUÇÃO

Áreas urbanas são caracterizadas pela ocorrência de agregações de infraestrutura, alta densidade humana e fatores associados, tanto bióticos como abióticos (Chang and Lee 2016). A urbanização cresce rapidamente em todo o mundo, sendo considerada uma das principais causas da homogeneização de comunidades naturais, da propagação de espécies invasoras e da perda da biodiversidade (Blair 2001, McKinney 2006, Menon and Mohanraj 2016). Apesar disso, estudos em paisagens antrópicas são relativamente escassos (Lim and Sodhi 2004). De fato, pouco se sabe a respeito dos efeitos da urbanização sobre a vida silvestre, especialmente na região Neotropical, em que pese sua elevada biodiversidade e o acelerado crescimento da população humana na região (Marzluff et al. 2001). Assim, tem havido uma forte pressão, no sentido de estimar os riscos que populações da fauna silvestre enfrentam em resposta ao crescimento humano (Brown et al. 2014). Estudos que abordem tal problemática podem revelar novos padrões e processos contribuindo para o conhecimento ecológico da avifauna presente nesses ambientes (Lim and Sodhi 2004, Paker et al. 2014). E a importância da pesquisa sobre a vida silvestre em habitats urbanos tropicais se mostra ainda mais evidente, quando consideramos que a maioria dos estudos abordando essa temática tem sido conduzida nas zonas temperadas (Jokimäki and Suhonen 1998, Lim and Sodhi 2004).

A amostragem da avifauna em habitats tropicais tem revelado uma série de dificuldades não observadas em habitats temperados. Dentre elas podem ser citadas a alta riqueza de espécies e maior número de espécies raras em relação aos ambientes temperados, exigindo do pesquisador uma maior familiarização com uma maior quantidade de espécies. Além disso, as aves nos trópicos apresentam maior variação de padrões de distribuição espacial e, geralmente, não defendem territórios como nos habitats temperados (Karr 1981). Apesar das metodologias para amostragem da avifauna receberem grande atenção (Ralph and Scott 1981, Verner 1985, Bibby et al. 1993, Ralph et al. 1995), não há um consenso sobre

quais técnicas são mais adequadas para cada habitat em particular. O método de amostragem por pontos de escuta é um dos mais utilizados em habitats florestais tropicais (Blondel et al. 1981, Bibby et al. 1993). No Brasil, vários estudos vêm sendo desenvolvidos utilizando este método, especialmente quando relacionados à fragmentação florestal (Aleixo and Vielliard 1995, Aleixo 1999, Anjos and Boçon 1999, Anjos 2001, Anjos et al. 2004, Anjos 2007).

Habitats urbanizados são diferentes dos naturais e os métodos tradicionais de amostragem da avifauna não se mostram adequados e satisfatórios para utilização nestas áreas. Em grande parte, isso se deve a fatores como barulho excessivo, visibilidade e acesso limitados, problemas logísticos e alta frequência de aves não territoriais. É importante entender quais fatores causam diferenças na comunidade de aves nesses ambientes e levar em consideração a adequação ou não do método empregado, considerando as diferenças entre as áreas urbanas e as naturais, que geralmente são mais estudadas (DeGraaf et al. 1991).

No Brasil, estudos de levantamento da avifauna na área urbana têm utilizado principalmente métodos de pontos de escuta ou transectos (Mendonça-Lima and Fontana 2000, Franchin and Marçal Junior 2004, Torga et al. 2007, Fontana et al. 2011, Reis et al. 2012, Sacco et al. 2013). O método de amostragem por pontos derivou do método de transecções, sendo o equivalente ao método de transecto a velocidade zero (Burnham et al. 1981), onde as suposições aplicadas a ambos métodos seriam as mesmas (Verner 1985). Porém, existe pouca concordância sobre qual método de amostragem é mais adequado para cada habitat específico (Dobkin and Rich 1998).

Nesta pesquisa, os métodos de amostragem analisados foram o método de pontos de escuta (Bibby et al. 1993), que é a técnica mais utilizada em trabalhos de inventários da avifauna tanto nas áreas temperadas quanto nas tropicais (Simons et al. 2007) e o método denominado de caminhadas em zigue-zague (adaptado de Jokimaki and Suhonen 1998), que não consiste numa rota única como nos transectos, reduzindo problemas associados com

contagens de aves em áreas urbanas (DeGraaf et al. 1991) sendo uma técnica ainda pouco utilizada para amostragem da avifauna. O objetivo geral do presente estudo foi avaliar a eficiência relativa da utilização de dois métodos de amostragem para estimar a riqueza e abundância da avifauna, bem como sua relação com a estrutura urbana de uma cidade tropical. Os objetivos específicos foram: 1) Avaliar a eficiência de dois métodos de amostragem da avifauna no ambiente urbano para determinar a riqueza, a abundância e a composição da comunidade de aves, 2) Determinar como os parâmetros ecológicos obtidos pela amostragem realizada por ponto de escuta e método de zigue-zague responderão as variáveis ambientais e de perturbação humana. Nossa hipótese é a de que no ambiente urbano, o método de pontos de escuta, comum em monitoramento de aves, apresentará padrões de riqueza, abundância, composição e relações com variáveis ambientais e de perturbação diferentes e com menor precisão do que o método de caminhadas em zigue-zague com adaptações para o ambiente urbano.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A pesquisa foi realizada em 40 praças públicas localizadas em diferentes regiões na área urbana do município de Uberlândia, estado de Minas Gerais, Brasil (18°52'34''S, 48°15'21''O) (Figura 1). O município possui área de 4.115,9 km², dos quais 219 km² são de área urbana e altitude média de 863 m. A população, de aproximadamente 634 mil habitantes, apresenta forte concentração urbana (IBGE 2010). O município apresenta 513.316 m² de áreas verdes públicas registradas em Cartório, que incluem parques municipais, reserva particular do patrimônio natural, praças públicas, dentre outras. No total, existem 241 praças das quais 153 são praças totalmente urbanizadas (com implantação de equipamentos públicos e projetos

paisagísticos), 44 são praças pré-urbanizadas (arborizadas, gramadas e com calçamentos e/ou passarelas e algumas com iluminação), 16 praças não urbanizadas (arborizadas e gramadas) e 28 áreas destinadas a implantação de praças (terrenos vagos sem nenhuma infraestrutura com ou sem nome de praça) (Secretaria Municipal de Serviços Urbanos 2008).

A região está inserida no Bioma Cerrado, que atualmente se reduziu a pequenos fragmentos isolados, devido principalmente às atividades agropecuárias (Araújo et al. 1997, Marini 2001, Klink and Machado 2005). O clima da região apresenta nítida sazonalidade, com período chuvoso de outubro a março e período seco de abril a setembro. A precipitação anual é de 1500 mm e a média diária de temperatura oscila em torno de 22°C e 27°C (Klink and Machado 2005).

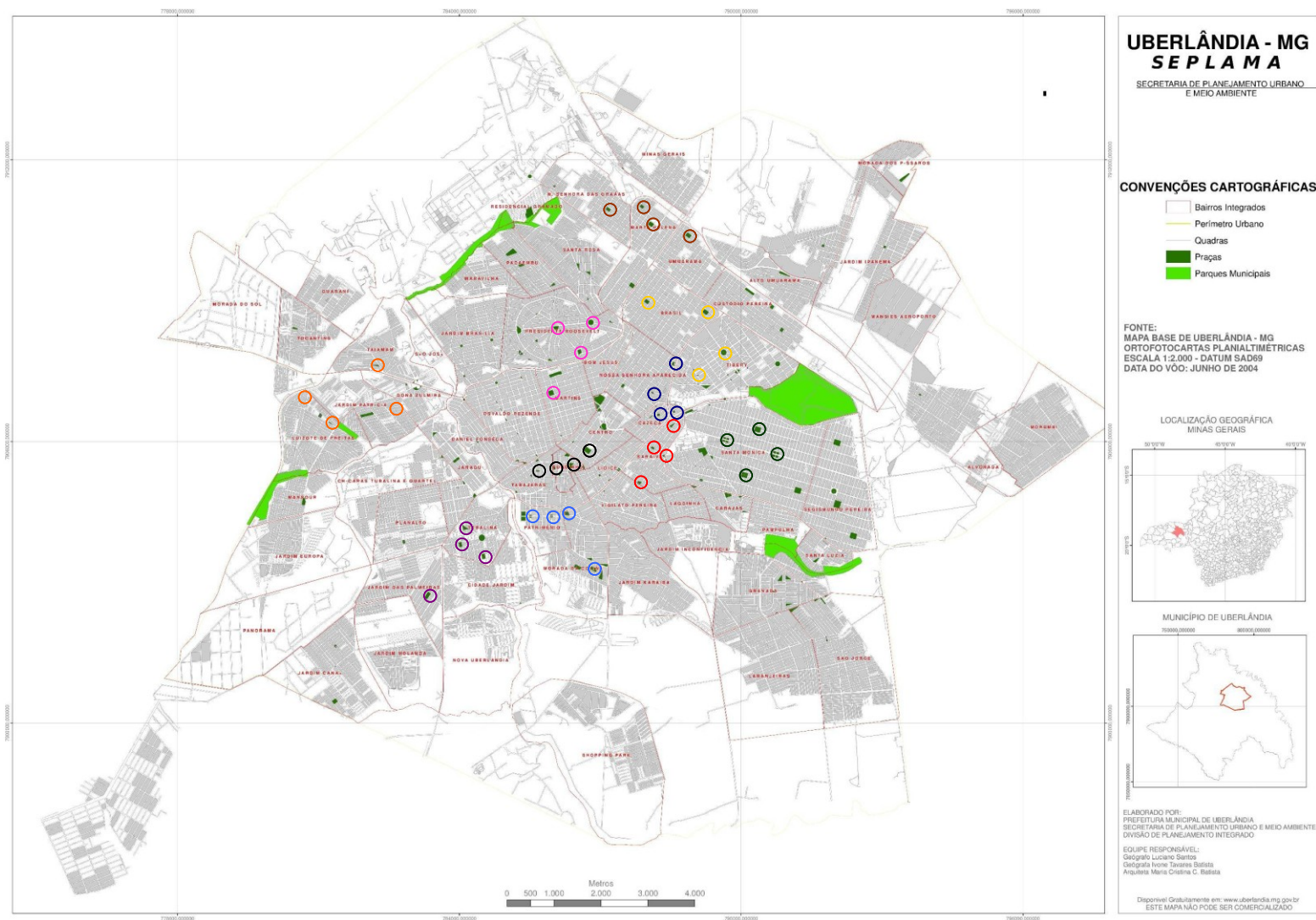


Figura 1. Mapa de Uberlândia, com sua localização no Estado de Minas Gerais e delimitação da área urbana do município. Círculos da mesma cor mostram as praças agrupadas por blocos de observação. Adaptado da Prefeitura Municipal de Uberlândia.

Procedimentos

Amostragem da avifauna

As observações foram realizadas no período de junho de 2014 a maio de 2015. Foram realizadas visitas mensais em cada uma das praças selecionadas, totalizando 480 visitas. As praças foram divididas em 10 blocos de amostragem de acordo com a proximidade entre si, portanto quatro praças eram amostradas na mesma manhã uma vez ao mês. Além disso, foram selecionadas apenas praças que possuíam no mínimo 250 metros de distância entre si para garantir independência entre as amostras. Foi amostrado um bloco por dia entre 7:00 e 11:30 horas. Em cada amostragem realizada a ordem de observação das praças foi invertida de forma a minimizar a influência do horário do dia sobre a atividade das aves. As observações da avifauna foram realizadas por meio de dois métodos de amostragem em todas as visitas.

O primeiro método realizado em cada visita foi o método de ponto de escuta com raio ilimitado (Bibby et al. 1993), no qual sempre o mesmo observador se posicionava no centro da praça e anotava durante 10 minutos todas as aves vistas e/ou ouvidas na praça ou em seu entorno imediato. Esse tempo foi dividido em três diferentes períodos de amostragem sendo eles: de 0 a 5 minutos, de 0 a 8 minutos e de 0 a 10 minutos. Durante a amostragem, foram anotados para os registros visuais: a espécie de ave, o número de indivíduos, o substrato utilizado, o estrato vertical que ocupava e a atividade executada. Além disso, clima, nebulosidade, vento e barulho foram anotados para cada ponto, bem como, informações sobre o quadrante e a distância que cada ave se encontrava do local de registro.

O segundo método consistiu em realizar caminhadas em zigue-zague na área de estudo (adaptado de Jokimaki and Suhonen 1998), sempre pelo mesmo observador. Os registros foram visuais com a realização de varreduras detalhadas em toda a praça e em seu

entorno imediato. A observação só era finalizada após toda a sua extensão ter sido percorrida, sendo estabelecido um tempo de duração mínimo por praça de 40 minutos. Com esse método a probabilidade de visualizar todos os indivíduos e registrar a localização (estrato vertical e substrato), o comportamento, o recurso, detectando espécies raras ou pouco frequentes foi aumentada. O esforço em registrar todos os indivíduos de aves presentes nas praças tomando-se o cuidado de não anotar indivíduos já registrados, foi facilitado pelas características das praças, que são áreas de amostragem abertas e com espaço limitado, o que permite a visualização e contagem dos indivíduos de forma mais acurada. Além disso, as observações contavam com o auxílio de um ou dois assistentes fixos e treinados, auxiliando na confirmação do número de indivíduos e identificação das espécies e aumentando a probabilidade de encontrar e registrar novas espécies. Não foram realizados registros sonoros, sendo estes utilizados apenas para auxiliar a localização da ave.

As atividades comportamentais da avifauna foram classificadas em forrageio, reprodução, repouso, procura por recursos, voo, sobrevoo e comportamento agonístico. Foram utilizados binóculos 8 x 40 mm para a identificação das espécies e fichas de campo padronizadas para os registros de cada método. Quando necessário, foram realizados registros fotográficos e/ou sonoros para posterior identificação. A nomenclatura e a ordem taxonômica estão de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2015). As aves registradas foram agrupadas em guildas de alimentação de acordo com a dieta predominante: carnívora, detritívora, frugívora, granívora, insetívora, nectarívora, onívora (Willis 1979, Motta-Júnior 1990, Sick 1997, Marini and Cavalcanti 1998) para os dois métodos utilizados.

Medidas da estrutura do habitat

Foi realizada uma descrição detalhada do local das praças no que se refere às características estruturais do ambiente, a estrutura da vegetação e o grau de perturbação

humana. Foram realizadas medidas da área, do número de espécies e indivíduos vegetais, altura dos indivíduos vegetais (classificados em duas classes de altura: indivíduos vegetais com altura de 0,5 a 6 metros e indivíduos vegetais acima de 6,0 metros de altura), porcentagem de solo não-pavimentado, número de edificações (residências, prédios, comércios, indústrias) e presença de jardins, terrenos baldios e avenidas no entorno imediato de cada praça.

Para quantificar o nível de perturbação humana local foram realizadas contagens do número de pedestres e do fluxo de veículos nas praças e no entorno imediato durante cinco minutos em todas as visitas realizadas. Foi anotada também a presença de animais domésticos (cães e gatos) nas praças a cada visita. No final obteve-se a média ponderada dessas contagens.

Medidas da paisagem foram realizadas a partir de imagens de satélite utilizando Google Earth 6.0 (2015), onde cada praça foi localizada e demarcada. Foram realizadas medidas da menor distância das praças em relação à periferia, ao remanescente de vegetação nativa mais próximo (com área maior que 20 ha), à praça mais próxima e ao curso d'água mais próximo. Além disso, foram feitas medidas da porcentagem de cobertura vegetal e de áreas construídas no entorno das parcelas. Para as medidas de distância foi considerado o ponto da área pesquisada na borda mais próxima à variável de interesse. Para as medidas da cobertura vegetal e da área construída no entorno, foram delimitados círculos de 200 metros de raio a partir do centro de cada praça, excluindo a área das mesmas. Essa imagem foi sobreposta a uma grade com grides de 0,25 cm² e os quadrados preenchidos com cobertura vegetal ou edificações humanas foram quantificados visualmente por meio de contagens. Após isso, o número total de grides preenchidos em cada praça foi multiplicado pela área real de cada gride, determinada de acordo com escala obtida na imagem de satélite utilizada e, por fim, foi calculada a porcentagem de cobertura vegetal e de área construída.

Análise de dados

Para verificar a eficiência da amostragem nas praças pesquisadas foi elaborada curva de acumulação de espécies produzida a partir das 12 amostras realizadas para cada um dos dois métodos estudados (método de ponto de escuta e método de zigue-zague) e pelo estimador de riqueza não-paramétrico *Jackknife 1* (representando os valores de riqueza média estimada) utilizando o programa Estimates S 7.5 (Cowell 2005). Foi calculada a abundância relativa média das espécies de aves presentes nas praças a partir do número total de registros por espécie, dividido pelo número de sessões de observação (n=12) para cada método. A porcentagem de atividades comportamentais da avifauna foi calculada por família, excluindo aquelas que tiveram apenas um ou dois registros.

Para avaliar a eficiência dos dois métodos de amostragem em relação a riqueza, à diversidade e ao número de registros de aves foi realizado o teste de Mann Whitney. Para avaliar se havia diferença na riqueza e abundância de aves em função do tempo de observação para o método de ponto de escuta (5, 8 e 10 minutos) foi utilizado o teste de Friedman, sendo utilizado o teste de Tukey a posteriori. Para realizar as análises e gráficos foi utilizado o software Statistica 7.0 (StatSoft Inc. 2004). Todos os testes realizados consideraram índice de significância de $P < 0,05$ (Zar 1999).

Escalonamentos Multidimensionais Não-Métricos NM-MDS utilizando o software PC-ORD versão 5.10 (McCune and Mefford 2006) foram realizados para cada um dos métodos utilizados para identificar variáveis ambientais correlacionadas com a composição da avifauna nas praças. Dessa forma, buscou-se verificar quais variáveis ambientais são importantes para cada método e se o padrão de composição e distribuição no ambiente se mantém para os dois métodos. Para essa ordenação foram utilizados os dados da abundância média total das espécies. Foram gerados gráficos que identificam a distribuição das praças de acordo com a composição de espécies e sua relação com as variáveis ambientais. Antes de

empregar o NM-MDS, espécies que ocorreram apenas em uma praça foram removidas da análise. Com esse procedimento, o ruído em conjunto de dados extensos é reduzido, o que melhora a precisão de relações entre os fatores ambientais e a composição da comunidade. Valores de variáveis ambientais e de perturbação humana que não apresentaram normalidade dos dados foram transformados por \log_{10} para melhorar a quantidade de variação explicada pela ordenação no NM-MDS (McCune and Mefford 2006). Para os dados ecológicos serem úteis, o stress final e a instabilidade final no NM-MDS não devem exceder 20 e 0,0001, respectivamente. O número de interações é o número de passos que o NM-MDS realizou para encontrar a solução final (McCune and Mefford 2006).

Regressão Linear Múltipla foi utilizada para selecionar modelos correlacionando riqueza de espécies de aves com fatores ambientais: área, localização da praça e grau de perturbação humana para ambos os métodos de amostragem da avifauna. Quando necessário, valores de variáveis ambientais e de perturbação humana foram transformados por \log_{10} para obter a normalidade dos dados. O nível de significância adotado foi de 0,05 (Zar 1999) e as análises realizadas com o software Systat 10.2 (2002).

Para selecionar as variáveis estruturais que seriam empregadas nessas análises foi realizada uma correlação linear simples das variáveis ambientais e de perturbação humana de forma a verificar se estavam correlacionadas entre si. A partir disso, foram consideradas para as análises apenas aquelas variáveis que não estavam fortemente correlacionadas ou que poderiam potencialmente apresentar alguma influência sobre as aves. Para testar a normalidade dos dados foi utilizado em todas as análises o teste Lilliefors - Kolmogorov Smirnov (Systat 10.2 2002).

RESULTADOS

Foram registradas 118 espécies de aves no total, pertencentes a 17 ordens e 35 famílias. Com o método de zigue-zague foram registradas 117 espécies pertencentes a 16 ordens e 34 famílias. Com o método de ponto de escuta foram registradas 87 espécies de aves, pertencentes a 13 ordens e 31 famílias (Tabela 1). Foram registradas 31 espécies exclusivamente com o método de caminhadas em zigue-zague e apenas uma exclusiva com o método de pontos. A espécie australiana utilizada como ave de cativeiro, *Melopsittacus undulatus* (Periquito-australiano), foi observada uma única vez, não tendo sido contabilizada nas análises.

A Ordem mais representativa para o método de caminhadas em zigue-zague foi Passeriformes com 58 espécies (49,6% do total de registros), seguida por Apodiformes (10 espécies; 8,5%) e Accipitriformes e Psittaciformes (ambas com 7 espécies cada; 6,0%). A família Tyrannidae foi a mais rica com 18 espécies (15,4%), seguida por Thraupidae (14 espécies; 12,0%) Trochilidae (9 espécies; 7,7%) e por Accipitridae e Psittacidae (ambas com 7 espécies cada; 6,0%).

Em relação ao método de pontos de escuta, a ordem mais representativa foi Passeriformes com 47 espécies (54,0% do total de registros), seguida por Columbiformes e Psittaciformes (ambas com 6 espécies cada, 6,9%). A família mais rica neste método foi Tyrannidae com 17 espécies (19,5%) seguida por Thraupidae com 9 espécies (10,3%) e Psittacidae e Columbidae (ambas com 6 espécies cada, 6,9%).

A dieta predominantemente encontrada foi onívora seguida por insetívora, tanto no total (33,05% e 27,12%, respectivamente) quanto nos métodos de zigue-zague (32,48% e 27,35) e de ponto de escuta (35,63% e 27,59%). Foram realizados 49.712 registros, sendo 32.627 com o método de zigue-zague e 17.085 com o método de pontos.

A espécie que apresentou maior abundância relativa média para ambos os métodos foi *Zenaida auriculata* com média de 544,17 para o método de zigue-zague e 273,42 para o método de pontos. Em seguida, para o método de zigue-zague as espécies com maior abundância relativa média foram: *Patagioenas picazuro* (325,17), *Columba livia* (240,25), *Passer domesticus* (186,33), *Columbina talpacoti* (147,92) e *Brotogeris chiriri* (142,5). Para o método de ponto de escuta tem-se em ordem de abundância, em seguida a *Zenaida auriculata* as espécies: *Columba livia* (174,92), *Passer domesticus* (124,83), *Patagioenas picazuro* (97,33), *Brotogeris chiriri* (86,25) e *Columbina talpacoti* (70,17) (Tabela 1).

Tabela 1. Lista das espécies de aves registradas (CBRO, 2015), no período de junho de 2014 a maio de 2015 em 40 praças na cidade de Uberlândia, MG. AbZ = Abundância relativa média para o método de zigue-zague; AbP = Abundância relativa média para o método de ponto de escuta; Dieta = CAR – Carnívora; NECRO – Detritívora; FRU – Frugívora; GRA – Granívora; INS – Insetívora; NEC – Nectarívora; ONI – Onívora.

Ordem					
Família		Nome comum	AbZ	AbP	Dieta
Espécies					
Suliformes Sharpe, 1891					
Anhingidae Reichenbach, 1849					
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)		biguatinga	0,17	0,00	CAR
Pelecaniformes Sharpe, 1891					
Ardeidae Leach, 1820					
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)		garça-vaqueira	4,75	5,58	ONI
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)		maria-faceira	0,33	0,00	INS
Threskiornithidae Poche, 1904					
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)		curicaca	7,92	5,42	ONI
<i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758		colhereiro	0,08	0,00	ONI
Cathartiformes Seebohm, 1890					
Cathartidae Lafresnaye, 1839					
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)		urubu-de-cabeça-vermelha	0,08	0,00	NECRO
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)		urubu-de-cabeça-preta	48,75	23,58	NECRO
Accipitriformes Bonaparte, 1831					
Accipitridae Vigors, 1824					

<i>Gampsonyx swainsonii</i> (Vigors, 1825)	gaviãozinho	0,17	0,00	CAR
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	gavião-peneira	0,33	0,00	CAR
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	sovi	0,17	0,17	INS
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	gavião-pernilongo	0,17	0,08	CAR
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	11,08	4,17	CAR
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	gavião-de-rabo-branco	0,33	0,17	CAR
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	gavião-de-cauda-curta	0,17	0,00	CAR
Charadriiformes Huxley, 1867				
Charadriidae Leach, 1820				
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	12,83	5,92	ONI
Columbiformes Latham, 1790				
Columbidae Leach, 1820				
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa	147,92	70,17	GRA
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou	0,25	0,08	GRA
<i>Columba livia</i> (Gmelin, 1789)	pombo-doméstico	240,25	174,92	GRA
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão	325,17	97,33	FRU
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	44,92	8,00	FRU
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando	544,17	273,42	GRA
Cuculiformes Wagler, 1830				
Cuculidae Leach, 1820				
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	1,67	0,58	ONI

<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	papa-lagarta	0,25	0,00	ONI
<i>Coccyzus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	papa-lagarta-de-asa-vermelha	0,08	0,00	ONI
<i>Crotophaga ani</i> (Linnaeus, 1758)	anu-preto	7,08	2,83	ONI
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	3,67	1,08	ONI
Strigiformes Wagler, 1830				
Strigidae Leach, 1820				
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	caburé	0,33	0,00	CAR
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira	1,25	0,83	INS
<i>Asio stygius</i> (Wagler, 1832)	mocho-diabo	0,17	0,00	CAR
Nyctibiiformes Yuri, Kimball, Harshman, Bowie, Braun, Chojnowski, Hackett, Huddleston, Moore, Reddy, Sheldon, Steadman, Witt & Braun, 2013				
Nyctibiidae Chenu & Des Murs, 1851				
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	urutau	0,17	0,00	INS
Caprimulgiformes Ridgway, 1881				
Caprimulgidae Vigors, 1825				
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau	0,33	0,00	INS
<i>Podager nacunda</i> (Vieillot, 1817)	coruçã	0,08	0,00	INS
Apodiformes Peters, 1940				
Apodidae Olphe-Galliard, 1887				
<i>Tachornis squamata</i> (Cassin, 1853)	tesourinha	13,42	6,08	INS

Trochilidae Vigors, 1825

<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	49,08	17,33	NEC
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-cinza	0,17	0,00	NEC
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto	0,08	0,00	NEC
<i>Anthracothonax nigracollis</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-de-veste-preta	0,33	0,00	NEC
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	3,75	0,92	NEC
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca	0,08	0,00	NEC
<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-garganta-verde	2,08	0,33	NEC
<i>Heliomaster squamosus</i> (Temminck, 1823)	bico-reto-de-banda-branca	0,50	0,08	NEC
<i>Heliomaster furcifer</i> (Shaw, 1812)	bico-reto-azul	0,25	0,00	NEC

Piciformes Meyer & Wolf, 1810

Ramphastidae Vigors, 1825

<i>Ramphastos toco</i> (Statius Muller, 1776)	tucanuçu	0,92	0,17	ONI
---	----------	------	------	-----

Picidae Leach, 1820

<i>Picumnus albosquamatus</i> (d'Orbigny, 1840)	pica-pau-anão-escamado	0,75	0,42	INS
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	birro, pica-pau-branco	0,58	0,08	INS
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	picapauzinho-anão	0,42	0,08	INS
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado	3,08	0,92	INS
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	0,25	0,25	INS

Cariamiformes Fürbringer, 1888

Cariamidae Bonaparte, 1850

<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	seriema	0,00	0,17	ONI
Falconiformes Bonaparte, 1831				
Falconidae Leach, 1820				
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	25,25	10,50	CAR
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	1,17	0,17	CAR
<i>Falco sparverius</i> (Linnaeus, 1758)	quiriquiri	1,83	0,17	CAR
<i>Falco femoralis</i> (Temminck, 1822)	falcão-de-coleira	1,00	0,25	CAR
Psittaciformes Wagler, 1830				
Psittacidae Rafinesque, 1815				
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	arara-canindé	0,17	0,00	FRU
<i>Orthopsittaca manilata</i> (Boddaert, 1783)	maracanã-do-buriti	5,75	1,42	FRU
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	maracanã-pequena	33,42	16,42	FRU
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	periquitão-maracanã	123,67	65,67	FRU
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rei	17,17	6,00	FRU
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim	3,83	0,83	FRU
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	periquito-de-encontro-amarelo	142,50	86,25	FRU
Passeriformes Linné, 1758				
Thamnophilidae Swainson, 1824				
<i>Herpsilochmus longirostris</i> (Pelzeln, 1868)	chorozinho-de-bico-comprido	3,33	1,50	INS
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	choca-barrada	0,75	0,42	INS
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	choró-boi	0,08	0,00	INS

Dendrocolaptidae Gray, 1840

<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-cerrado	0,58	0,67	INS
---	--------------------	------	------	-----

Furnariidae Gray, 1840

<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	44,00	27,17	INS
---------------------------------------	---------------	-------	-------	-----

Tityridae Gray, 1840

<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto	0,08	0,00	ONI
---------------------------------------	-----------------------------	------	------	-----

<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto	0,08	0,00	ONI
--	---------------------------	------	------	-----

Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907

<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	0,33	0,17	INS
--	----------------------------	------	------	-----

<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	ferreirinho-relógio	29,83	18,83	INS
--	---------------------	-------	-------	-----

Tyrannidae Vigors, 1825

<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	1,42	1,00	INS
---	-----------	------	------	-----

<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	2,33	1,50	FRU
---	------------------------------	------	------	-----

<i>Elaenia spectabilis</i> (Pelzeln, 1868)	guaracava-grande	0,42	0,17	FRU
--	------------------	------	------	-----

<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	maria-cavaleira	4,25	1,08	ONI
---------------------------------------	-----------------	------	------	-----

<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	1,42	0,50	ONI
--	-------------------------------------	------	------	-----

<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	77,17	59,67	ONI
--	-----------	-------	-------	-----

<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro	12,08	7,83	INS
--	-------------------	-------	------	-----

<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	0,58	0,08	ONI
--	------------------	------	------	-----

<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	8,50	5,17	ONI
--	--------	------	------	-----

<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho	6,58	4,42	ONI
<i>Tyrannus albogularis</i> (Burmeister, 1856)	suiriri-de-garganta-branca	3,42	2,08	ONI
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	suiriri	35,33	20,42	ONI
<i>Tyrannus savana</i> (Vieillot, 1808)	tesourinha	6,25	3,50	ONI
<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	peitica-de-chapéu-preto	7,17	2,58	INS
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica	16,50	6,92	INS
<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	príncipe	1,00	0,25	INS
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	suiriri-pequeno	0,33	0,00	INS
<i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)	primavera	4,92	1,67	INS
Vireonidae Swainson, 1837				
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	5,75	3,75	ONI
Hirundinidae Rafinesque, 1815				
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa	103,67	62,83	INS
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora	0,08	0,00	INS
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo	16,58	7,33	INS
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande	0,17	0,00	INS
Troglodytidae Swainson, 1831				
<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	corruíra	1,42	1,50	INS
Polioptilidae Baird, 1858				

<i>Polioptila dumicola</i> (Vieillot, 1817)	balança-rabo-de-máscara	27,17	14,58	INS
Turdidae Rafinesque, 1815				
<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-barranco	9,00	4,42	ONI
<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-laranjeira	0,33	0,08	ONI
<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	sabiá-poca	17,67	6,92	ONI
Mimidae Bonaparte, 1853				
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo	7,83	4,00	ONI
Icteridae Vigors, 1825				
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Linnaeus, 1766)	encontro	15,25	5,58	ONI
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	graúna	3,58	10,17	ONI
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta	71,25	45,17	ONI
Thraupidae Cabanis, 1847				
<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)	cardeal-do-nordeste	0,17	0,00	GRA
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-de-chapéu-preto	21,42	10,25	ONI
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-cinzento	17,25	7,25	ONI
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-do-coqueiro	10,92	4,58	ONI
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	saíra-amarela	0,17	0,00	ONI
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro	21,33	8,08	GRA
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu	2,83	2,08	GRA
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	1,08	0,17	ONI
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	1,08	0,33	ONI

<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	45,17	27,33	NEC
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	baiano	7,50	4,33	GRA
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho	0,08	0,00	GRA
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	tempera-viola	0,08	0,00	ONI
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	saí-canário	0,17	0,00	ONI
Fringillidae Leach, 1820				
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	13,83	10,67	ONI
Estrildidae Bonaparte, 1850				
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	bico-de-lacre	4,42	1,08	GRA
Passeridae Rafinesque, 1815				
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	pardal	186,33	124,83	GRA

Doze espécies apresentaram apenas um indivíduo ao longo do período de estudo no total e exclusivamente para o método de zigue-zague, sendo elas: *Amazilia versicolor*, *Cathartes aura*, *Podager nacunda*, *Coccyzus americanus*, *Florisuga fusca*, *Pachyramphus validus*, *Platalea ajaja*, *Saltator maximus*, *Sporophila caerulescens*, *Stelgidopteryx ruficollis*, *Taraba major* e *Tityra cayana*. Para o método de ponto de escuta foram sete as espécies que tiveram apenas um indivíduo registrado durante todo o período de estudo, mas que foram registradas mais de uma vez no método de zigue-zague: *Geranospiza caerulescens*, *Columbina squammata*, *Heliomaster squamosus*, *Melanerpes candidus*, *Veniliornis passerinus*, *Myiodynastes maculatus* e *Turdus rufiventris*.

A riqueza de espécies, a média do número de registros e a diversidade de aves foram maiores com o método de caminhadas em zigue-zague em relação ao método de pontos de escuta ($U=296,0$; $n=40$; $p<0,001$; $U=158,0$; $n=40$; $p<0,001$ e $U=71,5$; $n=40$; $p<0,001$, respectivamente) (Figura 2). A curva de acumulação de espécies mostrou que o método de pontos de escuta apresentou maior tendência à estabilização e maior aproximação do estimador de riqueza (Jackknife 1) em relação ao método de zigue-zague (Figura 3).

