

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA – UEFS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

ANDRÉ LUCAS DE OLIVEIRA MOREIRA

**AVIFAUNA DE UMA ÁREA URBANA NO NORDESTE
BRASILEIRO**

FEIRA DE SANTANA – BAHIA

2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA – UEFS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

**AVIFAUNA DE UMA ÁREA URBANA NO NORDESTE
BRASILEIRO**

André Lucas de Oliveira Moreira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

ORIENTADOR: PROF. DR. CAIO GRACO MACHADO
(UEFS)

FEIRA DE SANTANA – BAHIA 2013

Ficha Catalográfica – Biblioteca Central Julieta Carteado - UEFS

M836a Moreira, André Lucas de Oliveira
Avifauna de uma área urbana no Nordeste brasileiro / André Lucas de
Oliveira Moreira. – Feira de Santana - Bahia, 2013.
45 f. : il.

Orientador: Caio Graco Machado

Dissertação (Mestrado em Zoologia)– Universidade Estadual de Feira
de Santana, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-
Graduação em Zoologia, 2013.

1. Avifauna. 2. Diversidade funcional. 3. Filtros ambientais. 4. Serviços
ecológico. 5. Urbanização. I. Machado, Caio Graco. II. Universidade
Estadual de Feira de Santana. III. Departamento de Ciências Biológicas.
IV. Título.

CDU: 591.9

A Deus, que está ao meu lado sempre com
amor incondicional.

Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por estar ao meu lado durante todos os momentos que passei no mestrado, da seleção à defesa. Sem Ele, certamente, tudo seria diferente.

À pessoa que mais amo nesse mundo, minha querida e amada esposa, Sheila Torres, pelo apoio incondicional antes e durante a realização deste sonho, o mestrado. Sem você nada teria sentido e certamente não seria possível.

Aos meus amados pais pelo amor, dedicação, apoio, educação e pelo incentivo que me conduziram até aqui.

Ao meu estimado e respeitado orientador, Dr. Caio Graco Machado, por ter me conduzido com clareza, objetividade, respeito, confiança e incentivo.

À minha tia Gilvane pela torcida, apoio e incentivo de sempre, sobretudo, nas horas mais difíceis.

À Dona Dôra, pelo carinho, preocupação e por ser uma segunda mãe para mim.

Aos meus queridos e amados sobrinhos por compreender a minha ausência e me perturbar nos momentos difíceis.

Ao meu parceiro, irmão e amigo Rodolfo Alves pela convivência agradável em Feira de Santana e por compartilhar todos os bons e maus momentos que vivenciei desde a graduação ao final do mestrado. Que essa bela amizade dure para sempre!

À minha querida e amada amiga capixaba Ana Tereza por tudo. Foram tantas coisas que você fez por mim que não poderia descrevê-las aqui. Agradeço a Deus por ter lhe colocado em minha vida. Você é uma pessoa muito especial!

Aos meus amigos e familiares por entender a completa ausência nesses últimos dois anos.

Aos amigos do laboratório Ornitologia / UEFS: Alan, Marcel, Fernando, Aline, Danilo, Cyrio, Karol, Cris, Emília, Maurício, e Clézia pela convivência agradável, amizade e parceria.

A todos os amigos contemporâneos do Programa de Mestrado em Zoologia da UEFS, sobretudo à Dani, pela companhia, amizade e muitas gargalhadas.

Ao curso de Campo em Ecologia e Conservação da Caatinga, a todos os professores e alunos que me auxiliaram e contribuíram de forma significativa para minha formação acadêmica.

Ao MSc. Marcelo Brito por ter me incentivado e apoiado desde a graduação a trilhar esse caminho, o que sempre quis.

Ao estimado Dr. Bráulio Almeida por ter me encorajado inicialmente na busca do conhecimento promissor acerca de diversidade funcional e suas ramificações.

Em especial ao amigo, Dr. Bruno Rosado, pelas valorosas discussões e sugestões sobre a diversidade funcional, regras de montagem e etc. Começamos o contato com conversas profissionais e felizmente esse contato se tornou uma bela amizade.

Ao MSc. Fernando Sobral da UFG pela amizade que também se iniciou com discussões sobre diversidade funcional e filogenética.

Ao grande Dr. Paulo Enrique Cardoso Peixoto pela enorme disponibilidade e contribuição em minha formação, sobretudo com os temas ecologia, análises de dados e redação científica.

Aos membros da banca, Dr. Alexandre Gabriel Franchin e Dr. Marcelo Ferreira de Vasconcelos, por contribuírem com a lapidação deste estudo.

À UEFS, ao Laboratório de Ornitologia / UEFS e ao Programa de Pós Graduação em Zoologia por ter me acolhido e fornecido a estrutura necessária para realização deste trabalho.

À FAPESB pela concessão da bolsa que propiciou a aquisição de livros, material e diárias em campo.

Sumário

Resumo	9
Introdução	11
Materiais e Métodos	14
Resultados	23
Discussão	35
Referências Bibliográficas	41

Resumo

A urbanização é um processo responsável por distúrbios ambientais que ocorrem em vários níveis, resultando em alterações dos padrões de biodiversidade. Contudo, pouco se sabe sobre a resiliência, diversidade funcional e o processo ecológico que estrutura as comunidades de aves em ambientes urbanos. O presente estudo teve como objetivo investigar a riqueza de espécies, a diversidade funcional, a resiliência e o processo ecológico que determina a montagem das comunidades e definem os padrões de diversidade de seis comunidades de aves em ambiente urbano. Este estudo foi desenvolvido em seis áreas verdes com tamanhos diferentes e inseridas em matriz urbana, no município de Aracaju, Sergipe, no nordeste do Brasil. A densidade arbórea das áreas de estudo foram mensuradas através da contagem de indivíduos com diâmetro maior que 50 mm para investigar sua relação com a diversidade de aves. A riqueza, a composição e a frequência de ocorrência das espécies foram investigadas, entre setembro de 2011 e julho de 2012, através do método Listas de Mackinnon, adaptado para 10 espécies. O esforço amostral resultou em um total de 720 listas - 120 listas de cada área. Foram observadas, no total, 82 espécies de aves, distribuídas em 36 famílias. A riqueza de espécies de aves aumentou em função do aumento do tamanho das áreas arborizadas. O aumento da densidade arbórea também esteve associado ao aumento da riqueza de espécies de aves. Entretanto, a riqueza funcional (FRic) diminuiu em função do aumento da riqueza de espécies. Este estudo demonstra que as comunidades de aves mais ricas possuem espécies com funções semelhantes, ou seja, são funcionalmente redundantes e mais resilientes a distúrbios ambientais. Também é possível que a homogeneização das comunidades de aves em ambientes urbanos ocorra através do processo de filtragem de hábitat, que deve estruturar essas comunidades em escala local. Os filtros ambientais devem favorecer a ocorrência de espécies com determinadas características funcionais e podem limitar a ocorrência de espécies com características distintas.

Palavras-chave: Avifauna, diversidade funcional, filtros ambientais, grupos funcionais, redundância funcional, serviços ecológicos, urbanização.

Abstract

Urbanization is a process responsible for environmental disturbances that occur at various levels, resulting in changing patterns of biodiversity. However, little is known about the resistance, functional diversity and ecological processes that structure communities of birds in urban environments. The present study aimed to investigate the species richness, functional diversity, resistance and ecological process that determines the assembly of communities and define diversity patterns of six bird communities in urban environment. This study was conducted in six different sizes with green areas and inserted into the urban matrix, in the city of Aracaju, Sergipe, northeastern Brazil. The tree density of the study areas were measured by counting the trees with a diameter greater than 50 mm to investigate its relation to bird diversity. The richness, composition and frequency of occurrence of the species were investigated between September 2011 and July 2012, using the method lists Mackinnon, adapted to 10 species. The sampling effort resulted in a total of 720 listings - 120 lists each area. 82 species of birds were observed and divided into 36 families. The richness of bird species increased due to the increased size of woodlands. The increase in tree density was also associated with increased species richness of birds. However, the functional richness (Fric) decreased with the increase in species richness. This study demonstrates that communities have the richest bird species with similar functions. They are functionally redundant and more resistant to environmental disturbances. It is also possible that the homogenization of bird communities in urban environments occurs through the filtering process of habitat that should structure these communities on a local scale. The environmental filters should favor the occurrence of species with certain functional characteristics and may limit the occurrence of species with distinct characteristics.

Keywords: Avifaunal, functional diversity, environmental filters, functional groups, functional redundancy, ecological services, urbanization.

Introdução

Cerca de 3% da superfície da Terra são ocupados por áreas urbanas (Faeth *et al.* 2011). A urbanização é um processo cada vez mais intenso em quase todas as regiões do globo. Este processo gera alterações nos ciclos biogeoquímicos, no clima, nos padrões de uso e cobertura do solo, assim como na dinâmica hidrológica (Grimm *et al.* 2008).

Em consequência dessas alterações ambientais provocadas pelo processo de urbanização, os padrões da biodiversidade são modificados de forma abrupta (Grimm *et al.* 2008), sendo estas modificações mais conhecidas em regiões de clima temperado (Faeth *et al.* 2011). É possível que, em regiões tropicais, estes padrões sejam diferentes (Bell 1986, Mckinney 2002).

Os padrões da biodiversidade sob a influência de ambientes urbanos, embora bem estabelecidos, não são completamente compreendidos. Por exemplo, sabe-se que a riqueza de espécies de plantas em ambientes urbanos geralmente aumenta devido à introdução de espécies exóticas, mas, por outro lado, a riqueza de espécies de animais nativos declina (Grimm *et al.* 2008). Também o processo de urbanização pode gerar a homogeneização taxonômica dos grupos de animais (McKinney 2006). Quanto às aves, a riqueza de espécies tende a diminuir enquanto a abundância e biomassa das espécies aumentam, além de haver alteração na composição específica (Grimm *et al.* 2008, Faeth *et al.* 2011).

No entanto, há uma grande lacuna de conhecimento em relação à influência da urbanização sobre a diversidade funcional das comunidades, que está associada ao funcionamento do ecossistema. A substituição das espécies que ocorriam em um determinado local por um novo conjunto de espécies certamente deve alterar o funcionamento daquele ecossistema que sofreu essa modificação (Loreau *et al.* 2001).

Alguns estudos demonstraram que a substituição de um conjunto de espécies por outro pode alterar propriedades do ecossistema, como a produtividade, a taxa de decomposição, a ciclagem de nutrientes, a resistência e resiliência às perturbações ambientais (Loreau *et al.* 2001). Além de alterar as propriedades do ecossistema, a substituição funcional de um conjunto de

espécies (p.ex., aves), pode modificar a resiliência aos distúrbios ambientais e a taxa de prestação de serviços ecológicos, tais como a polinização, a dispersão de sementes, a regulação da abundância de insetos e o controle de pragas (Karp *et al.* 2011, Sekercioglu 2012). A resiliência das comunidades biológicas e os fatores que a afetam em ambientes urbanos ainda são desconhecidos. O termo resiliência tem sido definido como a capacidade de retornar ao estado anterior à perturbação (Begon *et al.* 2007, Ricklefs 2010).

