

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
LCB 0455 - Monografia

**Estrutura da avifauna em um gradiente urbano-rural no município
de Tietê/SP.**

Naydja Moralles Maimone

Piracicaba

Ano 2016

NAYDJA MORALLES MAIMONE

**Estrutura da avifauna em um gradiente urbano-rural no município
de Tietê/SP.**

Orientadora:

Profa. Dra. **Katia Maria Paschoaletto Micchi de
Barros Ferraz**

Monografia apresentada para obtenção do título
de Bacharel em Ciências Biológicas

Piracicaba

Ano 2016

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a toda a minha família, principalmente a meus pais Jaques e Nicéia.

À Profa. Kátia Ferraz, ao Prof. Demóstenes da Silva Filho e ao Dr. Jefferson Polizel pela orientação e auxílio no desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço a ajuda imprescindível que recebi de minha querida amiga MSc. Vanessa Cristina de Oliveira. Não teria chegado tão longe sem sua ajuda! Muito obrigada!

Agradeço a meus grandes amigos esalqueanos Joice, Eula, Nicolás, Lucas, Carmen, Isabella, Bruna, Marcela, Kelly, Janaína, Endrews e a todos os demais.

Agradeço ao Luiz Borges, que tantas vezes me conduziu no caminho entre Piracicaba e Tietê. Agradeço a Eliana, Luciana, Cláudia, Iveti e a todos os meus colegas de trabalho.

Obras de Poeta

Canção interpretada por Chitãozinho e Xororó

Os passarinhos enfeitam os jardins e as florestas
São iguais às melodias, vivem n'alma dos poetas
Qualquer tipo de canção, sertaneja ou popular
Serve de inspiração como tema pra rimar

O construtor da floresta faz seu prédio na paineira
E o maestro sabiá faz seu show na laranjeira
Na copada de um pinheiro, canta alegre o bem-te-vi
À tarde na capoeira, canta triste a juriti

Quando ouço um disparo, de espingarda tenho dó
Por saber que na palhada está morrendo um xororó
Quando o gavião malvado vem chegando de mansinho
Atacando sem piedade, deixa viúvo o canarinho

No pomar as lindas asas, nas mais variadas cores
Num constante vaivém dos pequenos beija-flores
No moinho o tico-tico enche o papo de fubá
E a pombinha mensageira foi pra nunca mais voltar

Composição: Vitau / Chico Lau

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	11
LISTA DE FIGURAS.....	13
LISTA DE TABELAS.....	15
1. INTRODUÇÃO.....	17
2. OBJETIVO.....	19
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	21
4. METODOLOGIA.....	25
4.1 Área de estudo	25
4.2 Delineamento amostral.....	26
4.3 Coleta de dados.....	27
4.4 Análise dos dados.....	28
5 RESULTADOS	31
5.1 A avifauna em Tietê/SP	31
5.2 Gradiente urbano-rural e a avifauna	31
5.2.1 Relação entre os parâmetros da comunidade de aves e variáveis da paisagem urbana	31
5.2.2 Relação entre os parâmetros das guildas tróficas e as variáveis da paisagem urbana	36
5.3 Caracterização do gradiente urbano	40
6. DISCUSSÃO	45
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
APÊNDICE A	65
APÊNDICE B	67
ANEXO A	73