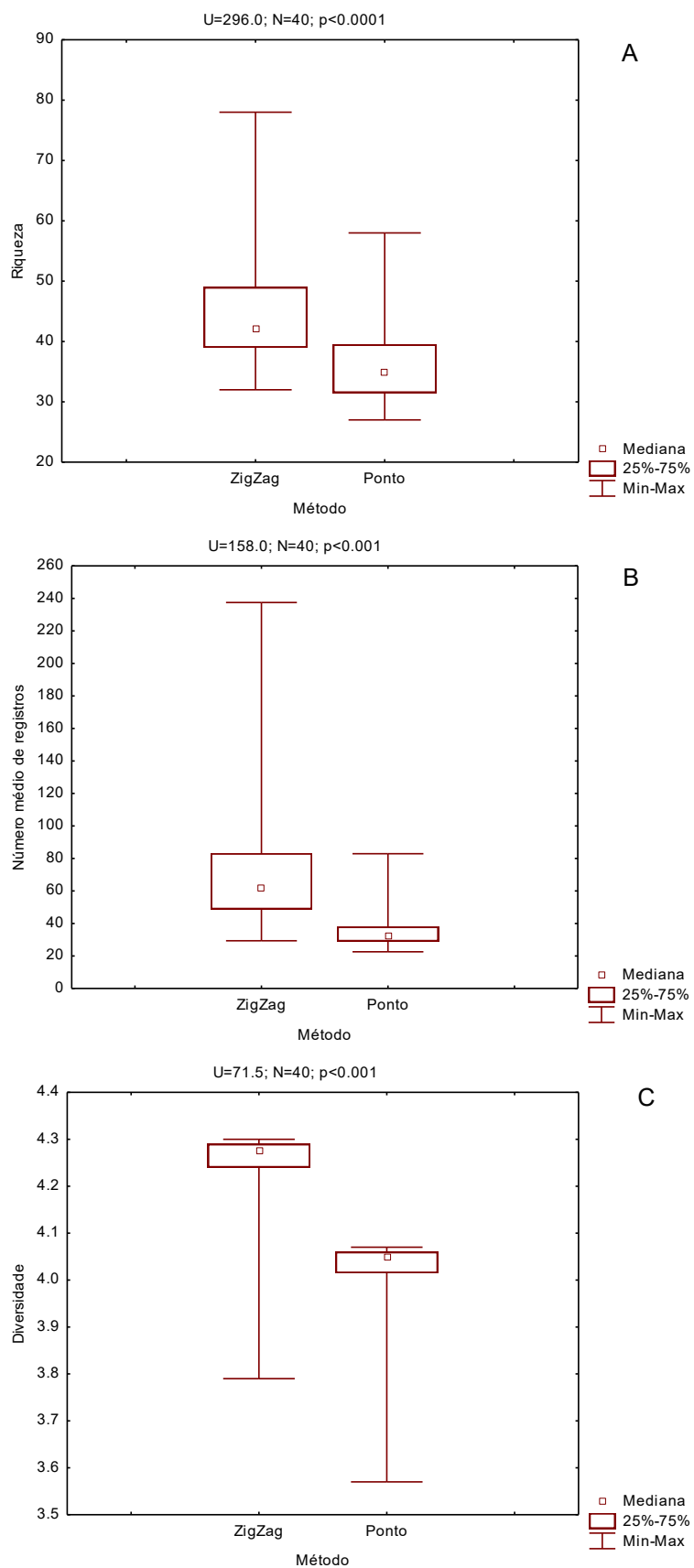


Figura 2. Mediana com mínimo e máximo das variáveis: Riqueza de espécies (A), Número médio de registros (B) e diversidade de aves (C) nos dois métodos utilizados: Método de caminhadas em Zigue-zague (ZigZag) e Método de pontos de escuta (Ponto).

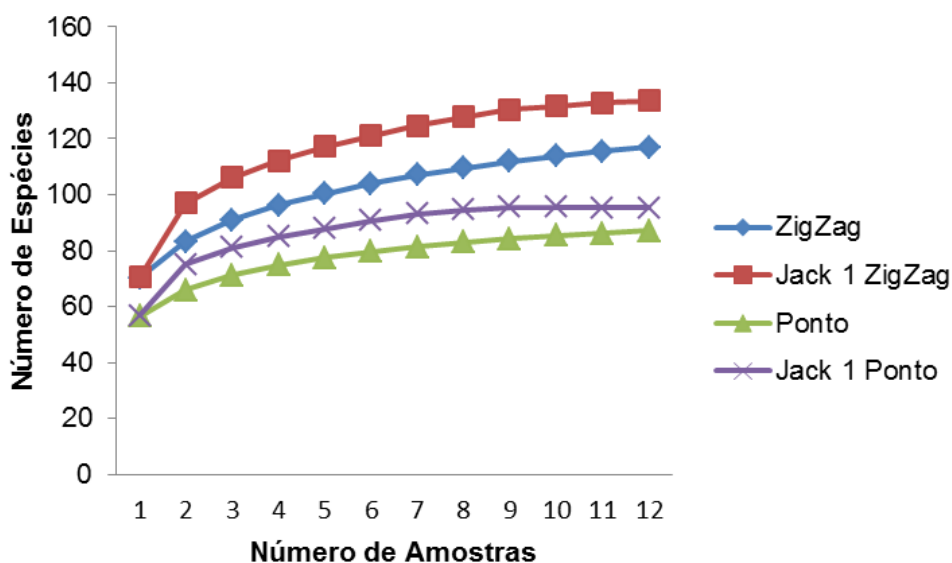


Figura 3. Curva de acumulação de espécies produzida a partir das 12 amostras realizadas para cada um dos dois métodos estudados: método de zigue-zague (ZigZag) e método de ponto de escuta (Ponto) em 40 praças de Uberlândia, MG, e pelo estimador não-paramétrico de riqueza *Jackknife 1* (estão representados os valores de riqueza média estimada) para o método de zigue-zague (Jack 1 ZigZag) e método de ponto de escuta (Jack 1 Ponto).

Foi verificado que houve diferença na riqueza e abundância de espécies de aves nas praças de acordo com os tempos de observação (5, 8 e 10 minutos) realizados para o método de ponto de escuta. A riqueza de aves aumentou de acordo com o aumento do tempo de observação [Friedman ($n=480$, $df=2$) = 951,255, $p<0,0001$] (Figura 4A). O mesmo aumento foi observado para a abundância de aves [Friedman ($N=480$, $df=2$) = 951,255, $P<0,0001$] (Figura 4B).

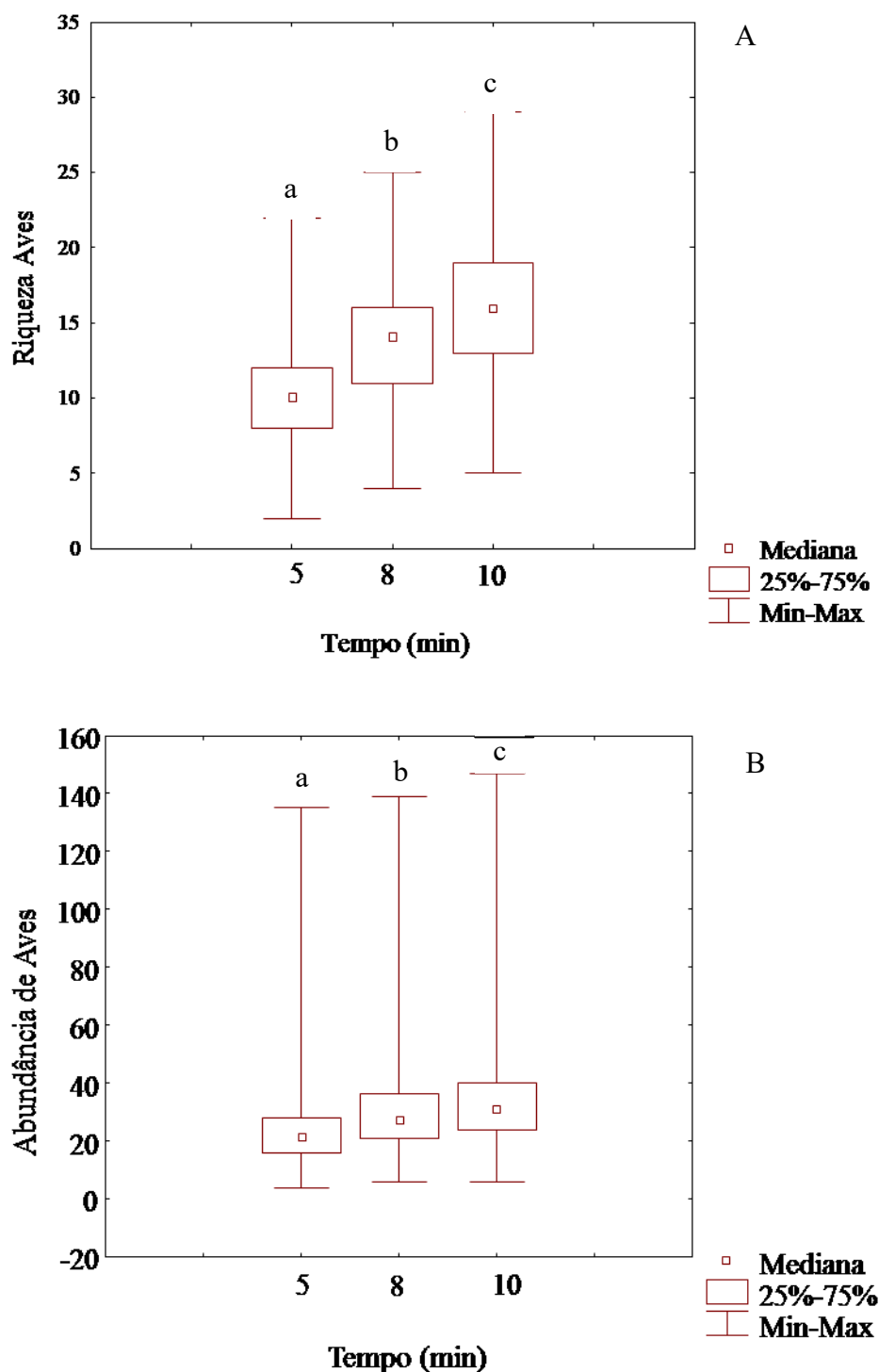


Figura 4: Mediana com mínimo e máximo das variáveis: Riqueza de espécies (A) e Abundância de espécies de aves (B) durante os três diferentes tempos de observação realizados (5, 8 e 10 minutos) pelo Método de pontos de escuta. a, b e c, diferença significativa Teste Tukey $p < 0,01$.

De acordo com a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças utilizando o método de ponto de escuta, verificou-se que a variação na composição da avifauna não apresentou relação com nenhuma das variáveis medidas nas praças pesquisadas.

A solução final do NM-MDS foi bi-dimensional com stress de 18,281, instabilidade final de 0,00001 e 58 interações (Figuras 5 e 6).

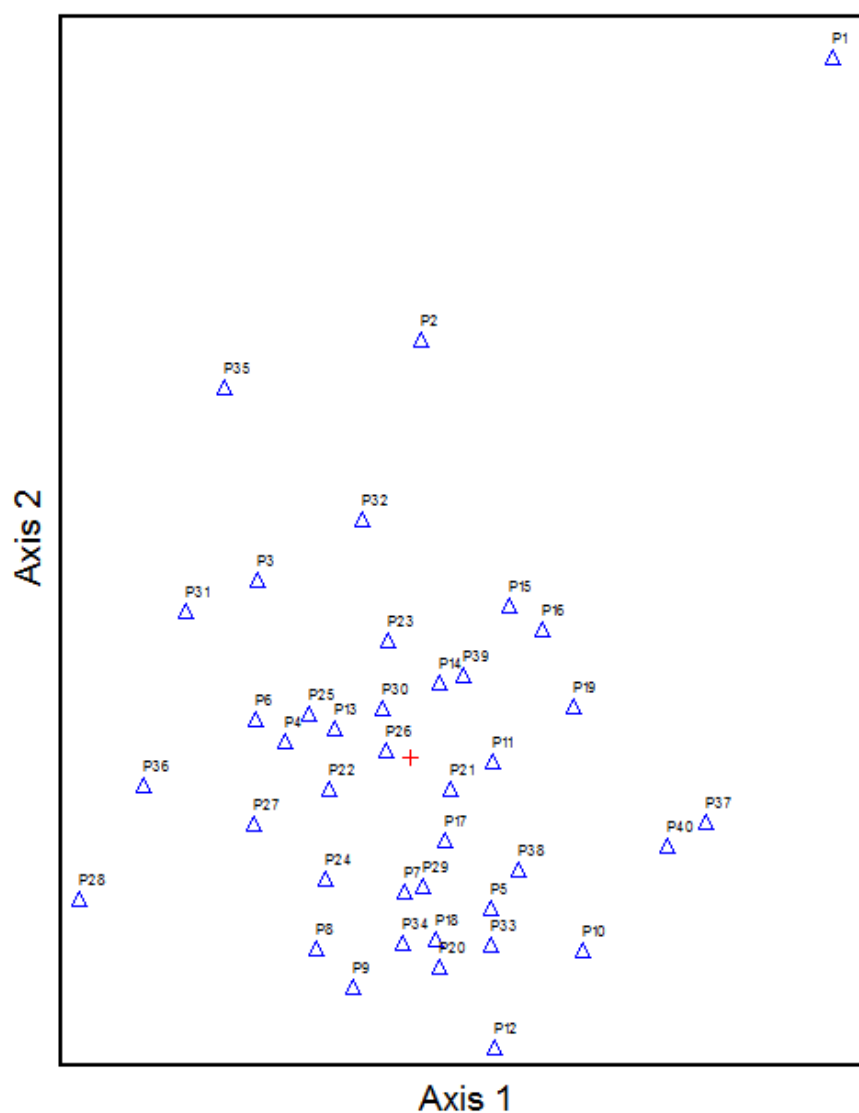


Figura 5. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS) em duas dimensões para a comunidade de aves observada utilizando o método de ponto de escuta em 40 praças pesquisadas (triângulos) em Uberlândia, MG. A ordenação foi feita com dados da abundância relativa média das espécies de aves. Não houve relação das variáveis medidas com os eixos.

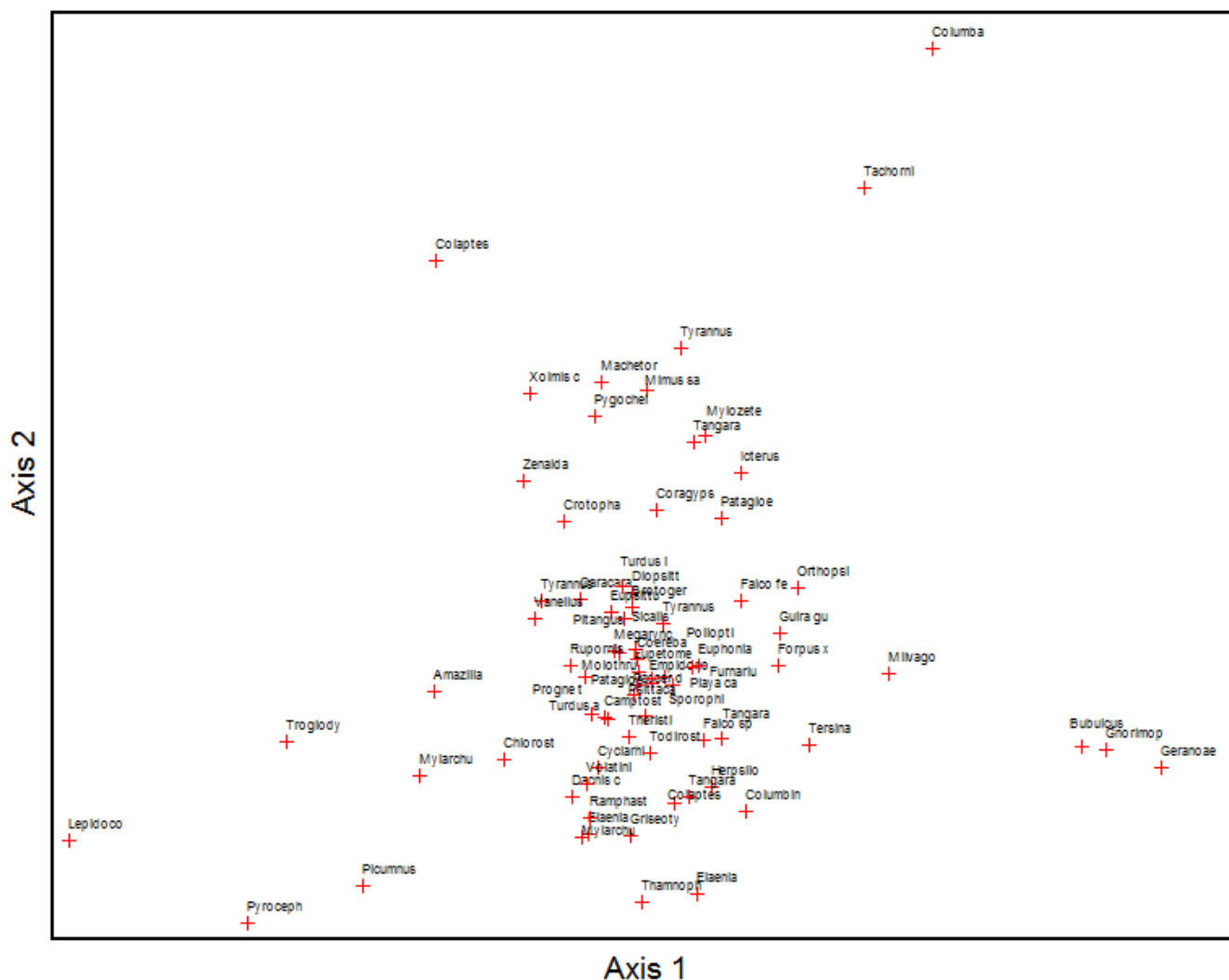


Figura 6. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS) em duas dimensões para a comunidade de aves observada utilizando o método de ponto de escuta em 40 praças pesquisadas em Uberlândia, MG. A ordenação foi feita com dados da abundância relativa média das espécies de aves. Não houve relação das variáveis medidas com os eixos.

Em relação a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças, utilizando o método de caminhadas em zigue-zague, verificou-se que a variação na composição da avifauna esteve relacionada principalmente com as características da vegetação, como mostrado pelas correlações dos eixos com a riqueza vegetal, o número de indivíduos vegetais em ambas as classes de altura e a proporção de cobertura vegetal. A solução final do NM-MDS foi bi-dimensional com stress de 16,267, instabilidade final de 0,00001 e 66 interações (Figuras 7 e 8).

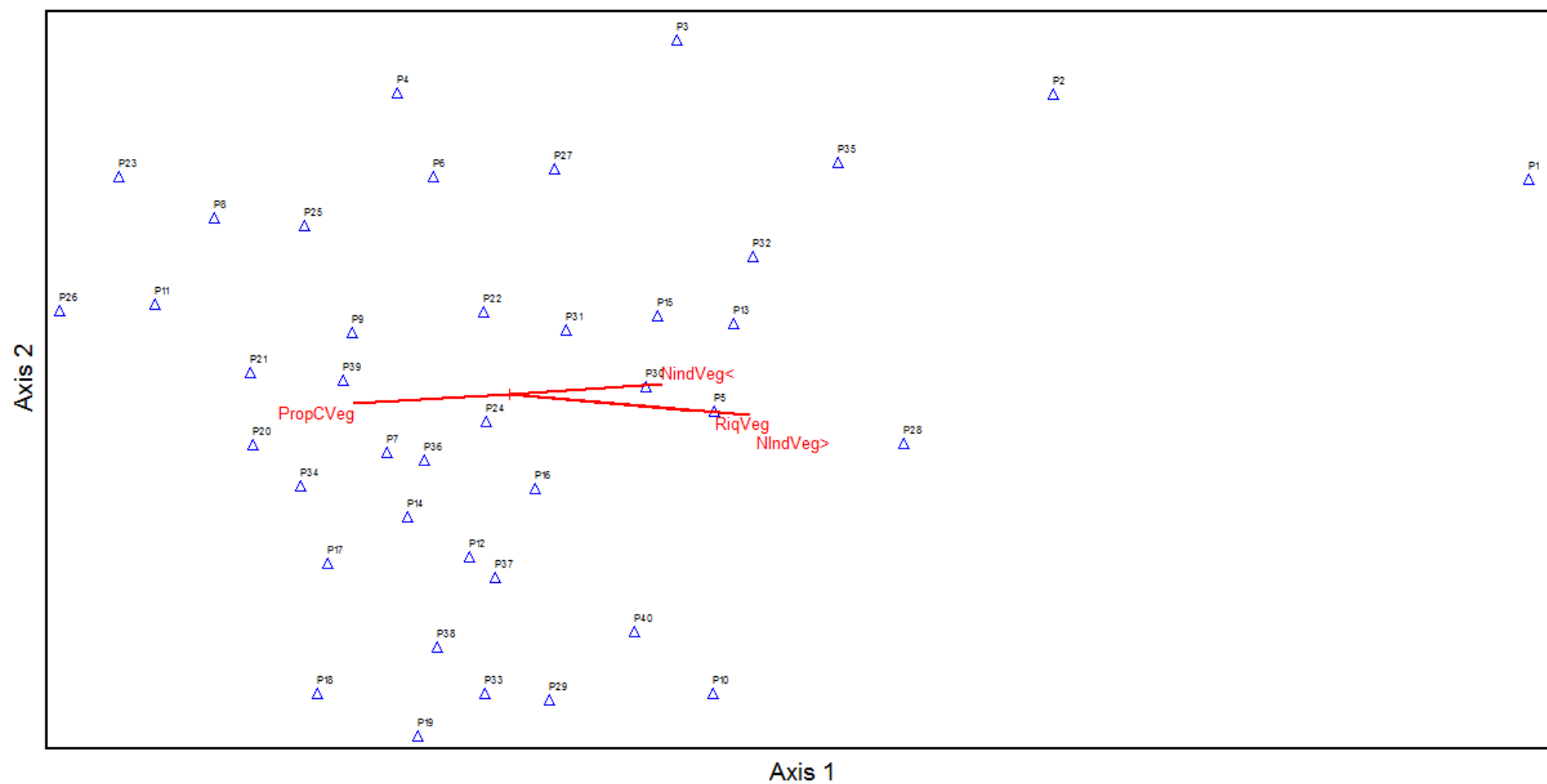


Figura 7. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS) em duas dimensões para a comunidade de aves observada utilizando o método de caminhadas em zigue-zague em 40 praças pesquisadas (triângulos) em Uberlândia, MG. A ordenação foi feita com dados da abundância relativa média das espécies de aves. Comprimento e direção da linha indicam relação da variável com cada eixo. RiqVeg = Riqueza de espécies vegetais, NIndVeg< = Número de indivíduos na classe de altura de 0,5 a 6 metros, e NIndVeg> = Número de indivíduos na classe de altura acima de 6,0 metro, PropCVeg= Proporção de cobertura vegetal.

A riqueza de espécies de aves nas praças, tanto para o método de ponto de escuta quanto para o método de caminhadas em zigue-zague, foi positivamente correlacionada ($r^2 = 0,644$; $F = 9,941$; $P < 0,001$ e $r^2 = 0,606$; $F = 8,446$; $P < 0,001$, respectivamente) com as seguintes variáveis: número de indivíduos vegetais na classe de altura acima de 6,0 metros e proporção de cobertura vegetal no entorno da praça. O número médio de veículos foi negativamente relacionado à riqueza da avifauna. As outras variáveis medidas não mostraram relação significativa ($P > 0,05$) (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2. Resultado da análise de regressão linear múltipla para as seguintes variáveis independentes: Riq. Vegetal= Riqueza de espécies vegetais, N° Ind. Alt. <= Número de indivíduos vegetais na classe de altura de 0,5 a 6 metros, N° Ind. Alt. >= Número de indivíduos vegetais na classe de altura acima de 6,0 metros, Dist. Centro= Distância da praça ao centro da cidade, Prop. Cob. Veg.= Proporção de Cobertura Vegetal em 200 m de raio, N° Veic.= Número médio de veículos, sobre a riqueza de espécies de aves em praças públicas de Uberlândia, MG para o método de ponto de escuta.

Variável Dependente	Variáveis Explicativas	Coefficiente de regressão	Coefficiente padrão	T	P
Riqueza da Avifauna	Riq. Vegetal	0,004	0,011	0,063	0,950
	N° Ind. Alt. <	1,279	0,192	1,093	0,282
	N° Ind. Alt. >	3,720	0,406	2,716	0,010*
	Dist. Centro	0,000	0,088	0,681	0,500
	Prop. Cob. Veg.	160,793	0,232	2,174	0,037*
	N° Veic.	-3,198	-0,598	-4,652	0,000*

Nota: As variáveis N° Ind. Alt. <, N° Ind. Alt. > e N° Veic. foram transformadas por Log₁₀. *Valores significativos ($p < 0,05$). N= 40 Praças.

Tabela 3. Resultado da análise de regressão linear múltipla para as seguintes variáveis independentes: Riq. Vegetal= Riqueza de espécies vegetais, N° Ind. Alt. <= Número de indivíduos vegetais na classe de altura de 0,5 a 6 metros, N° Ind. Alt. >= Número de indivíduos vegetais na classe de altura acima de 6,0 metros, Dist. Centro= Distância da praça ao centro da cidade, Prop. Cob. Veg.= Proporção de Cobertura Vegetal em 200 m de raio, N° Veic.= Número médio de veículos, sobre a riqueza de espécies de aves em praças públicas de Uberlândia, MG para o método de caminhadas em zigue-zague.

Variável Dependente	Variáveis Explicativas	Coefficiente de regressão	Coefficiente padrão	T	P
Riqueza da Avifauna	Riq. Vegetal	0,106	0,186	1,057	0,298
	N° Ind. Alt. <	-0,362	-0,040	-0,215	0,831
	N° Ind. Alt. >	5,846	0,467	2,964	0,006*
	Dist. Centro	0,000	0,075	0,554	0,583
	Prop. Cob. Veg.	230,329	0,243	2,162	0,038*
	N° Veic.	-3,407	-0,466	-3,443	0,002*

Nota: As variáveis N° Ind. Alt. <, N° Ind. Alt. > e N° Veic. foram transformadas por Log₁₀. *Valores significativos ($p < 0,05$). N= 40 Praças.

Em relação aos comportamentos da avifauna por família, nota-se que o comportamento agonístico, voo e sobrevoos apresentaram frequências semelhantes nos dois métodos de amostragem, com raras exceções. Por outro lado, os comportamentos de forrageio, repouso, procura e reprodução foram mais frequentes para a maioria das famílias no método de amostragem em zigue-zague e, quando registrados com o método de ponto de escuta, tiveram frequências semelhantes às registradas para o método de zigue-zague (Tabela 4).

Tabela 4. Porcentagem dos comportamentos executados pela avifauna de acordo com a família para ambos os métodos utilizados, ZigZag= Zigue-Zague; Ponto= Ponto de escuta.

Família	Agonístico		Forrageio		Procura		Repouso		Reprodução		Sobrevoos		Voo	
	ZigZag	Ponto	ZigZag	Ponto	ZigZag	Ponto	ZigZag	Ponto	ZigZag	Ponto	ZigZag	Ponto	ZigZag	Ponto
Accipitridae	8,1	9,1	4,7	1,8	26,2	21,8	16,1	3,6	5,4	0,0	9,4	1,8	30,2	29,1
Apodidae	0,0	0,0	83,2	80,8	0,0	0,0	2,5	0,0	3,1	0,0	4,3	0,0	6,8	1,4
Cathartidae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	2,0	2,5	0,0	0,0	13,0	16,3	84,8	80,6
Charadriidae	0,6	0,0	7,1	15,5	3,9	0,0	14,3	5,6	6,5	1,4	45,5	21,1	22,1	23,9
Columbidae	0,5	0,3	21,5	34,1	1,1	1,7	38,3	23,6	29,5	4,4	7,0	22,5	2,1	11,5
Cuculidae	1,3	0,0	16,3	18,5	28,1	18,5	39,9	11,1	3,3	0,0	0,0	0,0	11,1	20,4
Dendrocolaptidae	0,0	0,0	28,6	25,0	42,9	12,5	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,3	0,0
Estrildidae	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	23,1	9,4	0,0	0,0	0,0	64,2	76,9	24,5	0,0
Falconidae	10,0	3,0	2,6	1,5	22,2	14,3	6,3	8,3	2,0	0,8	27,1	27,1	29,9	41,4
Fringillidae	0,0	0,8	37,3	10,2	49,4	2,3	9,0	6,3	2,4	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0
Furnariidae	5,1	1,2	32,2	25,8	5,7	3,1	20,3	16,0	36,2	10,7	0,0	0,0	0,6	3,4
Hirundinidae	0,1	0,1	85,5	89,9	1,0	0,1	5,5	2,9	1,5	0,5	2,1	0,2	4,2	1,4
Icteridae	1,2	0,3	48,6	43,2	13,8	4,8	27,6	17,0	1,8	0,3	4,0	3,8	3,1	18,9
Mimidae	0,0	0,0	31,9	31,3	17,0	14,6	42,6	25,0	3,2	2,1	0,0	0,0	5,3	6,3
Passeridae	3,4	1,3	38,3	28,3	19,9	12,2	28,1	8,4	7,6	2,5	0,4	0,2	2,1	11,7
Picidae	1,6	0,0	37,7	28,6	37,7	4,8	11,5	0,0	3,3	0,0	8,2	0,0	0,0	0,0
Polioptilidae	1,5	0,6	60,1	10,9	20,9	5,1	1,5	1,1	15,0	1,7	0,0	0,0	0,9	2,3
Psittacidae	0,6	0,2	8,9	2,3	4,6	2,1	25,1	8,9	1,0	0,0	44,3	45,7	15,5	19,1
Ramphastidae	18,2	0,0	9,1	0,0	9,1	0,0	27,3	50,0	0,0	0,0	27,3	0,0	9,1	50,0
Rhynchocyclidae	0,0	0,0	58,6	3,5	21,9	3,9	2,2	0,0	17,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4
Thamnophilidae	0,0	0,0	46,0	4,3	34,0	0,0	6,0	4,3	14,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Thraupidae	2,7	0,5	27,7	7,2	35,8	10,7	21,9	5,4	6,4	1,4	1,6	1,3	3,9	9,1
Threskiornithidae	2,1	0,0	4,2	12,3	0,0	0,0	13,5	7,7	12,5	4,6	49,0	27,7	18,8	7,7
Trochilidae	23,2	29,5	38,0	21,0	4,7	4,9	22,5	8,9	6,4	0,0	0,7	0,0	4,4	19,2
Troglodytidae	0,0	0,0	23,5	0,0	0,0	0,0	52,9	0,0	23,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Turdidae	4,9	0,0	19,4	8,8	16,7	20,4	41,4	14,6	13,3	3,6	0,6	0,0	3,7	9,5
Tyrannidae	8,2	2,0	22,9	8,0	17,6	14,0	29,8	13,6	17,0	2,3	1,6	0,7	2,9	6,8
Vireonidae	4,3	0,0	17,4	4,4	50,7	13,3	13,0	0,0	13,0	4,4	0,0	0,0	1,4	0,0

DISCUSSÃO

O método de amostragem de avifauna por caminhadas em zigue-zague se mostrou mais eficiente do que o método de pontos de escuta, tanto no registro de espécies como de indivíduos de aves na área urbana, apesar de ser um método mais demorado na sua execução. O maior número de espécies e de registros e a maior diversidade da avifauna verificada no método de zigue-zague podem ser atribuídos a alguns fatores como ao fato desta metodologia ter o potencial de aumentar a probabilidade de encontrar espécies raras ou pouco frequentes. Uma vez que os habitats associados ao ambiente urbano são diferentes do ambiente natural, é importante buscar por metodologias que melhor se adequem a esse ambiente, permitindo um estudo eficiente da relação entre estrutura do habitat e a comunidade de aves. Essa preocupação já foi demonstrada por DeGraaf et al. (1991), que apontaram problemas que precisam ser considerados em áreas urbanas na identificação de procedimentos adequados para a amostragem de aves nesse ambiente, uma vez que métodos tradicionais de observação de aves podem se mostrar insatisfatórios. Dentre esses problemas estão: a variação de ruídos sonoros que pode criar parcialidade em técnicas requerendo sinais auditivos, problemas logísticos, acesso limitado e diferenças de visibilidade entre diferentes localidades da cidade (DeGraaf et al. 1991). Essa metodologia, que é pouco utilizada no país, mostrou-se bastante eficiente na detecção e registro de espécies de aves no ambiente urbano em relação ao método de ponto de escuta. Isso porque ao aumentar o tempo gasto na procura de aves com varreduras detalhadas em toda a área pesquisada, podem-se obter resultados mais próximos da realidade local. Assim, sugere-se o maior emprego dessa metodologia em trabalhos de levantamento da avifauna e de sua relação com a estrutura do habitat em áreas verdes urbanas mais perturbadas.

Foi verificado padrão similar no que se refere à ordem, à família e à guilda alimentar mais representativas para cada um dos métodos utilizados. É esperado haver um maior número de espécies da Ordem Passeriformes, uma vez que 414 das 759 (54,5%) espécies de aves que se reproduzem no Cerrado pertencem a essa ordem (Silva 1995). Em relação à maior representatividade da família Tyrannidae, vale lembrar que os tiranídeos formam um dos grupos mais diversificados da região Neotropical no que se refere ao número de espécies (Sibley and Monroe Jr. 1990). O predomínio de espécies onívoras e insetívoras para ambos os métodos ocorre de modo similar ao verificado em outras áreas urbanas do Brasil (Motta-Júnior 1990, Argel-De-Oliveira 1995, Matarazzo-Neuberger 1995, Villanueva and Silva 1996, D'Angelo-Neto et al. 1998, Krügel and Anjos 2000, Franchin and Marçal Júnior 2004, Valadão et al. 2006a,b, Reis et al. 2012). Geralmente, esses dois grupos de dieta são representados por espécies generalistas no ambiente urbano (Villanueva and Silva 1996). Esse fato pode ser decorrente das flutuações e da quantidade relativamente baixa de recursos como frutos e flores oferecidos no ambiente das cidades. Segundo Willis (1979), a baixa representatividade de frugívoros e nectarívoros pode ser resultado da carência, no ambiente urbano, de recursos alimentares utilizados por espécies dessas duas guildas, quando em comparação com os onívoros e insetívoros generalistas.

A espécie que apresentou maior abundância relativa média para ambos os métodos foi *Zenaida auriculata*. Outros estudos realizados na cidade de Uberlândia têm mostrado que essa espécie é comum na área urbana da cidade (Franchin and Marçal Júnior 2002, 2004, Franchin et al. 2004, Valadão et al. 2006 a,b, Torga et al. 2007). Além disso, outros três columbídeos foram abundantes para ambos os métodos, o que pode se dever ao fato de várias espécies deste grupo terem se ajustado com sucesso à presença e transformações humanas (Lefebvre 1985, Sick 1997, Gibbs 2001). Além disso, estudos realizados para caracterizar a avifauna

urbana em Uberlândia mostram que columbídeos são um dos principais grupos presentes na cidade (Franchin and Marçal Junior 2004, Valadão et al. 2006a,b, Torga et al. 2007).

É importante destacar que 12 espécies foram registradas apenas uma vez, tanto no total quanto exclusivamente com o método de zigue-zague, e seis espécies foram registradas apenas uma vez durante todo o período de estudo no método de ponto de escuta, porém não foram exclusivas deste método, sendo registradas outras vezes com o método de zigue-zague. Isso indica mais uma vez a importância da metodologia de zigue-zague empregada na detecção de espécies raras ou pouco frequentes. Além disso, cabe destacar que algumas dessas espécies com registros raros podem apresentar uma colonização recente no ambiente urbano ou mesmo estarem usando as praças como corredores ecológicos.