Ao contrário dos índices tradicionais de diversidade, os de diversidade funcional consideram que cada espécie possui uma identidade e que essas espécies possuem funções diferentes (Cianciaruso *et al.* 2009). A diversidade funcional permite estimar as diferenças entre as espécies através de atributos funcionais fenotípicos, como, por exemplo, aqueles relacionados à alimentação das aves, tamanho do bico, tamanho do corpo e peso (Petchey *et al.* 2007, Batalha *et al.* 2010, Devictor *et al.* 2010, Hidasi-Neto *et al.* 2012).

Ainda que sejam emergentes na Ecologia, o funcionamento dos ecossistemas e a resiliência das comunidades são totalmente relacionados aos índices tradicionais de biodiversidade (Karp *et al.* 2011), já que a diversidade funcional está associada à riqueza de espécies da comunidade e a resiliência às perturbações ambientais, relacionada à abundância, riqueza de espécies e diversidade funcional (Karp *et al.* 2011).

Também estão associadas à riqueza de espécies e à diversidade funcional as regras de montagem que estruturam as comunidades biológicas. Estas são os processos ecológicos que determinam a montagem e estrutura das comunidades e definem os padrões de diversidade no espaço e no tempo (Sobral & Cianciaruso 2012). Os principais processos ecológicos que estruturam as comunidades biológicas são a filtragem de hábitat e a exclusão competitiva (Sobral & Cianciaruso 2012).

A filtragem de hábitat (ou filtros ambientais) atua na estruturação das comunidades, selecionando espécies funcionalmente similares através da seleção de atributos funcionais para ocupar nichos semelhantes (Pilar *et al.* 2009, Mouchet *et al.* 2010). Por outro lado, no processo de exclusão competitiva ou similaridade limitante, o que estrutura as comunidades biológicas é a competição entre as espécies co-ocorrentes (Mouchet *et al.*

2010), ou seja, só é possível a coexistência das espécies se elas possuírem atributos funcionais distintos e baixa sobreposição de nicho (Sobral & Cianciaruso 2012).

Conhecer as regras de montagem que estruturam a avifauna e entender como a resiliência e a diversidade funcional das comunidades biológicas são modificadas pela urbanização ajudará a entender, de forma mais apropriada, como estes processos afetam a biodiversidade local e os seus processos ecológicos. Além disso, será possível planejar metas mais adequadas para a conservação das espécies em ambientes urbanos e priorizar a manutenção funcional deste ecossistema.

Este estudo objetivou demonstrar que as comunidades de aves mais ricas em ambiente urbano são as mais resilientes aos distúrbios ambientais e que as comunidades de aves em ambientes urbanos podem ser estruturadas através de filtros ambientais.

Ainda, os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

- determinar a riqueza registrada das comunidades de aves em seis áreas arborizadas de tamanhos diferentes na matriz urbana de Aracaju, Sergipe e investigar sua relação com o tamanho da área e a densidade arbórea;
- determinar a composição específica das seis comunidades de aves estudadas;
- determinar a frequência de ocorrência das espécies de aves que compõem as comunidades estudadas;
- classificar as espécies de aves registradas em grupos tróficos, em estratos de forrageio e em níveis de sensibilidade a distúrbios antrópicos;
- mensurar a riqueza funcional (diversidade funcional) das seis comunidades de aves estudadas e investigar sua relação com o tamanho da área e a densidade arbórea.

Materiais e Métodos

Área de estudo: Este estudo foi desenvolvido na malha urbana de Aracaju, a capital do estado de Sergipe, localizada sob o domínio do bioma Mata Atlântica (Ministério do Meio Ambiente 2002). As comunidades de aves que ocorrem neste bioma incluem algumas espécies com distribuição restrita e mais especializadas ecologicamente. Esta tendência à especialização torna estas espécies vulneráveis à descaracterização e perda do hábitat (Stotz *et al.* 1996).

Aracaju localiza-se no nordeste do Brasil (10°53'58"S, 37°4'25"O) e ocupa uma área de 174,53 km². Sua população é estimada em aproximadamente 570.000 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2010). O clima na região é quente e úmido, do tipo A's, segundo a classificação de Köppen e a temperatura média anual é 26°C, com mínima de 24°C e máxima de 31°C. A precipitação média anual é 1.590 mm, sendo o período chuvoso de março a agosto e o seco, de setembro a fevereiro. A altitude média de Aracaju é de 5 m, com relevo plano (Rabelo *et al.* 2006).

Nessa região, a Mata Atlântica foi substituída por uma cidade planejada e a vegetação da cidade encontra-se totalmente descaracterizada pela malha urbana. As áreas arborizadas que subsistiram limitam-se a pequenas praças, parques arborizados e um último remanescente florestal em estágio inicial de regeneração.

As áreas de estudo foram selecionadas no centro da cidade e em suas imediações para que a configuração ambiental não sofresse grandes alterações (Figura 1, Tabela 1). Nas praças e um dos parques de Aracaju (das quais fazem parte as áreas I a V deste estudo) foram registradas 73 espécies arbóreas, sendo 58% exóticas e 42% nativas. As espécies predominantes são *Pithecellobium dulce* (mata-fome), *Licania tomentosa* (oiti), *Clitoria fairchildiana* (sombra-de-vaca), *Terminalia catappa* (amendoeira), *Roystonea regia* (palmeira imperial), *Ficus benjamina* (Ficus) e *Tamarindus indica* (tamarindo) (Souza 2009).

A área VI é uma Área de Proteção Ambiental onde se localiza o último remanescente florestal da cidade. Porém, assim como nas outras áreas deste

estudo, há um grande número de espécies de árvores exóticas, além de ocupação irregular e desmatamento. Esta área é composta por vários ambientes, como floresta mesófila decídua, floresta mesófila semidecídua e enclaves de cerrado que correspondem a 32,64% de sua área. Nestes ambientes há o predomínio de *Syagrus Coronata* (ouricuri), *Tapirira guianenses* (pau pombo), *Apeiba tibourbou* (pau de jangada), *Cecropia Pachistachia* (umbaúba) e *Cupania revoluta* (cabotã). Na composição da área VI há também cerrado arbustivo ocupando 11,28% da APA com o predomínio das espécies *Curatella americana* (sambaiba), *Anacardium occidentale* (cajueiro) *Hirtella racemosa* (azeitona da mata), *Casearia sylvestris* (camarão) e *Vismia guianensis* (lacre). O restante da área VI é ocupada por pastagens, pomares e lagoas sendo uma delas artificial (Chagas 2009).



Figura 1: Localização das áreas de estudo no município de Aracaju, Sergipe, Brasil. Área I: Praça Assis Chateaubriand; Área II: Praça da Imprensa; Área III: Praça Camerino; Área IV: Praça da Bandeira; Área V: Parque Teófilo Dantas; Área VI: Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu.

Tabela 1: Características das áreas arborizadas investigadas pelo presente estudo entre 2011 e 2012 em Aracaju, Sergipe, Brasil. A densidade arbórea foi mensurada através de parcelas de 5 m², enquanto que a riqueza arbórea foi determinada por Souza (2009). Área I: Praça Assis Chateaubriand; Área II: Praça da Imprensa; Área III: Praça Camerino; Área IV: Praça da Bandeira; Área V: Parque Teófilo Dantas; Área VI: Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu.

Áreas de estudo	Tamanho da área (m ²)	Densidade arbórea (5 m ²)	Riqueza arbórea	Coordenadas geográficas
Área I	1.209	0,66 ± 0,51	3	10° 55' 33" / 37° 03' 19"
Área II	3.644	0,71 ± 0,75	8	10° 55' 44" / 37° 03' 03"
Área III	11.842	0,70 ± 0,48	17	10° 55' 02" / 37° 02' 53"
Área IV	13.445	0,60 ± 0,51	10	10° 55' 04" / 37° 03' 23"
Área V	29.506	1,40 ± 0,96	33	10° 54' 46" / 37° 03' 03"
Área VI	2.800.000	2,13 ± 2,72	-	10° 52' 37" / 37° 03' 17"

Coleta de dados: Para investigar a riqueza, a composição e a frequência da avifauna das áreas estudadas foram realizadas seis amostragens de, em média, dois dias para cada área, sendo três realizadas no período seco, nos meses setembro, outubro e dezembro de 2011, e as demais no período chuvoso, de maio a julho de 2012.

As amostragens ocorreram do nascer do sol, por volta das 04 h e 20 min, às 11 h. Para estimar a riqueza, composição e frequência de ocorrência das espécies de aves que compõem a avifauna destas áreas, foi utilizado o método das listas de Mackinnon (Mackinnon & Philips 1993) adaptado para listas de 10 espécies. Em cada expedição, 20 listas de 10 espécies eram registradas por área (Ribon 2010, MacLeod *et al.* 2011). Ao todo, o esforço amostral resultou em 720 listas - 120 listas em cada área.

O registro das aves observadas e/ou ouvidas foi feito com o auxílio de binóculos (8x42 ou 10x40), gravador digital Tascam Dr 07 Mk III e máquina fotográfica Canon Sx 40hs. A identificação das espécies ocorreu com o auxílio de guias de campo (van Perlo 2009, Sigrist 2009); em alguns casos, a identificação acústica foi feita por comparação com arquivos sonoros de aves (Xenocanto 2012). A classificação e a nomenclatura das espécies de aves seguiram as recomendações do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2011).

As aves registradas foram classificadas em grupos tróficos, e para isso considerou-se informações obtidas a partir da literatura, (Motta-Júnior 1990, Sick 1997, Anjos 1998, Franchin *et al.* 2004, Scherer *et al.* 2005, Telino-Júnior *et al.* 2005, Telles & Dias 2010, Catian *et al.* 2011) assim como as observações de campo.

Os grupos tróficos considerados foram: carnívoro (CA), atribuído às espécies que se alimentam de vertebrados com exceção de peixes; granívoro (GR), às espécies que se alimentam principalmente de sementes; frugívoro (FR), às espécies que se alimentam principalmente de frutas; insetívoro (IN), às espécies que se alimentam principalmente de invertebrados, aranhas e insetos; detritívoro (DE), às espécies que se alimentam principalmente de matéria orgânica em decomposição; nectarívoro (NE), às espécies que se alimentam de néctar; onívoro (ON), às espécies que possuem uma grande variedade de alimentos e piscívoro (PI), às espécies que se alimentam principalmente de peixes.