RESUMO

O processo de urbanização vem se intensificando gradativamente no mundo, principalmente nas últimas décadas. Compreender os impactos causados por este processo bem como sua influência sobre a fauna urbana é necessário para implantação de medidas eficazes de gestão ambiental, visando conservar a biodiversidade. O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura da comunidade de aves ao longo de um gradiente urbano-rural no município de Tietê/SP, avaliando como os parâmetros diversidade, riqueza e abundância da comunidade e das diferentes guildas tróficas variaram em função da composição do meio. Sobre uma área delimitada de 46,07 Km² no município, que incluiu toda a área urbana e suas adjacências, foram selecionados 48 pontos utilizados na amostragem. Foi realizada classificação supervisionada a partir de imagens de satélite para a área de estudo, sendo que as fisionomias identificadas foram: 'Rio', 'Copa de Árvore', 'Solo Exposto', 'Edificação', 'Vegetação Rasteira' e 'Estradas'. Para cada ponto de amostragem selecionado foram criados buffers com raios de 50, 100, 150 e 200 metros e a composição do uso do solo encontrada dentro de cada um dos buffers foi quantificada. Durante este estudo foram registradas 137 espécies de aves, pertencentes a 19 ordens e 43 famílias, classificadas em sete diferentes guildas tróficas. As variáveis 'Rio', 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira' influenciaram positivamente a riqueza e a diversidade da avifauna, enquanto as variáveis 'Edificação' e 'Estradas' influenciaram negativamente estes parâmetros, de acordo com o teste de correlação de Spearman e a regressão linear stepwise realizados, resultados que evidenciam que áreas com maior cobertura vegetal favorecem a riqueza e a diversidade de avifauna, enquanto áreas com maiores índices de edificações e estradas/pavimentação prejudicam a ocorrência das espécies de aves. A abundância de algumas espécies se mostrou correlacionada positivamente à variável 'Edificação', dentre as quais se destacam *Brotogeris tirica*, *Pitangus sulphuratus*, *Tangara sayaca* e *Tangara palmarum*, espécies que podem atuar como dispersoras de sementes dentro do ambiente urbano. A composição taxonômica e funcional se mostrou diretamente relacionada com as características da paisagem urbana. A partir de uma análise de componentes principais (PCA), os pontos amostrais foram divididos em quatro grupos de acordo com a(s) variável(is) da paisagem mais correlacionadas a eles. O índice de similaridade de Morisita-Horn demonstrou haver similaridade entre todos os agrupamentos e a análise de variância ANOVA não detectou diferenças significativas entre os valores de riqueza e diversidade entre o agrupamento de pontos relacionados às variáveis 'Edificação' e 'Estradas' e nenhum dos outros agrupamentos, o que pode ser reflexo do tamanho da cidade e da configuração das variáveis da paisagem dentro dela. A riqueza de espécies foi menor nos pontos mais correlacionados às variáveis 'Edificação' e 'Estradas', bem como a abundância de espécies sinantrópicas nestes pontos foi maior que nos demais, o que reflete o padrão descrito em outros estudos. Os resultados obtidos neste trabalho sobre a influência da paisagem urbana e rural na distribuição e ecologia das aves podem ser considerados ferramentas importantes para políticas de conservação da avifauna em áreas urbanas.

Palavras-chave: urbanização; avifauna; gradiente urbano-rural; políticas de conservação.

ABSTRACT

The process of urbanization has been gradually intensifying in the world, especially in the last decades. Understanding the impacts caused by this process as well as its influence on urban fauna is necessary for the implementation of effective environmental management, aiming to conserve biodiversity. The objective of this study was to evaluate the structure of the bird community along an urban-rural gradient in the city of Tietê/SP, evaluating how the parameters diversity, species richness and abundance of the community and the different trophic guilds varied according to the physiognomy of the environment. On a delimited area of the municipality, which included the entire urban area and its adjacencies, 48 points used in the sampling were selected. Supervised classification were carried out from satellite images of the study area, and the identified physiognomies were: 'River', 'Treetop', 'Exposed Soil', 'Edification', 'Underbrush' and 'Roads'. For each selected sampling point, buffers with radiuses of 50, 100, 150 and 200 meters were created and the composition of the physiognomies found inside each of the buffers was quantified. During this study, 137 bird species belonging to 19 orders and 43 families, classified in seven different trophic guilds were registered. The variables 'River', 'Treetop' and 'Underbrush' positively influenced the richness and diversity of the birdlife, while the variables 'Edification' and 'Roads' negatively affected these parameters, according to the Spearman correlation test and the linear regression, results that show that areas with greater vegetation coverage favor the richness and diversity of birds, while areas with higher urbanization and road/paving indexes negatively affect the occurrence of bird species. The abundance of some species has been positively correlated to the 'Edification' variable, among which are *Brotogeris tyrica*, *Pitangus sulphuratus*, *Tangara sayaca* and *Tangara palmarum*, species that can act as seed dispersers within the urban environment. The taxonomic and functional composition was directly related to the characteristics of the urban landscape. From a principal component analysis (PCA), the points were divided into four groups according to the landscape variables most correlated to them. The Morisita-Horn similarity index showed similarity between all the groupings and the analysis of variance ANOVA did not detect significant differences between the values of species richness and diversity between the grouping of points related to the variables 'Edification' and 'Roads' and the other clusters, which may be a reflection of the size of the city and the configuration of the landscape variables within it. The species richness was lower in the points most correlated to the variables 'Edification' and 'Roads', as well as the abundance of synanthropic species in these points was higher than in the others, which reflects the pattern described in other studies. The results obtained in this work on the influence of the urban and rural landscape in the distribution and ecology of birds can be considered important tools for bird conservation policies in urban areas.