Em termos da curva de acumulação, observou-se que o método de ponto de escuta apresentou tendência à estabilização, aproximando-se mais do estimador em relação ao método de zigue-zague. Isso pode ter ocorrido pela tendência do último método de aumentar a probabilidade de registros de espécies raras ou pouco frequentes, de modo que a cada nova amostra, novas espécies de aves ainda podem ser observadas. Assim, um maior número de espécies ainda poderia ser registrado para a comunidade de aves urbana com o método de caminhadas em zigue-zague.

Em relação aos diferentes tempos de observação realizados para o método de pontos de escuta podemos verificar que houve um aumento na abundância e riqueza de espécies de aves ao longo dos três tempos realizados (5, 8 e 10 minutos). Os trabalhos realizados com ponto de escuta geralmente utilizam 5, 8 (Fraterrigo and Wiens 2005, Torga et al. 2007, Garrafa et al. 2008, Fontana et al. 2011) ou 10 minutos de observação, sendo que a maioria dos trabalhos utiliza 10 minutos (MacGregor-Fors 2008, Schlesinger et al. 2008, Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009, Huste and Boulinier 2011, Toledo et al. 2012, Huang et al. 2015, Change and Lee 2016). Porém, notamos que houve um aumento significativo na

riqueza e abundância de aves após esses intervalos, portanto, sugerimos que um maior tempo de observação seja realizado e que novos estudos sejam feitos para verificar o tempo necessário para investigar a riqueza e abundância de espécies de aves em áreas verdes urbanas.

Em relação a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças utilizando o método de pontos de escuta, verificou-se que a variação na composição da avifauna não apresentou relação com nenhuma das variáveis medidas nas praças pesquisadas. Isso pode demonstrar uma baixa precisão deste método na obtenção de padrões ecológicos em estudos da relação ave-habitat.

Por outro lado, a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças utilizando o método de caminhadas em zigue-zague, evidenciou a importância da estrutura da vegetação para a avifauna no ambiente urbano, especialmente quando há grande número de espécies e de indivíduos vegetais de alturas variadas. Além disso, a proporção de cobertura vegetal no entorno da praça também se mostra importante para algumas espécies de aves. Nesse sentido, algumas aves que conseguem se ajustar melhor ao ambiente urbano são atraídas em busca de recursos e conseguem se manter nas praças que possuem maior riqueza vegetal e estrutura vegetativa complexa. Em contrapartida, algumas espécies que são mais sensíveis à urbanização, são mais influenciadas pela cobertura vegetal no entorno das praças, o que está correlacionada com a presença de remanescentes de vegetação nativa na cidade e à proximidade da periferia. Pesquisas realizadas em outros locais têm mostrado que a composição da comunidade de aves e a abundância de muitas espécies são influenciadas pela riqueza e diversidade de espécies vegetais, podendo estar relacionadas também com a diversidade de alturas das plantas (Bojorges-Baños and López-Mata 2006, Daniels and Kirkpatrick 2006, MacGregor-Fors 2008, Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009).

Quando a riqueza de espécies de aves foi relacionada com a estrutura das praças, área, e perturbação humana, observou-se que algumas relações foram confirmadas por ambos os métodos de amostragem utilizados. Quanto mais indivíduos arbóreos nas praças e cobertura vegetal no entorno, mais espécies de aves são encontradas. Esses resultados reafirmam que a estrutura do ambiente, principalmente no que se refere à presença de cobertura vegetal, é uma das características mais importantes para a comunidade de aves. Uma maior complexidade estrutural da vegetação pode aumentar a diversidade de aves de um dado local (Bessinger and Osborne 1982, Matarazzo-Neuberger 1995). Nota-se que, quanto mais altos os indivíduos vegetais, melhores são as oportunidades encontradas pelas aves na utilização deste ambiente. Esse padrão é mais frequentemente observado em praças mais antigas, as quais apresentam indivíduos arbóreos já estabelecidos propiciando um ambiente mais adequado para as aves se abrigarem, alimentarem e nidificarem. A riqueza de aves pode não se relacionar com a riqueza vegetal, mas pode se relacionar positivamente à altura máxima das árvores presentes nos locais de estudo (MacGregor-Fors 2008).

Observou-se também que o fluxo de veículos teve relação negativa com a riqueza de espécies de aves, com mais espécies ocorrendo onde o número médio de veículos foi menor para ambos os métodos de amostragem. Estudos demonstram que o acréscimo na perturbação humana é associado com um decréscimo na riqueza de espécies e abundância total de aves. Isso porque, para que um indivíduo ocupe um local altamente perturbado ele deve enfrentar custos de predação maiores originados do número de pedestres (Fernández-Juricic 2000b). Além disso, já foi observado que a perturbação humana restringe a área e o tempo de exploração de ruas arborizadas pelas aves (Fernández-Juricic 2000a). O efeito negativo do tráfego humano pode ser devido também aos altos níveis de ruídos sonoros. O barulho pode interferir na comunicação acústica das aves e influenciar negativamente os parâmetros da história de vida de algumas espécies de aves, como a reprodução (Ditchkoff et al. 2006). Por

outro lado, pode indiretamente facilitar o sucesso reprodutivo de indivíduos de determinadas espécies nidificando em áreas ruidosas como um resultado das perturbações nas interações predador-presa (Francis et al. 2009). Nota-se a importância de se incorporar perturbações humanas no planejamento das cidades, uma vez que a probabilidade de ocorrer extinções locais pode ser aumentada (Fernández-Juricic 2000b).

Diversos fatores influenciam a sobrevivência e a diversidade de espécies de aves em ambientes urbanos. Dentre eles temos os atributos do hábitat; a qualidade e quantidade de recursos; a colisão com construções; bem como a capacidade de sobrevivência desses animais às ameaças como predação, doenças e perturbações humanas referentes ao tráfego de pedestres e veículos (Emlen 1974, Beissenger and Osborne 1982, Chace and Walsh 2006). Chang and Lee (2016) relatam em estudo realizado em parques urbanos que reduzir a infraestrutura e realizar o monitoramento e controle de perturbações resultariam numa melhora na qualidade do habitat e aumento da diversidade e estabilidade da avifauna urbana. Isso incluiria, por exemplo, a restrição ou proibição, especialmente na época de reprodução, da poda ou do corte de galhos e árvores mortos que são locais de nidificação e alimentação potencialmente importantes para espécies que nidificam em cavidades (Chang and Lee 2016).

É importante destacar que apesar das praças geralmente serem caracterizadas pela presença de muitas espécies arbustivas que possuem função paisagística, notou-se que essas espécies arbustivas e as árvores de pequeno porte não se relacionaram com a riqueza da avifauna no presente trabalho. Isso pode se dever ao fato dos arbustos geralmente serem de espécies exóticas que geralmente não oferecem flores e frutos como recursos alimentares para as aves e que passam por manutenção regular com podas frequentes e que juntamente com as árvores de pequeno porte podem deixar as aves mais expostas às perturbações humanas. Assim, não oferecem recursos alimentares ou reprodutivos e também abrigo adequado para a maioria das aves. Por outro lado, o maior número de espécies, de indivíduos vegetais com

porte maior e a cobertura vegetal no entorno das praças são importantes fatores atuando na presença de espécies de aves nas praças. Assim, é importante a manutenção e a criação de praças na cidade, especialmente com maior área, de modo a possibilitar o plantio de diferentes espécies e com diferentes portes, bem como em canteiros centrais e parques urbanos, oferecendo melhores oportunidades para a comunidade de aves sobreviver nesse ambiente.

O planejamento e estruturação das cidades com maior arborização contribuem para a manutenção de uma avifauna variada, uma vez que possibilita a sobrevivência e reprodução desses animais nesses ambientes. O aumento da diversidade estrutural da paisagem e da vegetação, especialmente com espécies nativas, beneficia a riqueza de espécies de aves e outros grupos animais (Atauri and De Lucio 2001, Shwartz et al. 2008, Threlfall et al. 2016). Essas características são largamente controladas pelo ser humano, portanto as decisões e ações de planejadores urbanos e proprietários de terras, influenciam se espécies de aves nativas vão persistir ou não em ambientes urbanos (McCaffrey and Mannan 2012). Espaços verdes urbanos têm potencial para contribuir para a conservação da biodiversidade urbana (Shwartz et al. 2014). Cabe destacar também a importância das praças para a qualidade de vida e bem-estar dos habitantes de ambientes cada vez mais urbanizados. Para isso, é necessário criar, manter e manejar adequadamente não apenas praças, mas outros ambientes nas cidades, para que sejam mais arborizados de forma a melhorar a qualidade de vida humana e a sobrevivência dos animais presentes nesses ambientes. Chiesura (2004) exemplifica usando parques urbanos como modelos, afirmando que os mesmos são muitas vezes criados para servir as necessidades humanas, porém, uma sociedade deve valorizar de forma similar a necessidade de conservar a biodiversidade (Chiesura 2004).

Em relação às atividades comportamentais da avifauna foi possível observar que o método de zigue-zague permitiu obter informações de forma mais precisa sobre a ocupação e exploração do ambiente urbano pela avifauna. Tais informações poderiam ser subestimadas

no caso de utilizar apenas o método de ponto de escuta, principalmente no caso de comportamentos que mostram o uso efetivo do ambiente, como forrageio, procura por recursos, repouso e reprodução.

O método de caminhadas em zigue-zague que apresenta maior tempo de observação se mostrou mais eficiente em relação ao método de ponto de escuta, possibilitando registrar maior número de espécies e indivíduos de aves, maior frequência de registro dos comportamentos que demonstram o uso efetivo do ambiente urbano pela avifauna e maior precisão na análise da relação ave-habitat. A utilização deste método foi possível na área urbana, porque num ambiente perturbado o fato de caminhar pela área de estudo em busca dos indivíduos não interfere no registro dos mesmos como ocorreria num ambiente florestal, onde o silêncio é essencial para se registrar as aves presentes. Devido ao fato de poucos estudos usarem o método de caminhadas em zigue-zague, encorajamos sua utilização, adaptando-o com o acréscimo do registro auditivo de forma a torná-lo ainda mais eficiente e menos trabalhoso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo A, Vielliard JME (1995) Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba 12 (3): 493-511. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751995000300004>
- Aleixo A (1999) Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor*, Camarillo 101: 537-548. <https://doi.org/10.2307/1370183>
- Anjos L, Boçon R (1999) Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111: 397-414.
- Anjos L, Zanette L, Lopes EV (2004) Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic forest in north Paraná, southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15: 137-144.
- Anjos L (2001) Bird communities in five Atlantic Forest fragments in Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, Montreal 12: 11-27.
- Anjos L (2007) A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(2): 239-243.
- Araújo GM, Nunes JJ, Rosa AG, Resende EJ (1997) Estrutura comunitária de vinte áreas de cerrado residuais no município de Uberlândia, MG. *Daphne* 7(2): 7-14.
- Argel-de-Oliveira MM (1995) Aves e vegetação em um bairro residencial da cidade de São Paulo (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia* 12 (1): 81-92. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751995000100011>
- Atauri JA, De Lucio JV (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147-159. <https://doi.org/10.1023/A:1011115921050>

- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA (1993) Bird census techniques. Academic Press, London, United Kingdom. 257 pp.
- Blair RB (1999) Birds and butterflies along an urban rural gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9: 164-170. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0164:BABAAU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0164:BABAAU]2.0.CO;2)
- Blair RB (2001) Creating a homogeneous avifauna. In: Marzluff, J.M.; Bowman, R.; Donnelly, R. (ed). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 459-486. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_22
- Blair R (2004) The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. *Ecology and Society* 9(5): 2. <https://doi.org/10.5751/ES-00688-090502>
- Blondel J, Ferry C, Frochot B (1981) Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* 6: 414-420.
- Brown ML, Donovan TM, Schwenk WS, Theobald DM (2014) Predicting impacts of future human population growth and development on occupancy rates of forest-dependent birds. *Biological Conservation* 170: 311–320. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.039>
- CBRO (2015) Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23(2): 91-298.
- Chang H, Lee Y (2016) Effects of area size, heterogeneity, isolation, and disturbances on urban park avifauna in a highly populated tropical city. *Urban Ecosystems* 19: 257–274. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0481-5>
- Chiesura A (2004) The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68:129–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.003>
- Cowell RK (2005) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at:

<http://purl.oclc.org/estimates>.

- D'Angelo-Neto S, Venturin N, Oliveira-Filho ATO, Costa FAF (1998) Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no Campus da UFLA. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro (3): 463-472. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000300011>
- Degraaf RM, Geis AD, Healy PA (1991) Bird population and habitat surveys in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 21: 181-188. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(91\)90017-G](https://doi.org/10.1016/0169-2046(91)90017-G)
- Dobkin DS, Rich AC (1998) Comparison of Line-Transect, Spot-Map, and Point-Count Surveys for Birds in Riparian Habitats of the Great Basin (Comparación de Monitoreos por Transectos lineares, Mapas de Puntos, y Conteos por Puntos Para Aves en Hábitats Riparios de la Gran Cuenca). *Journal of Field Ornithology* 69(3): 430-443.
- Fernández-Juricic E (2004) Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an Urban-fragmented landscape (Madrid, Spain). Implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69: 17-32. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.09.001>
- Fontana CS, Burger MI, Magnusson WE (2011) Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems* 14(3): 341-360. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0156-9>
- Franchin AG, Oliveira GM, Melo C, Tomé CER, Marçal Júnior O (2004) Avifauna do Campus Umuarama, Universidade Federal de Uberlândia (Uberlândia, MG). *Revista Zoociências* 6(2): 219-230.
- Franchin AG, Marçal Júnior O (2004) A riqueza da avifauna do Parque do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas* 17(1): 179-202.

- Franchin AG, Marçal Júnior O (2002) A riqueza da avifauna urbana em praças de Uberlândia (MG). *Revista Eletronica Horizonte Científico* 1(1): 1-20, <http://www.propp.ufu.br/revistaelectronica/edicao2002/B/A%20riqueza%20da%20avifaunaPDF>. (Acessado em 22 de janeiro de 2015).
- Fraterrigo JM, Wiens JA (2005) Bird communities of the Colorado Rocky Mountains along a gradient of exurban development, *Landscape and Urban Planning* 71: 263-275. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(04\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(04)00080-5)
- Frisch JD, Frisch CD (2005) Aves Brasileiras e plantas que as atraem, Dalgas Ecoltec-Ecologia Técnica Ltda., São Paulo.
- Garaffa PI, Filloy J, Bellocq MI (2009) Bird community responses along urban–rural gradients: does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90(1-2): 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.004>
- Gibbs B, Barnes E, Cox J (2001) Pigeons and Doves: A guide to the pigeons and doves of the world, Yale University Press: New Haven and London.
- Google Earth 5.1 (2016) US Dept. of State Geographer. Google. Imagens, 2015.
- Huang Y, Zhao Y, Li S, Gadow K von (2015) The Effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks, *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 1027-1039. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.010>
- Husté A, Boulinier T (2011) Determinants of bird community composition on patches in the suburbs of Paris, France, *Biological conservation* 144: 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.022>
- IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2009) Biomas. Mapas temáticos. IBGE, Brasil. <http://www.ibge.gov.br/>. (acesso em 18/02/2016).

- Jokimaki J, Suhonen J (1993) Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica* 70: 71–77.
- Jokimaki J, Suhonen J (1998) Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39: 253-263.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00089-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3)
- Karr JR (1981) Surveying birds in the tropics. *Studies in Avian Biology* 6: 548–553.
- Krügel MM, Anjos L (2000) Bird communities in forest remnants in the city of Maringa, Paraná State, Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 11: 315-330.
- Lefbvre L (1985) Stability flock composition in urbans pigeons. *Auk* 2: 886-888.
- Lim HC, Sodhi NS (2004) Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66: 199-215.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00111-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00111-7)
- MacGregor-Fors I (2008) Relation between habitat attributes and bird richness in a new western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning* 84: 92-98.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.06.010>
- Marini MÂ, Cavalcanti RB (1998) Frugivory by *Elaenia* flycatchers. *Hornero* 15: 47-50.
- Marini MÂ (2001) Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* 11: 11-23. <https://doi.org/10.1017/S0959270901001034>
- Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (2001) A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches, p. 1-18. Em: J. M. Marzluff, R. Bowman e R. Donnelly (eds.) *Avian Ecology in an Urbanizing World*, Kluwer Academic: Norwell, Massachusetts. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_1
- Matarazzo-Neuberger WM (1995) Comunidades de aves de cinco parques e praças da Grande São Paulo, Estado de São Paulo. *Ararajuba* 3: 13-19.

- McCaffrey RE, Mannan RW (2012) How scale influences birds' responses to habitat features in urban residential Areas. *Landscape and Urban Planning* 105: 274–280. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.022>
- McCune B, Mefford MJ (2006) PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 5.10. Mjmm Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Mendonça-Lima A, Fontana CS (2000) Composição, frequência e aspectos biológicos da avifauna no Porto Alegre country clube, Rio Grande do Sul. *Ararajuba* 8(1): 1-8.
- Menon M, Mohanraj R (2016) Temporal and spatial assemblages of invasive birds occupying the urban landscape and its gradient in a southern city of India. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* 9: 74-84. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2015.12.005>
- Motta-Júnior JC (1990) Estrutura trófica e composição das avifaunas de três ambientes terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65-71.
- Ortega-Alvarez R, MacGregor-Fors I (2009) Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition, *Landscape and Urban Planning* 90(3-4): 189-195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>
- Paker Y, Yom-Tov Y, Alon-Mozes T, Barnea A (2014) The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 122: 186– 195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>
- Ralph CJ, Scott JM (eds.) (1981) Estimating the number of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* 6.
- Ralph CJ, Sauer JR, Droege S Tech (eds.) (1995) Monitoring bird populations by point. United States Department of Agriculture. Forest Service Pacific Southwest. Research Station

General Technical Report PSW-GTR-149.

- Reis E, López-Iborra GM, Pinheiro RT (2012) Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning* 107(1): 31–42.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.009>
- Sacco AG, Bergmann FB, Rui AM (2013) Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 13(2): 153-162.
<https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000200014>
- Schlesinger MD, Manley PN, Holyoak M (2008) Distinguishing stressors acting on land bird communities in an urbanizing environment, *Ecology* 89(8): 2302-2314.
<https://doi.org/10.1890/07-0256.1>
- Secretaria Municipal de Serviços Urbanos, Banco de Dados Integrado de Uberlândia, Prefeitura Municipal de Uberlândia, MG, 2008.
http://www.uberlandia.mg.gov.br/home_bdi.php. (Acessado em 25 de janeiro de 2015).
- Sibley CG, Monroe Jr. BL (1990) *Distribution and taxonomy of birds of the world*. New Haven: Yale University.
- Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Sigrist T (2006) *Aves do Brasil: uma visão artística*. São Paulo: Fوسفértil.
- Silva JMC (1995) Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, Copenhagen, 21: 69-92.
- Simons TR, Alldredge MW, Pollock KH, Wettroth JM (2007) Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *Auk* 124(3): 986–999.
[https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2007\)124\[986:EAOTAD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2007)124[986:EAOTAD]2.0.CO;2)
- StatSoft, Inc. (2004). *STATISTICA (Data analysis software system)*, Version 7.

www.statsoft.com (access on 18 May 2016).

- Shwartz A, Shirley S, Kark S (2008) How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landscape and Urban Planning* 84: 219–229. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.08.003>
- Shwartz A, Muratet A, Simon L, Julliard R (2013) Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation* 157(0): 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.009>
- Shwartz A, Turbé A, Julliard R, Simon L, Prévot AC (2014) Outstanding challenges for urban conservation research and action. *Global Environmental Change* 28(0): 39–49. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.002>
- Systat (2002) Systat®10.2 software. Systat products, SPSS Inc.
- Threlfall CG, Williams NSG, Hahs AK, Livesley SJ (2016) Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning* 153: 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.011>
- Toledo MCB, Donatelli RJ, Batista GT (2011) Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 15(1): 111–131. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0195-2>
- Torga K, Franchin AG, Marçal Júnior O (2007) A avifauna em uma seção da área urbana de Uberlândia, MG. *Revista Biotemas* 20(1): 7-17.
- Turner WR (2002) Citywide biological monitoring as a tool for ecology and conservation in urban landscapes: the case of Tucson Bird Count. *Landscape and Urban Planning* 65: 149-166. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00012-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00012-4)
- Valadão RM, Franchin AG, Marçal Júnior O (2006a) A avifauna no Parque Municipal Santa Luzia, zona urbana de Uberlândia, Minas Gerais. *Revista Bioscience Journal* 22(2): 97-

108.

- Valadão RM, Franchin AG, Marçal Júnior O (2006b) A avifauna no Parque Municipal Victório Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas* 19(1): 77-87.
- Verner J (1985) Assessment of counting techniques. *Current Ornithology* 2: 247-302.
https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2385-3_8
- Villanueva REV, Silva M (1996) Organização trófica da avifauna do campus da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC. *Biotemas* 9 (2): 57-69.
- Willis EO (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33(1): 1-25.
- Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*. 4 Ed. New Jersey, Prentice Hall.

Anexo 1:

Siglas das praças de acordo com o bloco de observação por proximidade utilizadas no Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS).

Praças	Sigla
Tubal Vilela	P1
Clarimundo Carneiro	P2
Cel Carneiro	P3
Cel Virgílio Rodriques Cunha	P4
Rubens Pereira Rezende	P5
Virgilato Orozimbo Pereira	P6
Vasco Gifoni	P7
Dr. Ney Hugo Alencar	P8
Dr. Manoel Crosara	P9
Ana Moraes	P10
Oswaldo Vieira Gonçalves	P11
Participação	P12
Nicolau Feres	P13
João Jorge Cury	P14
Clarinda Freitas	P15
Lincoln	P16
Ana Diniz	P17
Hermínia Zoccolli	P18
Senador Camilo Chaves	P19
Anísia Maria de Jesus	P20
Amélia Souza Zardo	P21
Nídia Feres Tannus	P22
Maestro Cláudio Santoro	P23
Theodora Santos	P24
Sebastião José Naves	P25
Canto Maior dos Palmares	P26
José Motta	P27
Anahyta Tannus	P28
Américo Ferreira de Abreu	P29
Luiz Finotti	P30
Aparecido Álvares	P31
Said Chacur	P32
Edgar de Paulo	P33

Santa Maria Anjos	P34
Dr. Bolívar Carneiro	P35
Sinfonia	P36
Tenente Cel Edson Cordeiro	P37
1º de Maio	P38
Felipe dos Santos	P39
Urias Batista dos Santos	P40

Anexo 2:

Siglas das Espécies de aves presentes no Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS).

<i>Espécie de Ave</i>	<i>Código Ave</i>
<i>Amazilia fimbriata</i>	Amazilia f
<i>Amazilia versicolor</i>	Amazilia v
<i>Anhinga anhinga</i>	Anhinga
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	Anthraco
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	Aphantoc
<i>Ara ararauna</i>	Ara arar
<i>Asio stygius</i>	Asio sty
<i>Athene cunicularia</i>	Athene c
<i>Brotogeris chiriri</i>	Brotoger
<i>Bubulcus ibis</i>	Bubulcus
<i>Buteo brachyurus</i>	Buteo br
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Camptost
<i>Caracara plancus</i>	Caracara
<i>Cariama cristata</i>	Cariama
<i>Cathartes aura</i>	Catharte
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Chlorost
<i>Chordeiles nacunda</i>	Chordeil
<i>Coccyzus americanus</i>	Coccyzus a
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Coccyzus m
<i>Coereba flaveola</i>	Coereba
<i>Colaptes campestris</i>	Colaptes c
<i>Colaptes melanochloros</i>	Colaptes m
<i>Columba livia</i>	Columba
<i>Columbina squammata</i>	Columbina s
<i>Columbina talpacoti</i>	Columbina t
<i>Coragyps atratus</i>	Coragyps
<i>Crotophaga ani</i>	Crotopha
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Cyclarhi
<i>Dacnis cayana</i>	Dacnis c
<i>Diopsittaca nobilis</i>	Diopsitt
<i>Elaenia flavogaster</i>	Elaenia f

<i>Elaenia spectabilis</i>	Elaenia s
<i>Elanus leucurus</i>	Elanus l
<i>Empidonomus varius</i>	Empidono
<i>Estrilda astrild</i>	Estrilda
<i>Eupetomena macroura</i>	Eupetome
<i>Euphonia chlorotica</i>	Euphonia
<i>Eupsittula aurea</i>	Eupsittu
<i>Falco femoralis</i>	Falco fe
<i>Falco sparverius</i>	Falco sp
<i>Florisuga fusca</i>	Florisug
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Forpus x
<i>Furnarius rufus</i>	Furnariu
<i>Gampsonyx swainsonii</i>	Gampsony
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Geranoae
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Geranosp
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Glaucidi
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Gnorimop
<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i>	Griseoty
<i>Guira guira</i>	Guira gu
<i>Helimaster furcifer</i>	Helimaster f
<i>Helimaster squamosus</i>	Helimaster s
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	Herpsilo
<i>Hydropsalis albicollis</i>	Hydropsa
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Icterus
<i>Ictinia plumbea</i>	Ictinia
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Lepidoco
<i>Machetornis rixosa</i>	Machetor
<i>Megarynchus pitangua</i>	Megarync
<i>Melanerpes candidus</i>	Melanerp
<i>Milvago chimachima</i>	Milvago
<i>Mimus saturninus</i>	Mimus sa
<i>Molothrus bonariensis</i>	Molothru
<i>Myiarchus ferox</i>	Myiarchus f
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Myiarchus t
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Myiodyna
<i>Myiozetetes similis</i>	Myiozete
<i>Nemosia pileata</i>	Nemosia
<i>Nyctibius griseus</i>	Nyctibiu
<i>Orthopsittaca manilata</i>	Orthopsi
<i>Pachyramphus validus</i>	Pachyram
<i>Paroaria dominicana</i>	Paroaria
<i>Passer domesticus</i>	Passer d
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Patagioenas c
<i>Patagioenas picazuro</i>	Patagioenas p
<i>Piaya cayana</i>	Piaya ca
<i>Picumnus albosquamatus</i>	Picumnus

<i>Pitangus sulphuratus</i>	Pitangus
<i>Platalea ajaja</i>	Platalea
<i>Polioptila dumicola</i>	Poliopti
<i>Progne chalybea</i>	Progne c
<i>Progne tapera</i>	Progne t
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Psittaca
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Pygochel
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Pyroceph
<i>Ramphastos toco</i>	Ramphast
<i>Rupornis magnirostris</i>	Rupornis
<i>Saltator maximus</i>	Saltator
<i>Satrapa icterophrys</i>	Satrapa
<i>Sicalis flaveola</i>	Sicalis
<i>Sporophila caerulescens</i>	Sporophila c
<i>Sporophila nigricollis</i>	Sporophila n
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Stelgido
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Syrigma
<i>Tachornis squamata</i>	Tachorni
<i>Tangara cayana</i>	Tangara c
<i>Tangara palmarum</i>	Tangara p
<i>Tangara sayaca</i>	Tangara s
<i>Taraba major</i>	Taraba m
<i>Tersina viridis</i>	Tersina
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Thamnoph
<i>Theristicus caudatus</i>	Theristi
<i>Thlypopsis sordida</i>	Thlypops
<i>Tityra cayana</i>	Tityra c
<i>Todirostrum cinereum</i>	Todirost
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Tolmomyi
<i>Troglodytes musculus</i>	Troglody
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Turdus a
<i>Turdus leucomelas</i>	Turdus l
<i>Turdus rufiventris</i>	Turdus r
<i>Tyrannus albogularis</i>	Tyrannus a
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tyrannus m
<i>Tyrannus savana</i>	Tyrannus s
<i>Vanellus chilensis</i>	Vanellus
<i>Veniliornis passerinus</i>	Venilior
<i>Volatinia jacarina</i>	Volatini
<i>Xolmis cinereus</i>	Xolmis c
<i>Zenaida auriculata</i>	Zenaida

CAPÍTULO 2 – RESPOSTAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DA AVIFAUNA URBANA À QUALIDADE DO HÁBITAT E PERTURBAÇÃO HUMANA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL

RESUMO

A urbanização é reconhecida em todo o mundo como uma das principais forças que afeta a diversidade biológica. No ambiente urbano, as áreas verdes podem suportar níveis de biodiversidade relativamente altos. Tais áreas têm sido cada vez mais pesquisadas de forma a demonstrar a sua importância para a avifauna, uma vez que fornecem habitats adequados para várias espécies e não apenas para as aves exploradoras e exóticas frequentemente mais observadas na área urbana. Nesse estudo objetivamos examinar as respostas temporais da comunidade de aves à estrutura do habitat e à perturbação humana em praças de diferentes regiões da cidade de Uberlândia, MG. O estudo foi realizado em 40 praças em dois diferentes períodos, sendo o primeiro em 2009 e o segundo período entre os anos de 2014 e 2015. Foram realizadas medidas estruturais locais e da paisagem nas praças e de perturbação humana. Foi utilizado teste T pareado para comparar variáveis estruturais e riqueza e abundância de aves e correlação de Pearson para verificar as relações entre as variáveis com a riqueza e abundância de aves para ambos os períodos amostrados. NM-MDS foi realizado para identificar variáveis ambientais correlacionadas com a composição da avifauna nas praças para ambos os períodos de amostragem. Não houve diferença significativa da riqueza, abundância e dieta entre os dois períodos. A cobertura vegetal da praça foi maior no ano de 2015 ($T = -3.38584$, $DF = 39$, $p < 0,01$), já a porcentagem de cobertura vegetal do entorno ($T = 2,175277$, $DF = 39$, $p < 0,05$), a porcentagem de solo não pavimentado no entorno ($T = 10.27622$, $DF = 39$, $p < 0,001$), o número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte ($T = -5.20710$, $DF = 39$, $p < 0,001$), o número de pedestres ($T = -8.68901$, $DF = 39$, $p < 0,001$), e a riqueza vegetal foram maiores no ano de 2010. As variáveis estruturais que tiveram correlação positiva com a riqueza de aves foram: a abundância de aves, a cobertura vegetal da praça, a riqueza vegetal, o número de indivíduos vegetais de grande porte e o número de animais domésticos nos dois períodos de amostragem, a porcentagem de solo não pavimentado no entorno em 2010 e o número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte no ano de 2015. Já o número de veículos teve correlação negativa com a riqueza de aves nos dois períodos de amostragem. As variáveis estruturais que tiveram correlação positiva com a abundância de aves foram: riqueza de aves, cobertura vegetal da praça, área da praça, riqueza vegetal, número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte, número de indivíduos vegetais de grande porte, número de pedestres e número de animais domésticos para ambos os períodos de amostragem. Já a proporção de solo não pavimentado na praça teve correlação negativa com a abundância de aves nos dois períodos de amostragem. Com a análise de NM-MDS foi verificada a importância da estrutura da vegetação para a avifauna no ambiente urbano verificando-se que em um período de 5 anos a composição da avifauna nas praças pesquisadas, o padrão da composição e as variáveis que explicam não sofreram variação significativa. Assim, notamos que a comunidade de aves em praças de Uberlândia não sofreram alterações significativas após um período de 5 anos, o que pode ser explicado pelo fato das alterações na estrutura do ambiente não terem se refletido na comunidade de aves em função do tempo relativamente curto entre as avaliações, com poucas alterações de grande porte na estrutura física das praças e arredores.

Palavras-chave: aves, urbanização, variação temporal, estrutura urbana.

INTRODUÇÃO

A urbanização é reconhecida em todo o mundo como uma das principais forças que afetam a diversidade biológica (Marzluff 2016). Existe um consenso de que as consequências ecológicas da urbanização podem ser surpreendentes, o que torna essencial o monitoramento de padrões e tendências da vida silvestre nas cidades (Paker et al. 2014). O domínio dos ecossistemas pelo ser humano produz uma variedade de respostas, podendo levar muitas espécies a extinção (Vitousek et al. 1997). Isso se deve primariamente à incapacidade de grande parte das espécies em tolerar as pressões do ambiente humano. Contudo, existem espécies que podem responder positivamente à interferência do homem sobre o meio natural, adaptando-se e explorando o ambiente urbano (Marzluff 2012). Assim, estudos com a avifauna em cidades de todo o mundo têm mostrado uma rápida adaptação comportamental e morfológica deste grupo, principalmente devido à sua plasticidade fenotípica (Marzluff 2016).

Estudos realizados em áreas urbanas, investigando a relação humana com a natureza e com a avifauna, têm se tornado cada vez mais frequentes; porém, não há uma avaliação sistemática de tendências nesses trabalhos (Magle et al. 2012, Marzluff 2016). Nos últimos anos, tem sido observada uma forte aceleração no número de estudos sobre a avifauna urbana no Hemisfério Sul, mas a maior parte dos trabalhos sobre a ornitologia urbana ainda se concentra no Hemisfério Norte (Magle et al. 2012, Marzluff 2016). Tais estudos têm focado mais intensamente em processos como sobrevivência, reprodução e demografia, sendo poucos os que abordam padrões de respostas à urbanização, especialmente aspectos da paisagem, como a abundância e a diversidade de espécies (Marzluff 2016).

Aproximadamente metade dos estudos realizados com aves urbanas nos últimos anos, abordou somente uma ou duas espécies (Marzluff 2016). Apesar da variedade de espécies de aves encontradas nas cidades, poucas são pesquisadas mais detalhadamente e, geralmente, esses estudos estão limitados às chamadas tolerantes urbanas (Marzluff 2016). Ocorre que

estudos de guildas ecológicas têm levado a um consenso de que aves generalistas podem prosperar no ambiente urbano em oposição às especialistas e, uma vez que cada espécie responde de forma diferente a urbanização, o sucesso das espécies generalistas sobre as especialistas leva a uma rotatividade na composição de aves, tanto temporal e espacialmente como entre o ambiente natural/rural e urbano (Marzluff 2016). De fato, em geral, observa-se que aves generalistas ou comportamentalmente flexíveis apresentam sucesso na colonização e persistência nas áreas urbanas (McKinney 2006, Bonier et al. 2007, Muller 2009, Evans et al. 2011, Lowry et al. 2013, Sol et al. 2013).

Nessa perspectiva, áreas verdes urbanas têm sido cada vez mais pesquisadas, de forma a demonstrar a sua importância para a avifauna (MacGregor-Fors et al. 2010, Carbo-Ramirez and Zuria 2011), sobretudo, por oferecerem habitats adequados para diferentes espécies (McKinney and Lockwood 1999, Paker et al. 2014). Tais áreas podem suportar níveis de biodiversidade relativamente altos (McKinney 2006) e o seu estudo oferece subsídios aos planejadores urbanos para melhor compreenderem os efeitos do habitat urbano sobre as aves e como planejar esses espaços (Paker et al. 2014).