Do mesmo modo, ocorreu a classificação das espécies de acordo com o nível de sensibilidade a distúrbios antrópicos: alta (AL), média (ME) e baixa (BA) (Parker III *et al.* 1996). As espécies de aves também foram classificadas de acordo com o estrato de forrageio, que se deu por registros na literatura: aquático (AQ); terrestre (TE); aéreo (AE); dossel (DO); médio (MD); sub-bosque (SU) (Parker III *et al.* 1996).

A densidade arbórea das áreas de estudo foi mensurada com o objetivo de investigar se está relacionada à riqueza de espécies e à diversidade funcional das aves. Árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) maior que 50 mm foram contadas em parcelas de 5 m² marcadas nas seis áreas de estudo (Floyd & Anderson 1987). O número de parcelas variou entre seis e 30, de acordo com o tamanho das áreas.

Nas análises de diversidade funcional foram considerados vários atributos funcionais das aves relacionados ao tipo e à quantidade de alimento e onde capturam o alimento (Tabela 2), além da frequência de ocorrência. Desta forma, utilizou-se, para cada espécie registrada, o comprimento do bico (cúlmen), o tamanho do corpo, do tarso, o peso, grupos tróficos e o estrato de

forrageio com distribuição multinomial (Petchey *et al.* 2007, Batalha *et al.* 2010, Devictor *et al.* 2010, Hidasi-Neto *et al.* 2012).

As informações sobre tamanho do bico e do tarso foram coletadas a partir de espécimes depositados na coleção da Divisão de Aves do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana (MZFS), através de paquímetro e com base na literatura (Lima 2006), enquanto os dados referentes ao peso e ao tamanho das espécies de aves foram consultados em referências bibliográficas (Sick 1997, Lima 2006, van Perlo 2009, Sigrist 2009). Em relação às medidas morfométricas, a média foi estimada quando houve acesso a mais de um indivíduo de determinada espécie.

Análise de dados: A frequência de ocorrência das espécies (FO) foi calculada através da equação $FO = n \times 100/N$, onde **n** corresponde ao número de vezes que determinada espécie ocorreu nas listas de 10 espécies e **N** corresponde ao total de listas produzidas (Ribon 2010).

Para analisar a similaridade das comunidades de aves estudadas foi utilizado o escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) (Borcard *et al.* 2011). Nesta análise foram consideradas as espécies que compõem as seis comunidades estudadas e o número de listas em que as espécies ocorreram. Os dados das variáveis foram padronizados de modo que as médias fossem iguais a zero e as variâncias iguais a um. A medida de dissimilaridade utilizada na análise foi a distância euclidiana por se tratar de dados quantitativos (Borcard *et al.* 2011).

Ainda em relação à similaridade das comunidades de aves, a diversidade beta de Whittaker (β_W) foi calculada entre as áreas de estudo (Whittaker 1960). O índice β_W foi escolhido porque é um dos mais simples e eficientes índices de diversidade beta (Magurran 2004). A diversidade beta de Whittaker total ($\beta_{W \text{ total}}$), calculada entre as comunidades de aves estudadas, foi obtida pela riqueza total (S_{total}) dividida pela riqueza média ($S_{\text{média}}$) ($\beta_{W \text{ total}} = S_{\text{total}}/S_{\text{média}}$). O valor máximo é alcançado quando as comunidades não compartilham espécies. Caso isto ocorra, a $\beta_{W \text{ total}}$ o valor máximo é o número de comunidades investigadas. No caso deste estudo, o valor máximo seria igual a seis.

A diversidade beta de Whittaker também foi calculada entre os pares de comunidades estudadas ($\beta_W = S_{total}/S_{média} - 1$). Neste caso, os possíveis valores estão distribuídos entre zero e um, onde o valor mínimo (zero) significa completa similaridade entre as comunidades, e o valor máximo (1) significa que nenhuma espécie é compartilhada entre as comunidades estudadas (Magurran 2004).

Com o objetivo de analisar a relação entre a riqueza de aves sobre o tamanho da área e a densidade de árvores foram utilizadas regressões lineares e estas também foram utilizadas para investigar se as variáveis preditoras riqueza de espécies de aves, tamanho da área e densidade de árvores contra a riqueza funcional de aves (Mason *et al.* 2005, Schleuter *et al.* 2010).

A resiliência dos grupos tróficos foi estimada através da riqueza de espécies que os compõem (Chillo *et al.* 2011, Karp *et al.* 2011), pois quanto maior o número de espécies em determinado grupo trófico, maior é sua diversidade de resposta a alterações ambientais, considerando que as espécies reagem de modo diferente a estas alterações (Karp *et al.* 2011, Sundstrom *et al.* 2012). Portanto, quanto maior a riqueza de espécies de um determinado grupo trófico, menor a possibilidade do grupo de desaparecer (Karp *et al.* 2011).

Enquanto que a resiliência das comunidades de aves foi estimada através do índice de diversidade funcional, visto que a diversidade funcional é uma importante medida de resiliência (Fischer *et al.* 2007, Chillo *et al.* 2011). Para a análise e a estimativa da diversidade funcional das comunidades de aves estudadas, utilizou-se o índice de riqueza funcional (FRic) (Villéger *et al.* 2008, Paivone & Bonsall 2011).

Algumas variáveis foram transformadas em log natural para que os pré-requisitos dos testes fossem atendidos (Quinn & Keough 2002). Todas as análises estatísticas foram processadas através do software Statistica (StatSoft 2011) e os índices de diversidade foram mensurados em programas diferentes: as medidas de diversidade beta foram obtidas pelo programa PAST (Hammer *et al.* 2011) e o índice de diversidade funcional (FRic) foi obtido pelo programa FDiversity (Casanoves *et al.* 2011).

Tabela 2. Espécies e atributos funcionais utilizados para obter o índice de riqueza funcional (FRic). Dieta: IN - Insetívoro; CA – Carnívoro; FR – Frugívoro; GR – Granívoro; DT – Detritívoro; NE – Nectarívoro; ON – Onívoro; PI – Piscívoro; AR – Aracnídeos; AT – Artrópodes; AV – Aves; RE – Répteis; MO - Morcegos. Estrato de forrageio: AQ – Aquático; TE – Terrestre; AE – Aéreo; DO – Dossel; MD – Médio; SU - Sub-bosque.

Táxon	Peso (g)	Tamanho do Corpo (mm)	Tamanho do bico (mm)	Tamanho do tarso (mm)	Dieta	Estrato de forrageio
Anatinae						
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	2800	760	54	70	ON	AQ
Cathartidae						
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	159	700	25	60	DT	TE/AE
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	1470	490	49	83,5	DT	TE/AE
Accipitridae						
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	325	365	26	52,8	CA/AV/RE/M O	DO
Falconidae						
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	786	485	190	82,25	CA/DT/FR	TE
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	278	430	20	58	CA/DT/FR	TE/DO
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	90	240	13	34	IN/CA	TE/DO
Columbidae						
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	40	171	14,2	18	GR/ON	TE
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	57	209	13,9	18,55	GR	TE/MD
Psittacidae						
<i>Aratinga aurea</i> (Gmelin, 1788)	84	270	-	-	GR/FR	SU/DO
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	23,25	119	13,4	12,25	GR	MD/DO
Crotophaginae						
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	84	357	32	32,5	IN/AR	TE/DO
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	114,5	365	25,9	40,8	IN/AR	TE
Strigidae						

Táxon	Peso (g)	Tamanho do Corpo (mm)	Tamanho do bico (mm)	Tamanho do tarso (mm)	Dieta	Estrato de forrageio
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	66	172	13,7	24	CA/AV	DO
Apodidae						
<i>Tachornis squamata</i> (Cassin, 1853)	13	135	9	9	IN	AE
Trochilidae						
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	8	137	25,7	6	NE/IN	SU/DO
<i>Amazilia leucogaster</i> (Gmelin, 1788)	-	100	20	-	NE/IN	SU/DO
Alcedinidae						
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	38	238	12,2	7,2	PI	AQ
Bucconidae						
<i>Nystalus maculatus</i> (Gmelin, 1788)	42	210	25	19,6	IN	DO
Thamnophilidae						
<i>Formicivora grisea</i> (Boddaert, 1783)	10	125	12,7	20	IN	SU/MD
Furnariidae						
<i>Furnarius figulus</i> (Lichtenstein, 1823)	27	170	18,7	23,4	IN/AT	TE
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	48	190	20,7	31,3	IN/AT	TE
Rynchocyclidae						
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	4	90	14,2	20,3	IN	SU/DO
Tyrannidae						
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	8	114,5	10,1	16,3	IN	DO
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	20	151,5	12	19,28	ON/IN	DO
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	52	217	27,6	26,5	ON/IN	TE/MD
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	34	190	17	31	IN	TE
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	64	235	32,7	19,7	IN	DO
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	41,5	210	19,3	25,6	ON/IN	MD/DO
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	32	197,5	22,7	17,1	IN	DO
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	20	150	14	24	IN	TE

Táxon	Peso (g)	Tamanho do Corpo (mm)	Tamanho do bico (mm)	Tamanho do tarso (mm)	Dieta	Estrato de forrageio
Vireonidae						
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	24	148	17,9	26,2	IN	MD/DO
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	16	136	13,8	19,2	IN/FR	DO
Corvidae						
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	109	305	30,2	49,6	ON/FR/IN/G R	DO
Hirundinidae						
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	-	120	6	-	IN	AE
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	13,25	130	7,45	10,35	IN	AE
Troglodytidae						
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	10	118,5	15,8	17,35	ON/IN	TE/SU
Poliophtilidae						
<i>Poliophtila plumbea</i> (Gmelin, 1788)	5,9	115,5	12,4	17,93	IN	SU/DO
Coerebidae						
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	8	100	13	16	NE/IN	DO/TE/MD
Thraupidae						
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	14	131	15,5	21,7	ON	DO
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	33	167,5	15,1	20	ON/FR/AR/N E	DO
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	35	175	13,4	21,45	ON/FR/AR/N E	DO
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	18,5	138	13,9	19,2	ON/FR/AR/N E	SU/DO
Fringillidae						
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	10	100,5	8,85	13,8	FR	DO
Passeridae						
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	26	157	11	18,4	ON	TE/DO

Resultados

Foram registradas, no total, 82 espécies de aves, distribuídas em 36 famílias (Tabela 3). Entretanto, havia espécies que ocorreram de forma casual nas áreas de estudo. Portanto, as espécies com frequência de ocorrência inferior a 5% não foram consideradas, sendo excluídas das análises. A riqueza de espécies de aves variou entre 13 e 40 espécies nas áreas de estudo (Tabela 1). Dentre as espécies registradas, duas são exóticas, *Passer domesticus* (Linnaeus 1758) e *Columba livia* Gmelin 1789, e uma é introduzida *Cairina moschata* (Linnaeus, 1758). A primeira foi observada em todas as áreas, a *C. livia* ocorreu apenas nas áreas maiores (Área V e Área VI) e a última foi exclusiva da área VI.