Keywords: urbanization; birdlife; urban-rural gradient; conservation policies.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Visão geral do perímetro urbano do município de Tietê/SP.....	25
Figura 2 - Localização dos pontos utilizados na amostragem, após realocação.....	26
Figura 3 - Gráfico biplot da PCA dos pontos amostrais em relação às variáveis ambientais da área de estudo.....	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coeficiente de Spearman e probabilidade de significância (p) entre a riqueza, o índice de diversidade de Shannon e a abundância e as variáveis do meio nos buffers analisados.....	32
Tabela 2 - Índice de correlação de Spearman relativo aos valores de abundância das espécies correlacionadas a algumas(s) da(s) variáveis do meio.....	33
Tabela 3 - Modelos gerados a partir da regressão stepwise para os parâmetros mensurados em cada buffer.....	35
Tabela 4 - Coeficiente de Spearman entre os índices de diversidade das guildas e as variáveis do meio.....	37
Tabela 5 - Coeficiente de Spearman entre a riqueza das guildas e as variáveis do meio.....	38
Tabela 6 - Coeficiente de Spearman entre a abundância das guildas e as variáveis do meio.....	39
Tabela 7 - Matriz de similaridade de Morisita-Horn entre os agrupamentos.....	42
Tabela 8 - Análise de variância (ANOVA) entre os dados de diversidade e riqueza dos agrupamentos.....	42

1. INTRODUÇÃO

O processo de urbanização vem se intensificando gradativamente no mundo, principalmente nas últimas décadas. Paralelamente, podemos observar o aumento expressivo da população mundial, que passou de 2.6 bilhões de pessoas em 1950 a 7.2 bilhões em 2013, e espera-se que atinja 9.6 bilhões em 2050 (ONU, 2013). Para acompanhar este crescimento, as áreas destinadas à agropecuária tem se expandido drasticamente. Dados do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA, 2014) alertam que mais 849 milhões de hectares de terras com sua cobertura original serão degradados até 2050, caso não sejam tomadas medidas sustentáveis na agricultura. Como consequências, temos a perda por desmatamento de áreas ocupadas originalmente por florestas e a ocorrência de fragmentação de habitats, sendo estes dois fatores geradores de distúrbios e mudanças ecológicas com impactos sobre a fauna (CHACE e WALSH, 2006; BUENO, 2008; CHAMBERLAIN et al., 2009; CONDEZ, 2009;) e a flora (SEOANE et al., 2005; BERNACCI et al., 2006).

Segundo Cohen (2004), a transição urbana pela qual a população mundial vem passando não tem precedentes em escala espacial, e está ocorrendo de modo mais significativo em países de baixo nível de renda per capita, sendo dependente da situação econômica global. Em 2008, pela primeira vez na história, a população urbana no mundo igualou e em seguida ultrapassou a população rural (ONU, 2008). Áreas urbanas costumam ser espacialmente complexas, sendo que uma variedade muito grande de modelos já foi utilizada para caracterizá-las de acordo com o uso e cobertura do solo, mas o nível básico de distinção a ser realizado pela perspectiva da ecologia urbana é entre superfícies impermeáveis (residências, ruas), 'áreas verdes' (parques, jardins urbanos) e 'áreas azuis' (lagos urbanos, rios) (GASTON, 2010).

Estudos demonstraram que nas cidades, de maneira geral, à medida que aumenta o grau de urbanização ou a intensificação do uso do solo, há uma diminuição da riqueza, ou seja, número total de espécies de aves encontradas, ao passo que a abundância de indivíduos das espécies capazes de utilizar as cidades como habitat é maior (SANDSTROM et al., 2006; GARAFFA et al., 2009). Diferentes espécies possuem capacidades distintas de responder a alterações antrópicas no

ambiente, e além disso cada espécie possui preferências de habitat e características fisiológicas próprias. Sendo assim, é de se esperar que ao longo de um gradiente urbano (onde se considera dentro da zona urbana de um município áreas distintas como zonas industriais, residenciais ou áreas verdes) ou urbano-rural (onde também se leva em consideração a zona rural e suas áreas de pastagens, monoculturas, fragmentos florestais, etc.) haja uma variação na riqueza e na composição das espécies encontradas juntamente com variações nos nichos ecológicos aos quais estas espécies pertencem, refletindo determinadas características do ambiente.