A avaliação de comunidades de aves pode ser feita medindo-se a riqueza de espécies, a diversidade de espécies e/ou a estrutura da comunidade. Quando caracterizam-se as comunidades de aves, aumenta-se o entendimento das interações que possuem com os diferentes habitats urbanos que utilizam, podendo verificar também os efeitos da estrutura ambiental na comunidade de aves (Paker et al. 2014). Assim, temos como objetivo geral examinar as respostas temporais da comunidade de aves à estrutura do hábitat e à perturbação humana em praças públicas de diferentes regiões da cidade de Uberlândia, MG, entre os anos de 2009 e 2014/2015. Os objetivos específicos são: 1) Avaliar possíveis diferenças temporais e espaciais na riqueza e na abundância da avifauna nas praças pesquisadas; 2) Avaliar a variação na estrutura do hábitat e no nível de perturbação humana nessas áreas após um

período de cinco anos; 3) Verificar se as respostas da avifauna às variáveis ambientais testadas e à perturbação humana diferiram após um período de 5 anos. As hipóteses testadas foram: 1) A comunidade de aves apresentará mudanças em relação ao período de tempo, reduzindo a riqueza e abundância e modificando a composição de espécies após cinco anos; 2) As variáveis ambientais relacionadas a urbanização, assim como a perturbação humana, apresentarão valores maiores em função do tempo, enquanto as variáveis ambientais relacionadas à vegetação serão menores após um período de cinco anos; 3) A avifauna apresentará padrão de composição e relação com variáveis ambientais e de perturbação humana diferente após um período de cinco anos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em 40 praças distribuídas em diferentes regiões da zona urbana de Uberlândia, MG (18°52'34''S, 48°15'21''W). A cidade está localizada na região do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, sendo a principal cidade desta região (Secretaria Municipal de Serviços Urbanos 2008). O município possui altitude média de 863 m e área de 4.115,9 km², dos quais 219 km² são de área urbana. A população apresenta forte concentração urbana com aproximadamente 634.345 habitantes (IBGE 2010).

O Bioma característico da região é o Cerrado, o qual apresenta sua vegetação original reduzida a pequenos fragmentos isolados, devido às atividades agropecuárias e reflorestamentos em seu entorno (Araújo et al. 1997). Estimativas mostram que aproximadamente 75% da área natural do município foram convertidas em áreas de pastagem e plantações de soja (Marini 2001). O clima da região apresenta nítida sazonalidade, com

chuvas de outubro a março e seca de abril a setembro. A precipitação anual e a média diária de temperatura oscilam em torno de 1550 mm e 22 e 27°C, respectivamente (Klink and Machado 2005).

Procedimentos

Amostragem da Avifauna

As observações da avifauna foram realizadas na parte da manhã em dois diferentes períodos, sendo o primeiro em 2009 e o segundo período nos anos de 2014 e 2015. Foram realizadas oito sessões de observação ao longo do primeiro período de amostragem, totalizando 412 horas de amostragem e oito sessões de observação no segundo período, totalizando 400 horas de observação, ambas distribuídas igualmente durante as duas estações climáticas da região.

As praças foram organizadas geograficamente em dez blocos de amostragem, com quatro praças por bloco agrupadas de acordo com a proximidade entre si. Foi amostrado um bloco por dia no período da manhã. A cada nova amostragem dos blocos, a ordem de observação das praças foi invertida de forma a minimizar a influência do horário do dia sobre a atividade das aves. Além disso, as praças selecionadas possuíam uma distância mínima de 250 metros entre si para garantir independência entre as amostras.

Para a amostragem da avifauna foram realizadas caminhadas em zigue-zague em toda a área de estudo (adaptado de Jokimaki and Suhonen 1998). Os registros foram visuais, sendo que os registros sonoros foram utilizados apenas para auxiliar a localização da ave. O tempo de observação por praça variou de acordo com o tempo necessário para percorrer e observar toda a extensão da praça e seu entorno imediato averiguando também todas as copas das árvores presentes, sendo estabelecido um tempo mínimo por praça de 40 minutos. Foram

registrados todas as espécies e indivíduos de aves presentes, a localização (estrato vertical e substrato), o comportamento e o recurso utilizado. O registro de todos os indivíduos presentes nas praças tomando-se o cuidado de não anotar indivíduos já registrados, foi possível devido às características das áreas de estudo, uma vez que praças públicas são áreas de amostragem abertas e que apresentam espaço limitado, permitindo a visualização e contagem dos indivíduos de forma mais acurada. Além disso, todas as observações tinham o auxílio de um ou dois assistentes de campo fixos e treinados, que auxiliavam na confirmação do número de indivíduos e identificação das espécies, aumentando também a probabilidade de encontrar e registrar novas espécies.

Para a identificação das espécies foram utilizados binóculos 8 x 40 mm, sendo que quando necessário, foi utilizada literatura especializada (Frisch and Frisch 2005, Sigrist 2006) e realizados registros fotográficos e/ou sonoros para posterior identificação. Para os registros foram utilizadas fichas de campo padronizadas. A nomenclatura e a ordem taxonômica estão de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2015). As aves registradas foram agrupadas em guildas de alimentação de acordo com a dieta predominante: carnívora, detritívora, frugívora, granívora, insetívora, nectarívora, onívora (Willis 1979, Motta-Júnior 1990, Sick 1997, Marini and Cavalcanti 1998).

Medidas da estrutura do habitat

Foram realizadas medidas locais nas praças no que se refere às características estruturais do ambiente, a estrutura da vegetação e ao grau de perturbação humana. Dessa forma, foram feitas medidas da área das praças, do número de espécies e indivíduos vegetais, da altura dos indivíduos vegetais, da porcentagem de solo não-pavimentado, do número de edificações (residências, prédios, comércios, indústrias) e presença de jardins, terrenos baldios e avenidas no entorno imediato de cada praça. Algumas medidas não foram repetidas no

segundo período de observação, uma vez que não foram observadas mudanças notáveis ao longo do tempo. Porém, o número de espécies e indivíduos vegetais e a altura dos indivíduos vegetais foram medidas novamente no segundo período de observação (2014/15).

A perturbação humana local foi quantificada por meio de contagens do número de pedestres e do fluxo de veículos nas praças e em seu entorno imediato durante cinco minutos em cada visita realizada. A presença de animais domésticos (cães e gatos) também foi quantificada nas praças em todas as visitas. Após a plotagem desses dados obteve-se a média ponderada dessas contagens. Essas medidas foram realizadas durante os dois períodos de estudo (2009 e 2014/15).

Medidas da paisagem foram realizadas a partir de imagens de satélite utilizando Google Earth Pro, versão 7.1.8.3036, para a localização e demarcação de cada praça. Foram feitas medidas da cobertura vegetal da praça e estimada a porcentagem de cobertura vegetal e de solo não pavimentado no entorno das praças para ambos os períodos de estudo (imagens de 2010 e 2015). Para a medida de cobertura vegetal da praça foi utilizada a ferramenta polígonos para a obtenção da área. Para a medida da porcentagem de cobertura vegetal e de solo não pavimentado no entorno das praças, foram delimitados círculos de 500 metros de raio a partir do centro de cada praça, excluindo a área das mesmas e realizando-se a estimativa.

Além disso, foram realizadas medidas da menor distância das praças em relação à periferia, ao centro da cidade, ao remanescente de vegetação nativa mais próximo, ao vazio urbano mais próximo e ao curso d'água mais próximo. Essas medidas foram realizadas apenas uma vez, já que não foram observadas mudanças significativas ao longo do tempo dos dois períodos de amostragem. Para as medidas de distância foi considerado o ponto da área pesquisada na borda mais próxima à variável de interesse.

Análise de dados

Foram calculados a média e o erro padrão para todas as variáveis estruturais e de perturbação medidas para ambos os períodos de amostragem. Em seguida foi utilizado teste T pareado para comparar variáveis estruturais e riqueza e abundância de aves para os dois períodos de amostragem. Foi usado log para a transformação das seguintes variáveis: Cobertura vegetal no entorno, Porcentagem de solo não pavimentado no entorno da praça, Número de indivíduo vegetal de pequeno e médio porte, Número de indivíduo vegetal de grande porte, Número de veículos, Número de pedestres, Animais domésticos e Riqueza de aves.

Para verificar as relações entre as variáveis com a riqueza e abundância de aves para ambos os períodos amostrados foi utilizada correlação de Pearson. Mais de uma variável pode prever a riqueza, abundância e diversidade de aves, uma vez que podem ocorrer interações entre as variáveis (Toledo et al. 2011). Para realizar a correlação as seguintes variáveis foram transformados por log: Riqueza de aves, Abundância de aves, Porcentagem de solo não pavimentado no entorno, Distância de curso de água, Proporção solo não pavimentado na praça, Número de indivíduo vegetal de pequeno e médio porte, Número de pedestres e Número de veículos e utilizou-se transformação pela raiz quadrada para a Área da praça. Número de indivíduo vegetal de grande porte foi transformado apenas para o ano de 2010 e Cobertura vegetal do entorno e Animais domésticos apenas para o ano de 2015. Foi utilizado o software Statistica 7.0 para realizar todas essas análises (StatSoft Inc. 2004). Foi considerado índice de significância de $p = 0,05$ para os testes realizados (Zar 1999).

Escalonamento Multidimensional Não-Métrico NM-MDS utilizando o software PC-ORD versão 5.10 (McCune and Mefford 2006) foi realizado para identificar variáveis ambientais correlacionadas com a composição da avifauna nas praças para ambos os períodos de amostragem. Foram utilizados os dados da abundância máxima das espécies para essa

ordenação e foram gerados gráficos que identificam a distribuição das praças de acordo com sua composição de espécies e sua relação com as variáveis ambientais. Antes de empregar o NM-MDS, espécies que ocorreram apenas em uma praça foram removidas da análise. Com esse procedimento, o ruído em conjunto de dados extensos é reduzido e melhora a precisão de relações entre os fatores ambientais e a composição da comunidade. Valores de variáveis ambientais e de perturbação humana que não apresentaram normalidade dos dados foram transformados por \log_{10} para melhorar a quantidade de variação explicada pela ordenação no NM-MDS (McCune and Mefford 2006). Para os dados ecológicos serem úteis, o stress final e a instabilidade final no NM-MDS não devem exceder 20 e 0,0001, respectivamente. O número de interações é o número de passos que o NM-MDS realizou para encontrar a solução final (McCune and Mefford 2006).

Para as análises de ordenação foram consideradas apenas as espécies que efetivamente utilizavam as praças; aves apenas em percurso foram desconsideradas nestas análises. Desta forma, buscou-se uma análise mais fidedigna da relação entre a estrutura do hábitat e a comunidade de aves utilizando este ambiente. Para testar a normalidade dos dados foi utilizado em todas as análises o teste Lilliefors - Kolmogorov Smirnov (Systat 10.2 2002).

RESULTADOS

Riqueza e abundância da avifauna nos dois períodos de amostragem

Foram registradas 121 espécies de aves no primeiro período de amostragem (2009), distribuídas em 16 ordens e 36 famílias. A Ordem mais representativa foi Passeriformes com 55 espécies (46% do total de registros), seguida por Apodiformes (15 espécies; 12%). A família Tyrannidae foi a mais rica com 19 espécies (16%), seguida por Trochilidae (14

espécies; 12%). Houve um maior número de espécies de aves de dieta insetívora e onívora com, respectivamente, 29% e 27% das espécies observadas nas praças pesquisadas.

No segundo período de amostragem (2014/2015) foram registradas 107 espécies pertencentes a 14 ordens e 32 famílias. A espécie australiana utilizada como ave de cativeiro, *Melopsittacus undulatus* (Periquito-australiano), foi observada uma única vez, não tendo sido contabilizada nas análises. A Ordem mais representativa foi Passeriformes com 58 espécies (50% do total de registros), seguida por Apodiformes (8 espécies; 7%). A família Tyrannidae foi a mais rica com 18 espécies (17%), seguida por Thraupidae (14 espécies; 13%). A dieta predominantemente encontrada foi Onívora seguida por Insetívora (33% e 28%, respectivamente).

Foram realizados 23.061 registros no primeiro período e 19.836 no segundo período. A espécie que apresentou maior abundância relativa média para ambos os períodos foi *Zenaida auriculata* com média de 491,66 para o primeiro período e 545,63 para o segundo período. Em seguida, para o primeiro período as espécies com maior abundância relativa média foram: *Columba livia* (297,13), *Patagioenas picazuro* (257,38), *Passer domesticus* (254,50) e *Columbina talpacoti* (151,38). Para o segundo período tem-se em ordem de abundância, em seguida a *Zenaida auriculata* as espécies: *Patagioenas picazuro* (317,25), *Passer domesticus* (184,63), *Columba livia* (181,25), e *Columbina talpacoti* (136,75). No que se refere a composição de espécies de aves ao longo do tempo, podemos notar que algumas famílias apresentaram um declínio, especialmente Trochilidae, Picidae e Psittacidae (Tabela 1).

Tabela 1. Lista das espécies de aves registradas (CBRO, 2015), nos dois períodos de amostragem, 2009 e 2014/2015 em 40 praças na cidade de Uberlândia, MG. Ab09 = Abundância relativa média para o primeiro período de amostragem (2009); Ab14/15 = Abundância relativa média para o segundo período de amostragem (2014/2015); Dieta = CAR – Carnívora; NECRO – Detritívora; FRU – Frugívora; GRA – Granívora; INS – Insetívora; NEC – Nectarívora; ONI – Onívora.

Ordem				
Família	Nome comum	Ab09	Ab14/15	Dieta
Espécies				
Pelecaniformes Sharpe, 1891				
Ardeidae Leach, 1820				
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	garça-vaqueira	75,75	-	ONI
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	maria-faceira	0,88	-	INS
Threskiornithidae Poche, 1904				
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	coró-coró	0,25	-	ONI
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	curicaca	10,38	5,38	ONI
Cathartiformes Seebohm, 1890				
Cathartidae Lafresnaye, 1839				
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha	0,13	0,13	NECRO
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta	47,13	47,13	NECRO
Accipitriformes Bonaparte, 1831				
Accipitridae Vigors, 1824				
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	gavião-tesoura	0,13	-	CAR

<i>Gampsonyx swainsonii</i> (Vigors, 1825)	gaviãozinho	1,50	0,25	CAR
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	gavião-peneira	0,13	-	CAR
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	sovi	0,25	-	INS
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	gavião-pernilongo	-	0,25	CAR
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	gavião-caboclo	0,13	-	CAR
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	6,5	9,75	CAR
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	gavião-de-rabo-branco	0,13	0,13	CAR
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	gavião-de-cauda-curta	-	0,13	CAR
Charadriiformes Huxley, 1867				
Charadriidae Leach, 1820				
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	11,50	8,00	ONI
Columbiformes Latham, 1790				
Columbidae Leach, 1820				
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa	151,38	136,75	GRA
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou	2,75	0,25	GRA
<i>Columba livia</i> (Gmelin, 1789)	pombo-doméstico	297,13	181,25	GRA
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão	257,38	317,25	FRU
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	56,38	46,88	FRU
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando	491,66	545,63	GRA

Cuculiformes Wagler, 1830

Cuculidae Leach, 1820

<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	0,75	1,13	ONI
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	papa-lagarta	-	0,13	ONI
<i>Crotophaga ani</i> (Linnaeus, 1758)	anu-preto	17,63	7,88	ONI
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	4,00	3,75	ONI

Strigiformes Wagler, 1830

Tytonidae Mathews, 1912

<i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827)	suindara	0,25	-	CAR
--------------------------------------	----------	------	---	-----

Strigidae Leach, 1820

<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	caburé	-	0,25	CAR
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira	2,75	1,25	INS
<i>Asio stygius</i> (Wagler, 1832)	mocho-diabo	0,25	0,13	CAR

Nyctibiiiformes Yuri, Kimball, Harshman, Bowie,
Braun, Chojnowski, Hackett, Huddleston, Moore,
Reddy, Sheldon, Steadman, Witt & Braun, 2013

Nyctibiidae Chenu & Des Murs, 1851

<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	urutau	0,50	0,13	INS
---	--------	------	------	-----

Caprimulgiformes Ridgway, 1881

Caprimulgidae Vigors, 1825

<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau	0,13	0,25	INS
--	---------	------	------	-----

<i>Podager nacunda</i> (Vieillot, 1817)	coruçã	-	0,13	INS
<i>Chordeiles minor</i> (Forster, 1771)	bacurau-norte-americano	0,13	-	INS
<i>Chordeiles acutipennis</i> (Hermann, 1783)	bacurau-de-asa-fina	0,25	-	INS
Apodiformes Peters, 1940				
Apodidae Olphe-Galliard, 1887				
<i>Tachornis squamata</i> (Cassin, 1853)	tesourinha	18,38	14,63	INS
Trochilidae Vigors, 1825				
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	60,50	49,13	NEC
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-cinza	0,50	0,25	NEC
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto	0,25	-	NEC
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)	beija-flor-de-orelha-violeta	0,38	-	NEC
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-de-veste-preta	1,50	0,13	NEC
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	13,50	3,75	NEC
<i>Polytmus guainumbi</i> (Pallas, 1764)	beija-flor-de-bico-curvo	0,13	-	NEC
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca	0,50	-	NEC
<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-garganta-verde	9,13	2,25	NEC
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	beija-flor-de-peito-azul	1,38	-	NEC
<i>Heliomaster longirostris</i> (Audebert & Vieillot, 1801)	bico-reto-cinzento	0,13	-	NEC
<i>Heliomaster squamosus</i> (Temminck, 1823)	bico-reto-de-banda-branca	2,38	0,75	NEC

<i>Heliomaster furcifer</i> (Shaw, 1812)	bico-reto-azul	0,38	0,38	NEC
<i>Calliphlox amethystina</i> (Boddaert, 1783)	estrelinha-ametista	0,13	-	NEC
Coraciiformes Forbes, 1844				
Momotidae Gray, 1840				
<i>Momotus momota</i> (Linnaeus, 1766)	udu-de-coroa-azul	0,13	-	FRU
Galbuliformes Fürbringer, 1888				
Galbulidae Vigors, 1825				
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	ariramba	0,13	-	INS
Piciformes Meyer & Wolf, 1810				
Ramphastidae Vigors, 1825				
<i>Ramphastos toco</i> (Statius Muller, 1776)	tucanuçu	3,00	0,75	ONI
Picidae Leach, 1820				
<i>Picumnus albosquamatus</i> (d'Orbigny, 1840)	pica-pau-anão-escamado	1,25	0,75	INS
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	birro, pica-pau-branco	1,00	0,25	INS
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	picapauzinho-anão	0,38	0,63	INS
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado	3,75	3,25	INS
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	0,50	0,13	INS
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-topete-vermelho	0,25	-	INS
Falconiformes Bonaparte, 1831				
Falconidae Leach, 1820				
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	24,88	18,25	CAR

<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	1,38	0,63	CAR
<i>Falco sparverius</i> (Linnaeus, 1758)	quiriquiri	2,75	2,13	CAR
<i>Falco femoralis</i> (Temminck, 1822)	falcão-de-coleira	0,38	0,88	CAR
Psittaciformes Wagler, 1830				
Psittacidae Rafinesque, 1815				
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	arara-canindé	0,38	-	FRU
<i>Orthopsittaca manilata</i> (Boddaert, 1783)	maracanã-do-buriti	0,38	1,25	FRU
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	maracanã-pequena	25,00	18,5	FRU
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	periquitão-maracanã	77,50	48,25	FRU
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rei	12,00	13,63	FRU
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim	1,25	1,5	FRU
<i>Brotoogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	periquito-de-encontro- amarelo	149,75	101,38	FRU
<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)	papagaio-galego	0,38	-	FRU
Passeriformes Linné, 1758				
Thamnophilidae Swainson, 1824				
<i>Herpsilochmus longirostris</i> (Pelzeln, 1868)	chorozinho-de-bico- comprido	0,13	3,38	INS
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	choca-barrada	0,38	0,5	INS
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	choró-boi	-	0,13	INS
Dendrocolaptidae Gray, 1840				

<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-cerrado	0,25	0,63	INS
Furnariidae Gray, 1840				
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	27,88	43,88	INS
Tityridae Gray, 1840				
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto	-	0,13	ONI
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto	0,25	0,13	ONI
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907				
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	-	0,5	INS
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	ferreirinho-relógio	31,00	29,38	INS
Tyrannidae Vigors, 1825				
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	3,00	1,13	INS
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	8,13	2,75	FRU
<i>Elaenia spectabilis</i> (Pelzeln, 1868)	guaracava-grande	0,75	0,5	FRU
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho	0,25	-	INS
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	maria-cavaleira	0,38	4,63	ONI
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	4,25	1,25	ONI
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	88,75	73,63	ONI

<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro	17,38	10,88	INS
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	0,88	0,75	ONI
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	11,38	8,75	ONI
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho	10,38	5,5	ONI
<i>Tyrannus albogularis</i> (Burmeister, 1856)	suiriri-de-garganta-branca	1,75	3,75	ONI
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	suiriri	39,38	34,38	ONI
<i>Tyrannus savana</i> (Vieillot, 1808)	tesourinha	8,25	6,00	ONI
<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	peitica-de-chapéu-preto	10,25	7,25	INS
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica	11,13	16,13	INS
<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	príncipe	1,63	1,00	INS
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	suiriri-pequeno	0,75	0,13	INS
<i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)	primavera	7,25	5,5	INS
Vireonidae Swainson, 1837				
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	7,88	6,5	ONI
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruviana	0,13	-	INS
Hirundinidae Rafinesque, 1815				
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa	126,88	114,75	INS
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora	0,25	0,13	INS
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo	12,38	16,88	INS

<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande	0,13	0,25	INS
Troglodytidae Swainson, 1831				
<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	corruíra	1,00	1,5	INS
Polioptilidae Baird, 1858				
<i>Polioptila dumicola</i> (Vieillot, 1817)	balança-rabo-de-máscara	26,00	27,75	INS
Turdidae Rafinesque, 1815				
<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-barranco	10,88	10,13	ONI
<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-laranjeira	0,63	0,38	ONI
<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	sabiá-poca	22,63	20,00	ONI
Mimidae Bonaparte, 1853				
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo	7,13	7,5	ONI
Icteridae Vigors, 1825				
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Linnaeus, 1766)	encontro	13,88	14,75	ONI
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	graúna	12,13	3,00	ONI
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta	72,88	70,75	ONI
Thraupidae Cabanis, 1847				
<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)	cardeal-do-nordeste	-	0,25	GRA
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-de-chapéu-preto	31,50	22,38	ONI
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-cinzento	25,63	17,5	ONI
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-do-coqueiro	11,50	12,13	ONI
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	saíra-amarela	0,63	0,25	ONI

<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro	4,63	20,38	GRA
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu	1,50	2,88	GRA
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	3,13	0,5	ONI
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	2,63	0,88	ONI
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	50,38	43,63	NEC
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	bigodinho	0,63	-	GRA
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	baiano	6,63	5,75	GRA
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho	1,88	0,13	GRA
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	tempera-viola	-	0,13	ONI
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	saí-canário	-	0,13	ONI
Fringillidae Leach, 1820				
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	18,38	12,38	ONI
Estrildidae Bonaparte, 1850				
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	bico-de-lacre	15,25	1,38	GRA
Passeridae Rafinesque, 1815				
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	pardal	254,50	184,63	GRA

Comparação das medidas estruturais e de perturbação humana das praças entre os dois períodos

Ao comparar as medidas estruturais das praças entre os dois períodos foi verificado que algumas variáveis mudaram ao longo do tempo nas praças pesquisadas. A cobertura vegetal das praças foi maior no ano de 2015 ($T = -3.38584$, $DF = 39$, $p < 0,01$), já a porcentagem de cobertura vegetal do entorno ($T = 2,175277$, $DF = 39$, $p < 0,05$), a porcentagem de solo não pavimentado no entorno ($T = 10.27622$, $DF = 39$, $p < 0,001$), o número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte ($T = -5.20710$, $DF = 39$, $p < 0,001$), o número de pedestres ($T = -8.68901$, $DF = 39$, $p < 0,001$), e a riqueza vegetal foram maiores no ano de 2010 ($T = 8.135425$, $DF = 39$, $p < 0,001$) (Tabela 2). As outras variáveis não tiveram mudança significativa ao longo dos dois períodos de amostragem.

Tabela 2: Média e erro padrão para os dois períodos de amostragem e Teste T, comparando os dois períodos de amostragem (2009 e 2015).

Variável	Média ± erro (2009)	Média ± erro (2015)	T	df	P
Cobertura veg. da praça	3395.14 ± 384.52	3670.01 ± 387.46	-3.38584	39	0.001631**
% Cobert. veg. entorno	5.66 ± 0.31	5.29 ± 0.36	2.175277	39	0.035735*
% não-pavim. entorno	17.03 ± 1.60	13.86 ± 1.39	10.27622	39	0.000000***
Nº indivíduo veg. pequeno e médio porte	340.73 ± 48.44	214.60 ± 39.87	-5.20710	39	0.000007***
Nº indivíduo veg. grande porte	50.20 ± 5.83	50.55 ± 5.30	0.493876	39	0.624164
Nº veículos	74.60 ± 10.77	89.03 ± 14.40	1.670554	39	0.102817
Nº pedestres	35.33 ± 8.97	21.34 ± 3.93	-8.68901	39	0.000000***
Animais domésticos	3.57 ± 0.32	3.31 ± 0.33	-1.17226	39	0.248202
Riqueza vegetal	40.80 ± 2.48	29,80 ± 1,91	8.135425	39	0.000000***
Riqueza aves	41.38 ± 1.58	39.73 ± 1.34	-1.64021	39	0.109004
Abundância aves	72.07 ± 5.09	69.27 ± 36.08	1.490089	39	0.144245

P<0,001***, P<0,01** P<0,05*.

Relação entre as variáveis estruturais e a riqueza, abundância e composição de aves

As variáveis estruturais que tiveram correlação positiva com a riqueza de aves foram: a abundância de aves, a cobertura vegetal da praça, a riqueza vegetal, o número de indivíduos vegetais de grande porte e o número de animais domésticos nos dois períodos de amostragem, a porcentagem de solo não pavimentado no entorno em 2010 e o número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte no ano de 2015. Já o número de veículos teve correlação negativa com a riqueza de aves nos dois períodos de amostragem (Tabela 3).

Tabela 3: Correlação de Pearson entre as variáveis estruturais e a riqueza e abundância de aves nas praças para os dois períodos de amostragem. $P < 0,001^{***}$, $P < 0,01^{**}$ $P < 0,05^{*}$.

Variáveis	Riqueza de aves		Abundância de aves	
	2009	2014/15	2009	2014/15
Riqueza de aves	1,00	1,00	0,482**	0,487**
Abundância de aves	0,481*	0,487**	1,00	1,00
Cob.veg. praça	0,393**	0,365*	0,710***	0,449**
Cob. veg. entorno	-0,102	0,008	-0,295	-0,195
Dist. centro	0,238	0,179	-0,087	-0,043
% solo não-pavim. no entorno	0,417**	0,284	-0,310	-0,265
Dist. curso d'água	-0,034	-0,024	0,214	0,113
Vazio urbano	-0,185	-0,201	-0,011	-0,033
Área da praça	0,195	0,249	0,378**	0,370*
Proporção solo não pavim. praça	-0,048	-0,008	-0,437**	-0,353*
Riqueza vegetal	0,428**	0,324*	0,546***	0,487**
Nº indiv. veg. peq./médio porte	0,178	0,337*	0,428**	0,429**
Nº indiv. Veg. grande porte	0,4912**	0,396**	0,720***	0,654***
Nº de pedestres	-0,238	-0,194	0,351*	0,418**
Nº de veículos	-0,434**	-0,459**	-0,036	-0,114
Animais domésticos	0,438**	0,498***	0,452**	0,532***

As variáveis estruturais que tiveram correlação positiva com a abundância de aves foram: riqueza de aves, cobertura vegetal da praça, área da praça, riqueza vegetal, número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte, número de indivíduos vegetais de grande porte, número de pedestres e número de animais domésticos para ambos os períodos de amostragem. Já a proporção de solo não pavimentado na praça teve correlação negativa com a abundância de aves nos dois períodos de amostragem (Tabela 3).

De acordo com a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças no ano de 2009, nota-se que há a formação de um grupo de praças na região inferior do gráfico, onde a maioria das espécies de aves se agrupou (Figuras 1 e 2). Essas praças apresentaram maior riqueza. Porém, algumas praças além de possuírem uma avifauna rica, apresentaram também abundância elevada de algumas espécies. Ao verificar a distribuição das espécies nota-se, por exemplo, que *Patagioenas cayennensis*, *Columba livia*, *Tachornis squamata* e *Zenaida auriculata* possuem alta abundância e estão influenciando na distribuição de praças como Tubal Vilela (P1), Clarimundo Carneiro (P2), Coronel Carneiro (P3), Nicolau Feres (P13) e Said Chacur (P32) (Figura 2). Já as praças que estão na parte superior do gráfico são as que possuem menor riqueza como pode-se notar ao verificar o gráfico de distribuição das espécies. A variação na composição da avifauna foi relacionada principalmente com as características da vegetação, como mostrado pelas correlações dos eixos com a riqueza vegetal, o número de indivíduos vegetais em ambas as classes de altura, a cobertura vegetal da praça e a porcentagem de solo não pavimentado no entorno. Além disso, a avifauna foi relacionada ao número de animais domésticos nas praças. A solução final do NM-MDS foi bi-dimensional com stress de 19,931 , instabilidade final de 0,00001 e 101 interações.

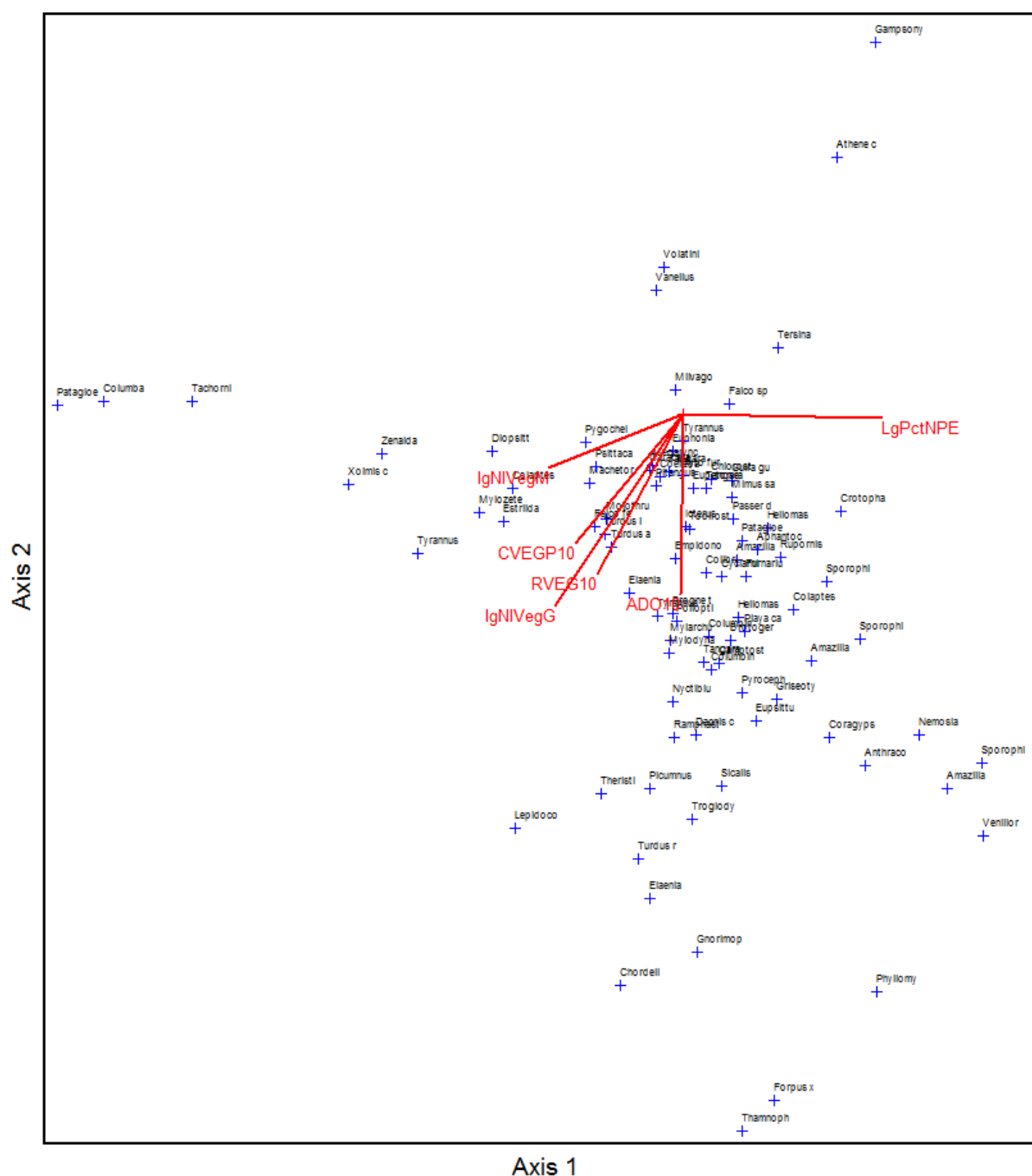


Figura 1. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS) em duas dimensões para a comunidade de aves observada em 40 praças pesquisadas em Uberlândia, MG no ano de 2009. A ordenação foi feita com dados da abundância relativa média das espécies de aves. Comprimento e direção da linha indicam relação da variável com cada eixo. RVEG10= Riqueza de espécies vegetais, IgNIVegM = Número de indivíduos na classe de altura de 0,5 a 6 metros Log-transformado, IgNIVegG = Número de indivíduos na classe de altura acima de 6,0 metros Log-transformado, CVEGP10= cobertura vegetal da praça, LgPctNPE= porcentagem de solo não pavimentado no entorno Log-transformado, ADO10= animais domésticos nas praças.