As espécies mais frequentes nas áreas verdes de Aracaju foram: *Tangara sayaca* (Linnaeus 1766), com 75% de frequência de ocorrência (FO); *Coereba flaveola* (Linnaeus 1758), com FO = 73%, *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus 1766), com FO = 67%; *Todirostrum cinereum* (Linnaeus 1766), com FO = 66% e *Fluvicola nengeta* (Linnaeus 1766), com FO = 57% de frequência de ocorrência. As espécies com menor frequência de ocorrência foram: *Amazona aestiva* (Linnaeus 1758), *Chloroceryle americana* (Gmelin 1788), *Icterus jamacaii* (Gmelin 1788), *Thamnophilus pelzelni* Hellmayr 1924 e *Elanoides forficatus* (Linnaeus 1758), com frequência de ocorrência de 0,83% (Tabela 3).

Os grupos tróficos predominantes nas áreas investigadas foram os insetívoros, com 19 espécies (43%), e onívoros, com 10 espécies (23%); os grupos de carnívoros (9%) e granívoros (9%) possuíram quatro espécies de aves, enquanto o grupo de nectarívoros (7%) apresentou apenas três espécies de aves. No grupo de detritívoros (5%) houve duas espécies. Os grupos com menor número de espécies foram os de frugívoros (2%) e de piscívoros (2%) com apenas uma espécie de ave (Tabela 3, Figura 2).

A riqueza de insetívoros manteve-se constante em todas as áreas, exceto na Área VI, com maior número de espécies (Figura 3). A riqueza de onívoros variou pouco entre as áreas, assim como a de nectarívoros e de carnívoros – este último grupo variou de três espécies (Área VI) a nenhuma

(Área II). A área onde ocorreu o maior número de espécies de granívoros (quatro) foi área VI, sendo que uma delas é a exótica *C. livia* (Tabela 3).

Quanto à sensibilidade aos distúrbios humanos, foram registradas 42 espécies de aves com baixa sensibilidade e quatro espécies com média sensibilidade. Nenhuma espécie com alta sensibilidade a distúrbios humanos foi registrada. Todas as áreas estudadas apresentaram composição similar, com muitas espécies de baixa sensibilidade e poucas espécies de média sensibilidade (Figura 4). Na área I não foram registradas espécies de média sensibilidade. Nas áreas II a V ocorreram apenas uma espécie de média sensibilidade, *Tangara cayana* (Linnaeus 1766), enquanto que na área VI foram registradas quatro espécies de média sensibilidade: *Aratinga aurea* (Gmelin 1788), *Cyanocorax cyanopogon* (Wied 1821), *Nystalus maculatus* (Gmelin 1788) e *T. cayana*.

Houve relação positiva entre a riqueza de espécies de aves e o tamanho das áreas arborizadas (Figura 5) ($F_{(1,4)} = 100,06$; $p < 0,001$; $r^2 = 0,95$). O mesmo também ocorreu quanto à riqueza e a densidade de árvores (Figura 6) ($F_{(1,4)} = 38,82$; $p < 0,01$; $r^2 = 0,88$).

A análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Stress = 0,000000) revelou a dissimilaridade entre as áreas estudadas com base na composição e frequência das espécies de aves (Figura 7). As áreas com área de até 13.445 m², II, III e IV, possuíram alta similaridade, enquanto que as áreas maiores, V e VI, foram mais dissimilares entre si e entre as demais áreas.

Ainda em relação ao grau de similaridade das áreas estudadas, o índice de diversidade beta total calculado para todas as áreas estudadas foi de 1,23. A média dos índices de diversidade entre os pares de áreas estudadas foi de $0,27 \pm 0,15$. A diversidade beta máxima ocorreu entre Área VI e Área I ($\beta_w = 0,54$) e o menor ocorreu entre área V e área II ($\beta_w = 0,11$) (Tabela 4).

O índice de riqueza funcional (FRic) variou entre 251,5810818 e 1×10^{-9} . A relação linear entre a riqueza de espécies de aves e a riqueza funcional das comunidades de aves (FRic) foi negativa, demonstrando convergência funcional (Figura 8) ($F_{(1,4)} = 50,94$ $p < 0,01$; $r^2 = 0,90$). O FRic também esteve relacionado ao tamanho da área arborizada. Menores valores de FRic

estiveram associados a áreas de tamanhos maiores, enquanto os maiores valores de FRic foram associados a áreas de tamanhos pequenos (Figura 9) ($F_{(1,4)} = 68,27$ $p < 0,01$; $r^2 = 0,93$). Ainda, também ocorreu uma relação negativa entre FRic e a densidade de árvores. O aumento da densidade de árvores esteve relacionado à redução da riqueza funcional (Figura 10) ($F_{(1,4)} = 17,65$; $p = 0,01$; $r^2 = 0,76$).

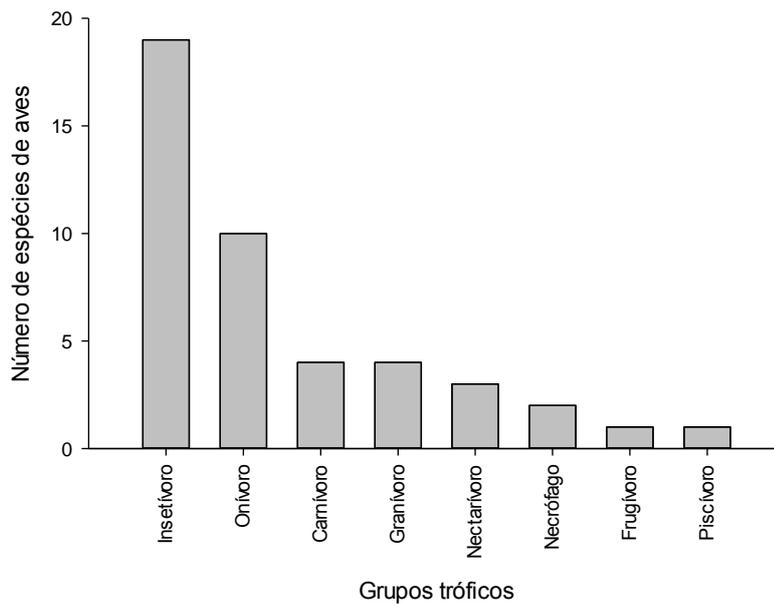


Figura 2: Distribuição das espécies de aves quanto aos grupos tróficos em seis áreas arborizadas da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil, de 2011 a 2012.

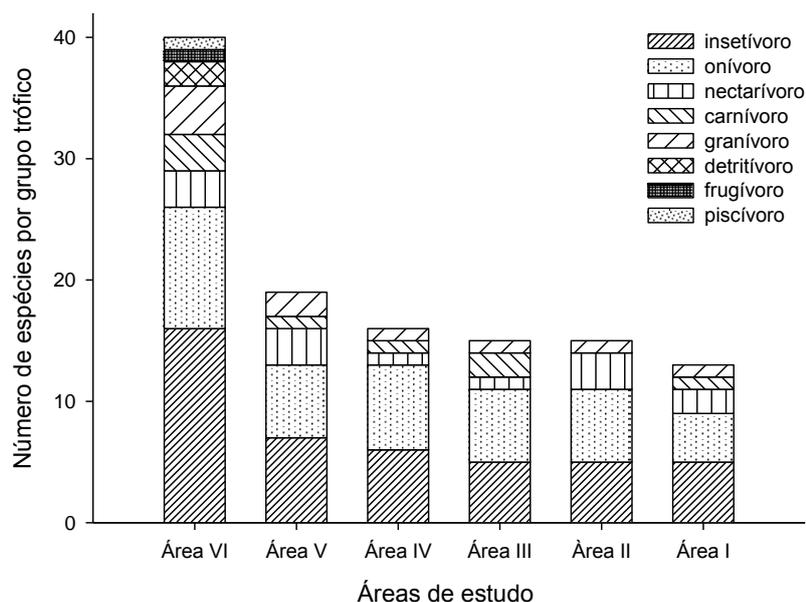


Figura 3: Distribuição das espécies de aves em grupos tróficos nas seis áreas de estudo localizadas em Aracaju, Sergipe, Brasil. Os dados foram obtidos entre 2011 e 2012. Área I: Praça Assis Chateaubriand; Área II: Praça da Imprensa; Área III: Praça Camerino; Área IV: Praça da Bandeira; Área V: Parque Teófilo Dantas; Área VI: Área de proteção ambiental Morro do Urubu.

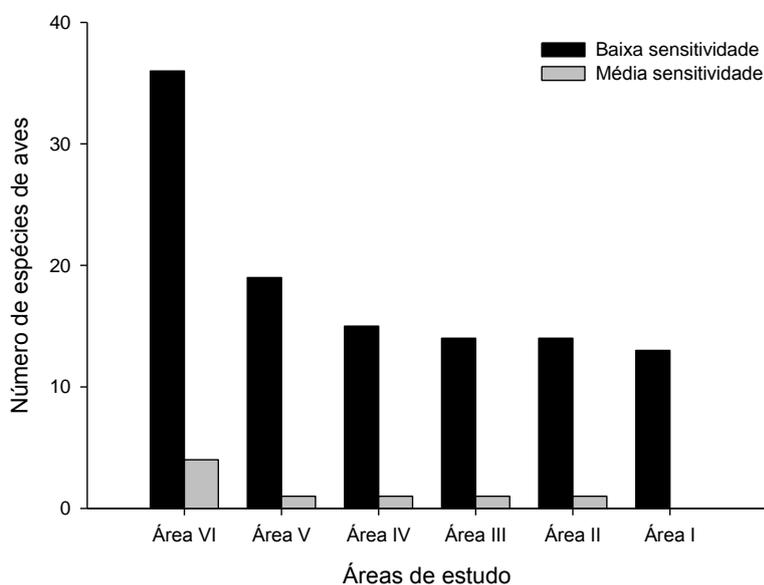


Figura 4: Distribuição das espécies de aves quanto à sensibilidade a distúrbios antrópicos em seis áreas arborizadas da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil. Os dados foram coletados entre 2011 e 2012. Área I: Praça Assis Chateaubriand; Área II: Praça da Imprensa; Área III: Praça Camerino; Área IV: Praça da Bandeira; Área V: Parque Teófilo Dantas; Área VI: Área de proteção ambiental Morro do Urubu.