Diversos trabalhos já foram realizados no Brasil com o objetivo de mensurar quantitativamente e qualitativamente a avifauna em diversos parques, reservas ambientais, cidades e até mesmo zonas verdes (como parques e praças) dentro das cidades (FRANCKIN e JUNIOR, 2004; DEVELEY e MARTENSEN, 2006; GALINA e GIMENEZ, 2007; ALEXANDRINO, 2010; PINHEIRO et al., 2013; SACCO et al., 2013). Também já foram realizados estudos em relação à influência do gradiente urbano sobre a avifauna, embora estes tenham um volume reduzido (SANTOS, 2005; SACCO, 2012), e um estudo avaliou a distribuição da avifauna em um gradiente de antropização em áreas úmidas (PETRY e SCHERER, 2009). Nenhum trabalho, porém, avaliou em conjunto as influências das diferentes fisionomias urbanas e da zona rural sobre a avifauna de uma localidade, evidenciando a importância de estudos desta natureza.

Neste contexto, este estudo objetiva analisar a estrutura da avifauna em um gradiente urbano-rural no município de Tietê/SP, considerando diferentes níveis de urbanização do meio.

2. OBJETIVO

O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura da comunidade de aves ao longo de um gradiente urbano-rural no município de Tietê/SP. Procurou-se compreender como a composição, a diversidade, a riqueza e a abundância de espécies são influenciadas pelas características do ambiente.

3. REVISÃO DE LITERATURA

O processo de urbanização, além de causar alterações na paisagem, também implica em maior densidade de pessoas e animais domésticos, e pode alterar os fluxos de nutrientes, energia e água dentro da cidade e em suas adjacências (GRIMM et al., 2000; PICKETT et al., 2001; MCKINNEY, 2002). A ecologia urbana é a vertente da ecologia que estuda a interação entre os diferentes organismos, entre estes e o meio, os processos de distribuição dos organismos e os fluxos de matéria e energia que ocorrem dentro do ambiente urbano (GASTON, 2010). Segundo McIntyre et al. (2000), os estudos em ecologia urbana geralmente seguem quatro linhas de pesquisa: a comparação entre diferentes tipos de uso do solo dentro de um ambiente urbano; a comparação de uma área urbana com uma área natural próxima; o monitoramento de uma área urbana em determinado período de tempo e estudos de gradiente. Estes últimos foram propostos por McDonnell e Pickett (1990) como um método promissor para o estudo da ecologia urbana, sendo uma boa ferramenta para o estudo das correlações entre o desenvolvimento das cidades e a estrutura e funcionamento dos sistemas ecológicos que aí ocorrem (ALBERTI, 2008).

O estabelecimento e a manutenção de uma população de determinada espécie de ave em um ambiente urbano depende da capacidade desta de se adaptar à vida na cidade e de lidar com os desafios que esta representa (e.g. poluição sonora, convivência com outras espécies domesticadas que podem atuar como predadores, disponibilidade de locais adequados para nidificação) (CHACE e WALSH, 2006). De modo geral, áreas urbanas possuem uma avifauna menos diversa em relação às suas áreas rurais de entorno (MARZLUFF, 2001; SANSTROM et al., 2006). A urbanização funciona como um filtro, homogeneizando a comunidade de aves: indivíduos de espécies sinantrópicas, capazes de prosperar em áreas modificadas pela ação humana, dominam a paisagem urbana por possuírem certas características de história de vida que propiciam e facilitam sua sobrevivência neste ambiente (MCKINNEY, 2006; CROCI et al. 2008; EVANS et al. 2011). Espécies sinantrópicas geralmente são representadas por espécies exóticas, espécies residentes, onívoras ou granívoras e que constroem seus ninhos em árvores ou em cavidades (CHACE e WALSH, 2006; LUCK e SMALLBONE, 2010).