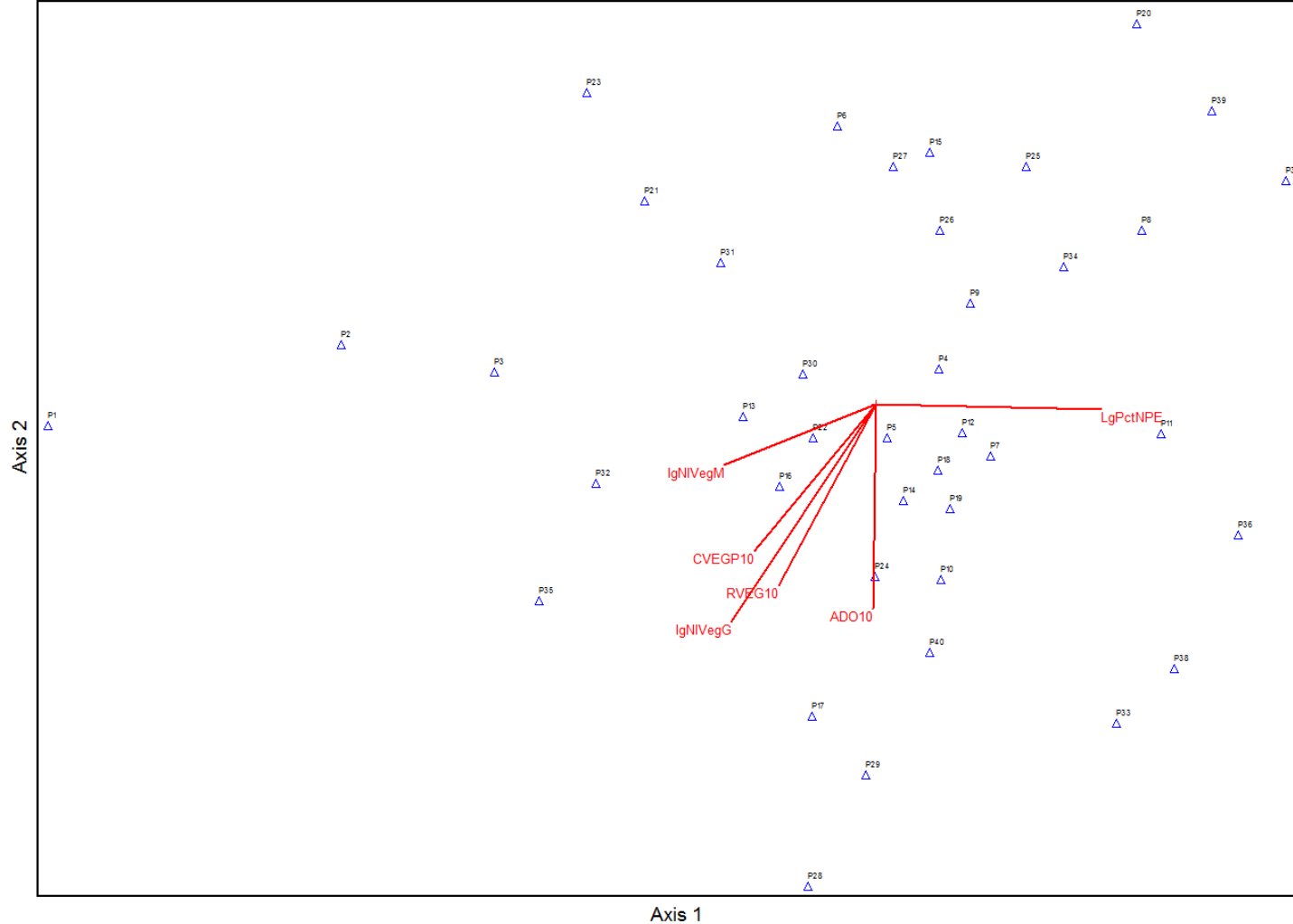


Figura 2. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS) em duas dimensões para a comunidade de aves observada em 40 praças pesquisadas (triângulos) em Uberlândia, MG no ano de 2009. A ordenação foi feita com dados da abundância relativa média das espécies de aves. Comprimento e direção da linha indicam relação da variável com cada eixo. RVEGP10= Riqueza de espécies vegetais, IgNIVegM = Número de indivíduos na classe de altura de 0,5 a 6 metros Log-transformado, IgNIVegG = Número de indivíduos na classe de altura acima de 6,0 metros Log-transformado, CVEGP10= cobertura vegetal da praça, LgPctNPE= porcentagem de solo não pavimentado no entorno Log-transformado, ADO10= animais domésticos nas praças.

De acordo com a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças no ano de 2014/15, nota-se que continua havendo a formação de um grupo de praças na região esquerda do gráfico, onde a maioria das espécies de aves se agrupou (Figuras 3 e 4). Essas praças apresentaram maior riqueza. Porém, algumas praças além de possuírem uma avifauna rica, apresentaram também abundância elevada de algumas espécies. Ao verificar a distribuição das espécies nota-se, por exemplo, que *Patagioenas cayennensis* e *Columba livia* possuem alta abundância e estão influenciando na distribuição de praças como Tubal Vilela (P1) e Coronel Carneiro (P3) (Figura 2). Já as praças que estão na parte direita do gráfico são as que possuem menor riqueza como pode-se notar ao verificar o gráfico de distribuição das espécies. A variação na composição da avifauna foi relacionada principalmente com as características da vegetação, como mostrado pelas correlações dos eixos com o número de indivíduos vegetais em ambas as classes de altura, a cobertura vegetal da praça e a porcentagem de solo não pavimentado no entorno. Além disso, a avifauna foi relacionada ao número de animais domésticos nas praças e à distância ao centro da cidade. A solução final do NM-MDS foi bi-dimensional com stress de 19,272, instabilidade final de 0,0001 e 250 interações.

Figura 3. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS) em duas dimensões para a comunidade de aves observada em 40 praças pesquisadas em Uberlândia, MG no ano de 2009. A ordenação foi feita com dados da abundância relativa média das espécies de aves. Comprimento e direção da linha indicam relação da variável com cada eixo. lgNIVegM = Número de indivíduos na classe de altura de 0,5 a 6 metros Log-transformado, lgNIVegGrd = Número de indivíduos na classe de altura acima de 6,0 metros, CVEGP15= cobertura vegetal da praça, LgPctNPE= porcentagem de solo não pavimentado no entorno Log-transformado, lgADO15= animais domésticos nas praças Log-transformado e DCE = Distância ao centro.

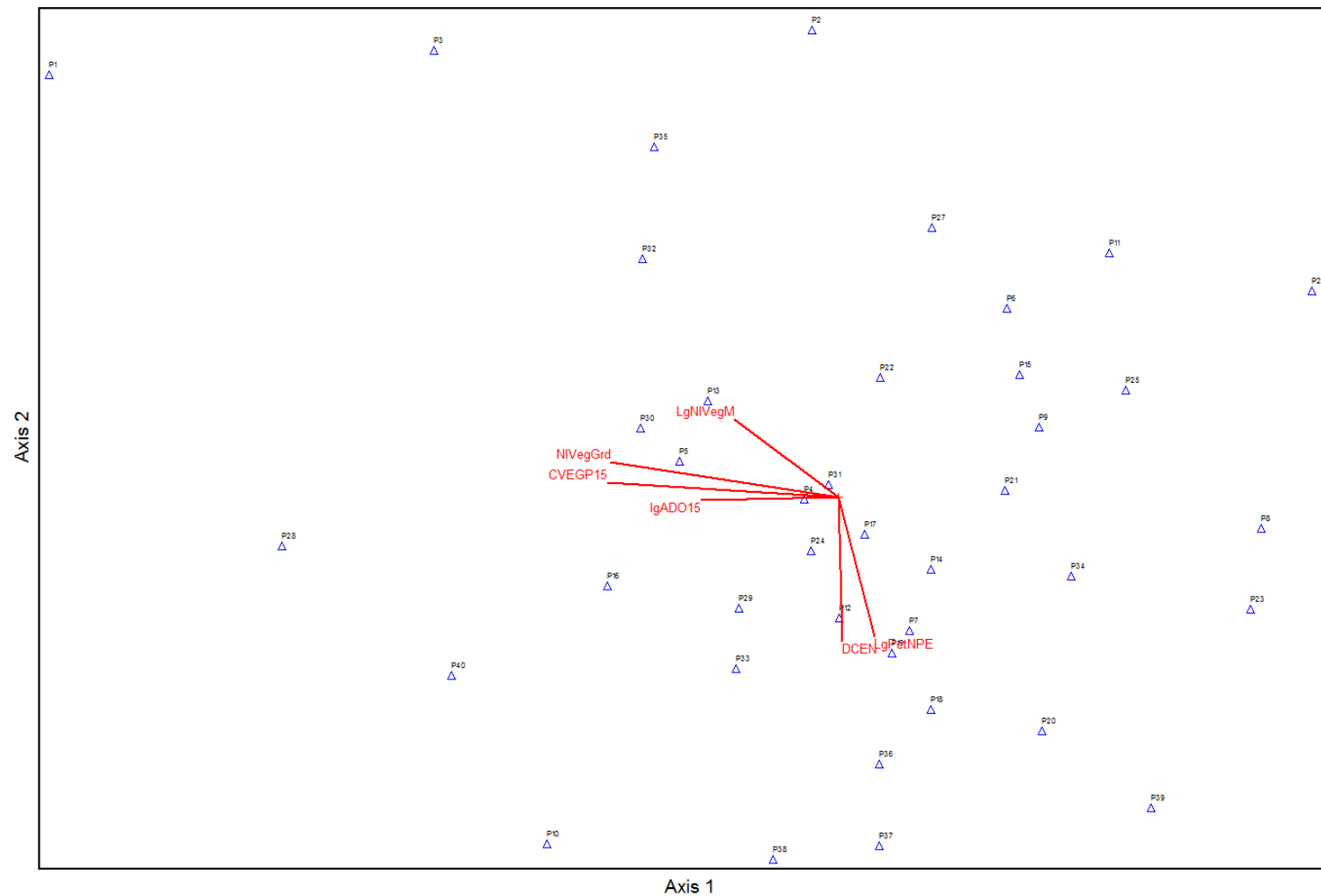


Figura 4. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NM-MDS) em duas dimensões para a comunidade de aves observada em 40 praças pesquisadas (triângulos) em Uberlândia, MG no ano de 2009. A ordenação foi feita com dados da abundância relativa média das espécies de aves. Comprimento e direção da linha indicam relação da variável com cada eixo. lgNIVegM = Número de indivíduos na classe de altura de 0,5 a 6 metros Log-transformado, lgNIVegGrd = Número de indivíduos na classe de altura acima de 6,0 metros, CVEGP15= cobertura vegetal da praça, LgPctNPE= porcentagem de solo não pavimentado no entorno Log-transformado, lgADO15= animais domésticos nas praças Log-transformado e DCE = Distância ao centro.

DISCUSSÃO

A riqueza e a abundância da avifauna nas praças da cidade de Uberlândia não variaram entre os anos de 2009 e 2014/15, o que implica na estabilidade da comunidade, ao longo do período investigado. Áreas verdes urbanas são planejadas para a população humana, mas também trazem benefícios para a vida silvestre (Paker et al. 2014). Um estudo recente, realizado em pequenos parques urbanos da Malásia, demonstrou que variáveis vegetais estão entre os mais importantes preditores da riqueza e da abundância da avifauna (Jasmani et al. 2017). Diversos trabalhos mostram que a composição da comunidade de aves e a abundância de muitas espécies são influenciadas pela riqueza e diversidade de espécies vegetais, podendo estar relacionadas também com a diversidade de alturas das plantas (Bojorges-Baños and López-Mata 2006, Daniels and Kirkpatrick 2006, MacGregor-Fors 2008).

O número de árvores é uma das características mais importantes para o aumento e manutenção das comunidades de aves urbanas (Sandstrom et al. 2006, Fontana et al. 2011). A cobertura e a altura de arbustos e a altura de plantas herbáceas podem, por exemplo, exercer influência positiva sobre a riqueza de espécies de aves, e a abundância de espécies de aves nativas pode ser afetada positivamente pela altura dos arbustos e pela riqueza de espécies de árvores (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009). A riqueza de espécies de aves pode estar relacionada positivamente com a cobertura de arbustos e com a altura do dossel (Daniels and Kirkpatrick 2006). Além disso, a riqueza de aves pode não se relacionar com a riqueza vegetal, mas pode estar associada positivamente à altura máxima das árvores presentes nos locais de estudo (MacGregor-Fors 2008). Assim, a abundância da avifauna é positivamente influenciada pela riqueza de espécies vegetais e pelo número de indivíduos arbóreos (Jasmani et al. 2017). Mas

essa mesma avifauna também pode sofrer uma influencia negativa, resultante da escassez de sub-bosque, de estrato arbustivo e da baixa complexidade da vegetação (Hails and Kavanagh 2013, Kang et al. 2015).

Neste estudo, verificou-se que o número de indivíduos vegetais de grande porte é uma das variáveis mais fortemente correlacionadas com a riqueza e abundância da avifauna em ambos os períodos de amostragem. Do mesmo modo, a riqueza e a abundância da avifauna teve relação positiva com a riqueza vegetal. Tais relações reforçam mais uma vez a importância da arborização urbana, especialmente de porte arbóreo, para a manutenção da diversidade de aves em praças (Emlen 1974, Gavareski 1976, Sandström 2006). Ademais, o número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte também teve relação positiva com a riqueza da avifauna (no segundo período de amostragem) e com a abundância de aves (nos dois períodos amostrados). Outros estudos mostram que algumas espécies de aves apresentam maior preferência por arbustos altos do que por árvores altas, o que pode ser explicado pelo fato de arbustos oferecerem mais folhagem densa e segura para aves que nidificam em arbustos (Jasmani et al. 2017) ou porque podem oferecer mais recursos alimentares, como frutos e insetos (Imai and Nakashizuka 2010, Rousseau et al. 2015). Árvores de médio porte também podem apresentar relação significativamente positiva com a densidade de aves (Khera et al. 2009).

A cobertura vegetal da praça teve elevada relação positiva com a riqueza e abundância da avifauna em ambos os períodos amostrados. Outros estudos verificaram que uma maior cobertura do dossel aumenta a riqueza e abundância da avifauna (Imai and Nakashizuka 2010, Zhou and Chu 2012, Schutz and Schulze 2015). Jasmani et al. (2017) verificaram que a cobertura do dossel teve relação negativa com a riqueza e abundância da avifauna, mas argumentam que uma possível explicação é a presença na

sua área de estudo de muitas espécies que têm preferência por habitats bordas florestais e campos abertos. Acreditamos que o aumento da cobertura vegetal, assim como a diminuição do número de indivíduos vegetais de pequeno e médio porte nas praças de Uberlândia sejam reflexo do crescimento natural da vegetação ocorrido ao longo do período investigado.

A porcentagem de solo não pavimentado no entorno das praças teve relação positiva com a riqueza de aves no ano de 2009; porém, essa relação não foi significativa em 2015. Houve realmente uma diminuição da área de solo não pavimentado no entorno das praças ao longo do período investigado, consequência do aumento de áreas construídas ao redor das praças e aumento da pavimentação do solo. Um estudo realizado em pequenos parques urbanos encontrou que a porcentagem de solo não pavimentado foi positivamente relacionada com a riqueza e abundância da avifauna (Jasmani et al. 2017). O nível de urbanização no entorno de áreas verdes influencia a composição de espécies, podendo ser mais importantes do que o tamanho da área e a estrutura das plantas (Huste and Boulinier 2011, Paker et al. 2014). Já a proporção de solo não pavimentado na praça teve uma relação negativa com a abundância da avifauna em ambos os períodos amostrados. Isso pode se dever ao fato de algumas espécies que apresentam abundância elevada, como alguns Columbídeos, se favorecerem do costume observado em algumas praças da população oferecer alimentos em solo pavimentado para essas aves e dos restos de alimentos humanos encontrados nesses pavimentos. Tal fato pode explicar também a relação positiva do número de pedestres com a abundância da avifauna. Locais com alta taxa de visitação apresentam maior abundância de algumas espécies de aves (Zhou and Chu 2012), possivelmente pelo fato das pessoas alimentarem essas espécies de aves (Fuller et al. 2008).

A área da praça teve relação positiva com a abundância da avifauna nos dois períodos amostrados, o que já foi observado em outros trabalhos (Carbo-Ramírez and Zuria 2011, Zhou and Chu 2012, Kang et al. 2015, Jasmani et al. 2017). Áreas maiores podem oferecer maiores nichos espaciais para as aves, maiores diversidade de habitat e disponibilidade de recursos (Cornelis and Hermy 2004, Schutz and Schulze 2015). Porém, não teve relação com a riqueza da avifauna, contrário ao observado em outros trabalhos (Carbo-Ramírez and Zuria 2011, Zhou and Chu 2012, Kang et al. 2015, Jasmani et al. 2017). Em trabalho realizados em jardins, por exemplo, foi verificado que a área desses ambientes exerceram influência positiva sobre a riqueza da avifauna (Daniels e Kirkpatrick 2006).

O número de veículos teve relação negativa com a riqueza da avifauna. Geralmente a riqueza de espécies de aves diminui na medida em que a interferência do ser humano se acentua (Emlen 1974, Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009), uma vez que a intensa poluição e perturbação antrópicas nas áreas mais desenvolvidas acabam por afetar a comunidade de aves (Mckinney 2002). Trabalhos mostram que a localização pode influenciar a riqueza e abundância de aves, com menor riqueza e maior abundância em direção ao centro da cidade (Blair 1999, Bino et al. 2008).

De acordo com a análise do NM-MDS para a composição da avifauna nas praças, tanto para o primeiro período de amostragem quanto para o segundo, foi verificada mais uma vez a importância da estrutura da vegetação para a avifauna no ambiente urbano, sendo que a riqueza vegetal e o número de indivíduos vegetais de alturas variadas são importantes para a avifauna na utilização desses ambientes. Esses resultados indicam que as aves estão utilizando as praças em busca de recursos e que esses ambientes com estrutura vegetativa complexa são importantes para a manutenção de uma avifauna variada. Além disso, verificou-se que em um período de 5 anos a

composição da avifauna nas praças pesquisadas, o padrão da composição e as variáveis que a explicam não sofreram variação significativa. Porém, mais estudos são necessários uma vez que entender efeitos da urbanização sobre a avifauna pode requerer conjuntos de dados obtidos durante períodos de tempo mais longos para assim poder verificar mudanças na composição e nos ganhos e perdas de espécies (Magurran et al. 2010, Strobach et al. 2014). Banville et al. (2017) verificou em um período de 12 anos de estudos que houve uma tendência na diminuição de indivíduos e espécies de aves em 12 locais ribeirinhos na região metropolitana de Phoenix e no deserto de Sonoran, Arizona, EUA (Banville et al. 2017). Esse declínio sugere que a avifauna urbana nesse ambiente tem se tornado dominada por poucas espécies mais abundantes e que são tipicamente observadas nesses ambientes (Melles et al. 2003, Shochat et al. 2010, Banville et al. 2017). No presente estudo, alguns grupos mais sensíveis à urbanização já demonstram tendências de perdas de espécies, como podemos observar nas famílias de beija-flores e gaviões. Estudos temporais são importantes, pois demonstram flutuações e tendências das espécies numa comunidade (Pickett et al. 2011). Além disso, sugerem que espécies migratórias e especialistas têm diminuído em abundância e que algumas espécies estão sendo perdidas ou substituídas por outras mais abundantes (Banville et al. 2017). Porém, estudos também demonstram que espécies residentes e comuns também apresentam declínio em sua abundância e tal fato pode ser resultado de padrões regionais ou nacionais e podem ser explicados por processos como seca e mudanças climáticas ou por mudanças na cobertura da terra como a expansão e intensificação urbana que leva a perda e degradação de habitat (Banville et al. 2017).

No que se refere às espécies mais abundantes não houve mudança significativa das espécies ao longo do tempo, e isso pode se dever ao fato dessas espécies serem consideradas comuns no ambiente urbano (Franchin and Marçal Junior 2004, Valadão

et al. 2006a,b, Torga et al. 2007). Além disso, verifica-se que algumas espécies mais abundantes pertencem ao grupo dos Columbídeos, o qual tem-se ajustado com sucesso ao ambiente urbano (Lefebvre 1985, Sick 1997, Gibbs 2001). Em Uberlândia, tal grupo tem sido registrado abundantemente (Franchin and Marçal Junior 2004, Valadão et al. 2006a,b, Torga et al. 2007).

Foi verificado que as dietas predominantes, insetivoria e onivoria, permaneceram as mesmas do primeiro período. Estudos realizados na cidade de Uberlândia demonstram o predomínio dessas duas dietas (Franchin and Marçal Junior 2004, Valadão et al. 2006a,b, Torga et al. 2007) o que já foi observado também em outras localidades (Matarazzo-Neuberguer 1995, Krugel and Anjos 2000). É importante destacar também que a presença de um menor número de frugívoros e nectarívoros pode ocorrer em função da baixa quantidade de recursos disponíveis para os mesmos em comparação aos dois grupos mais abundantes (Willis 1979).

Conclui-se que a comunidade de aves em praças de Uberlândia não mostrou alterações significativas no curso de cinco anos, em termos da riqueza, abundância e composição de espécies. Isso pode ser explicado pelo fato das mudanças verificadas no ambiente urbano ao longo do período de estudo não terem se refletido na comunidade de aves, em função do tempo relativamente curto entre as avaliações. Porém, é importante destacar que algumas mudanças que já foram observadas na composição da avifauna nas praças pesquisadas, revelou uma tendência de redução de grupos mais sensíveis aos efeitos da urbanização. Assim, famílias como Trochilidae, Picidae e Psittacidae que incluem espécies mais especializadas no que se refere a alimentação e reprodução, sofreram mais claramente o impacto negativo do ambiente urbano, mostrando alterações evidentes na riqueza e/ou abundância dos referidos grupos nas praças pesquisadas. Tal tendência indica que o ambiente urbano tem condições de

sustentar uma comunidade de aves diversificada, mas que sem pesquisas, ações de conservação e manejo e políticas adequadas, podem favorecer espécies generalistas, não oferecendo as condições necessárias para o estabelecimento de grupos mais altamente especializados a longo prazo. Dessa forma, considerando que a urbanização é uma das principais causas da homogeneização de comunidades naturais, é importante dar continuidade ao monitoramento da avifauna na cidade de Uberlândia, a fim de confirmar ou não essa tendência e de fomentar ações de manejo ambiental desses ambientes que incluam aspectos de conservação da avifauna. Torna-se imprescindível manter áreas verdes urbanas com maior complexidade da vegetação, que busquem melhorar a qualidade desses ambientes alterados, de modo a garantir a presença de uma avifauna ainda mais diversificada especialmente considerando os níveis e velocidade da degradação dos habitats naturais das espécies. Portanto, é importante manter em diferentes regiões da cidade uma maior proporção de solo não pavimentado e manter áreas verdes que possuam maior riqueza de espécies vegetais com variados estratos vegetativos e maior cobertura vegetal, além de uma maior presença de indivíduos de grande porte e maior número de espécies e indivíduos vegetais que ofereçam frutos e flores para as aves ao longo de todo o ano.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo GM, Nunes JJ, Rosa AG, Resende EJ (1997) Estrutura comunitária de vinte áreas de cerrado residuais no município de Uberlândia, MG, Daphne 7(2): 7-14.
- Bojorges-Ba-os JC, López-Mata L (2006) Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77: 235-249.
- Carbó-Ramírez P, Zuria I (2011) The value of small urban green spaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100(3): 213–222.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.008>
- CBRO (2015) Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23(2): 91-298.
- Cornelis J, Hermy M (2004) Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69 (4): 385 e 401.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.038>
- Daniels GD, Kirkpatrick JB (2006) Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation* 33: 326-335.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.011>
- Emlen JT (1974) An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76: 184-197. <https://doi.org/10.2307/1366729>
- Evans K, Chamberlain D, Hatchwell B, Gregory R, Gaston K (2011) What makes an urban bird? *Global Change Biology* 17: 32–44.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02247.x>

- Fontana CS, Burger MI, Magnusson WE (2011) Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems* 14(3): 341-360. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0156-9>
- Franchin AG, Marçal Júnior O (2002) A riqueza da avifauna urbana em praças de Uberlândia (MG). *Revista Eletronica Horizonte Científico* 1(1): 1-20, <http://www.propp.ufu.br/revistaeletronica/edicao2002/B/A%20riqueza%20da%20avifaunaPDF>. (Acessado em 22 de janeiro de 2010).
- Franchin AG, Marçal Júnior O (2004) A riqueza da avifauna do Parque do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas* 17(1): 179-202.
- Frisch JD, Frisch CD (2005) *Aves Brasileiras e plantas que as atraem*, Dalgas Ecoltec-Ecologia Técnica Ltda., São Paulo.
- Gavareski CA (1976) Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor* 78: 375-382. <https://doi.org/10.2307/1367699>
- Gibbs B, Barnes E, Cox J (2001) *Pigeons and Doves: A guide to the pigeons and doves of the world*, Yale University Press: New Haven and London.
- Google Earth 5.1 (2009) US Dept. of State Geographer. Google. Imagens, 2017.
- Hails CJ, Kavanagh M (2013) 'Bring back the birds! Planning for trees and other plants to support southeast Asian wildlife in urban areas'. *Raffles Bull Zool (SUPPL. 29)*: 243–258.
- IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2009) *Biomass. Mapas temáticos*. IBGE, Brasil. <http://www.ibge.gov.br/>. (acesso em 18/02/2016).
- Imai H, Nakashizuka T (2010) Environmental factors affecting the composition and diversity of avian community in mid- to late breeding season in urban parks and

- green spaces. *Landscape and Urban Planning* 96(3): 183–194.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.03.006>
- Jasmani Z, Ravn HP, Van den Bosch CCK (2017) The influence of small urban parks characteristics on bird diversity: A case study of Petaling Jaya, Malaysia. *Urban Ecosystems* 20: 227–243. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0584-7>
- Jokimaki J, Suhonen J (1998) Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39: 253–263.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00089-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3)
- Kang W, Minor ES, Park C, Lee D (2015) Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. *Urban Ecosystems* 18(3): 857–870. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0433-5>
- Khera N, Mehta V, Sabata BC (2009) Interrelationship of birds and habitat features in urban greenspaces in Delhi, India. *Urban Forestry Urban Greening Elsevier*, 8(3): 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.05.001>
- Krügel MM, Anjos L (2000) Bird communities in forest remnants in the city of Maringa, Paraná State, Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 11: 315–330.
- Lefbvre L. (1985) Stability flock composition in urbans pigeons. *Auk* 2: 886–888.
- Lowry H, Lill A, Wong BM (2013) Behavioural responses of wildlife to urban Environments. *Biological Reviews* 88: 537–549. <https://doi.org/10.1111/brv.12012>
- MacGregor-Fors I (2008) Relation between habitat attributes and bird richness in a new western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning* 84: 92–98.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.06.010>
- MacGregor-Fors I, Morales-Perez L, Schondube JE (2010) Migrating to the city: Responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *Condor* 112:

711–717. <https://doi.org/10.1525/cond.2010.100062>

Magle SB, Vernon VM, Crooks KR (2012) Urban wildlife research: Past, present, and future. *Biological Conservation* 155: 23–32.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.018>

Marini MÂ, Cavalcanti RB (1998) Frugivory by *Elaenia* flycatchers. *Hornero* 15: 47–50.

Marini MÂ (2001) Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil.

Bird Conservation International 11: 11–23.

<https://doi.org/10.1017/S0959270901001034>

Matarazzo-Neuberger WM (1995) Comunidades de aves de cinco parques e praças da Grande São Paulo, Estado de São Paulo. *Ararajuba* 3: 13–19.

McCune B, Mefford MJ (2006) PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 5.10. Mjmm Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450–

453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

McKinney ML (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52:

883–889. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization.

Biological Conservation 127: 247–260.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

Motta-Júnior JC (1990) Estrutura trófica e composição das avifaunas de três ambientes terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65–71.

Ortega-Alvarez R, MacGregor-Fors I (2009) Living in the big city: Effects of urban

land-use on bird community structure, diversity, and composition, *Landscape and Urban Planning* 90(3-4): 189-195.

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>

Paker Y, Yom-Tov Y, Alon-Mozes T, Barnea A (2014) The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure.

Landscape and Urban Planning 122: 186–195.

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>

Rousseau JS, Savard JL, Titman R (2015) Shrub-nesting birds in urban habitats: their abundance and association with vegetation. *Urban Ecosystems* 871–884.

<https://doi.org/10.1007/s11252-014-0434-4>

Sandström UG, Angelstam P, Mikusinski G (2006) Ecological Diversity of Birds in Relation to the Structure of Urban Green Space. *Landscape and Urban Planning* 77: 39-53.

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.01.004>

Schütz C, Schulze CH (2015) Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution* 5(22): 5230-5239.

<https://doi.org/10.1002/ece3.1778>

Secretaria Municipal de Serviços Urbanos, Banco de Dados Integrado de Uberlândia,

Prefeitura Municipal de Uberlândia, MG (2008)

http://www.uberlandia.mg.gov.br/home_bdi.php. (Acessado em 25 de janeiro de 2010).

Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

Sigrist T (2006) *Aves do Brasil: uma visão artística*. São Paulo: Fوسفértil.

StatSoft Inc. (2004) *STATISTICA (Data analysis software system)*, Version 7.

www.statsoft.com (access on 18 May 2016).

Systat (2002) Systat®10.2 software. Systat products, SPSS Inc.

Toledo MCB, Donatelli RJ, Batista GT (2011) Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 15(1): 111–131. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0195-2>

Torga K, Franchin AG, Marçal Júnior O (2007) A avifauna em uma seção da área urbana de Uberlândia, MG. *Revista Biotemas* 20(1): 7-17.

Valadão RM, Franchin AG, Marçal Júnior O (2006a). A avifauna no Parque Municipal Victório Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas* 19(1): 77-87.

Valadão RM, Franchin AG, Marçal Júnior O (2006b) A avifauna no Parque Municipal Santa Luzia, zona urbana de Uberlândia, Minas Gerais. *Revista Bioscience Journal* 22(2): 97-108.

Willis EO (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33(1): 1-25.

Zar JH (1999) *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, London.

Zhou D, Chu LM (2012) How would size, age, human disturbance, and vegetation structure affect bird communities of urban parks in different seasons? *Journal of Ornithology* 153(4): 1101–1112. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0839-x>

CAPÍTULO 3 – RELAÇÃO ENTRE A ARBORIZAÇÃO E A COMUNIDADE DE AVES EM ÁREAS VERDES URBANAS

RESUMO

A comunidade de aves observada na área urbana tem se mostrado como uma função do número de elementos vegetativos e da forma que esses são dispostos no ambiente. A avifauna e as espécies vegetais apresentam variadas interações, sejam elas positivas, negativas ou neutras. As análises das interações entre plantas e animais no nível de comunidades têm se tornado cada vez mais populares em décadas recentes e são importantes para a compreensão de processos ecológicos e evolutivos. Assim, buscamos examinar mais profundamente a relação da avifauna urbana com a vegetação presente nas praças públicas investigadas. A amostragem da avifauna foi realizada mensalmente de junho de 2014 a maio de 2015 no período da manhã em 40 praças públicas. Foi utilizado o método de caminhadas em zigue-zague para a amostragem da avifauna. Foram realizadas contagens do número de espécies e indivíduos vegetais presentes nas praças e no entorno imediato de cada praça. Foram registradas 261 espécies de plantas nas praças estudadas, sendo 110 exóticas do Brasil, 89 nativas, 02 naturalizadas e 60 não foi possível identificar. As praças apresentaram um total de 5656 indivíduos de plantas, sendo 3369 exóticos, 1979 nativos, 03 naturalizadas e 305 não foi possível identificar. Não foi observada diferença significativa entre a riqueza de espécies de plantas nativas e exóticas, mas foi verificada diferença na abundância, sendo registradas mais espécies exóticas do que nativas. Foram verificadas diferenças significativas nas seguintes variáveis: Número de Registros de Forrageamento, Número de Registros de Repouso, Riqueza de Aves em repouso, Número de Registros de Reprodução e Riqueza de Aves reproduzindo, sendo que todas foram maiores em espécies de plantas nativas. As redes (não-modulares) formadas pelos cinco tipos de interação estudadas, sendo três formadas por diferentes tipos de fonte de recursos de alimentação (ave/forrageamento-flor/planta, ave/forrageamento-fruto/planta, ave/forrageamento-inseto/planta) uma de recurso reprodutivo (ave/reprodução-planta) e uma de visita (ave/visita-planta), tiveram significante especialização complementar e aninhamento. A estrutura das redes apresentou algumas diferenças entre os cinco tipos de redes estudados. O tamanho da rede ($F_{4,45}=118,92$; $p<0,001$), a conectância das redes ($F_{4,45}=22,171$, $p<<0,001$), a taxa de riqueza de espécies ($F_{4,45}=10,77$; $p<0,001$) e a especialização ($\chi^2 = 34,96$, $N=10$, $df=4$, $p<0,0001$) diferiram entre os tipos avaliados. As redes relacionadas ao forrageamento das aves nas plantas (insetos, flor e fruto) apresentaram menor aninhamento ponderado do que as redes de reprodução e visita ($F_{4,45}=40,06$, $p<0,0001$), assim como verificado no aninhamento medido pelo NODF ($F_{4,45}=21,03$; $p<0,001$). Verificamos que existe uma preferência da avifauna urbana em forragear, reproduzir e repousar em espécies de plantas nativas. Além disso, verificamos que todas as cinco redes estudadas foram aninhadas e especializadas. As redes de interação ave-flor e ave-fruto apresentaram um padrão similar no que se refere ao aninhamento, conectância e especialização em relação as demais redes, apresentando menores aninhamento e tamanho de rede e maiores conectância e especialização. Assim, é importante incorporar os diferentes tipos de interações entre a avifauna e a vegetação presente especialmente no ambiente urbano, para auxiliar na conservação desses grupos na cidade a longo prazo auxiliando na manutenção de espécies pouco frequentes nesse ambiente.

Palavras-chave: Avifauna urbana, Plantas nativas, Plantas exóticas, Redes de interação, Comportamento.

INTRODUÇÃO

A urbanização exerce forte pressão seletiva sobre as espécies que convivem com o ser humano, e, para entender essas pressões e respostas, pesquisadores de diversas áreas vem estudando de forma transdisciplinar o ecossistema urbano (Grimm et al. 2000, Pickett et al. 2001, Alberti et al. 2003, Endlicher et al. 2011). Pesquisas têm mostrado que a comunidade de aves em área urbana é uma função do número de elementos vegetativos e da forma que são dispostos nesses ambientes (Marzluff 2016). Quanto maior a complexidade vegetativa, maior é a diversidade de espécies animais (MacArthur and MacArthur 1961, Evans et al. 2009). Além disso, as características das manchas de habitat como, por exemplo, a área e a conectividade são importantes para a avifauna urbana (Evans et al. 2009, Beninde et al. 2015).

A vegetação natural e sua abundância, a diversidade florística, a complexidade estrutural e a capacidade de abrigar invertebrados favorecem a avifauna urbana (Evans et al. 2009, Huang et al. 2015). Porém, alguns aspectos exigem mais pesquisas, como, por exemplo, o pico de diversidade de aves em níveis intermediários de urbanização (Marzluff 2005), o qual pode variar de acordo com a magnitude que áreas verdes e construídas são intercaladas (Morimoto et al. 2006) ou mesmo a riqueza relativa desses ambientes (Marzluff 2005).