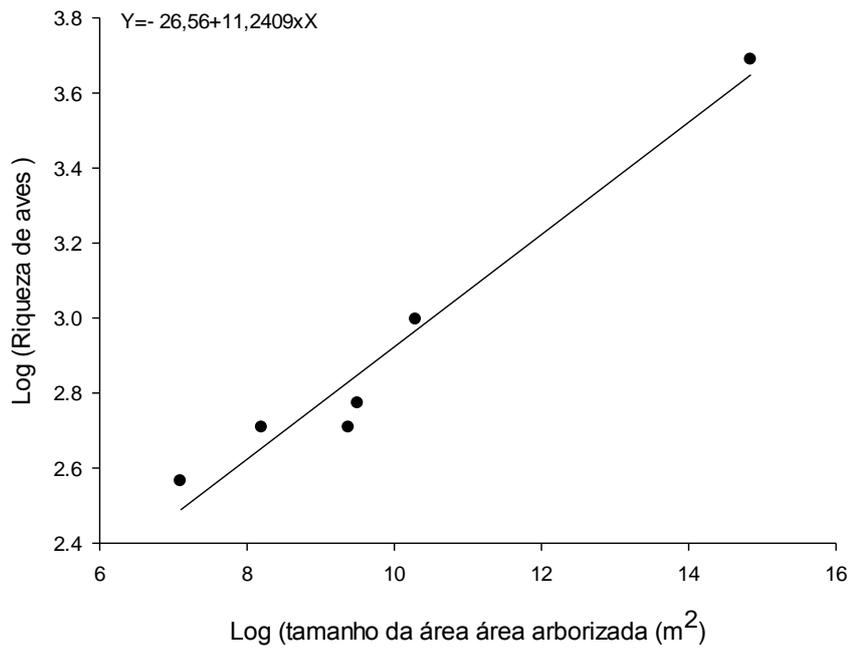


Figura 5: Relação entre a riqueza de espécies de aves e o tamanho da área arborizada. Os dados foram coletados entre 2011 e 2012 em seis áreas arborizadas localizadas na área central da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil.

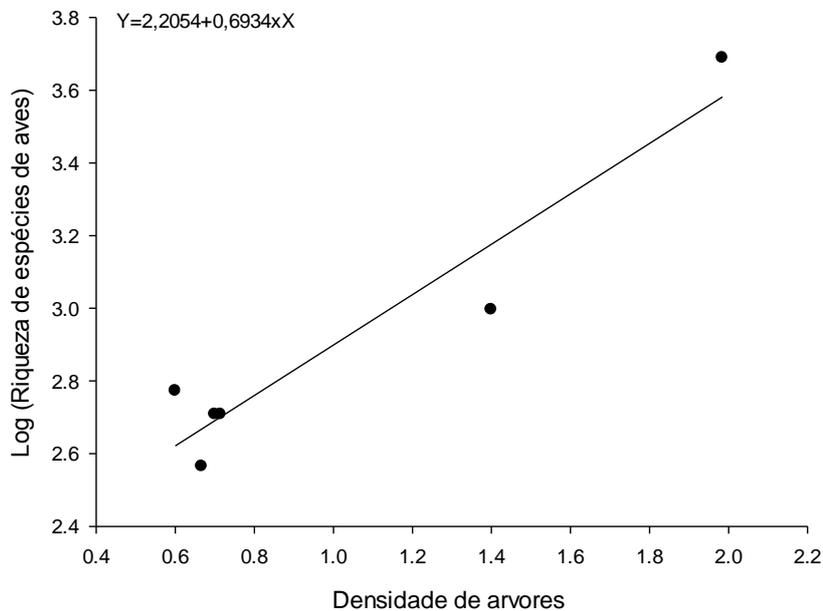


Figura 6: Relação entre a riqueza de espécies de aves e a densidade de arbórea, os dados foram coletados entre 2011 e 2012 em seis áreas arborizadas localizadas na área central da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil.

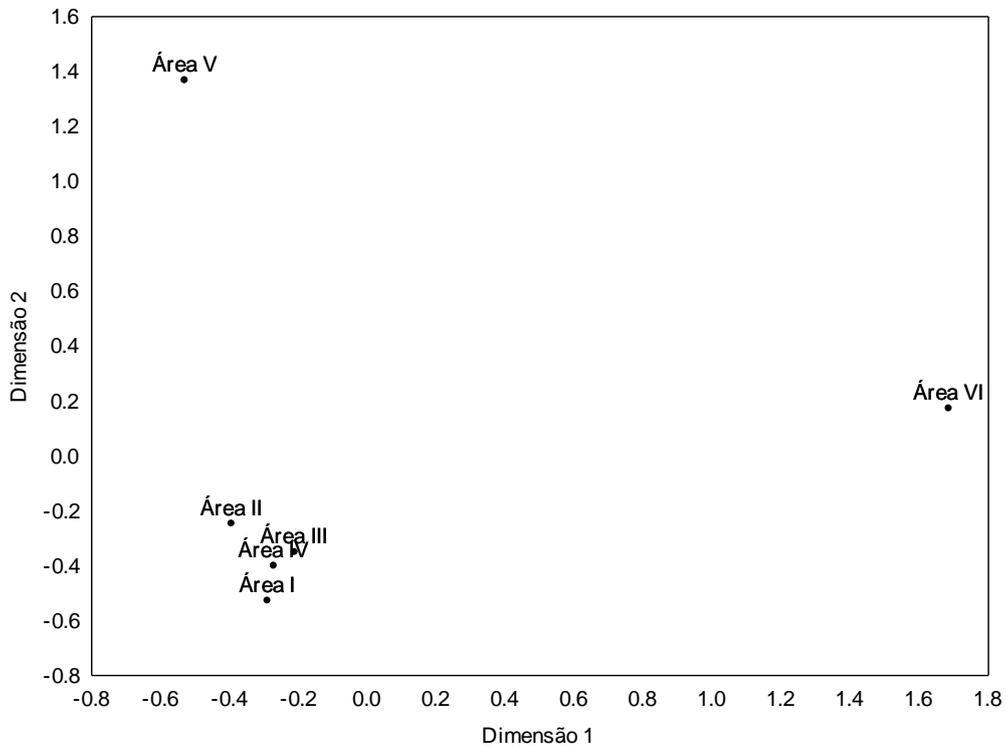


Figura 7: Distância entre as áreas de estudo com base na frequência de ocorrência das espécies de aves. Os dados foram coletados entre 2011 e 2012 em seis áreas arborizadas localizadas na área central da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil. Área I: Praça AssisChateaubriand; Área II: Praça da Imprensa; Área III: Praça Camerino; Área IV: Praça da Bandeira; Área V: Parque Teófilo Dantas; Área VI: Área de proteção ambiental Morro do Urubu.

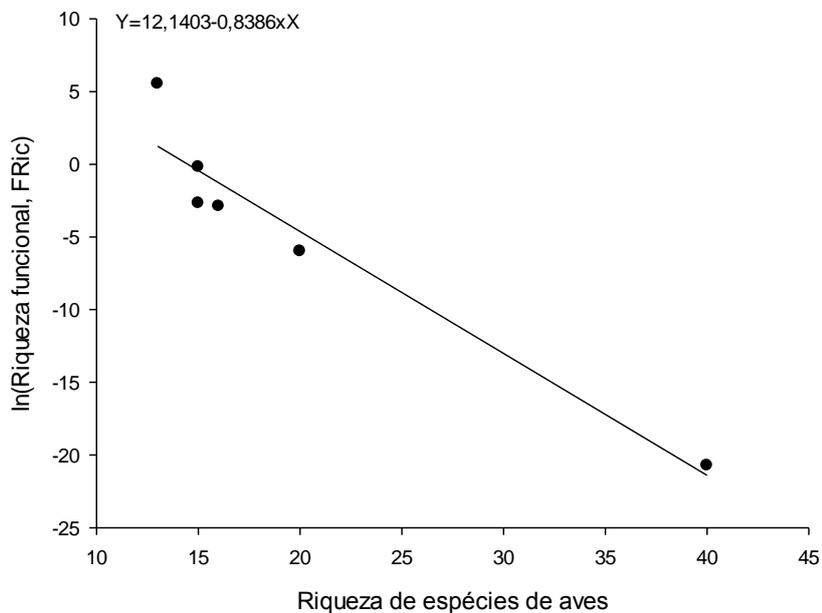


Figura 8: Relação entre a riqueza funcional (FRic) e a riqueza de espécies de aves em seis áreas arborizadas localizadas na área central da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil. Os dados foram coletados entre 2011 e 2012.

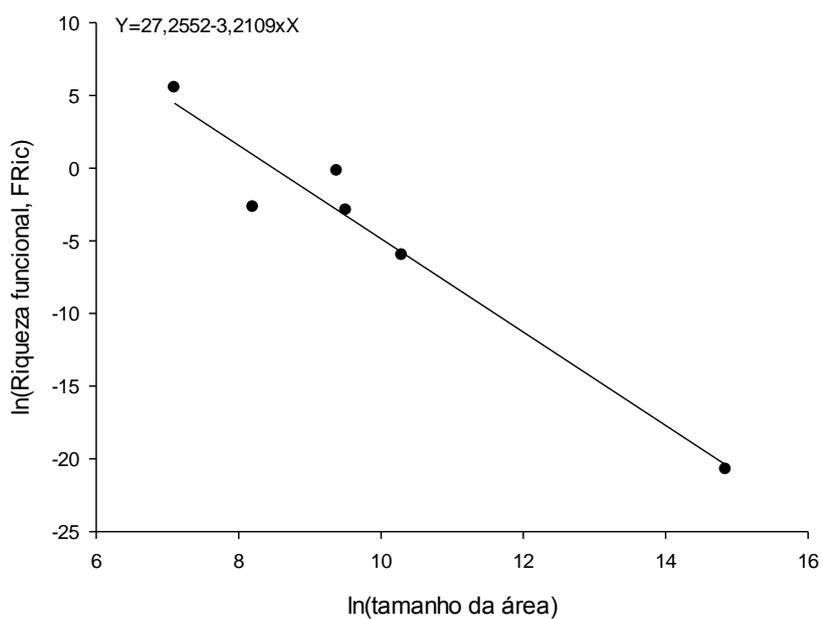


Figura 9: Relação entre a riqueza funcional (FRic) e o tamanho da área verde em seis áreas arborizadas localizadas na área central da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil. Os dados foram coletados entre 2011 e 2012.