A urbanização acarreta a perda do habitat original e também sua substituição por uma superfície impermeabilizada, onde podem ser encontradas edificações em

maior ou menor densidade, estradas ou ruas, bem como áreas verdes (e.g. jardins, praças públicas, fragmentos remanescentes) e lagos, lagoas ou rios (GASTON, 2010). As áreas verdes tendem a ser muito distintas floristicamente da vegetação original (e.g. com plantas ornamentais exóticas) (MCKINNEY, 2006) ou sujeitas à degradação (ER et al., 2005), com alterações nos recursos à disposição para as espécies de aves, e à fragmentação (IRWIN e BOCKSTAEL, 2007; EVANS et al., 2009), com consequências negativas às espécies como a redução da variabilidade genética. Além disso, o microclima relativamente mais quente encontrado nas zonas urbanas devido principalmente a impermeabilização do solo pode ser favorável às aves urbanas em países de clima frio (SUHONEM et al., 2009).

Os recursos alimentares passíveis de serem explorados nos centros urbanos favorecem principalmente espécies generalistas (JOKIMÄKI e KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, 2003; ORTEGA-ÁLVAREZ e MACGREGOR-FORS, 2009). Restos descartados da alimentação humana e a provisão de alimentos em comedouros constituem uma grande oportunidade de forrageamento para as aves nas cidades (DAVIES et al., 2009). Em relação a este último caso, diversos estudos demonstraram que o hábito de fornecer comida às aves, o que é algo muito comum em vários locais do mundo e inclusive no Brasil, pode afetar o sucesso reprodutivo, taxas de sobrevivência, a abundância e a riqueza da avifauna em uma localidade (FULLER, 2008; ROBB et al., 2008; EVANS et al., 2011). Esta atividade é tão significativa em certas áreas que seu nível de influência sobre a avifauna chega a ser comparado com o exercido por outras atividades resultantes de ação humana como a caça, mudanças climáticas e perda e fragmentação de habitat (AMRHEIN, 2014), e pode gerar mudanças comportamentais nos indivíduos, como maior territorialidade (YDEMBERG e KREBS, 1987) e sedentarismo, com mudanças nos fluxos de imigração e emigração (EVANS et al., 2012). Além disso, embora espécies vegetais ornamentais exóticas ou invasoras encontradas nos centros urbanos provenham recursos alimentares às aves, principalmente às espécies frugívoras (MCKUSTER et al., 2010), tais comunidades vegetais também apresentam uma menor densidade de artrópodes (TALLAMY, 2004), recurso alimentar rico em proteínas, o que pode influenciar por exemplo o desenvolvimento de ninhos (ATCHISON e RODEWALD, 2006).

A iluminação artificial também pode influenciar a avifauna. Espécies de hábitos diurnos comumente estendem suas atividades durante a noite em ambientes

iluminados como os centros urbanos (SANTOS et al., 2010; DWYER et al., 2013), que podem representar um novo nicho a ser explorado por certas espécies, como as insetívoras (LEBBIN et al., 2007). Espécies expostas à iluminação artificial tendem a cantar mais cedo ao amanhecer e/ou estender esta atividade até após o por do sol, em ambos os casos com consequências negativas como o aumento do gasto energético e potencial atração de predadores, e possíveis consequências positivas, como a possibilidade para os machos de atrair um maior número de fêmeas devido às alterações nos períodos de vocalização (MILLER, 2006; KEMPENAERS et al., 2010). A percepção da duração dos períodos de luminosidade e dos períodos sem luz ao longo dos dias durante o ano é essencial para as aves e outros animais, pois variações nestas taxas (fotoperíodo) induzem alterações fisiológicas e comportamentais ligadas, por exemplo, à reprodução e à migração (BRADSHAW e HOLZAPFEL, 2007). A iluminação artificial pode causar um descompasso sazonal nas aves por induzi-las a erros na percepção do período de luminosidade dos dias (SPOELSTRA e VISSER, 2014).

As aves possuem uma série de mecanismos para transmissão de informações inter e intraespecíficas, sendo a comunicação acústica uma das mais estudadas. Muito do que se sabe sobre a comunicação entre os vertebrados vem de estudos sobre os cantos das aves (POUGH, 2008). Este possui certas vantagens sobre os demais mecanismos como a não necessidade de haver contato visual para a transmissão da mensagem, sendo útil em matas fechadas ou à noite, por exemplo (GIL e BRUMM, 2014). No ambiente urbano, a poluição sonora constitui um grande obstáculo às aves por mascarar os sinais transmitidos ou inviabilizar totalmente a transmissão destes sinais (GIL e BRUMM, 2014). Estudos já associaram a poluição sonora com a diminuição no sucesso reprodutivo de algumas espécies por interferir na comunicação entre os pares (HABIB et al., 2007) e com menos visitas dos progenitores aos ninhos para alimentar a prole (SCHROEDER et al., 2012). Para mitigar os efeitos negativos da poluição sonora, as aves podem alterar suas vocalizações através de vários mecanismos. Aumentar a amplitude dos sons emitidos para se fazer ouvir em ambientes com muito barulho é algo comum entre as aves (SCHUSTER et al., 2012). Outra solução para este problema é deixar de vocalizar em períodos de barulho muito intenso (e.g. quando há picos de trânsito, hora do *rush*) para realizar esta atividade quando há menos ruído no ambiente (e.g. madrugada) (FULLER et al., 2007). Boa parte da poluição sonora nas cidades é