Trabalhos de conservação da biodiversidade, utilizando espécies vegetais como modelos, geralmente abordam questões estruturais ao invés de atributos de composição de espécies (Peters et al. 2016). No entanto, na região tropical, tais correlações são raras (Matlock and Edwards 2006), uma vez que a abundância de recursos pode confundir ou correlacionar com os efeitos estruturais (Peters et al. 2016). De fato, estudos na região tropical geralmente não focam em mostrar a contribuição relativa da estrutura vegetal e dos recursos alimentares para a fauna silvestre, mostrando apenas a riqueza vegetal sem

demonstrar a importância da comunidade vegetal e/ou abundância dos recursos alimentares ao longo do tempo para a biodiversidade (Dietsch et al. 2007). Apenas um estudo realizado em sistemas agroflorestais do café avaliou os efeitos da composição vegetal sobre a diversidade de aves, controlando ambos, as variáveis estruturais e a riqueza vegetal (Peters et al. 2010).

Animais e plantas apresentam vários tipos de interações, sejam elas positivas, negativas ou neutras (Chamberlain et al. 2014). As análises das interações entre plantas e animais no nível de comunidades, têm-se tornado cada vez mais populares nas décadas recentes (Jordano 1987). Essa modelagem em forma de redes é realizada com animais e plantas colocados como vértices e as interações entre eles como arestas (Peters et al. 2016). A utilização de redes complexas em ecologia aumentou o entendimento acerca da complexidade e da estrutura de comunidades, mostrando também que diferentes comunidades compartilham algumas propriedades (Bascompte and Jordano 2014). Porém, a maioria dos estudos focam apenas em um tipo de interação ou em interações mediadas por um tipo de recurso. As pesquisas que estruturaram interações antagônicas e mutualísticas na mesma rede, por exemplo, são raras e além disso geralmente tais estudos não apresentam dados empíricos (Genini et al. 2010). E considerando que cada espécie está envolvida em vários tipos de interações simultaneamente, essa abordagem acaba por dificultar novos desenvolvimentos (Ings et al. 2009).

A região neotropical abriga uma maior diversidade de interações planta-animal em relação às outras regiões terrestres (Fleming and Kress 2013). Ocorre que tais interações estão sendo alteradas e/ou ameaçadas devido a fatores como o grande desmatamento e mudanças climáticas (Howe 2016). O desmatamento reduz a riqueza vegetal, aumenta a fragmentação e limita a oferta de recursos alimentares (frutos, néctar

e insetos) o que afeta negativamente as interações entre plantas e animais (Peters et al. 2016). Os gestores de terras podem manter ou replantar algumas espécies arbóreas nas paisagens modificadas pelo homem, porém, há uma escassez de orientações para auxiliá-los na escolha de espécies que aumentem o valor de conservação e biodiversidade locais (Peters et al. 2016). Além disso, pesquisadores notaram que para a compreensão dos processos ecológicos e evolutivos é importante estudar as interações ecológicas no contexto de comunidade (Thompson 1994, 2005, Waser et al. 1996, Strauss and Irwin 2004).

O presente estudo foi desenvolvido com objetivo de avaliar e descrever a ecologia de interações ave-plantas em praças da área urbana de Uberlândia, de forma a identificar critérios que possam auxiliar planejadores urbanos na seleção de espécies de árvores a serem plantadas no perímetro urbano e no manejo desses ambientes para conservação da avifauna local. Os objetivos específicos foram: 1) Identificar, quantificar e classificar nos diferentes grupos (naturalizadas, exóticas e nativas do Brasil) as espécies de plantas presentes nas praças; 2) Verificar se existe diferença na utilização de espécies vegetais nativas e exóticas pela avifauna de acordo com seus diferentes comportamentos; 3) Avaliar a estrutura das diferentes redes de interações entre espécies vegetais e a avifauna urbana de acordo com o tipo de utilização (flor, fruto, inseto, reprodução e visita). Nossas hipóteses foram: 1) As espécies vegetais exóticas apresentarão maior riqueza e abundância na área urbana em relação às espécies vegetais nativas; 2) A avifauna utilizará preferencialmente espécies vegetais nativas para executar seus diferentes comportamentos; 3) A estrutura topológica das diferentes redes de interações envolvidas na relação entre espécies vegetais e a avifauna urbana de acordo com seus comportamentos serão diferentes, sendo as rede ave-flor e ave-fruto mais especializadas e aninhadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na zona urbana de Uberlândia, MG (18°52'34''S, 48°15'21''W) que possui área de 4.115,9 km², sendo destes 219 km² de área urbana. A altitude média é de 863 m e apresenta cerca de 634 mil habitantes (IBGE 2010). Foram selecionadas 40 praças em diferentes regiões da cidade.

A cidade se insere no Bioma Cerrado, que atualmente se encontra reduzido a pequenos fragmentos isolados (Araújo et al. 1997). O clima é do tipo Aw segundo classificação de Koppen, com sazonalidade característica, apresentando um período chuvoso de outubro a março e um período seco de abril a setembro (Klink and Machado 2005).

Procedimentos

Amostragem da avifauna

A amostragem da avifauna foi realizada mensalmente de junho de 2014 a maio de 2015 no período da manhã, totalizando 480 visitas. As praças foram agrupadas em 10 blocos de amostragem. Esse agrupamento foi realizado em função da proximidade das mesmas, sendo que cada grupo de quatro praças eram observadas no mesmo dia. A cada nova amostragem, a ordem de observação das quatro praças de cada grupo foi invertida para minimizar a influência do horário de observação sobre a atividade das aves. As praças possuíam no mínimo 250 metros de distância entre si para garantir independência entre as amostras.

O método utilizado para amostragem da avifauna foi de caminhadas em zigue-zague (adaptado de Jokimaki and Suhonen 1998). Não foram realizados registros sonoros, sendo que os mesmos só foram utilizados para auxiliar na localização da ave. Dessa forma, foram realizadas varreduras detalhadas em toda a praça e em seu entorno imediato, averiguando todas as copas de árvores em busca de indivíduos de aves, num tempo mínimo de 40 minutos ou até que fosse possível amostrar toda a praça. Em todas as observações um ou dois auxiliares de campo ajudavam nos registros. Esse método possibilitou registrar os indivíduos de aves que estavam presentes na praça, anotando a espécie vegetal que se encontravam, o comportamento que estavam executando e o recurso utilizado. Com esse método e considerando a característica das praças estudadas (espaço aberto e limitado), foi possível registrar todos os indivíduos presentes de forma mais acurada, sem anotar indivíduos já registrados e aumentando a chance de encontrar espécies raras ou pouco frequentes.

Para a identificação da avifauna foi utilizado binóculo 8 x 40 mm e quando necessário, foi utilizada literatura especializada (Frisch and Frisch 2005, Sigrist 2006). Foram utilizadas fichas de campo padronizadas para os registros da avifauna. A nomenclatura e a ordem taxonômica seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2015).

Medidas da vegetação

Foram realizadas contagens do número de espécies e indivíduos vegetais presentes nas praças e no entorno imediato de cada praça. Quando necessário, para identificação das espécies vegetais, foram realizadas coletas das partes vegetativas e quando possível da parte reprodutiva das plantas, e utilizados guias de identificação de plantas nativas e exóticas e auxílio de especialistas (Prof. Dr. Ivan Schiavini e Prof. Dr.

Glein Monteiro Araújo – Instituto de Biologia/UFU). Espécies vegetais que não puderam ser identificadas foram designadas como Não identificadas. Para a nomenclatura das espécies vegetais e sua classificação como espécies naturalizadas, nativas ou exóticas do Brasil, foram utilizados: a Lista de espécies da flora do Brasil (2015) e outros bancos de dados (Lorenzi 1992, Lorenzi et al. 1996, Lorenzi and Souza 1999, Lorenzi et al. 2003).

Análise de dados

Foram calculadas a riqueza, a abundância e a frequência de ocorrência para cada grupo de espécies vegetais e no total das praças amostradas. Também foi calculada a média de espécies de plantas presentes nas praças.

Foi utilizado o teste T pareado para avaliar se havia diferença entre plantas nativas e exóticas para as variáveis riqueza de plantas (Log), abundância de plantas (Log), número de registros de forrageamento (Log), riqueza de aves forrageando, riqueza de plantas usadas no forrageamento (Log), número de registros de repouso, riqueza de aves em repouso, riqueza de plantas usadas no repouso (Log), número de registros de reprodução (Log), riqueza de aves reproduzindo e riqueza de plantas usada na reprodução (Log). Para avaliar se as variáveis tinham distribuição normal foi o utilizado o teste Lilliefors – Kolmogorov Smirnov e quando necessário as variáveis foram transformadas por logaritmo.

Para avaliar se diferentes redes de interações aves-plantas em função da atividade executada pelas aves: forrageamento de flores, forrageamento de frutos, forrageamento de insetos nas plantas, visita (atividades como repouso, manutenção e abrigo) ou reprodução (construção de ninho, incubação e cuidado parental) diferem em suas estruturas foram utilizados seis métricas de redes de interações: tamanho da rede, razão

de riqueza de espécies (Ppa), conectância, aninhamento (NODF), aninhamento ponderado (WNODF), e especialização complementar (H2). Essas métricas foram calculadas para os dez blocos de praças, para cada tipo de rede permitindo a comparação posterior das médias encontradas.

O tamanho da rede foi definido como o número de espécies na rede (Mello et al. 2011) e a razão de riqueza de espécies (Ppa) foi obtida pelo número médio de espécies de plantas pelo número de espécies de animais na rede (Guimarães et al. 2007). Para caracterização da topologia das redes e para as comparações entre tipos de redes foram calculadas ainda a conectância (C), o grau de aninhamento (NODF), o grau de aninhamento ponderado (WNODF) e a especialização em nível da comunidade (H2'). A conectância se refere a razão entre o número de interações existentes e o número total de interações possíveis. Ela varia de 0 (nenhuma interação) a 1 (todas as espécies conectadas umas as outras) (Jordano 1987). O aninhamento ponderado mede o quanto a rede é aninhada levando em conta o peso das interações, ou seja, o quanto uma coluna de maior grau consegue prever todas as interações que ocorrem na coluna de menor grau. O aninhamento é um padrão topológico das redes no qual interações envolvendo espécies menos conectadas são um subconjunto de interações feitas por espécies mais conectadas (Bascompte et al. 2003). Para esse tipo de aninhamento são usadas matrizes ponderadas, pois leva em consideração o peso da interação e não apenas a presença (Almeida-Neto and Ulrich 2011). Também foi calculado o grau de aninhamento usando a métrica NODF. E a especialização em nível de comunidade é um índice derivado do Índice de Shannon (H'), ele descreve a diversidade de interações, o quanto as interações de cada espécie diferem uma da outra na rede. Valores próximos a 0 indicam alta generalização ou redundância de interações, e valores próximos a 1 indicam alta especialização.

O NODF e o H2' foram calculados também para as redes gerais de cada tipo (forrageamento ave-flor planta, forrageamento ave-fruto planta, forrageamento ave-inseto planta, reprodução ave-planta e visita ave-planta) considerando as 40 praças amostradas durante o estudo. Para construir as redes de interações quantitativas por tipo, considerando as espécies vegetais utilizadas pelas aves foram utilizados o número de interações observado para cada espécie de ave em cada espécie de planta como o peso das interações. Dessa forma foram elaboradas matrizes quantitativas colocando-se as espécies vegetais como colunas e as espécies de aves como linhas, em uma matriz ordenada. Para cada par de espécies animal-planta a respectiva célula foi preenchida com o número de registros de interações (peso das interações). Para representar as interações foram desenhados grafos bipartidos, nos quais vértices (barras) representam espécies e arestas (linhas) as interações. Os grafos foram desenhados com o pacote *bipartite* v. 2.01 para o software R (R Development Core Team 2010).

Para calcular o NODF foi utilizado o software Aninhado 3.0, sendo que o grau de aninhamento por essa métrica varia de 0 a 100 (Almeida-Neto et al. 2008). A significância do NODF foi estimada pelo procedimento de Monte Carlo com 1000 aleatorizações, usando o modelo nulo Ce, no qual a probabilidade de interação entre um animal e uma planta é proporcional ao seu número de interações. As demais métricas foram calculadas usando o pacote Bipartite 2.3.2 (Dormann et al. 2008) do R (R Development Core Team 2010).

Para avaliar diferenças nas métricas da estrutura das redes de interações ave-planta em função do tipo de rede (em relação à atividade executada pela ave) foi utilizado o GLM (modelo linear geral) no qual os descritores da rede foram a variável dependente e o tipo de rede (forrageamento de insetos, forrageamento de flores, forrageamento de frutos, visita ou reprodução) a variável preditora. O GLM foi utilizado

quando os dados brutos ou após transformação por log atendiam aos pressupostos da análise e utilizado o teste de Friedman quando não foi possível utilizar análise paramétrica. Para avaliar as diferenças par a par utilizou-se *a posteriori* o teste de Tukey.

RESULTADOS

Foram registradas 261 espécies de plantas nas praças estudadas (N=40). Desse total, 110 são de espécies exóticas no Brasil, 89 são nativas do Brasil, 60 não foram possível identificar e 02 espécies naturalizadas. As praças apresentaram uma variação de 06 a 60 espécies vegetais, com média de $29,8 \pm 12,11$ espécies. As espécies vegetais mais frequentemente encontradas nas praças foram *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (N=38), *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch (N=34), *Mangifera indica* L. (N=30), *Caesalpinia pluviosa* (DC.) L.P.Queiroz (N=27), *Murraya paniculata* (L.) Jack (N=25), *Delonix regia* (Bojer ex Hook.) Raf. (N=23) e *Caryota urens* L. (N=21) (Tabela 1).

As praças apresentaram um total de 5656 indivíduos de plantas. Desse total, 3369 são exóticos, 1979 são nativos, 305 não foram identificados e 03 são naturalizadas. As praças apresentaram uma variação de 11 a 359 indivíduos vegetais com média de $141,0 \pm 85,0$ indivíduos. As espécies mais abundantes foram *Duranta repens* L. (N=482), *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (N=389), *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch (N=339), *Caesalpinia pluviosa* (DC.) L.P.Queiroz (N=300), *Ixora sp* L. (N=246), *Hibiscus rosa-sinensis* L. (N=223) e *Mangifera indica* L. (N=206) (Tabela 1).

Tabela 1: Abundância e frequência de ocorrência das famílias e espécies de plantas encontradas nas 40 praças amostradas para cada grupo (Exótica, Nativa, Indeterminado e Naturalizada) e no total.

Famílias <i>Espécies de planta</i>	Abund. Exótica	Freq. Exótica	Abund. Indet.	Freq. Indet.	Abund. Nativa	Freq. Nativa	Abund. Natur.	Freq. Natur.	Total geral	Freq. Total
Acanthaceae	14	0,42	0	0	0	0	0	0	14	0,25
<i>Graptophyllum pictum</i> (L.) Griff.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Pseuderanthemum carruthersii</i> (Seem.) Guillaumin	10	0,30	0	0	0	0	0	0	10	0,18
<i>Thunbergia erecta</i> Benth.) T. Anderson	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
Agavaceae	43	1,28	0	0	0	0	0	0	43	0,76
<i>Agave americana</i> L.	37	1,10	0	0	0	0	0	0	37	0,65
<i>Agave attenuata</i> Salm	5	0,15	0	0	0	0	0	0	5	0,09
<i>Furcraea foetida</i> (L.) Haw.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
Amaranthaceae	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Iresine herbstii</i> Hook.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
Anacardiaceae	217	6,44	0	0	37	1,87	0	0	254	4,49
<i>Anacardium occidentale</i> L.	0	0	0	0	28	1,41	0	0	28	0,50
<i>Mangifera indica</i> L.	206	6,11	0	0	0	0	0	0	206	3,64
<i>Schinus sp</i> L.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	0	0	0	0	6	0,30	0	0	6	0,11
<i>Spondias dulcis</i> Sol. ex Parkinson	4	0,12	0	0	0	0	0	0	4	0,07
<i>Spondias purpurea</i> L.	7	0,21	0	0	0	0	0	0	7	0,12
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
Annonaceae	10	0,30	1	0,33	0	0	0	0	11	0,19
<i>Annona muricata</i> L.	8	0,24	0	0	0	0	0	0	8	0,14
<i>Annona squamosa</i> L.	2	0,06	0	0	0	0	0	0	2	0,04
Não identificada	0	0	1	0,33	0	0	0	0	1	0,02
Apocynaceae	76	2,26	0	0	12	0,61	0	0	88	1,56
<i>Allamanda polyantha</i> Müll.Arg.	0	0	0	0	4	0,20	0	0	4	0,07
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	0	0	0	0	6	0,30	0	0	6	0,11
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04

<i>Nerium oleander</i> L.	37	1,10	0	0	0	0	0	0	37	0,65
<i>Plumeria pudica</i> Jacq.	2	0,06	0	0	0	0	0	0	2	0,04
<i>Plumeria rubra</i> L.	24	0,71	0	0	0	0	0	0	24	0,42
<i>Thevetia peruviana</i> (Pers.) K. Schum.	13	0,39	0	0	0	0	0	0	13	0,23
Araliaceae	12	0,36	1	0,33	0	0	0	0	13	0,23
<i>Polyscias guilfoylei</i> (W. Bull) L.H. Bailey	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Schefflera actinophylla</i> (Endl.) H.A.T.Harms	10	0,30	1	0,33	0	0	0	0	11	0,19
<i>Schefflera arboricola</i> (Hayata) Kanehira	1	0,03	0	0,00	0	0	0	0	1	0,02
Arecaceae	360	10,69	2	0,66	259	13,09	0	0	621	10,98
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	0	0	0	0	6	0,30	0	0	6	0,11
<i>Archontophoenix alexandrae</i> (F.Muell.) H.Wendl. & Drude	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Bactris gasipaes</i> Kunth.	0	0	0	0	19	0,96	0	0	19	0,34
<i>Brahea edulis</i> H.Wendl.	4	0,12	0	0	0	0	0	0	4	0,07
<i>Butia capitata</i> (Mart.) Becc.	0	0	0	0	11	0,56	0	0	11	0,19
<i>Caryota urens</i> L.	144	4,27	0	0	0	0	0	0	144	2,55
<i>Cocos nucifera</i> L.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Dypsis decaryi</i> (Jum.) Beentje & J. Dransf.	2	0,06	0	0	0	0	0	0	2	0,04
<i>Dypsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J. Dransf.	63	1,87	0	0	0	0	0	0	63	1,11
<i>Lantania commersonii</i> J. F. Gmelin	7	0,21	0	0	0	0	0	0	7	0,12
<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R.Br. Ex. Mart.	37	1,10	0	0	0	0	0	0	37	0,65
<i>Livistona saribus</i> (Lour.) Merr. ex A.Chev.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Não identificada</i>	0	0	2	0,66	0	0	0	0	2	0,04
<i>Phoenix roebelenii</i> O'Brien	30	0,89	0	0	0	0	0	0	30	0,53
<i>Ptychosperma macarthurii</i> (H.Wendl. ex H.J.Veitch) H.Wendl. ex Hook.f.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O. F. Cook	67	1,99	0	0	0	0	0	0	67	1,18
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0	0	0	0	157	7,93	0	0	157	2,78
<i>Syagrus</i> sp. Mart.	0	0	0	0	66	3,34	0	0	66	1,17
<i>Veitchia arecina</i> H.E. Moore	2	0,06	0	0	0	0	0	0	2	0,04

Asparagaceae	162	4,81	0	0	0	0	0	0	162	2,86
<i>Agave desmettiana</i> Jacobi	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Cordyline fruticosa</i> (L.) A.Chev.	32	0,95	0	0	0	0	0	0	32	0,57
<i>Dracaena marginata</i> Lam.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Yucca gigantea</i> Lem.	128	3,80	0	0	0	0	0	0	128	2,26
Asteraceae	0	0	1	0,33	1	0,05	0	0	2	0,04
Não identificada	0	0	1	0,33	0	0	0	0	1	0,02
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
Bignoniaceae	33	0,98	122	40	463	23,40	0	0	618	10,93
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	0	0	0	0	28	1,41	0	0	28	0,50
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	0	0	0	0	389	19,66	0	0	389	6,88
<i>Handroanthus roseo-albus</i> (Ridl.) Mattos	0	0	0	0	13	0,66	0	0	13	0,23
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Handroanthus</i> sp.	0	0	122	40	0	0	0	0	122	2,16
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	0	0	0	0	29	1,47	0	0	29	0,51
<i>Spathodea campanulata</i> P.Beauv.	8	0,24	0	0	0	0	0	0	8	0,14
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	25	0,74	0	0	0	0	0	0	25	0,44
Bromeliaceae	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Aechmea</i> sp.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
Cactaceae	0	0	2	0,66	0	0	2	66,67	4	0,07
Não identificada	0	0	2	0,66	0	0	0	0	2	0,04
<i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck	0	0	0	0	0	0	2	66,67	2	0,04
Caricaceae	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Carica papaya</i> L.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
Caryocaraceae	0	0	0	0	8	0,40	0	0	8	0,14
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	0	0	0	0	8	0,40	0	0	8	0,14
Celastraceae	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05

<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05
Chrysobalanaceae	0	0	0	0	341	17,23	0	0	341	6,03
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	0	0	0	0	339	17,13	0	0	339	5,99
Clusiaceae	0	0	41	13,44	2	0,10	0	0	43	0,76
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Clusia</i> sp.	0	0	41	13,44	0	0	0	0	41	0,72
Combretaceae	59	1,75	1	0,33	0	0	0	0	60	1,06
<i>Terminalia catappa</i> L.	59	1,75	0	0	0	0	0	0	59	1,04
<i>Terminalia mantaly</i> L.	0	0	1	0,33	0	0	0	0	1	0,02
Dilleniaceae	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Dillenia indica</i> L.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
Ericaceae	181	5,37	0	0	0	0	0	0	181	3,20
<i>Rhododendron</i> sp L.	181	5,37	0	0	0	0	0	0	181	3,20
Euphorbiaceae	63	1,87	0	0	0	0	0	0	63	1,11
<i>Acalypha wilkesiana</i> Mull. Arg	34	1,01	0	0	0	0	0	0	34	0,60
<i>Codiaeum variegatum</i> (L.) A.Juss.	17	0,50	0	0	0	0	0	0	17	0,30
<i>Euphorbia leucocephala</i> Lotsy	6	0,18	0	0	0	0	0	0	6	0,11
<i>Euphorbia milii</i> Des Moulins	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Euphorbia pulcherrima</i> (Willd. Ex Klotzsch, 1834)	5	0,15	0	0	0	0	0	0	5	0,09
Fabaceae	271	8,04	4	1,31	486	24,56	0	0	761	13,45
<i>Acacia xanthophloea</i> Benth.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Albizia lebbeck</i> (L.) Benth.	13	0,39	0	0	0	0	0	0	13	0,23
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0	0	0	0	5	0,25	0	0	5	0,09
<i>Andira paniculata</i> Benth.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Bauhinia blankeana</i> Dunn.	8	0,24	0	0	0	0	0	0	8	0,14
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Bauhinia variegata</i> L.	62	1,84	0	0	0	0	0	0	62	1,10
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	0	0	0	0	6	0,30	0	0	6	0,11
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart. ex Tul.	0	0	0	0	27	1,36	0	0	27	0,48

<i>Caesalpinia pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	0	0	0	0	300	15,16	0	0	300	5,30
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	26	0,77	0	0	0	0	0	0	26	0,46
<i>Caesalpinia tinctoria</i> (HBK.) Dombey ex DC	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
<i>Cassia fistula</i> L.	38	1,13	0	0	0	0	0	0	38	0,67
<i>Cassia</i> sp. L.	0	0	1	0,33	0	0	0	0	1	0,02
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	0	0	0	0	27	1,36	0	0	27	0,48
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	0	0	0	0	14	0,71	0	0	14	0,25
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	0	0	0	0	8	0,40	0	0	8	0,14
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	78	2,32	0	0	0	0	0	0	78	1,38
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	0	0	0	0	8	0,40	0	0	8	0,14
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Erythrina mulungu</i> Mart.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	0	0	0	0	9	0,45	0	0	9	0,16
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Inga edulis</i> Mart.	0	0	0	0	6	0,30	0	0	6	0,11
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	0	0	0	0	4	0,20	0	0	4	0,07
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Inga vera</i> Willd.	0	0	0	0	4	0,20	0	0	4	0,07
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	12	0,36	0	0	0	0	0	0	12	0,21
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	0	0	0	0	18	0,91	0	0	18	0,32
<i>Mimosa sensibilis</i> Griseb	0	0	0	0	4	0,20	0	0	4	0,07
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	0	0	0	0	9	0,45	0	0	9	0,16
Não identificada	0	0	1	0,33	0	0	0	0	1	0,02
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	0	0	0	0	10	0,51	0	0	10	0,18

<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.)	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Senna didymobotrya</i> (Fresen.) Irwin & Barneby	2	0,06	0	0	0	0	0	0	2	0,04
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05
<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin & Barneby	13	0,39	0	0	0	0	0	0	13	0,23
<i>Senna</i> sp Mill.	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05
<i>Tamarindus indica</i> L.	8	0,24	0	0	0	0	0	0	8	0,14
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	7	0,21	0	0	0	0	0	0	7	0,12
Lamiaceae	21	0,62	0	0	0	0	1	33,33	22	0,39
<i>Ocimum canum</i> Sims.	0	0	0	0	0	0	1	33,33	1	0,02
<i>Plectranthus barbatus</i> Andr.	10	0,30	0	0	0	0	0	0	10	0,18
<i>Tectona grandis</i> L. f.	11	0,33	0	0	0	0	0	0	11	0,19
Lauraceae	36	1,07	0	0	0	0	0	0	36	0,64
<i>Cinnamomum zeylanicum</i> J.Presl	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
<i>Persea americana</i> Mill.	33	0,98	0	0	0	0	0	0	33	0,58
Lecythidaceae	0	0	0	0	6	0,30	0	0	6	0,11
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	0	0	0	0	5	0,25	0	0	5	0,09
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
Lythraceae	58	1,72	0	0	25	1,26	0	0	83	1,47
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	0	0	0	0	21	1,06	0	0	21	0,37
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	0	0	0	0	4	0,20	0	0	4	0,07
<i>Lagerstroemia indica</i> (L.) Pers.	38	1,13	0	0	0	0	0	0	38	0,67
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	16	0,47	0	0	0	0	0	0	16	0,28
<i>Punica granatum</i> L.	4	0,12	0	0	0	0	0	0	4	0,07
Magnoliaceae	24	0,71	0	0	0	0	0	0	24	0,42
<i>Michelia champaca</i> L.	24	0,71	0	0	0	0	0	0	24	0,42
Malpighiaceae	16	0,47	0	0	1	0,05	0	0	17	0,30
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Malpighia glabra</i> L.	16	0,47	0	0	0	0	0	0	16	0,28
Malvaceae	249	7,39	0	0	88	4,45	0	0	337	5,96

<i>Bombax ceiba</i> L.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Bombax malabaricum</i> L.	2	0,06	0	0	0	0	0	0	2	0,04
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	0	0	0	0	30	1,52	0	0	30	0,53
<i>Dombeya wallichii</i> (Lindl.) Benth. ex Baill.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Gazuma ulmifolia</i> Lam.	0	0	0	0	7	0,35	0	0	7	0,12
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	223	6,62	0	0	0	0	0	0	223	3,94
<i>Hibiscus tiliaceus</i> L.	7	0,21	0	0	0	0	0	0	7	0,12
<i>Malvaviscus arboreus</i> Dill.	15	0,45	0	0	0	0	0	0	15	0,27
<i>Muntingia calabura</i> L.	0	0	0	0	9	0,45	0	0	9	0,16
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	0	0	0	0	38	1,92	0	0	38	0,67
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05
Melastomataceae	0	0	0	0	53	2,68	0	0	53	0,94
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	0	0	0	0	53	2,68	0	0	53	0,94
Meliaceae	5	0,15	0	0	13	0,66	0	0	18	0,32
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05
<i>Melia azedarach</i> L.	2	0,06	0	0	0	0	0	0	2	0,04
<i>Swietenia macrophylla</i> King	0	0	0	0	10	0,51	0	0	10	0,18
Moraceae	71	2,11	13	4,26	25	1,26	0	0	109	1,93
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	7	0,21	0	0	0	0	0	0	7	0,12
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	0	0	0	0	18	0,91	0	0	18	0,32
<i>Ficus benjamina</i> L.	44	1,31	0	0	0	0	0	0	44	0,78
<i>Ficus elastica</i> Roxb.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	0	0	0	0	7	0,35	0	0	7	0,12
<i>Ficus</i> sp.	0	0	13	4,26	0	0	0	0	13	0,23
<i>Morus nigra</i> L.	17	0,50	0	0	0	0	0	0	17	0,30
Moringaceae	15	0,45	0	0	0	0	0	0	15	0,27
<i>Moringa oleifera</i> L.	15	0,45	0	0	0	0	0	0	15	0,27
Myrcinaceae	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04

<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
Myrtaceae	257	7,63	5	1,64	50	2,53	0	0	312	5,52
<i>Callistemon viminalis</i> G. Don ex Loud.	90	2,67	0	0	0	0	0	0	90	1,59
<i>Eucalyptus</i> sp L'Hér.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0	0	0	0	49	2,48	0	0	49	0,87
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
<i>Psidium guajava</i> L.	93	2,76	0	0	0	0	0	0	93	1,64
<i>Psidium</i> sp. L.	0	0	5	1,64	0	0	0	0	5	0,09
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Alston	61	1,81	0	0	0	0	0	0	61	1,08
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	7	0,21	0	0	0	0	0	0	7	0,12
<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M. Perry.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
Nyctaginaceae	17	0,50	0	0	1	0,05	0	0	18	0,32
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	17	0,50	0	0	0	0	0	0	17	0,30
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
Pandanaceae	5	0,15	0	0	0	0	0	0	5	0,09
<i>Pandanus utilis</i> Bory	5	0,15	0	0	0	0	0	0	5	0,09
Pinaceae	63	1,87	0	0	0	0	0	0	63	1,11
<i>Pinus</i> sp.	63	1,87	0	0	0	0	0	0	63	1,11
Plumbaginaceae	92	2,73	0	0	0	0	0	0	92	1,63
<i>Plumbago auriculata</i> Lam.	92	2,73	0	0	0	0	0	0	92	1,63
Poaceae	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Phyllostachys aurea</i> Riviere & C.Riviere	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
Polygalaceae	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
Polygonaceae	50	1,48	0	0	43	2,17	0	0	93	1,64
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	50	1,48	0	0	0	0	0	0	50	0,88
<i>Triplaris americana</i> L.	0	0	0	0	43	2,17	0	0	43	0,76
Proteaceae	6	0,18	0	0	0	0	0	0	6	0,11
<i>Grevillea banksii</i> R.Br.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
<i>Grevillea robusta</i> A.Cunn.,ex R.Br.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05

Rosaceae	7	0,21	0	0	0	0	0	0	7	0,12
<i>Eriobothrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
<i>Mussaenda alicia</i> Hort.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Rosa</i> sp L.	3	0,09	0	0	0	0	0	0	3	0,05
Rubiaceae	246	7,30	0	0	2	0,10	0	0	248	4,38
<i>Genipa americana</i> L.	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Ixora</i> sp L.	246	7,30	0	0	0	0	0	0	246	4,35
Rutaceae	90	2,67	0	0	1	0,05	0	0	91	1,61
<i>Citrus</i> sp.	37	1,10	0	0	0	0	0	0	37	0,65
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	53	1,57	0	0	0	0	0	0	53	0,94
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	0	0	0	0	1	0,05	0	0	1	0,02
Salicaceae	33	0,98	0	0	0	0	0	0	33	0,58
<i>Salix babylonica</i> L.	33	0,98	0	0	0	0	0	0	33	0,58
Sapindaceae	14	0,42	1	0,33	6	0,30	0	0	21	0,37
<i>Koelreuteria bipinnata</i> Laxm.	14	0,42	0	0	0	0	0	0	14	0,25
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05
<i>Não identificada</i>	0	0	1	0,33	0	0	0	0	1	0,02
<i>Sapindus saponaria</i> L.	0	0	0	0	3	0,15	0	0	3	0,05
Solanaceae	1	0,03	0	0	17	0,86	0	0	18	0,32
<i>Atropa belladonna</i> L.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Brunfelsia</i> sp L.	0	0	0	0	8	0,40	0	0	8	0,14
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	0	0	0	0	4	0,20	0	0	4	0,07
<i>Solanum paniculatum</i> L.	0	0	0	0	5	0,25	0	0	5	0,09
Strelitziaceae	5	0,15	0	0	0	0	0	0	5	0,09
<i>Ravenala madagascariensis</i> Sonn.	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Strelitzia juncea</i> (Ker Gawl.) Link	4	0,12	0	0	0	0	0	0	4	0,07
Urticaceae	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0	0	0	0	2	0,10	0	0	2	0,04
Verbenaceae	482	14,31	0	0	28	1,41	0	0	510	9,02
<i>Duranta repens</i> L.	482	14,31	0	0	0	0	0	0	482	8,52

<i>Lantana camara</i> L.	0	0	0	0	28	1,41	0	0	28	0,50
Vitaceae	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Leea rubra</i>	1	0,03	0	0	0	0	0	0	1	0,02
Não identificada	0	0	112	36,72	0	0	0	0	112	1,98
<i>Não identificada (1-45)</i>	0	0	112	36,72	0	0	0	0	112	1,98
<i>Total geral</i>	3369	100	305	100	1979	100	3	100	5656	100

Não foi observada diferença significativa entre a riqueza de espécies de plantas nativas e exóticas nas praças, mas foi verificada diferença na abundância de plantas, sendo encontradas mais espécies exóticas do que nativas. Além disso, foi verificada diferença significativa das seguintes variáveis: Número de Registros de Forrageamento, Número de Registros de Repouso, Riqueza de Aves em repouso, Número de Registros de Reprodução e Riqueza de Aves reproduzindo, sendo que todas foram maiores em espécies de plantas nativas (Tabela 2 e Figura 1).

Tabela 2 – Resultado do teste T pareado para avaliar diferença entre plantas nativas e exóticas para as variáveis Riqueza de plantas (Log), Abundância de plantas (Log), Número de Registros de Forrageamento (Log), Riqueza de Aves Forrageando, Riqueza de plantas usadas no forrageamento (Log), Número de Registros de Repouso, Riqueza de Aves em repouso, Riqueza de plantas usadas no repouso (Log), Número de Registros de Reprodução (Log), Riqueza de Aves reproduzindo e Riqueza de Plantas usada na Reprodução (Log) (Gl=39).