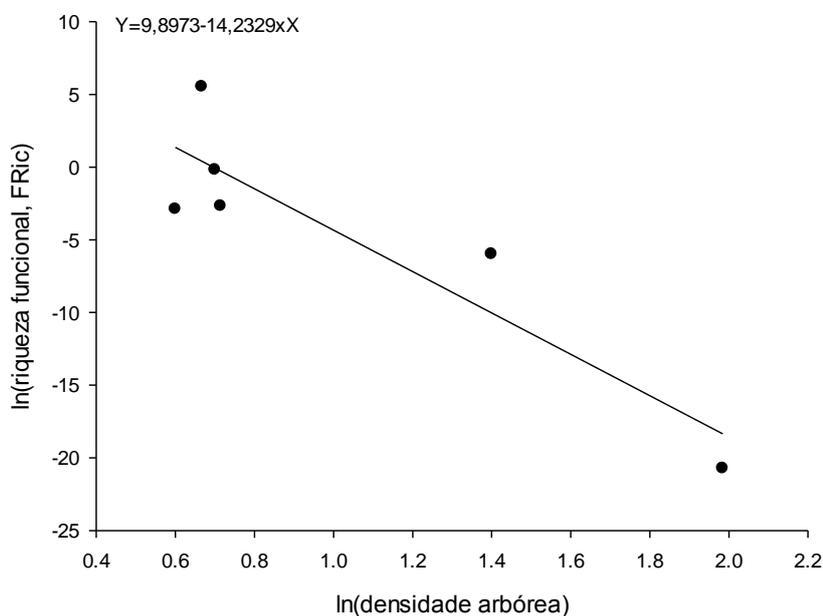


Figura 10: Relação entre a riqueza funcional (FRic) e a densidade arbórea de seis áreas arborizadas localizadas na área central da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil. Os dados foram coletados entre 2011 e 2012.

Tabela 3: Espécies de aves registradas e suas respectivas frequências de ocorrência em seis áreas arborizadas da matriz urbana de Aracaju, Sergipe, Brasil, entre os anos de 2011 e 2012. Áreas de estudo: Área I - Praça Assis Chateaubriand; Área II - Praça da Imprensa; Área III - Praça Camerino; Área IV - Praça da Bandeira; Área V - Parque Teófilo Dantas; Área VI - Área de proteção ambiental Morro do Urubu. Grupo trófico: IN - Insetívoro; CA – Carnívoro; FR – Frugívoro; GR – Granívoro; DT – Detritívoro; NE – Nectarívoro; ON – Onívoro; PI – Piscívoro. Sensibilidade a distúrbios antrópicos: BA – Baixa; ME – Média; AL – Alta. Estrato de forrageio: AQ – Aquático; TE – Terrestre; AE – Aéreo; DO – Dossel; MD – Médio; SU - Sub-bosque. A classificação e a nomenclatura das espécies de aves seguiram as recomendações do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2011).

Táxon	Áreas de estudo						Grupo trófico	Sensibilidade a distúrbios antrópicos	Estrato de Forrageio
	Área I	Área II	Área III	Área IV	Área V	Área VI			
ANSERIFORMES									
Anatidae									
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	6.67%	ON	BA	AQ
PELECANIFORMES									
Ardeidae									
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	0.83%	PI	BA	TE, AQ
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	-	-	-	-	-	0.83%	PI	BA	TE, AQ
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	-	-	-	-	-	3.33%	PI	BA	TE, AQ
<i>Egretta caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	1.67%	PI	ME	TE, AQ
CATHARTIFORMES									
Cathartidae									
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	9.00%	DT	BA	TE, AE
<i>Cathartes burrovianus</i> Cassin, 1845	-	-	-	-	-	3.33%	DT	ME	TE, AE
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	-	-	2.50%	-	1.67%	31.67%	DT	BA	TE, AE
Accipitridae									
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	0.83%	IN	ME	DO, AE
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	-	-	-	-	-	1.67%	IN	BA	DO, AE
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	19.17%	0.83%	9.17%	29.17%	20.00%	20.83%	CA	BA	DO
FALCONIFORMES									

Táxon	Áreas de estudio						Grupo trófico	Sensibilidad a disturbios antrópicos	Estrato de Forrajeo
	Área I	Área II	Área III	Área IV	Área V	Área VI			
Falconidae									
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	-	0.83%	12.50%		1.67%	20.00%	CA	BA	TE
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	-	-	-	-	-	5.83%	CA	BA	TE, DO
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	-	0.83%	0.83%	-	0.83%	-	IN	BA	TE, DO
GRUIFORMES									
Rallidae									
<i>Aramides cajanea</i> (Statius Muller, 1776)	-	-	-	-	-	3.33%	ON	AL	TE
CHARADRIIFORMES									
Charadriidae									
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	-	-	-	-	-	2.50%	ON	BA	TE
COLUMBIFORMES									
Columbidae									
<i>Columbina passerina</i> (Linnaeus, 1758)	-	0.83%	-	-	-	-	GR	BA	TE
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	48.33%	58.33%	65.00%	43.33%	61.67%	38.33%	GR	BA	TE
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	-	-	-	-	-	15.00%	GR	BA	TE, ME
<i>Columba livia</i> Gmelin, 1789	2.50%	-	-	-	65.00%	1.67%	GR	BA	TE
PSITTACIFORMES									
Psittacidae									
<i>Aratinga aurea</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	32.50%	GR	ME	SU, DO
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	-	-	-	-	-	15.00%	GR	BA	MD, DO
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	0.83%	GR	ME	DO
CUCULIFORMES									
Cuculidae									
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	-	-	-	-	-	17.50%	IN	BA	TE, DO
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	13.33%	IN	BA	TE
STRIGIFORMES									
Strigidae									
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	2.50%	2.50%	CA	BA	DO

Táxon	Áreas de estudio						Grupo trófico	Sensibilidad a disturbios antrópicos	Estrato de Forrajeo
	Área I	Área II	Área III	Área IV	Área V	Área VI			
APODIFORMES									
Apodidae									
<i>Tachornis squamata</i> (Cassin, 1853)	-	-	2.50%	-	10.83%	-	IN	BA	AE
Trochilidae									
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	13.33%	21.67%	2.50%	2.50%	5.00%	5.83%	NE	BA	SU, DO
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	-	-	-	-	-	1.67%	NE	BA	MD, DO
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)						1.67%	NE	BA	SU, DO
<i>Amazilia leucogaster</i> (Gmelin, 1788)	4.17%	18.33%	4.17%	1.67%	10.83%	10.00%	NE	BA	SU, DO
CORACIIFORMES									
Alcedinidae									
<i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	12.50%	PI	BA	AQ
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	0.83%	PI	BA	AQ, SU
GALBULIFORMES									
Galbulidae									
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	-	-	-	2.50%	-	-	IN	BA	DO
Bucconidae									
<i>Nystalia maculatus</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	10.00%	IN	ME	DO
PICIFORMES									
Picidae									
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	4.17%	IN	BA	DO
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	1.67%	IN	BA	DO
PASSERIFORMES									
Thamnophilidae									
<i>Formicivora grisea</i> (Boddaert, 1783)	-	-	-	-	-	23.33%	IN	BA	SU, MD
<i>Thamnophilus pelzelni</i> Hellmayr, 1924	-	-	-	-	-	0.83%	IN	BA	SU
Furnariidae									
<i>Furnarius figulus</i> (Lichtenstein, 1823)	-	-	-	-	0.83%	10.00%	IN	BA	TE
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	12.50%	IN	BA	TE

Táxon	Áreas de estudo						Grupo trófico	Sensibilidade a distúrbios antrópicos	Estrato de Forrageio
	Área I	Área II	Área III	Área IV	Área V	Área VI			
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	-	-	0.83%	-	-	-	IN	ME	TE, SU
Tityridae									
<i>Pachyrampus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	-	-	-	-	-	4.17%	IN	BA	DO
Rhynchocyclidae									
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	71.67%	38.33%	96.67%	76.67%	55.83%	59.17%	IN	BA	SU, DO
Tyrannidae									
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	-	-	-	0.83%	-	8.33%	IN	BA	DO
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	-	-	-	-	-	13.33%	ON	BA	DO
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	-	-	-	-	-	0.83%	IN	BA	DO
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	-	-	-	-	-	0.83%	ON	BA	MD, DO
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	50.83%	44.17%	86.67%	67.50%	79.17%	70.83%	ON	BA	TE, MD
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	11.67%	-	0.83%	-	0.83%	3.33%	IN	BA	TE
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	1.67%	1.67%	30.83%	IN	BA	DO
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	66.67%	5.00%	56.67%	47.50%	50.00%	52.50%	ON	BA	MD, DO
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	45.00%	44.17%	50.00%	43.33%	52.50%	57.50%	IN	BA	DO
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	-	-	-	-	-	0.83%	IN	BA	DO
<i>Sublegatus modestus</i> (Wied, 1831)	-	-	-	-	-	0.83%	IN	ME	DO
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	80.00%	55.83%	68.33%	53.33%	53.33%	30.83%	IN	BA	TE
Vireonidae									
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	2.50%	42.50%	30.00%	35.00%	12.50%	62.50%	IN	BA	MD, DO
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	5.83%	IN	BA	DO
Corvidae									
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	-	-	-	-	-	5.00%	ON	ME	DO
Hirundinidae									
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	-	4.17%	-	5.83%	7.50%	-	IN	BA	AE
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	-	-	-	-	-	11.67%	IN	BA	AE
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	-	0.83%	0.83%	-	-	-	IN	BA	AE
Troglodytidae									

Táxon	Áreas de estudio						Grupo trófico	Sensibilidad a disturbios antrópicos	Estrato de Forrajeo
	Área I	Área II	Área III	Área IV	Área V	Área VI			
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	41.67%	20.00%	66.67%	83.33%	6.67%	46.67%	IN	BA	TE, SU
Poliopitidae									
<i>Poliopitila plumbea</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	10.00%	IN	BA	SU, DO
Turdidae									
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	-	-	-	-	-	1.67%	FR	BA	TE, SU
Mimidae									
<i>Mimus gilvus</i> (Vieillot, 1807)	-	-	-	-	-	2.50%	ON	BA	DO
Coerebidae									
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	65.83%	80.83%	87.50%	90.00%	90.83%	25.83%	NE	BA	DO, TE, MD
Thraupidae									
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	-	-	-	13.33%	1.67%	6.67%	ON	BA	DO
<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	-	-	-	-	-	0.83%	FR	BA	SU, DO
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	64.17%	78.33%	83.33%	81.67%	92.50%	49.17%	ON	BA	DO
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	1.67%	8.33%	20.00%	16.67%	78.33%	11.67%	ON	BA	DO
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	0.00%	40.00%	11.67%	15.00%	29.17%	34.17%	ON	ME	SU, DO
<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	4.17%	GR		TE, SU
<i>Conirostrum bicolor</i> (Vieillot, 1809)	-	-	-	1.67%	-	0.00%	IN	BA	SU, DO
Emberizidae									
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	1.67%	GR	BA	TE, SU
Icteridae									
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	-	-	-	-	-	0.83%	IN	ME	MD, DO
<i>Icterus jamacaii</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	-	0.83%	IN	BA	DO
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	-	-	-	-	-	3.33%	ON	BA	TE
Fringillidae									
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	5.00%	FR	BA	DO
Estrildidae									
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	1.67%	GR	BA	TE
Passeridae									
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	40.83%	47.50%	0.00%	45.83%	36.67%	22.50%	ON	BA	TE, DO

Tabela 4: Índices de diversidade Beta de Whittaker em seis áreas arborizadas de Aracaju, Sergipe, Brasil. Os dados foram observados entre 2011 e 2012. Zero representa completa similaridade entre as comunidades, enquanto o valor 1 correspondem a máxima diversidade beta. Área I: Praça Assis Chateaubriand; Área II: Praça da Imprensa; Área III: Praça Camerino; Área IV: Praça da Bandeira; Área V: Parque Teófilo Dantas; Área VI: Área de proteção ambiental Morro do Urubu.