proveniente do tráfego de veículos, sendo que o ruído gerado neste caso é constituído por ondas sonoras de baixa frequência (CAN et al., 2010). Diversos estudos demonstraram que aves urbanas podem aumentar a frequência mínima de suas vocalizações, muito provavelmente para evitar que estas sejam mascaradas pelo ruído do tráfego (SLABBEKOORN e PEET, 2003; NEMETH e BRUMM, 2009).

Além dos distúrbios já citados, a urbanização acarreta outras modificações no ambiente (e.g. formação de ilhas de calor (ARNFIELD, 2003), poluição do ar (MAYER, 1999), padrões de transmissão de doenças (BRADLEY e ALTIZER, 2007)), interferindo na biologia das aves através de diversos outros mecanismos (SHOCHAT et al., 2004; MARZLUFF et al., 2007; CHAMBERLAIN et al., 2009). A maneira como as espécies respondem a todos estes distúrbios depende em parte da plasticidade fenotípica característica de cada uma delas, e este é um dos fatores que pode definir se dada população terá condições de se estabelecer no ambiente com sucesso ou não (PRICE et al., 2003). De fato, a urbanização é um processo que está ocorrendo em ritmo acelerado, e as mudanças causadas por ela nos ecossistemas vão além das que ocorrem nas próprias cidades, atingindo também paisagens adjacentes e chegando ainda mais além (GASTON et al., 2010). Portanto, entender como este processo atua sobre as espécies é de extrema importância, principalmente para obtenção de dados relevantes à conservação da biodiversidade.

4. METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no perímetro urbano e rural do município de Tietê (Figura 1). A cidade se situa no interior do estado de São Paulo sobre as coordenadas 23°06'00" de latitude sul e 47°42'53" de longitude oeste, com área total de 404,396 Km². A estimativa populacional para 2016 é de 40.613 pessoas (IBGE, 2016). O clima, segundo a Classificação Climática de Koeppen, é do tipo Cwa (verão quente e úmido e inverno frio e seco), com temperatura média anual de 22.1°C e pluviosidade média de 1195,4 mm/ano. A altitude média é de 500 m (CEPAGRI/UNICAMP, 2014).



Figura 1 - Visão geral do perímetro urbano do município de Tietê/SP.

Fonte: Google Earth, 2015.

4.2 Delineamento amostral

Com o software QuantumGis 2.8 foi selecionada uma área delimitada de 46,07 Km² sobre a área urbana do município e suas adjacências, sendo criada sobre ela uma malha de pontos distantes 200 metros entre si. Com base na metodologia utilizada em Alexandrino (2010) foram selecionados em intervalos regulares os 48 pontos utilizados na amostragem: a primeira unidade amostral foi selecionada no canto superior esquerdo da malha de pontos e em seguida, para cada unidade selecionada, outras 21 unidades em sequência eram descartadas. Foi realizada a realocação das unidades amostrais que representaram áreas inacessíveis (e.g. propriedades particulares, áreas de periculosidade elevada) para as áreas acessíveis mais próximas (Figura 2).



Figura 2 - Localização dos pontos utilizados na amostragem, após realocação.

Fonte: Google Earth, 2015.

A partir de imagens de satélite RapidEye (resolução espectral de 5 metros), foi realizado o procedimento de classificação supervisionada da área delimitada para este estudo, sendo as seguintes fisionomias identificadas: 'Rio', 'Copa de Árvore', 'Solo Exposto' (esta fisionomia incluiu áreas sem nenhum tipo de cobertura do solo, como terrenos baldios e estradas de terra), 'Edificação' (esta fisionomia incluiu casas, prédios e galpões), 'Vegetação Rasteira' (esta fisionomia incluiu pastagens,

gramados e plantações de cana e milho) e ‘Estradas’ (esta fisionomia incluiu rodovias, ruas pavimentadas e calçadas). Para cada ponto de amostragem selecionado foram criados buffers com raios de 50, 100, 150 e 200 metros. Utilizando-se o software Multispec 3.4, foi possível quantificar a proporção do uso do solo encontrada dentro de cada um dos buffers.