Variáveis	T	P
Riqueza de plantas (Log)	-0,478517	0,634954
Abundância de plantas (Log)	-3,62313	0,000829**
Número de Registros de Forrageamento (Log)	2,970885	0,005063**
Riqueza de Aves Forrageando	1,573662	0,123644
Riqueza de plantas usadas no forrageamento (Log)	1,266812	0,212736
Número de Registros de Repouso	4,870509	0,000019**
Riqueza de Aves em repouso	5,683986	0,001864**
Riqueza de plantas usadas no repouso (Log)	-0,103435	0,918148
Número de Registros de Reprodução (Log)	2,402147	0,021159*
Riqueza de Aves reproduzindo	3,535650	0,001066**
Riqueza de Plantas usada na Reprodução (Log)	0,890309	0,378760

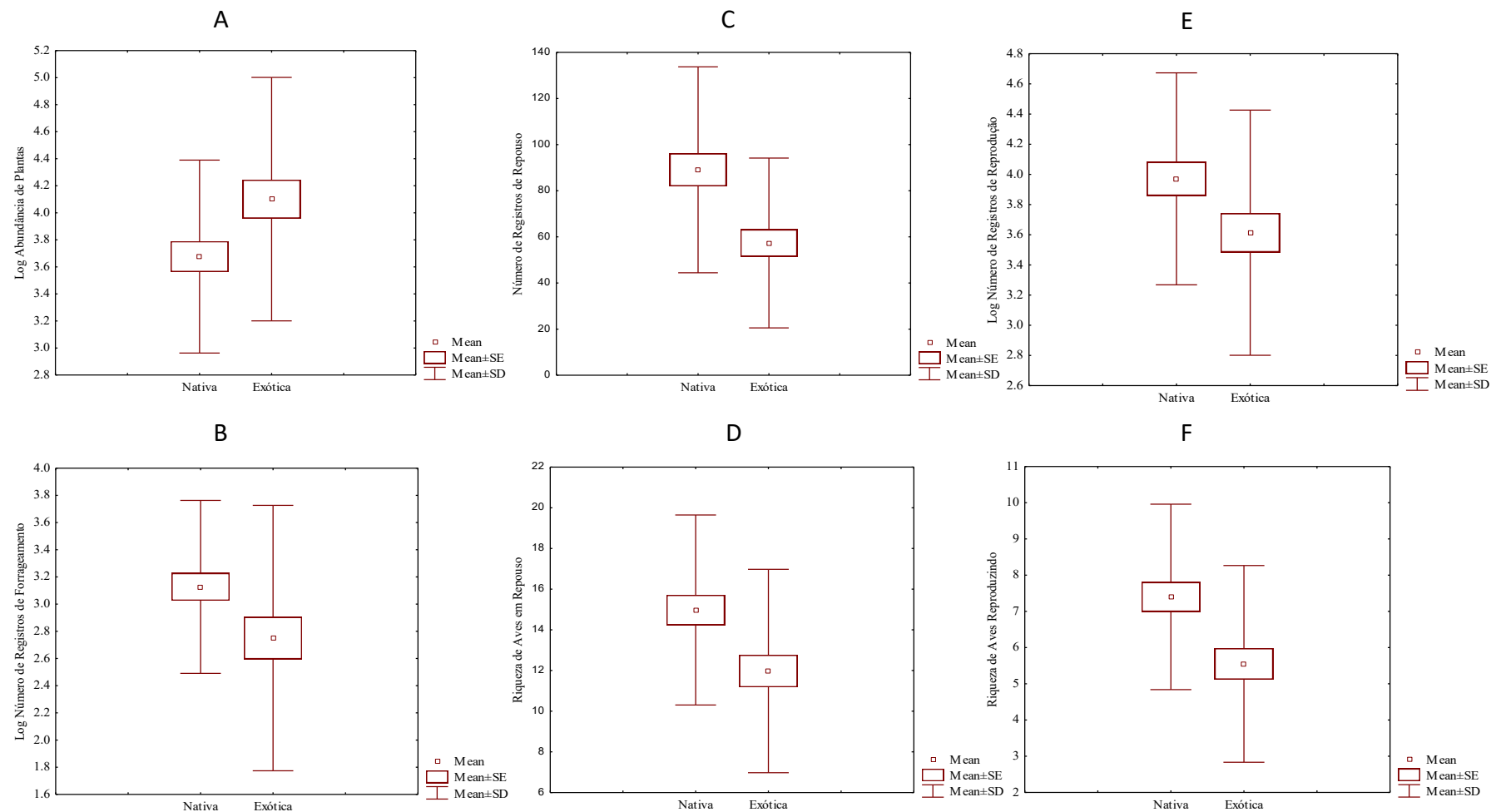


Figura 1 – Média com mínimo e máximo das variáveis que apresentaram diferença significativa entre espécies de plantas nativas e exóticas nas praças pesquisadas: Abundância de plantas (Log) (A); Número de Registros de Forrageamento (Log) (B); Número de Registros de Repouso (C); Riqueza de Aves em repouso (D); Número de Registros de Reprodução (Log) (E); Riqueza de Aves reproduzindo (F).

As redes formadas pelos cinco tipos de interação estudadas, sendo três formadas por diferentes tipos de fonte de recursos de alimentação (ave/forrageamento-flor/planta, ave/forrageamento-fruto/planta, ave/forrageamento-inseto/planta) uma de recurso reprodutivo (ave/reprodução-planta) e uma de visita (ave/visita-planta), tiveram baixa mas significativa especialização complementar e aninhamento. As redes que apresentaram maiores especializações foram aves-frutos e aves-flores. E as redes que apresentaram aninhamentos maiores foram as redes visita/ave-planta e reprodução/ave-planta. (Tabela 2, Figuras 2 a 6).

Considerando apenas as redes formadas pelos diferentes recursos alimentares, observa-se que a rede ave-inseto/planta apresentou menores especialização e aninhamento. A rede ave-flor apresentou especialização intermediária e o maior aninhamento. E a rede ave-fruto apresentou a maior especialização e aninhamento intermediário (Tabela 2). Foi verificado que o maior número de interações ocorreu na rede de ave/visita-planta, seguida pela rede de ave/reprodução-planta e de ave-inseto/planta. No que se refere as redes que envolvem forrageamento, verificamos que 20 espécies de aves se alimentaram em flores pertencentes a 51 plantas, 28 espécies de aves se alimentaram de frutos pertencentes a 38 plantas e 54 aves se alimentaram de insetos presentes em 81 plantas. Além disso, foram verificadas 46 espécies de aves reproduzindo em 110 espécies de plantas e 98 espécies de aves visitando 134 espécies de plantas (Figuras 2 a 6).

Tabela 2. Valores para especialização complementar (H_2), aninhamento (NODF) e seus respectivos níveis de significância (P) para diferentes interações em uma rede planta-ave.

Rede	H_2	P (H_2)	NODF	P (NODF)
Ave-Flor	0,3674	<0.0001	19,4	0,001
Ave-Fruto	0,422345	<0.0001	16	0,001
Ave-Inseto/Planta	0,224158	<0.0001	15,82	0,001
Ave/Reprodução-Planta	0,208057	<0.0001	19,47	0,001
Ave/Visita-Planta	0,129623	<0.0001	20,22	0,001

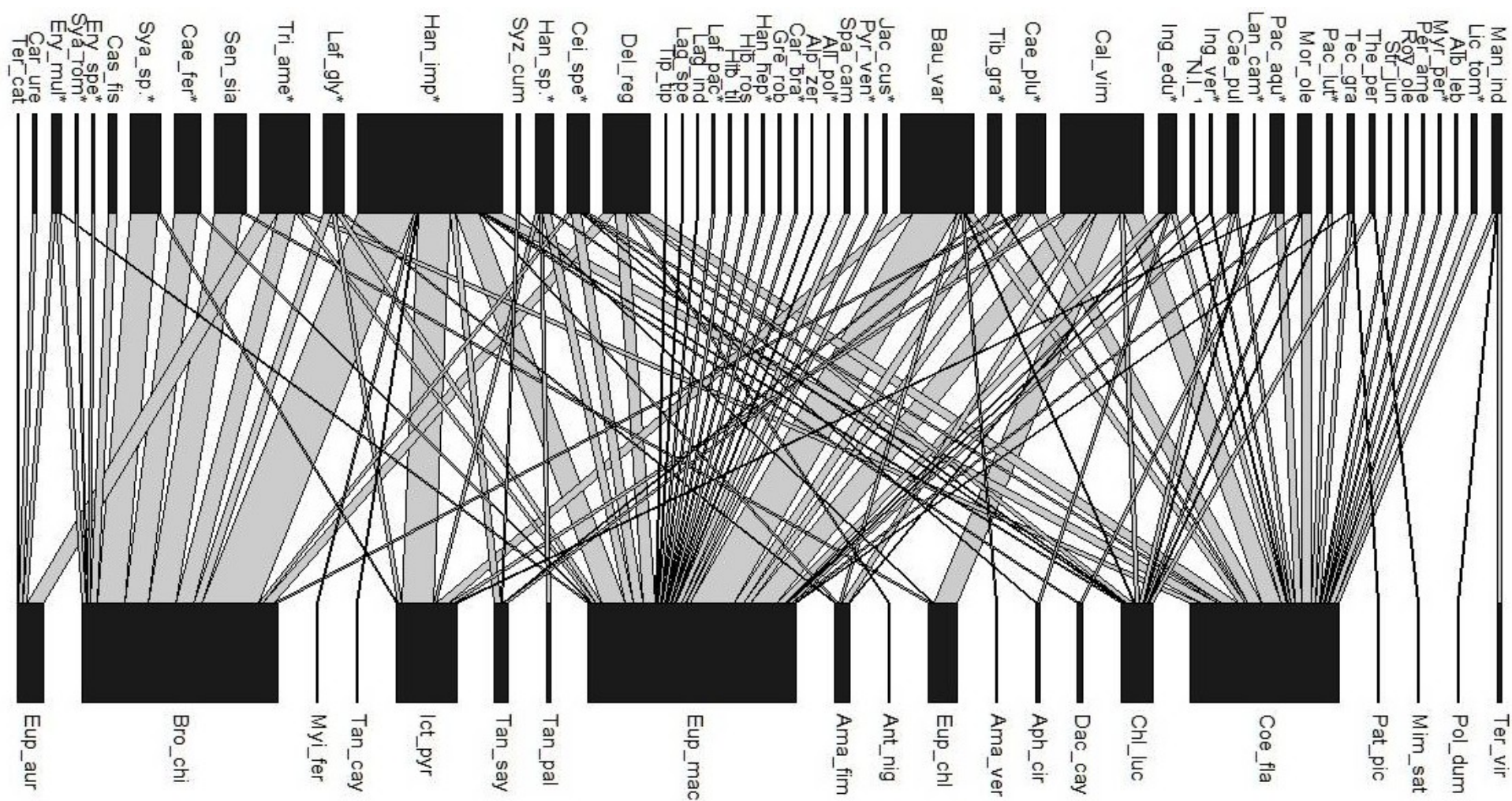


Figura 2 – Rede de interações representando o consumo de flores por aves em praças públicas de Uberlândia, MG. Barras na região inferior representam aves, barras na região superior representam plantas, e linhas entre elas representam interação entre duas espécies. A largura de cada barra representa a proporção de todas as interações na rede (visitas) envolvendo a respectiva espécie. *espécie vegetal nativa.

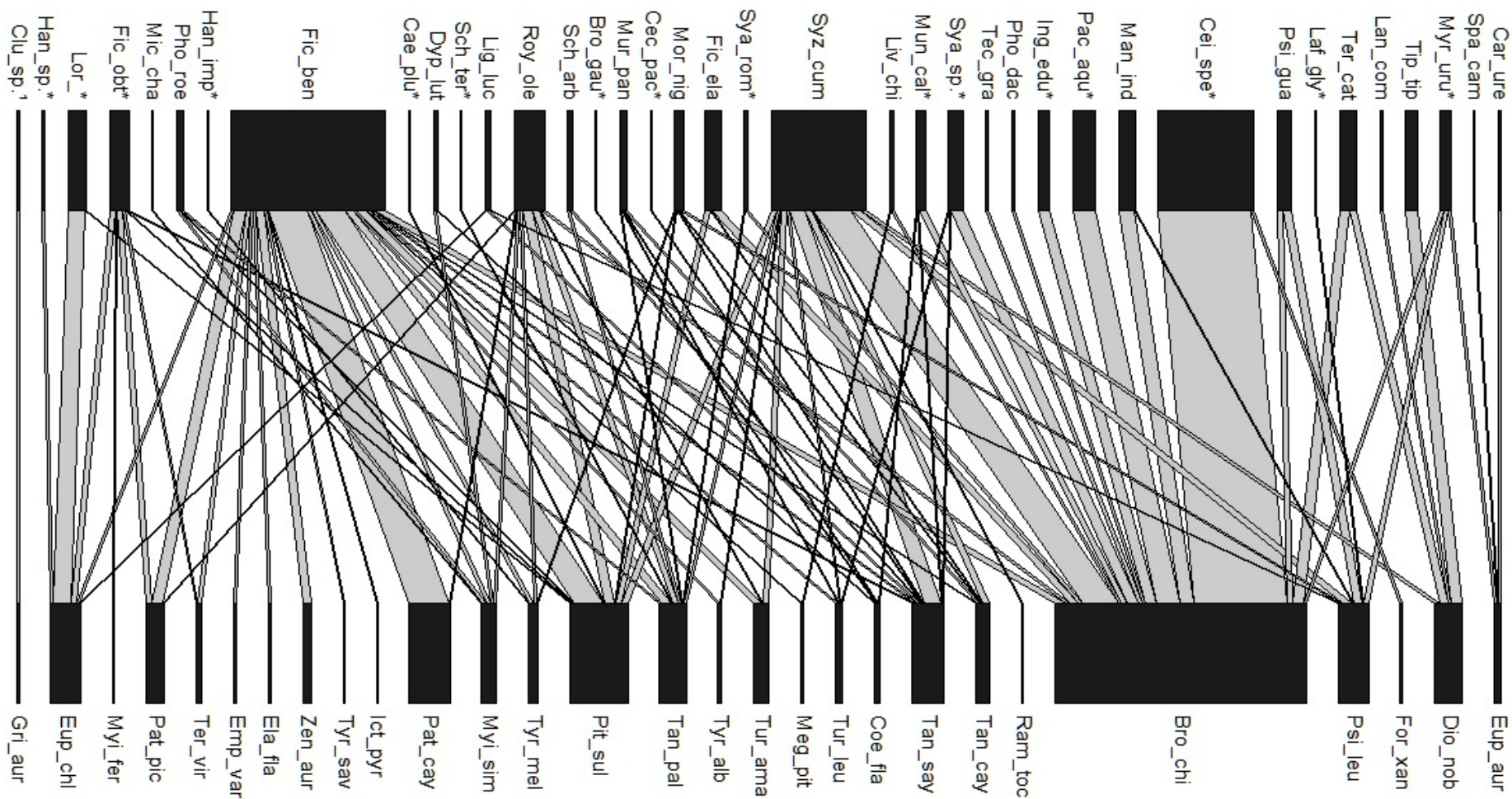


Figura 3 – Rede de interações representando o consumo de frutos por aves em praças públicas de Uberlândia, MG. Barras na região inferior representam aves, barras na região superior representam plantas, e linhas entre elas representam interação entre duas espécies. A largura de cada barra representa a proporção de todas as interações na rede (visitas) envolvendo a respectiva espécie. *espécie vegetal nativa.

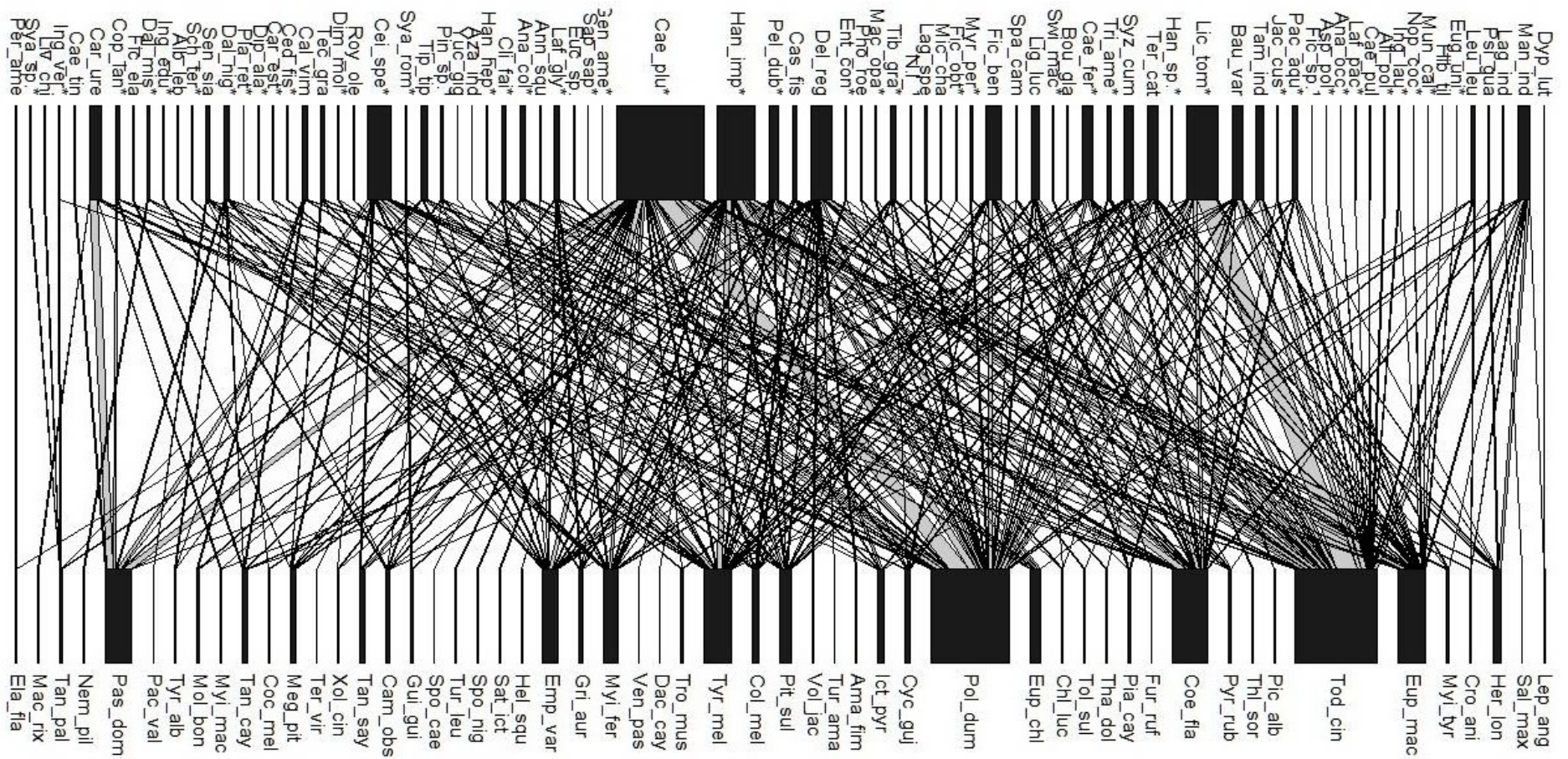


Figura 4 – Rede de interações representando o consumo de insetos por aves em praças públicas de Uberlândia, MG. Barras na região inferior representam aves, barras na região superior representam plantas, e linhas entre elas representam interação entre duas espécies. A largura de cada barra representa a proporção de todas as interações na rede (visitas) envolvendo a respectiva espécie. *espécie vegetal nativa.

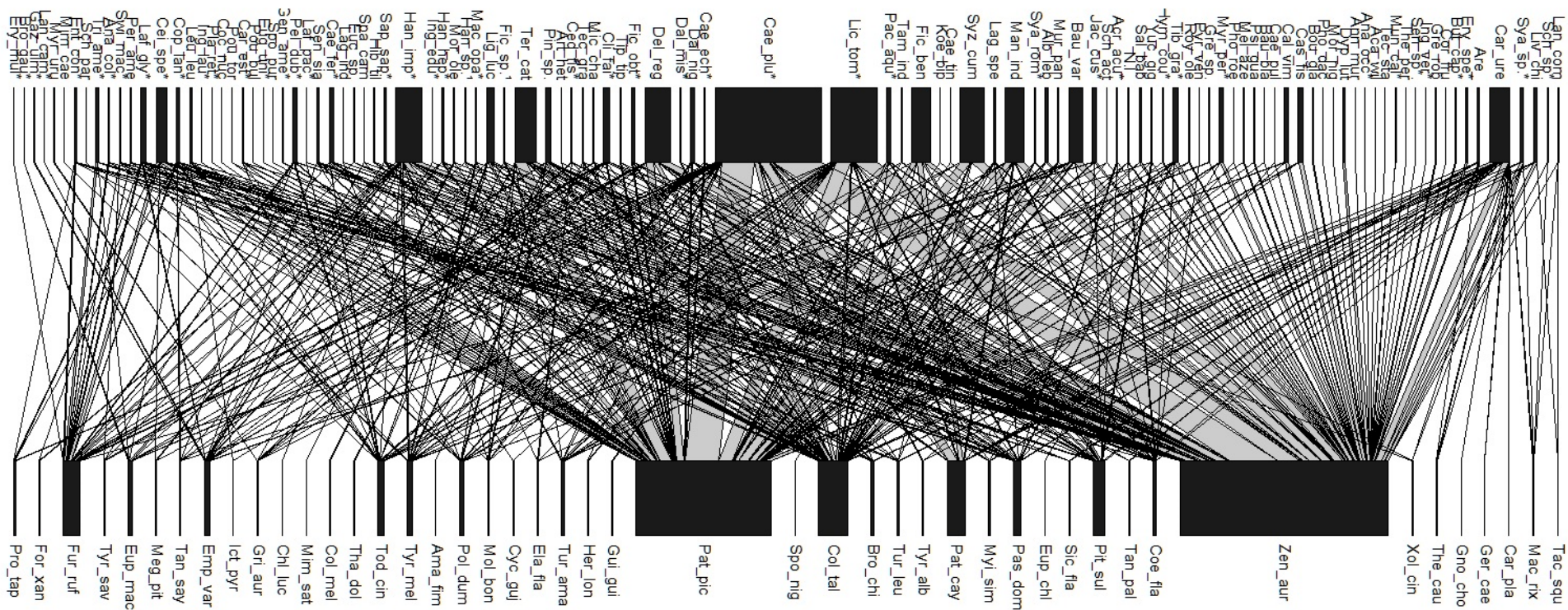
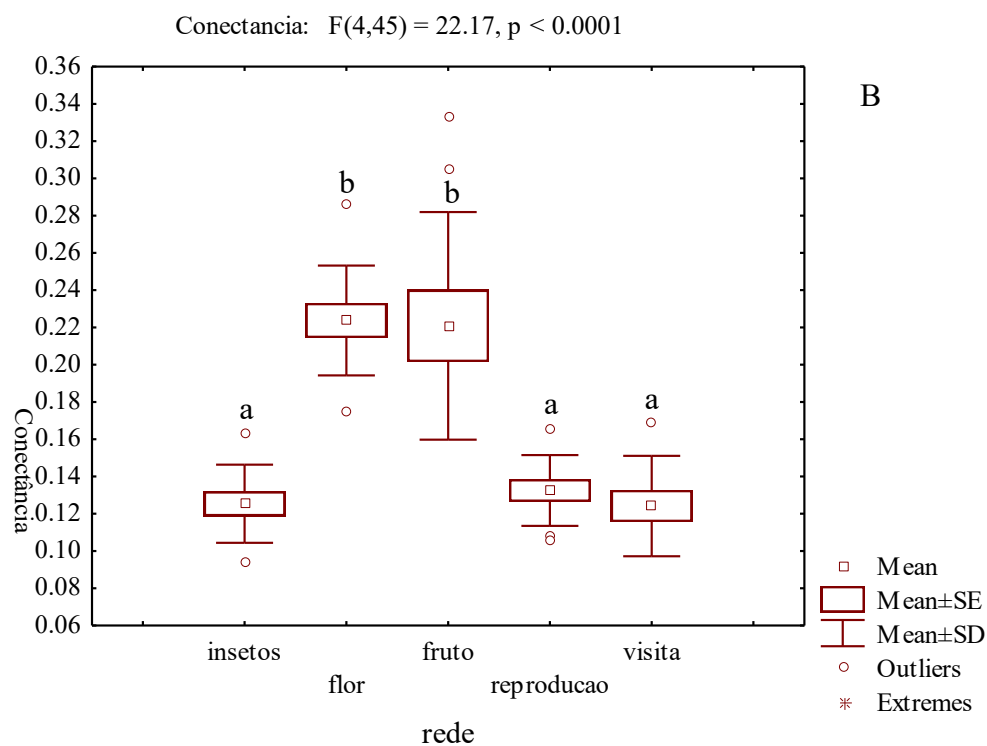
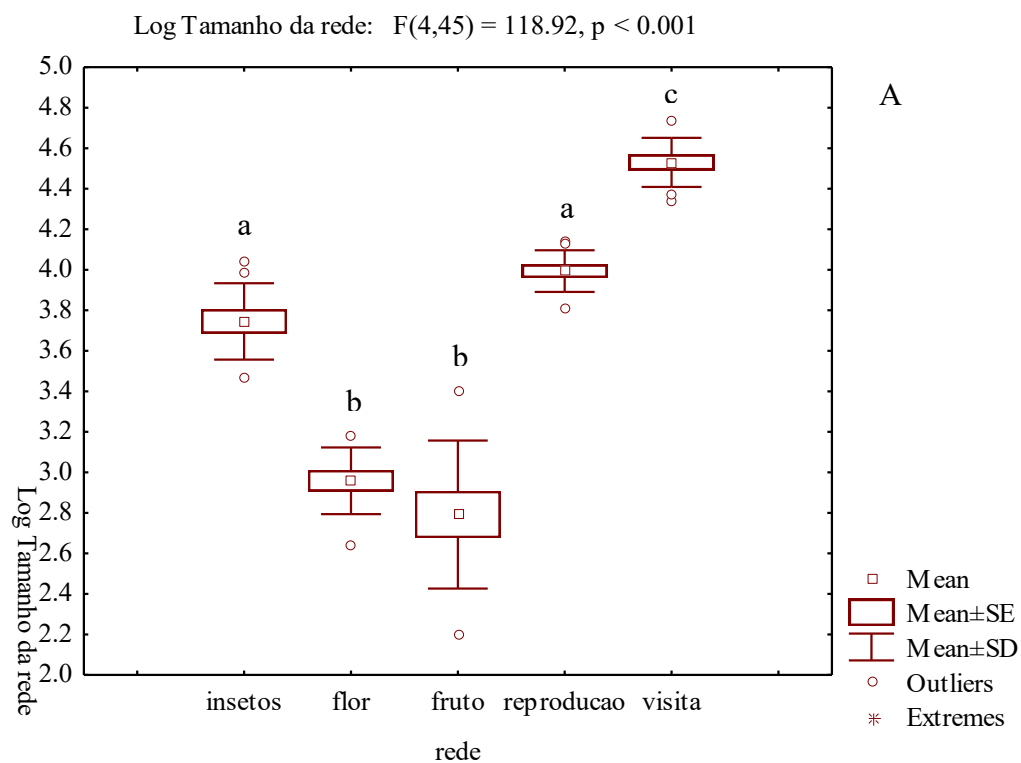
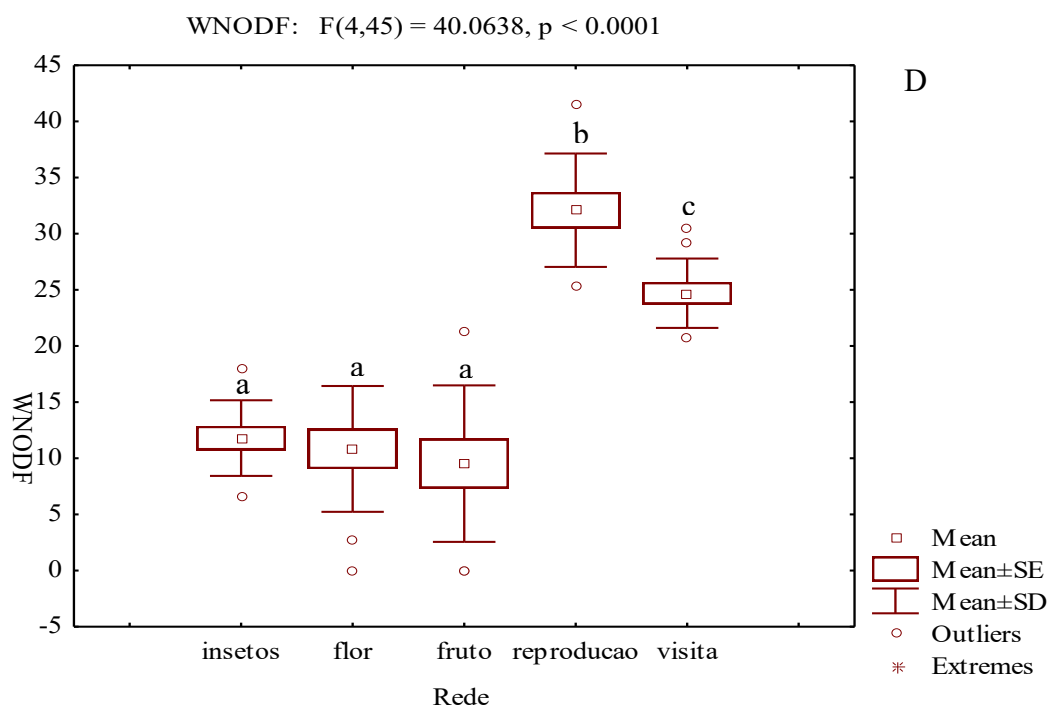
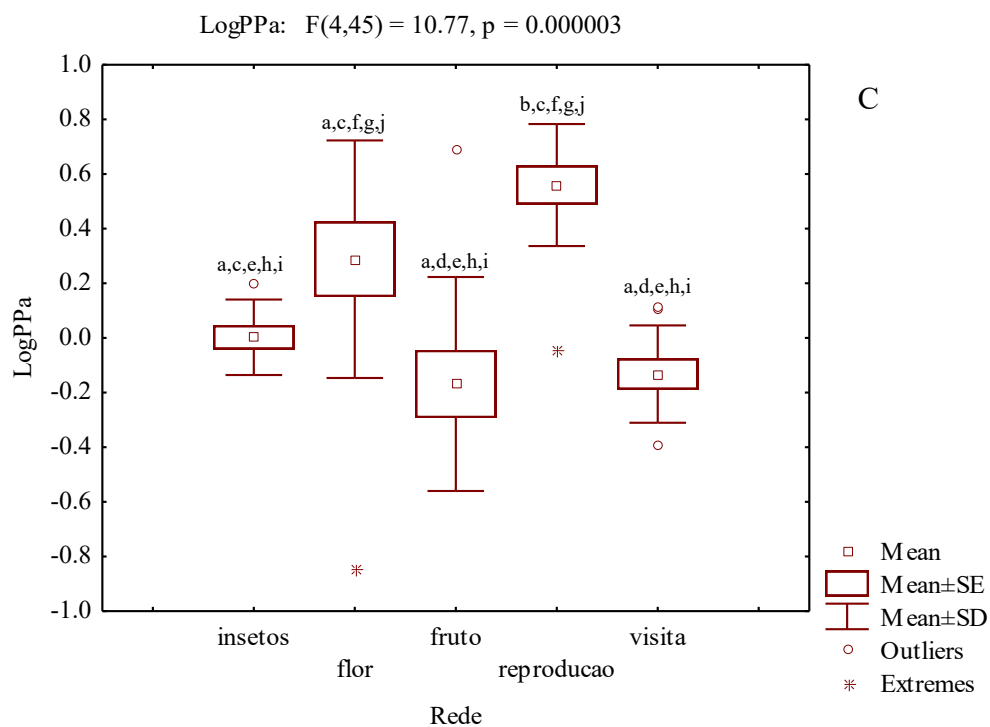


Figura 5 – Rede de interações representando a utilização de plantas para reprodução (construção de ninho, incubação e cuidado parental) por aves em praças públicas de Uberlândia, MG. Barras na região inferior representam aves, barras na região superior representam plantas, e linhas entre elas representam interação entre duas espécies. A largura de cada barra representa a proporção de todas as interações na rede (visitas) envolvendo a respectiva espécie. *espécie vegetal nativa.

A estrutura das redes apresentou diferenças entre os cinco tipos de redes estudados. O tamanho da rede diferiu entre os tipos avaliados ($F_{4,45}=118,92$; $p<0,001$). A rede de insetos, visita e reprodução foram maiores do que as redes para flor e fruto, flor e fruto não diferiram entre si em tamanho, a rede de visita foi maior do que a de insetos, e a rede de insetos não diferiu em tamanho da rede de reprodução (Figura 7A). A conectância das redes também diferiu ($F_{4,45}=22,171$, $p<<0,001$). A conectância da rede de flor e fruto foi maior do que para as redes de insetos, reprodução e visita (Figura 7B). A taxa de riqueza de espécies variou entre as redes ($F_{4,45}=10,77$; $p<0,001$). As redes para insetos e fruto apresentaram taxa de riqueza de espécies menor do que a rede de reprodução, que por sua vez foi maior do que visita. A rede de flor apresentou taxa de riqueza maior do que fruto e visita (Figura 7C). As redes relacionadas ao forrageamento das aves nas plantas (insetos, flor e fruto) apresentaram menor aninhamento ponderado do que as redes de reprodução e visita, sendo que o maior aninhamento ponderado foi observado na rede de reprodução ($F_{4,45}=40,06$, $p<0,0001$) (Figura 7D). Já no aninhamento medido pelo NODF ($F_{4,45}=21,03$; $p<0,001$) as redes relacionadas ao forrageamento também apresentaram menor aninhamento, entretanto, as redes de visita e reprodução não diferiram entre si (Figura 7E). A especialização também diferiu entre as redes ($\chi^2 = 34,96$, $N=10$, $df=4$, $p<0,0001$). A rede de flor apresentou a maior especialização, seguido de fruto e insetos, enquanto visita e reprodução não diferiram no nível de especialização da comunidade entre si e entre os insetos (Figura 7F).