Áreas de estudo	Área I	Área II	Área III	Área IV	Área V	Área VI
Área I	0,00	-	-	-	-	-
Área II	0,24	0,00	-	-	-	-
Área III	0,31	0,20	0,00	-	-	-
Área IV	0,26	0,16	0,16	0,00	-	-
Área V	0,21	0,11	0,23	0,14	0,00	-
Área VI	0,54	0,44	0,48	0,45	0,44	0,00

Discussão

A riqueza de espécies observada nas seis áreas do estudo corresponde a aproximadamente 24% da avifauna listada em oito localidades do estado de Sergipe (Sousa 2009). Entretanto, o número de espécies registrado é considerado baixo para áreas de Mata Atlântica, pois esse bioma é conhecido pela elevada riqueza biológica (Myers *et al.* 2000) que corresponde a 1020 espécies de aves (Marini e Garcia 2005). A baixa riqueza de espécies de aves ocorre tipicamente em ambientes urbanizados e artificiais (Franz *et al.* 2010). Embora a riqueza de aves observada seja baixa para este bioma, estudos realizados em outras áreas urbanas sob domínio da Mata Atlântica registraram riqueza de aves semelhantes (Matarazzo- Neuberger 1995, Krügel & Anjos 2000, Fuscaldi & Loures-Ribeiro 2008).

Observou-se que a riqueza de espécies da avifauna urbana está associada ao tamanho da área verde imersa na matriz urbana, embora poucas espécies de aves tenham sido observadas nas áreas de estudo. À medida que o tamanho da área verde aumenta, a riqueza da avifauna também aumenta, como o esperado pela teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967, Braga *et al.* 2010). Da mesma forma, também a riqueza de aves aumenta nas áreas verdes com maior densidade de árvores.

O aumento da riqueza de aves está associado ao aumento do tamanho da área arborizada. Porém, a análise de escalonamento multidimensional não-métrico revelou que as menores áreas (áreas I a IV) foram altamente similares, enquanto áreas maiores (áreas V e VI) permitiram que houvesse maior rotatividade entre a composição de espécies das comunidades de aves.

O índice de diversidade beta (β_w) também revelou que as comunidades de aves estudadas são similares. Desta forma, é possível concluir que a adição de espécies nas comunidades de aves em ambientes urbanos são pouco complementares, corroborando o padrão de homogeneização da composição da avifauna em ambientes urbanos (McKinney 2006, Grimm *et al.* 2008).

A homogeneização causada pela urbanização (Grimm *et al.* 2008) também pode alterar a organização e a resiliência dos grupos tróficos, além de reduzir os serviços ecológicos prestados pela avifauna. Os resultados deste estudo demonstram que as aves insetívoras generalistas, reguladoras das populações de insetos (Sundstrom *et al.* 2012), e as onívoras são beneficiadas (de acordo com Scherer *et al.* 2005), em detrimento de espécies de outros grupos tróficos, como frugívoros e nectarívoros.

Dentre os grupos tróficos registrados neste estudo, o insetívoro, composto por espécies de aves generalistas, foi o grupo com maior número de espécies, seguidos pelos onívoros. Em ambientes tropicais antropizados, os insetívoros e onívoros são as espécies de aves mais beneficiadas (Anjos 1998, Franchin *et al.* 2004, Téino-Júnior *et al.* 2005, Scherer *et al.* 2005, Catian *et al.* 2011), pois as espécies desses grupos apresentam flexibilidade de forrageio e o seu alimento é disponível ao longo de todo o ano (Scherer *et al.* 2005).

Os granívoros foram representados por espécies de columbídeos que ocorreram em todas as áreas de estudo e psitacídeos que ocorreram apenas na área VI. O número de espécies de granívoros foi maior nas áreas V e VI. Isto provavelmente ocorreu porque na área V havia oferta pelos seres humanos de sementes como as utilizadas na alimentação de aves criadas em cativeiro, o alpiste. Enquanto a área VI, deve possuir maior quantidade de recursos para os granívoros em relação às outras áreas de estudo devido ao seu tamanho e maior heterogeneidade de habitats. A área VI, embora antropizada, é uma área natural, enquanto que as demais áreas de estudo são áreas artificiais. Os

carnívoros, assim como os granívoros, também foram representados por quatro espécies de aves.

Os grupos com menor número de espécies foram os dos detritívoros, piscívoros, frugívoros e os dos nectarívoros. Quanto aos detritívoros, ocorreram duas espécies de Cathartidae na área VI, onde repousavam e forrageavam. *Coragyps atratus* (Bechstein 1793) foi a espécie mais frequente (FO = 31,7%), enquanto que *Cathartes aura* (Linnaeus 1758) teve frequência de ocorrência de 9%. A ocorrência das espécies de detritívoros nas outras áreas de estudo foi ocasional. Provavelmente os detritívoros não ocorrem em pequenas áreas arborizadas da malha urbana pela falta de recursos alimentares. Também é provável que não utilizem este hábitat porque há muitos riscos causados pelo fluxo intenso de veículos e pessoas.

Houve uma pequena quantidade de espécies piscívoras em uma das áreas de estudo (Área VI), embora as áreas investigadas por este estudo estejam localizadas em uma cidade litorânea. Esse grupo ocorreu apenas na área VI devido à maior complexidade do ambiente, onde há a presença de corpos d'água que beneficiaram este grupo.

Os frugívoros e nectarívoros, embora sejam naturalmente representados por um número pequeno de espécies quando comparado aos insetívoros (Scherer *et al.* 2005), podem ter a resiliência mais prejudicada pela estrutura do ambiente urbano, pois foram as categorias tróficas que apresentaram menor número de espécies. A homogeneização taxonômica (McKinney 2006) e a redução de nicho que ocorre no meio urbano deve ser a causa do reduzido número de espécies que compõem esses grupos, pois maior parte das espécies arbóreas que ocorrem nas áreas estudadas é exótica (Souza 2009).

A categoria trófica dos insetívoros, composta por espécies de ampla ocorrência, foi a que apresentou maior número de espécies, seguida pela categoria trófica dos onívoros. Em consequência da elevada riqueza estes grupos são os mais resilientes. A possível extinção de uma espécie de insetívoro ou de onívoro causaria redução da funcionalidade prestada pelo grupo que sofreu extinção, porém esta redução não seria substancial. Neste caso, a perda de função ecológica seria compensada por outras espécies do mesmo grupo (Sundstrom *et al.* 2012).

Contudo, se a extinção de espécies ocorre em grupos tróficos menos resilientes, com menor número de espécies, como é o caso dos nectarívoros e dos frugívoros, a função e serviços ecológicos prestados pelo grupo poderia ser consideravelmente reduzida, pois a funcionalidade do grupo é mantida por poucas espécies de aves (Krap *et al.* 2011, Sundstrom *et al.* 2012). Na Costa Rica, em áreas rurais, os frugívoros e nectarívoros também apresentaram resultados semelhantes em áreas onde o uso e a cobertura do solo era intensa (Krap *et al.* 2011). A resiliência dos nectarívoros e frugívoros aumenta em áreas com baixa intensidade do uso da terra e cobertura do solo.

De forma geral, nas áreas aqui estudadas, o número de espécies que compõem a maioria dos grupos compromete a resiliência e a manutenção dos grupos tróficos nas áreas estudadas. Além de comprometer a qualidade dos serviços ecológicos prestados pelas aves, como a dispersão de sementes, polinização e controle de pragas (Krap *et al.* 2011). Isto deve ser atribuído ao elevado grau de urbanização da cidade, onde as áreas de estudo estão localizadas.

Em relação à resiliência e redundância de determinado grupo trófico, quanto mais rico em número de espécies, mais redundante e, portanto, mais resiliente é este grupo, pois se assume que as espécies que compõem este grupo desempenhem funções similares. Porém, espera-se que as espécies tenham respostas diferentes aos distúrbios humanos.

Uma análise mais refinada que considera as diferenças funcionais entre as espécies através de características morfológicas é a diversidade funcional da comunidade. Essa análise possui sensibilidade e poder para informar sobre diversos processos ecológicos como a resiliência das comunidades biológicas, a resposta a distúrbios ambientais e os processos ecológicos que estruturam as comunidades (Cianciaruso *et al.* 2009, Mouchet *et al.* 2010, Chillo *et al.* 2011).

Essa medida, a diversidade funcional, juntamente com a riqueza de espécies das comunidades de aves estudadas, informam que as comunidades de aves com maior número de espécies são mais redundantes. A convergência funcional ou redundância das comunidades mais ricas significa que, no ambiente estudado, a riqueza de aves aumenta, mas as espécies adicionadas

às comunidades mais ricas desempenham funções similares. A redundância funcional da avifauna indica que as comunidades com maior número de espécies são mais resilientes aos distúrbios ambientais (Mayfield *et al.* 2010, Chillo *et al.* 2011).

A convergência funcional também indica que é possível que as comunidades de aves em ambientes urbanizados sob domínio da Mata Atlântica no nordeste brasileiro sejam estruturadas através da filtragem de hábitat, em escala local (Zobel 1997, Mouchet *et al.* 2010). Os filtros ambientais que estruturam as comunidades de aves devem estar relacionados às características abióticas, como a estrutura física do meio urbano (Grimm *et al.* 2008). Estas características do ambiente urbano reduzem a variação e a estrutura dos hábitats das aves tornando-os mais homogêneos (Mckinney 2006) e, em consequência disso, os nichos devem ser simplificados e os filtros ambientais amplificados (Mayfield *et al.* 2010).

Em consequência da amplificação dos filtros ambientais, espécies de aves com características e funções similares são selecionadas pelo ambiente urbano. Além disso, a distribuição espacial das espécies se torna uniforme porque a formação estrutural das comunidades não deve ser baseada em competição (Zobel 1997).