4.3 Coleta de dados

A amostragem de campo, tanto qualitativa quanto quantitativa, foi realizada utilizando-se a técnica de amostragem por pontos fixos (BIBBY et al., 1992). Tal metodologia tem sido muito empregada em estudos relacionados à avifauna urbana (ORTEGA-ÁLVAREZ e MACGREGOR-FORS, 2009; SACCO et al., 2013), permitindo a detecção de parte significativa das espécies de uma comunidade, independente do estrato da vegetação em que ocupa.

Neste estudo, 12 minutos de observação foram realizados em cada um dos pontos selecionados, assumindo-se um raio ilimitado, sempre com o auxílio de um ajudante de campo (que foi o mesmo em todas as amostragens). Os períodos de amostragem se iniciavam aproximadamente ao nascer do sol e encerrava-se em torno do meio dia, sendo utilizado binóculo Comet 8x42, câmera fotográfica Nikon Coolpix P510 e gravador Tascam DR-05 para registro de todas as aves avistadas e/ou ouvidas. A identificação das espécies foi realizada por meio de literatura específica (VAN PERLO, 2009; SIGRIST, 2013), atendendo à nomenclatura atualizada do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al., 2015). Para classificação das espécies em relação às guildas tróficas foi considerado Alexandrino (2015) e, quando uma espécie amostradas no presente estudo não estivesse relacionada no trabalho anteriormente citado, considerava-se Sick (1997). Não foi realizada amostragem em dias chuvosos ou com nebulosidade intensa.

A ordem de observação entre os pontos variou em cada dia amostragem, sendo que sempre foi sorteado aleatoriamente o ponto inicial e os demais pontos foram escolhidos visando-se diminuir o tempo gasto com a locomoção entre eles. Este procedimento foi adotado visando evitar que os pontos fossem sempre visitados sempre nos mesmos horários do dia (ALEXANDRINO, 2010). A coleta de dados ocorreu mensalmente entre os meses de dezembro/2015 e junho/2016. Foi

realizado um total de 67 horas de esforço amostral em 14 dias de campo. Dados sobre as espécies avistadas (composição e riqueza) foram anotados em uma planilha de campo cujo modelo se encontra no Apêndice A.

4.4 Análise dos dados

A fim de compreender de que maneira a paisagem urbano-rural influencia a comunidade de aves presente nesse ambiente, avaliou-se a relação entre a riqueza (número total de espécies), a abundância (IPA - índice pontual de abundância) e diversidade (mensurada a através do índice de diversidade de Shannon) de toda a comunidade e das diferentes guildas tróficas e as variáveis do meio dentro de cada um dos buffers. Para quantificar possíveis correlações entre as variáveis resposta (riqueza, diversidade, composição e abundância) e preditoras (cobertura do solo), foi realizado teste de correlação de Spearman utilizando-se o pacote Xlstat do software Excel 2010. Optou-se pelo teste de correlação de Spearman por este não requerer linearidade entre as variáveis estudadas (PONTES, 2010).

Uma vez selecionadas as variáveis independentes a partir do teste de correlação, foram realizadas regressões lineares múltiplas do tipo stepwise para a elaboração de modelos, também utilizando-se o pacote Xlstat do software Excel 2010. Nesta regressão, a seleção da sequência de entrada das variáveis preditoras na equação é feita estatisticamente, sem um modelo teórico previamente elaborado a ser considerado. O procedimento para seleção de variáveis, neste caso, é baseado em um algoritmo que verifica a importância de cada variável para o modelo. Este tipo de regressão é geralmente a estratégia escolhida para a descrição dos relacionamentos entre as variáveis em estudos exploratórios (ABBAD, 1999).