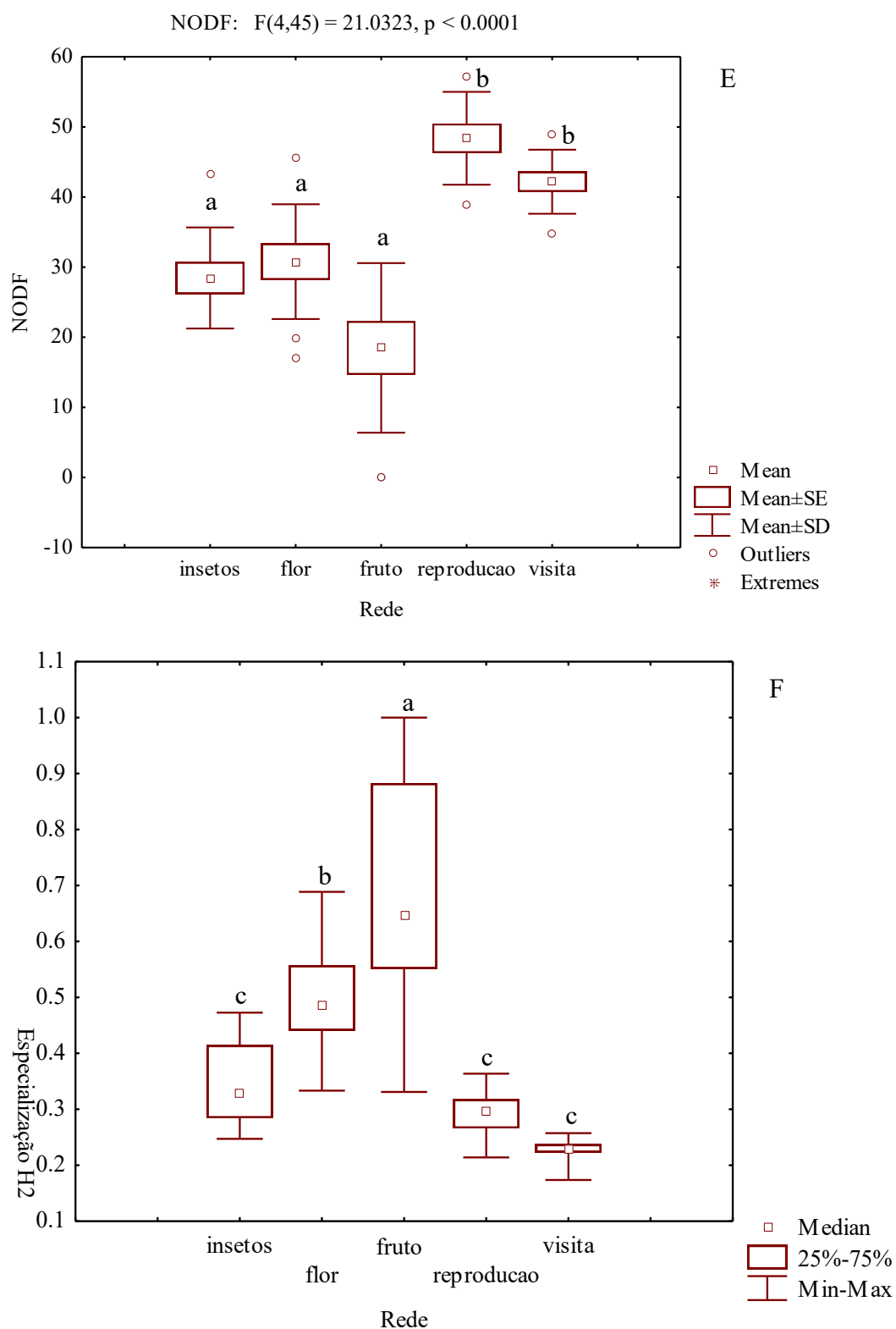


Figura 7 - Mediana com mínimo e máximo das variáveis: tamanho da rede (A), conectância (B), taxa de riqueza de espécies (C), aninhamento ponderado (D), aninhamento medido pelo NODF (E) e especialização (F) para as redes de forrageamento (insetos, flor, e fruto) e de reprodução e visita. a, b, c, d, e, f, g, h, i, j diferença significativa Teste Tukey $p < 0,01$.

DISCUSSÃO

Não existe diferença significativa na riqueza de espécies vegetais, nativas ou exóticas, na estruturação das praças urbanas de Uberlândia. De fato, as espécies utilizadas nessas áreas verdes são as mesmas geralmente utilizadas na arborização de outros logradouros urbanos da cidade. Isso não difere de outras localidades, nas quais tanto vegetação nativa como exótica são frequentemente incluídas nos espaços verdes urbanos (Threlfall et al. 2016). Deve ser notado, contudo, que a combinação apropriada de espécies nativas e exóticas pode criar mais habitats para a avifauna e suportar uma maior riqueza e abundância de aves (Jasmani et al. 2017). Em trabalho realizado em pequenos parques urbanos, JASMANI et al. (2017) indicaram que a escolha de espécies de plantas exóticas pelos planejadores urbanos deve ser feita com sabedoria e que tais plantas não devem ser utilizadas como componentes principais do espaço verde, uma vez que podem se tornar espécies invasoras sobre as espécies de plantas nativas. E em termos da manutenção da avifauna, já foi demonstrado que a vegetação arbórea exótica apresenta correlação negativa com a diversidade de aves (Khera et al. 2009).

Embora não tenha sido verificada diferença estatística na riqueza de espécies vegetais nativas e exóticas nas praças de Uberlândia, houve uma maior abundância de espécies de plantas exóticas. Vários estudos mostram que o manejo das cidades pode melhorar o habitat para as aves, desde que se promova o plantio de árvores maiores, (Stagoll et al. 2012), a melhoria da complexidade do habitat (Shwartz et al. 2013) e, principalmente, o aumento da proporção de espécies de plantas nativas (Chace and Walsh 2006). Um resultado que reforça a necessidade de ampliação do plantio de espécies vegetais nativas em Uberlândia é o de que o número de registros de forrageamento, de repouso, e de reprodução e a riqueza de aves em repouso e em reprodução foram maiores em espécies de plantas nativas do que exóticas. Porém, mais estudos são necessários para corroborar essa questão.

Em um estudo realizado em espaços verdes urbanos de Melbourne, Austrália, verificou que a proporção de plantas nativas teve um forte efeito positivo sobre a riqueza de espécies de aves, a atividade reprodutiva de aves nativas e a riqueza de espécies de aves insetívoras. Além disso, os mesmos autores verificaram que a densidade de grandes árvores nativas teve um forte efeito positivo na atividade reprodutiva de aves e que a proporção de plantas nativas teve um forte efeito negativo sobre a atividade reprodutiva de aves exóticas. Assim, notaram que o aumento na proporção de espécies de plantas nativas teve efeito positivo sobre a avifauna (Threlfall et al. 2016). Em outro estudo, realizado em campos de golfe, também foi observado que a manutenção de uma maior área de vegetação nativa conservou uma maior diversidade de aves (Hodgkison et al. 2007). Na Austrália, por exemplo, estudos vêm sugerindo que manchas de vegetação remanescente têm fundamental importância na manutenção de espécies da avifauna nativa na zona urbana (White et al. 2005, Palmer et al. 2008).

A riqueza de plantas exóticas e nativas usadas pelas aves no forrageamento, no repouso e na reprodução não apresentou diferença, o que pode refletir o fato de que as plantas utilizadas na arborização das praças de Uberlândia não apresentaram diferença entre a riqueza de espécies exóticas e nativas. Porém, outros estudos demonstram que um aumento no plantio de vegetação nativa pode suportar um maior abundância de invertebrados (Smith et al. 2006, Burghardt et al. 2009, Threlfall et al. 2016), o que consequentemente aumentaria a riqueza de aves insetívoras e a atividade de outros grupos como os morcegos (Threlfall et al. 2016). Em estudo realizado em jardins públicos de Israel foi verificado que espécies de aves nativas preferem forragear em árvores nativas e espécies de aves exóticas preferem forragear em plantas exóticas (Paker et al. 2014). Além disso, uma maior proporção de espécies de plantas nativas pode suportar um aumento na atividade reprodutiva de aves nativas (Threlfall et al. 2016). Assim, é importante manejar a vegetação urbana melhorando a qualidade do habitat, o

valor de conservação desse ambiente, permitindo também a manutenção de uma maior abundância e diversidade de táxons em todos níveis tróficos (Burghardt et al. 2009).

Os estudos sobre redes ecológicas geralmente abordam ou interações antagonísticas (redes tróficas) ou mutualísticas, sendo raros os estudos que envolvem ambos os tipos de rede (Bascompte 2010, Thébault and Fontaine 2010). A maioria desses estudos avalia todas as possíveis redes entre comunidades que interagem. No presente estudo, avaliamos cinco redes de interações entre aves e plantas no ambiente urbano, (ave-flor, ave-fruto, ave-inseto/planta, reprodução/ave-planta e visita/ave-planta) e verificamos que todas as cinco redes estudadas foram aninhadas e especializadas. Contudo, as redes de interação ave-flor e ave-fruto apresentaram um padrão similar no que se refere ao aninhamento, conectância e especialização em relação as demais redes, apresentando menores aninhamento e tamanho de rede e maiores conectância e especialização. Outros estudos demonstram que o aninhamento promove a persistência e estabilidade de espécies dentro das redes (Bastolla et al. 2009, Thébault and Fontaine 2010), sendo que o padrão coeso pode oferecer rotas alternativas para respostas do sistema a perturbações (Bascompte et al. 2003).

A assimetria encontrada em redes aninhadas, onde especialistas interagem com generalistas, pode proporcionar a persistência de espécies raras no sistema (Jordano 1987). O padrão aninhado apresentado é frequentemente observado em redes mutualistas no ambiente urbano no Brasil, tendo sido amplamente verificado em redes locais de dispersão e polinização (Bascompte et al. 2003). No entanto, verificamos que em áreas verdes urbanas, talvez por se tratar de um ambiente alterado, a interação entre redes de frugívoros e nectarívoros, apesar de aninhada, apresenta menores chances de estabilidade em relação a outras redes como a de reprodução e de visita, sugerindo uma fragilidade das redes de frugívoros e nectarívoros nesse ambiente, que pode estar relacionada a uma baixa diversidade de espécies de plantas e de aves especializadas nesse sistema. Além disso, essas redes

apresentaram menores tamanho de rede e maiores conectância e especialização, que pode ser devido à maior dependência co-evolutiva por esses recursos em relação aos outros recursos utilizados pelas aves nas plantas, portanto, sugerimos que novos estudos sejam realizados na área urbana, focando especificamente na relação de aves frugívoras e nectarívoras, de forma a manejar o ambiente para que haja a persistência de tais espécies a longo prazo.

Sabe-se que o sucesso da polinização ou da dispersão das sementes em redes mutualísticas entre nectarívoros ou frugívoros e plantas, pode ocorrer em consequência do comportamento de forrageamento do nectarívoro e do frugívoro e dos movimentos realizados após a alimentação (Jordano and Schupp 2000, Scherer et al. 2007). Este processo pode ser um reflexo das relações co-evolutivas ou oportunistas entre as espécies (Charles-Dominique 1993, Howe 1993), sendo importantes na restauração da biodiversidade em áreas degradadas (Wunderle Jr 1997). Portanto, sugerimos que mais estudos sejam realizados avaliando também o comportamento da avifauna nestes tipos de interação mutualística.

Assim, verificamos que apesar da riqueza de espécies de plantas nativas e exóticas serem similares na arborização urbana e a abundância de exóticas ser maior, ainda assim existe uma preferência da avifauna urbana em forragear, reproduzir e repousar em espécies de plantas nativas. É importante ampliar o plantio de espécies vegetais nativas diversificadas em Uberlândia. Além disso, é necessário haver um maior plantio de espécies de plantas que ofereçam frutos e flores para as aves. Também consideramos importante incorporar os diferentes tipos de interações entre a avifauna e a vegetação presente, especialmente no ambiente urbano, para elucidar a complexidade dessas comunidades num ambiente alterado, buscando compreender fatores importantes para a manutenção dessas relações complexas e consequente conservação de uma avifauna mais diversa. Com isso poderemos contribuir para a conservação de diferentes grupos animais nas cidades a longo prazo, auxiliando na manutenção de espécies pouco frequentes nesse ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alberti MA, Marzluff JM, Shulenberg E, Bradley G, Ryan C, ZumBrunnen C (2003) Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for urban ecology. *Bioscience* 53: 1169–1179. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[1169:IHIEOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[1169:IHIEOA]2.0.CO;2)
- Almeida-Neto M, Ulrich W (2011) A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software* 26: 173-178. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.08.003>
- Almeida-Neto M, Guimarães P, Guimarães PR, Loyola RD, Ulrich W (2008) A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117(8): 1227-1239. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16644.x>
- Araújo GM, Nunes JJ, Rosa AG, Resende EJ (1997) Estrutura comunitária de vinte áreas de cerrado residuais no município de Uberlândia, MG. *Daphne* 7(2): 7-14.
- Bascompte J, Jordano P (2014) *Mutualistic networks*. Princeton, USA: Princeton University Press.
- Bascompte J (2010) Structure and dynamics of ecological networks. *Science* 329(5993): 765-766. <https://doi.org/10.1126/science.1194255>
- Bascompte J, Jordano P, Melian CJ, Olesen JM (2003) The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100(16): 9383-9387. <https://doi.org/10.1073/pnas.1633576100>

- Bastolla U, Fortuna MA, Pascual-Garcia A, Ferrera A, Luque B, Bascompte J (2009) The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature* 458: U1018–U1091. <https://doi.org/10.1038/nature07950>
- Beninde J, Veith M, Hochkirch A (2015) Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18: 581–592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Burghardt KT, Tallamy DW, Shriver WG (2009) Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biology* 23(1): 219–224. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01076.x>
- CBRO (2015) Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23(2): 91-298.
- Chace J, Walsh J (2006) Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46-69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chamberlain SA, Bronstein JL, Rudgers JA (2014) How context dependent are species interactions? Etienne R, editor. *Ecology Letters* 17: 881–890. <https://doi.org/10.1111/ele.12279>
- Charles-Dominique P (1993) Speciation and coevolution: an interpretation of frugivory phenomena. Pp. 75-84 in Fleming, T. H. & Estrada, A. (eds.). *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects*. Kluwer Acad. Publ. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1749-4_5
- Dormann CF, Gruber B, Frund J (2008) The bipartite package version, 0.73. R Project for Statistical Computing, Leipzig.
- Endlicher W, Hostert P, Kowarik I, Kulke E, Lossau J, Marzluff J, van der Meer E, Mieg H, Nutzmann G, Schulz M, Wessolek G (eds) (2011) *Perspectives in Urban Ecology*:

- Studies of Ecosystems and Interactions between Humans and Nature in the Metropolis of Berlin. Berlin: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-17731-6>
- Evans KL, Newson ST, Gaston KJ (2009) Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151: 19-39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>
- Fleming TH, Kress W J (2013) The ornaments of life: coevolution and conservation in the tropics. University of Chicago Press, Chicago, USA. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226023328.001.0001>
- Frisch JD, Frisch CD (2005) Aves Brasileiras e plantas que as atraem, Dalgas Ecoltec-Ecologia Técnica Ltda., São Paulo.
- Genini J, Morellato LPC, Guimaraes PR, Olesen JM (2010) Cheaters in mutualism networks. *Biology Letters* 6: 494–497. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.1021>
- Grimm NB, Grove JM, Pickett STA, Redman CL (2000) Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience* 50(7): 571–584. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0571:IATLTO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0571:IATLTO]2.0.CO;2)
- Hodgkison S, Hero J, Warnken J (2007) The efficacy of small-scale conservation efforts, as assessed on Australian golf courses. *Biological Conservation*, 135(4): 576-586. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.001>
- Howe HF (1993) Specialized and generalized dispersal systems: where does 'the paradigm' stand? *Vegetatio* 107/108: 3-13. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1749-4_1
- IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2009) Biomas. Mapas temáticos. IBGE, Brasil. <http://www.ibge.gov.br/>. (acesso em 18/02/2016).
- Ings TC, Montoya JM, Bascompte J, Bluthgen N, Brown L, Dormann CF, et al. (2009) Ecological networks— beyond food webs. *J Anim Ecol.* 78: 253–69.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01460.x>

- Jasmani Z, Ravn HP, Van Den Bosch CCK (2017) The influence of small urban parks characteristics on bird diversity: A case study of Petaling Jaya, Malaysia. *Urban Ecosystems* 20: 227–243. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0584-7>
- Jokimaki J, Suhonen J (1998) Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39: 253-263. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00089-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3)
- Jordano P. (1987) Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *American Naturalist* 129: 657-677. <https://doi.org/10.1086/284665>
- Jordano P, Schupp EW (2000) Determinants of seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs* 70: 591-615. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0591:SDETQC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0591:SDETQC]2.0.CO;2)
- Khera N, Mehta V, Sabata BC (2009) Interrelationship of birds and habitat features in urban greenspaces in Delhi, India. *Urban Forestry Urban Greening Elsevier* 8(3): 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.05.001>
- Lorenzi H (1992) *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, Nova Odessa: Instituto Plantarum.
- Lorenzi H, Souza HM (1999) *Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras*, Nova Odessa: Instituto Plantarum.
- Lorenzi H, Souza HM de, Torres MAV, Bacher LB (2003) *Árvores exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas*, Nova Odessa: Instituto Plantarum.
- Lorenzi H, Souza HM, Medeiros-Costa JT, Cerqueira LSC, Behr NV (1996) *Palmeiras no Brasil – nativas e exóticas*. Nova Odessa: Instituto Plantarum.

MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42 : 594-598.

<https://doi.org/10.2307/1932254>

Marzluff JM (2016) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future.

Ibis 159(1): 1–13. <https://doi.org/10.1111/ibi.12430>

Marzluff JM (2005) Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems* 8: 157–177.

<https://doi.org/10.1007/s11252-005-4378-6>

Matlock Jr RB, Edwards PJ (2006) The Influence of Habitat Variables on Bird Communities in Forest Remnants in Costa Rica. *Biodiversity & Conservation* 15(9): 2987–3016.

<https://doi.org/10.1007/s10531-005-4873-3>

Mello MAR, Marquitti FMD, Guimarães PR, Kalko EKV, Jordano P, Aguiar MAM (2011)

The modularity of seed dispersal: Differences in structure and robustness between bat- and bird-fruit networks. *Oecologia* 167: 131–140.

<https://doi.org/10.1007/s00442-011-1984-2>

Paker Y, Yom-Tov Y, Alon-Mozes T, Barnea A (2014) The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure.

Landscape and Urban Planning 122: 186–195.

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>

Palmer GC, Fitzsimons JA, Antos MJ, White JG (2008) 'Determinants of native avian richness in suburban remnant vegetation: Implications for conservation planning.

Biological Conservation 141(9): 2329-2341.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.025>

Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Nilon CH, Pouyat RV, Zipperer WC, Costanza R

(2001) Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and

- socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 127–157. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012>
- Scherer A, Maraschin-Silva F, Baptista LR DM (2007) Padrões de interações mutualísticas entre espécies arbóreas e aves frugívoras em uma comunidade de Restinga no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(1): 203-212. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000100019>
- Shwartz A, Muratet A, Simon L, Julliard R (2013) Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation* 157 (0): 285-292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.009>
- Sigrist T (2006) *Aves do Brasil: uma visão artística*. São Paulo: Fوسفertil.
- Smith RM., Warren PH, Thompson K, Gaston KJ (2006) Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and conservation* 15(8): 2415-2438. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-5014-0>
- R Development Core Team. 2010. *R: A language and environment for statistical computing*, Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Stagoll K, Lindenmayer DB, Knight E, Fischer J, Manning AD (2012) Large trees are keystone structures in urban parks. *Conservation Letters* 5 (2): 115-122. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00216.x>
- Strauss SY, Irwin RE (2004) Ecological and evolutionary consequences of multispecies plant–animal interactions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 435–466. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130215>
- Thébault E, Fontaine C (2010) Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* 329(5993): 853-856.

<https://doi.org/10.1126/science.1188321>

Thompson JN (1994) The coevolutionary process. University of Chicago Press, Chicago. 376 pp. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226797670.001.0001>

Thompson JN (2005) Coevolution: the geographic mosaic of coevolutionary arms races. *Current Biology* 15(24): 992-994. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2005.11.046>

Threlfall CG, Williams NSG, Hahs AK, Livesley SJ (2016) Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning* 153: 28-39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.011>

Waser NM, Chittka L, Price MV, Williams NM, Ollerton J (1996) Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology* 77: 1043–1060. <https://doi.org/10.2307/2265575>

White JG, Antos MJ, Fitzsimons JA, Palmer GC (2005) Non-uniform bird assemblage in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71: 123-135. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.006>

Wunderle JrJM (1997) The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00208-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00208-9)

Anexo 1:

Siglas das Espécies de aves presentes nas redes de interações

<i>Espécie de Ave</i>	<i>Código Ave</i>
<i>Amazilia fimbriata</i>	Ama_fim
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	Ant_nig
<i>Asio stygius</i>	Asi_sty
<i>Brotogeris chiriri</i>	Bro_chi
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Cam_obs
<i>Caracara plancus</i>	Car_pla
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Chl_luc
<i>Coccyzus americanus</i>	Coc_ame
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Coc_mel
<i>Coereba flaveola</i>	Coe_fla
<i>Colaptes melanochloros</i>	Col_mel
<i>Columba livia</i>	Col_liv
<i>Columbina squammata</i>	Col_squ
<i>Columbina talpacoti</i>	Col_tal
<i>Coragyps atratus</i>	Cor_atr
<i>Crotophaga ani</i>	Cro_an
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Cyc_guj
<i>Dacnis cayana</i>	Dac_cay
<i>Diopsittaca nobilis</i>	Dio_nob
<i>Elaenia flavogaster</i>	Ela_fla
<i>Elaenia spectabilis</i>	Ela_spe
<i>Empidonomus varius</i>	Emp_var
<i>Estrilda astrild</i>	Est_ast
<i>Eupetomena macroura</i>	Eup_mac
<i>Euphonia chlorotica</i>	Eup_chl
<i>Eupsittula aurea</i>	Eup_aur
<i>Falco femoralis</i>	Fal_fem
<i>Falco sparverius</i>	Fal_spa
<i>Florisuga fusca</i>	Flo_fus
<i>Forpus xanthopterygius</i>	For_xan
<i>Furnarius rufus</i>	Fur_ruf
<i>Gampsonyx swainsonii</i>	Gam_swa
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Ger_alb
<i>Geranoospiza caerulescens</i>	Ger_cae
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Gla_bra
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Gno_cho
<i>Griseotyrannus</i>	
<i>aurantioatrocristatus</i>	Gri_aur
<i>Guira guira</i>	Gui_gui
<i>Helimaster furcifer</i>	Hel_fur
<i>Helimaster squamosus</i>	Hel_squ
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	Her_lon
<i>Hydropsalis albicollis</i>	Hyd_alb

<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Ict_pyr
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Lep_ang
<i>Machetornis rixosa</i>	Mac_rix
<i>Megarynchus pitangua</i>	Meg_pit
<i>Melanerpes candidus</i>	Mel_can
<i>Milvago chimachima</i>	Mil_chi
<i>Mimus saturninus</i>	Mim_sat
<i>Molothrus bonariensis</i>	Mol_bon
<i>Myiarchus ferox</i>	Myi_fer
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Myi_tyr
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Myi_mac
<i>Myiozetetes similis</i>	Myi_sim
<i>Nemosia pileata</i>	Nem_pil
<i>Nyctibius griseus</i>	Nyc_gri
<i>Orthopsittaca manilata</i>	Ort_man
<i>Paroaria dominicana</i>	Par_dom
<i>Passer domesticus</i>	Pas_dom
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Pat_cay
<i>Patagioenas picazuro</i>	Pat_pic
<i>Piaya cayana</i>	Pia_cay
<i>Picumnus albosquamatus</i>	Pic_alb
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Pit_sul
<i>Polioptila dumicola</i>	Pol_dum
<i>Progne tapera</i>	Pro_tap
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Psi_leu
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Pyg_cya
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Pyr_rub
<i>Ramphastos toco</i>	Ram_toc
<i>Rupornis magnirostris</i>	Rup_mag
<i>Satrapa icterophrys</i>	Sat_ict
<i>Sicalis flaveola</i>	Sic fla
<i>Sporophila nigricollis</i>	Spo_nig
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Ste_ruf
<i>Tachornis squamata</i>	Tac_squ
<i>Tangara cayana</i>	Tan_cay
<i>Tangara palmarum</i>	Tan_pal
<i>Tangara sayaca</i>	Tan_say
<i>Taraba major</i>	Tar_maj
<i>Tersina viridis</i>	Ter_vir
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Tha_dol
<i>Theristicus caudatus</i>	The_cau
<i>Thlypopsis sordida</i>	Thl_sor
<i>Tityra cayana</i>	Tit_cay
<i>Todirostrum cinereum</i>	Tod_cin
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Tol_sul
<i>Troglodytes musculus</i>	Tro_mus

<i>Turdus amaurochalinus</i>	Tur_ama
<i>Turdus leucomelas</i>	Tur_leu
<i>Turdus rufiventris</i>	Tur_ruf
<i>Tyrannus albogularis</i>	Tyr_alb
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tyr_mel
<i>Tyrannus savana</i>	Tyr_sav
<i>Vanellus chilensis</i>	Van_chi
<i>Veniliornis passerinus</i>	Ven_pas
<i>Volatinia jacarina</i>	Vol_jac
<i>Xolmis cinereus</i>	Xol_cin
<i>Zenaida auriculata</i>	Zen_aur

Anexo 2:

Siglas das Espécies de plantas presentes nas redes de interações

<i>Espécie de Planta</i>	<i>Código Planta</i>
<i>Acalypha wilkesiana</i>	Aca_wil
<i>Acrocomia aculeata</i>	Acr_acu*
<i>Agave americana</i>	Aga_ame
<i>Albizia lebbeck</i>	Alb_leb
<i>Anacardium occidentale</i>	Ana_occ*
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Ana_col*
<i>Annona muricata</i>	Ann_mur
<i>Annona squamosa</i>	Ann_squ
<i>Arecaceae</i>	Are_
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Art_het
<i>Azadirachta indica</i>	Aza_ind
<i>Bauhinia blakeana</i>	Bau_bla
<i>Bauhinia variegata</i>	Bau_var
<i>Bougainvillea glabra</i>	Bou_gla
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	Bro_gau*
<i>Brunfelsia sp.</i>	Bru_sp*
<i>Butia capitata</i>	But_cap*
<i>Caesalpinia echinata</i>	Cae_ech*
<i>Caesalpinia ferrea</i>	Cae_fer*
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Cae_plu*
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Cae_pul
<i>Caesalpinia tinctoria</i>	Cae_tin
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Cae_pul
<i>Caesalpinia tinctoria</i>	Cae_tin
<i>Callistemon viminalis</i>	Cal_vim
<i>Cariniana estrellensis</i>	Car_est*
<i>Caryocar brasiliense</i>	Car_bra*
<i>Caryota urens</i>	Car_ure
<i>Cassia fistula</i>	Cas_fis

<i>Cecropia pachystachya</i>	Cec_pac*
<i>Cedrela fissilis</i>	Ced_fis*
<i>Ceiba speciosa</i>	Cei_spe*
<i>Citrus sp.</i>	Cit_sp.
<i>Clitoria fairchildiana</i>	Cli_fai*
<i>Clusia criuva</i>	Clu_cri*
<i>Clusia sp.</i>	Clu_sp.
<i>Cocos nucifera</i>	Coc_nuc
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Cop_lan*
<i>Cordyline fruticosa</i>	Cor_fru
<i>Cybistax antisyphilitica</i>	Cyb_ant*
<i>Dalbergia miscolobium</i>	Dal_mis*
<i>Dalbergia nigra</i>	Dal_nig
<i>Delonix regia</i>	Del_reg
<i>Dipteryx alata</i>	Dip_ala*
<i>Dracaena fragrans</i>	Dra_fra
<i>Dypsis decaryi</i>	Dyp_dec
<i>Dypsis lutescens</i>	Dyp_lut
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Ent_con*
<i>Enterolobium gummiferum</i>	Ent_gum*
<i>Eriotheca gracilipes</i>	Eri_gra*
<i>Erythrina mulungu</i>	Ery_mul*
<i>Erythrina speciosa</i>	Ery_spe*
<i>Eucalyptus sp.</i>	Euc_sp.
<i>Eugenia uniflora</i>	Eug_uni*
<i>Ficus benjamina</i>	Fic_ben
<i>Ficus elastica</i>	Fic_ela
<i>Ficus obtusiuscula</i>	Fic_obt*
<i>Ficus sp.</i>	Fic_sp. ¹
<i>Gazuma ulmifolia</i>	Gaz_ulm*
<i>Genipa americana</i>	Gen_ame*
<i>Grevillea robusta</i>	Gre_rob
<i>Grevillea sp.</i>	Gre_sp.
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Han_hep*
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Han_imp*
<i>Handroanthus roseo-albus</i>	Han_ros*
<i>Handroanthus sp.</i>	Han_sp. ¹
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	Hib_til
<i>Hymenaea courbaril</i>	Hym_cou*
<i>Inga cylindrica</i>	Ing_cyl*
<i>Inga edulis</i>	Ing_edu*
<i>Inga laurina</i>	Ing_lau*
<i>Inga vera</i>	Ing_ver*
<i>Ixora sp.</i>	Ixo_sp.
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	Jac_cus*
<i>Koelreuteria bipinnata</i>	Koe_bip

<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	Laf_gly*
<i>Lafoensia pacari</i>	Laf_pac*
<i>Lafoensia speciosa</i>	Laf_spe
<i>Lagerstroemia indica</i>	Lag_ind
<i>Lagerstroemia speciosa</i>	Lag_spe
<i>Lantana camara</i>	Lan_cam*
<i>Lantania commersonii</i>	Lan_com
<i>Leucaena leucocephala</i>	Leu_leu
<i>Licania tomentosa</i>	Lic_tom*
<i>Ligustrum lucidum</i>	Lig_luc
<i>Livistona chinensis</i>	Liv_chi
<i>Machaerium opacum</i>	Mac_opa*
<i>Malpighia glabra</i>	Mal_gla
<i>Mangifera indica</i>	Man_ind
<i>Melia azedarach</i>	Mel_aze
<i>Michelia champaca</i>	Mic_cha
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	Mim_cae
<i>Moringa oleifera</i>	Mor_ole
<i>Morus nigra</i>	Mor_nig
<i>Muntingia calabura</i>	Mun_cal*
<i>Murraya paniculata</i>	Mur_pan
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Myr_uru
<i>Myroxylon peruiferum</i>	Myr_per*
N.I.	N.I_
<i>Nerium oleander</i>	Ner_ole
<i>Pachira aquatica</i>	Pac_aqu*
<i>Pandanus utilis</i>	Pan_uti
<i>Peltophorum dubium</i>	Pel_dub*
<i>Persea americana</i>	Per_ame
<i>Phoenix dactylifera</i>	Pho_dac
<i>Phoenix roebelenii</i>	Pho_roe
<i>Pinus sp.</i>	Pin_sp.
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pip_gon*
<i>Plathymenia reticulata</i>	Pla_ret*
<i>Plumeria rubra</i>	Plu_rub
<i>Pouteria bullata</i>	Pou_bul
<i>Pouteria torta</i>	Pou_tor
<i>Psidium guajava</i>	Psi_gua
<i>Punica granatum</i>	Pun_gra
<i>Pyrostegia venusta</i>	Pyr_ven
<i>Rhododendron sp.</i>	Rho_sp.
<i>Roystonea oleracea</i>	Roy_ole
<i>Salix babylonica</i>	Sal_bab
<i>Sapindus saponaria</i>	Sap_sap*
<i>Schefflera actinophylla</i>	Sch_act
<i>Schefflera arboricola</i>	Sch_arb

<i>Schinus sp L.</i>	Sch_sp*
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Sch_ter*
<i>Schizolobium parahyba</i>	Sch_par
<i>Senna siamea</i>	Sen_sia
<i>Senna sp.</i>	Sen_sp*.
<i>Solanum lycocarpum</i>	Sol_lyc*
<i>Spathodea campanulata</i>	Spa_cam
<i>Spondias purpurea</i>	Spo_pur
<i>Swietenia macrophylla</i>	Swi_mac*
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Sya_rom*
<i>Syagrus sp.</i>	Sya_sp.*
<i>Syzygium cumini</i>	Syz_cum
<i>Syzygium jambos</i>	Syz_jam
<i>Tamarindus indica</i>	Tam_ind
<i>Tecoma stans</i>	Tec_sta
<i>Tectona grandis</i>	Tec_gra
<i>Terminalia catappa</i>	Ter_cat
<i>Terminalia mantaly</i>	Ter_man ¹
<i>Thevetia peruviana</i>	The_per
<i>Tibouchina granulosa</i>	Tib_gra*
<i>Tipuana tipu</i>	Tip_tip
<i>Triplaris americana</i>	Tri_ame*
<i>Yucca gigantea</i>	Yuc_gig

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verificamos que na área urbana o método de caminhadas em zigue-zague com maior tempo de observação, apesar de ser raramente empregado, registrou maior riqueza e abundância de aves e maior frequência de registros de comportamentos que demonstram o uso efetivo do ambiente urbano pela avifauna em relação ao método de pontos, o qual geralmente é o mais utilizado pelos pesquisadores. Além disso, o método de zigue-zague propiciou avaliar a relação da composição da avifauna com o habitat pesquisado, possibilitando verificar as respostas da avifauna as variáveis ambientais e de perturbação humana.

Não houve diferença significativa na riqueza, abundância, composição e dieta da avifauna após um intervalo de cinco anos, o que pode ser devido ao tempo relativamente curto entre as duas amostragens, inclusive para expressar mudanças ambientais significativas especialmente considerando que o ambiente urbano já é um ambiente alterado, menos complexo que um ambiente natural, e que intervenções significativas de manejo ainda não são políticas voltadas a conservação em nossas cidades.

Verificamos uma tendência de redução de grupos mais sensíveis aos efeitos da urbanização após um intervalo de cinco anos, o que demonstra que mais estudos devem ser realizados a fim de verificar a evolução ou não desta tendência em longo prazo.

É importante manter áreas verdes urbanas com maior complexidade da vegetação, que busquem melhorar a qualidade desses ambientes alterados, de modo a garantir a presença de uma avifauna ainda mais diversificada. Portanto, é importante manter em diferentes regiões da cidade uma maior proporção de solo não pavimentado e manter áreas verdes que possuam maior riqueza de espécies vegetais com variados estratos vegetativos e maior cobertura vegetal, além de uma maior presença de indivíduos de grande porte e maior número de

espécies e indivíduos vegetais que ofereçam frutos e flores para as aves ao longo de todo o ano.

Não foi observada diferença significativa entre a riqueza de espécies de plantas nativas e exóticas, mas foi verificada diferença na abundância, sendo registrados mais indivíduos de plantas exóticas do que nativas. Porém, verificamos que existe uma preferência da avifauna urbana por forragear, reproduzir e repousar em espécies de plantas nativas, sendo importante fomentar o plantio de mais espécies e indivíduos de plantas nativas e realizar mais estudos para corroborar essa tendência.

As redes formadas pelos cinco tipos de interação estudadas, sendo três formadas por diferentes tipos de fonte de recursos de alimentação (ave/forrageamento-flor/planta, ave/forrageamento-fruto/planta, ave/forrageamento-inseto/planta) uma de recurso reprodutivo (ave/reprodução-planta) e uma de visita (ave/visita-planta) tiveram significativos as métricas especialização complementar e aninhamento. Porém, a estrutura das cinco redes estudadas apresentou algumas diferenças, sendo que as redes ave/forrageamento-flor/planta e ave/forrageamento-fruto/planta foram mais similares entre si. Assim, é importante incorporar as diferentes redes de interações envolvidas na relação ave-planta nos estudos da avifauna urbana, de modo a compreender as redes complexas nesses ambientes gerando informações que podem contribuir para promover a conservação da biodiversidade neste tipo de ambiente.