Dessa forma, as comunidades de aves em ambientes urbanizados sofrem homogeneização, redução do número de espécies e simplificação da cadeia trófica através da seleção de espécies generalistas porque devem ser estruturadas através do processo de filtragem de hábitat. Assim, podem diminuir a quantidade de serviços ecológicos prestados ao ambiente, além de selecionar espécies com baixa sensibilidade a distúrbios humanos.

Talvez o processo de filtragem de habitat seja mais evidente nas comunidades de aves que ocorrem em ambientes urbanos sob o domínio de florestas tropicais úmidas. Isso deve ocorrer porque as aves desses ambientes são mais sensíveis a distúrbios antrópicos do que as espécies que ocorrem em outros tipos de ambientes como, por exemplo, o cerrado e a caatinga (Bell 1986, Stotz *et al.* 1996, Mckinney 2002, Sobral & Cianciaruso 2012).

Provavelmente, a urbanização atua como fator limitante para as espécies de aves que possuem média e alta sensibilidade a distúrbios

ambientais. É possível que essa limitação seja resultado da filtragem de habitat. Isso explicaria a raridade de espécies com maior sensibilidade a distúrbios ambientais. Assim, os filtros também podem limitar a ocorrência de aves florestais em ambiente urbano (Stotz *et al.* 1996, Mckinney 2002).

Como consequência dos filtros ambientais, a riqueza de aves observada nas comunidades urbanas, mesmo nas áreas maiores e com maior densidade de árvores, é baixa (Mckinney 2002). Isso deve ocorrer porque apenas as aves que estão distribuídas em um pequeno espectro funcional são selecionadas pelos filtros ambientais (Mayfield *et al.* 2010).

Em consequência dos filtros ambientais que estruturam as comunidades estudadas, o aumento da área e o aumento da densidade arbórea não são suficientes para maximizar a conservação e a manutenção dos serviços ecológicos prestados pelas aves. Além do tamanho da área e da densidade de árvores, é necessário garantir a conectividade entre as áreas arborizadas e a heterogeneidade dos habitats distribuídos nas cidades, para que espécies com características funcionais divergentes sejam capazes de adicionar novas funções ao ambiente urbano (Mckinney 2002), pois a melhor forma de conservar a diversidade biológica é manter a integridade funcional das comunidades (Wellnitz & Poff 2001).

Através da conservação e manutenção de ambientes heterogêneos em ambientes urbanos é possível conservar as funções prestadas pelas comunidades de aves e, dessa forma, manter o ecossistema equilibrado e estável diante dos frequentes distúrbios ambientais que o meio urbano pode causar, além de maximizar a conservação e promover aumento da diversidade beta, rotatividade das espécies de aves (Sekercioglu 2012).

Referências Bibliográficas

- Anjos, L. dos. 1998. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. IPEF, Curitiba, 12: 87-94.
- Batalha, M.A., Cianciaruso, M.V. Motta-Junior, J.C. 2010. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza e Conservação* 8: 34-40.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª ed, Artmed, Porto Alegre. 739p.
- Bell H.L. 1986. Occupation of urban habitats by birds in Papua New Guinea. Los Angeles: Western Foundation of Vertebrate Zoology. 48p.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. 2011. *Numerical ecology with R*. Springer 306 p.
- Braga, T.V., Zanzini, A.C.S., Cerboncini, R.A.S., Miguel, M., Moura, A.S. 2010. Avifauna em praças da cidade de Lavras (MG): riqueza, similaridade e influência de variáveis do ambiente urbano. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18: 26-33.
- Casanoves, F., Pla, L., Rienzo, J.A., Díaz, S. 2011. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 2: 233-237. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.2041-210X.2010.00082.x>.
- Catian, G., Fernandes, W.D., Aranda, R. 2011. Estrutura trófica de aves diurnas no Campus da Universidade Federal da Grande Dourados, MS. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19: 439-446.
- Chagas, D.C.O. 2009. Indicadores de qualidade ambiental como subsídio ao planejamento da Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu (Aracaju – SE). Dissertação, Universidade Federal do Estado de Sergipe, 119p.
- Chillo, V., Madhur A., Ojeda, R.A. 2011. Assessing the use of functional diversity as a measure of ecological resilience in arid rangelands. *Ecosystems* 14: 1168-1177.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9: 93-103.

- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. Lista das aves do Brasil. 10ª Edição. Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. [Acesso em: 12/11/2012].
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., Mouquet, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters* 13: 1030-40.
- Faeth, S.H., Bang, C., Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 69-81.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., Blomberg, S.P., Montague-Drake, R., Felton, A., Stein, J.A. 2007. Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. *Ecosystems* 10: 964-974.
- Floyd, D.A. Anderson, J.E. 1987. A comparison of three methods for estimating plant cover. *Journal of Ecology*, 75: 221-228.
- Franchin, A.G.; Oliveira, G.M.; Melo, C.; Tomé, C.e.R. e Marçal Júnior, O. 2004. Avifauna do Campus Umuarama, Universidade Federal de Uberlândia (Uberlândia, MG). *Revista Brasileira Zoociências*, 6:219-230.
- Franz, I, Cappelatti, L., Barros, M.P. 2010. Bird community in a forest patch isolated by the urban matrix at the Sinos River Basin, Rio Grande do Sul State, Brazil, with comments on the possible local defaunation. *Brazilian Journal of Biology* 70: 1137-48.
- Fuscaldi, R.G., Loures-Ribeiro, A. 2008. A avifauna de uma área urbana do município de Ipatinga, Minas Gerais, Brasil. *Biotemas*, 21: 125-133.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. Briggs, J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756-60.
- Hammer, O., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2011. PAST: Paleontological Statistical Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontological Electronica* v. 2.11.
- Hidasi-Neto, J., Barlow, J., Cianciaruso, M.V. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation* 15: 407-415.

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo 2010. IBGE, Brasil.
Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> [Acessado em: 18/11/2011].
- Karp, D.S., Ziv, G., Zook, J., Ehrlich, P.R., Daily, G.C. 2011. Resilience and stability in bird guilds across tropical countryside. *PNAS* 108: 21134-21139.
- Krügel, M.M. & Anjos, L. 2000. Birds communities in forest remnants in the city of Maringa, Parana State, Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 11: 315-330.
- Lima, P. 2006. Aves do litoral norte da Bahia. *Atualidades Ornitológicas* 134: 616p.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilma, D., Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-8.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 224p.
- Mackinnon, J., Phillips, K. 1993. *A field guide to the birds of Sumatra, Java and Bali*. Oxford: Oxford University Press.
- MacLeod, R., Herzog, S.K., McCormick, A., Ewing, S.R., Bryce R., Evans, K.L. 2011. Rapid monitoring of species abundance for biodiversity conservation: consistency and reliability of the Mackinnon lists technique. *Biological Conservation* 144: 1374-1381.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science
- Marini, M. Â., Garcia, F. I. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology*, 19 : 665-671.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111:112-118.
- Matarazzo-Neuberger, W.M. 1995. Comunidade de cinco parques e praças da Grande São Paulo, estado de São Paulo. *Ararajuba*, 3: 13-19.
- Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S., Vesk., P.A. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and

- functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19: 423-431.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience*, 52:883–890.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- Ministério do Meio Ambiente. 2002. Biodiversidade Brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília.
- Motta-Junior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três ambientes terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba*, 1: 65-71.
- Mouchet, M., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24: 867-876.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W. 1996. Ecological and distributional databases, p. 113-436. In: Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K. (Eds). *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago, University of Chicago Press, XI+700p.
- Pavoine, S., Bonsall, M.B. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*, 86: 792-812.
- Petchey, O.L., Evans, K.L., Fishburn, I.S., Gaston, K.J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal Animal Ecology*. 76: 977-985.
- Pillar, V.D., Duarte, L.S., Sosinski, E.E., Joner, F. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20: 334-348.
- Quinn, G.P., Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press. 537pp.

- Rabelo, T.K., Melo, M.F.V., Loiola, C.M., Aragão, W.M. 2006. Germinação de sementes de cultivares de coqueiros. Embrapa. 1-4
- Ribon, R. 2010. Amostragem de aves pelo método de listas de Mackinnon 33-34p. In: Ornitologia e Conservação. Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Von Matter, S., Straube, F.C., Accordi, I., Piacentini, V., Cândido-Junior, J.F (Orgs). Rio de Janeiro. Technical Books.
- Ricklefs, R.E. 2010. A economia da natureza. 6a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 546p.
- Scherer, A., Scherer, S.B., Bugoni, I., Mohr, I.V., Efe, M.A., Hartz, S.M. 2005. Estrutura trófica da avifauna em oito parques da cidade de Porto Alegre, RS. Ornithologia, 1:25-32.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Argillier, C. 2010. A user's guide to functional diversity indices. Ecological Monographs 80: 469-484.
- Sekercioglu, C.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. Journal of Ornithology 153: 153-161.
- Sick, H. 1997. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 912p.
- Sigrist, T. 2009. Guia de campo avis brasilis - avifauna brasileira: descrição das espécies. Avis Brasilis. São Paulo. 600p.
- Sobral, F.L., Cianciaruso, M.V. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re) montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. Bioscience Journal 28: 617-631.
- Sousa, M.C. 2009. As aves de oito localidades do estado de Sergipe. Atualidades Ornitológicas 149: 33-57.
- Souza, A.L.L. 2009. Composição florística e análise fitossociológica das principais praças da cidade de Aracaju – SE. Monografia, Universidade Federal do Estado de Sergipe, 95p
- StatSoft, I. 2011. Statistica (data analysis software system), version 10.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., Moskovits, D. K. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. Chicago and London: The University of Chicago Press, 502p.

- Sundstrom, S.M, Allen, C.R., Barichievy, C. 2012. Species, functional groups, and thresholds in ecological resilience. *Conservation Biology* 26: 305-14. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22443132>.
- Telino-Júnior, W.R., Dias, M.M., Azevedo-Júnior, S.M., Lyra-Neves, R.M., Larrazábal, M.E. 2005. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 22: 962-973.
- Telles, M, Dias, M.M. 2010. Bird communities in two fragments of cerrado in Itirapina, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70: 537-50.
- van Perlo, B. 2009. *A Field guide to the birds of Brazil*. New York: Oxford University Press. 465p.
- Villéger, S., Mason, N.W.H. and Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-301.
- Wellnitz, T., Poff, N.L 2001. Functional redundancy in heterogeneous environments: implications for conservation. *Ecology Letters* 4:177-179.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- Xenocanto 2012. Sharing bird songs from around the world. Disponível em: <http://www.xeno-canto.org> [Acessado em: 30/09/2012].
- Zobel, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence?. *Trends in Ecology & Evolution*, 12:266-269.