Para caracterizar o gradiente de urbanização, foi realizada com o pacote Xlstat uma análise de componentes principais (PCA), técnica que permite a identificação de padrões em um conjunto de dados, expressando-os de maneira que sejam explicitadas suas semelhanças e diferenças (ESPIRITO SANTO, 2012). A partir dos dados da PCA, os pontos amostrais foram agrupados em quatro distintos agrupamentos em relação ao eixo ao qual se distribuíram. Para verificar se os agrupamentos mostravam diferenças entre si como reflexo do gradiente em relação aos índices de diversidade, riqueza e abundância, foram realizadas por meio do software BioEstat 5.3 análises de variância (ANOVA), respeitando-se os

pressupostos de normalidade dos dados (ZAR, 1999). Também com o intuito de se comparar os dados dos agrupamentos, foi realizado o teste de similaridade de Morisita-Horn, que expressa a semelhança entre dois agrupamentos levando em consideração dados relativos à abundância das espécies neles encontrada. Tal índice não é dependente do tamanho das amostras e da diversidade das espécies (WOLDA, 1981).

Para todos os testes foi considerado nível de significância de 5%.

5. RESULTADOS

5.1 A avifauna em Tietê/SP

Foram registradas durante este estudo 137 espécies de aves (19 ordens, 43 famílias). A ordem Passeriformes teve maior número de espécies amostradas (n= 75, o que representa 54,7% do total), com destaque para as famílias Tyrannidae (n= 22; 16,1% do total) e Thraupidae (n= 14; 10,2% do total). Dentre as ordens Não-Passeriformes, as que tiveram maior destaque foram Pelecaniformes (n= 9; 6,6% do total) e Piciformes (n= 7; 5,1% do total), com destaque para as famílias Ardeidae (n= 7; 5,1% do total) e Picidae (n= 6; 4,4% do total).

As espécies observadas foram classificadas dentro das seguintes guildas tróficas: Carnívoros (3 espécies), Frugívoros (10 espécies), Granívoros (14 espécies), Insetívoros (70 espécies), Nectarívoros (6 espécies), Onívoros (27 espécies) e Piscívoros (7 espécies). Encontra-se no Apêndice B a lista das aves identificadas no município ao longo deste estudo.

5.2 Gradiente urbano-rural e a avifauna

5.2.1 Relação entre os parâmetros da comunidade de aves e variáveis da paisagem urbana

A análise de correlação de Spearman entre os parâmetros da avifauna e as variáveis do meio nos diferentes buffers indicou que a variável 'Rio' possui correlação positiva com os índices de diversidade e riqueza quando considerados os buffers maiores (150 e 200 metros). As variáveis 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira' se mostraram positivamente relacionadas a estes índices em todos os buffers. Por sua vez, as variáveis 'Edificação' e 'Estradas' se mostraram negativamente correlacionadas aos valores de riqueza e diversidade da avifauna. A variável 'Solo Exposto' não se apresentou significativamente correlacionada aos valores de riqueza e diversidade. A abundância, considerando-se todas as espécies amostradas em cada ponto em conjunto, somente se mostrou positivamente relacionada à variável 'Solo Exposto' no buffer de 50 metros. Pode-se perceber que, de modo geral, as variáveis amostradas apresentaram melhores correlações nos

buffers de maior raio. A tabela 1 indica todos os valores relacionados ao coeficiente de Spearman e os valores de riqueza, diversidade e abundância da avifauna, com os valores significativos em negrito.

Tabela 1 - Coeficiente de Spearman e probabilidade de significância (p) entre a riqueza, o índice de diversidade de Shannon e a abundância e as variáveis do meio nos buffers analisados.

Buffer	Variáveis	Rio	Copa de árvore	Solo exposto	Edificação	Veg. rasteira	Estradas
50 m	Riqueza	-	0,242 (p= 0,097)	0,246 (p= 0,093)	-0,330 (p= 0,022)	0,337 (p= 0,019)	-0,260 (p= 0,075)
	Diversidade	-	0,371 (p= 0,010)	0,078 (p= 0,599)	-0,463 (p= 0,001)	0,520 (p< 0,001)	-0,413 (p= 0,004)
	Abundância	-	0,064 (p= 0,667)	0,377 (p= 0,009)	0,034 (p= 0,820)	-0,112 (p= 0,449)	0,178 (p= 0,226)
100 m	Riqueza	0,098 (p=0,508)	0,300 (p= 0,038)	0,134 (p= 0,3637)	-0,486 (p= 0,001)	0,294 (p= 0,043)	-0,363 (p= 0,012)
	Diversidade	0,189 (p=0,197)	0,373 (p= 0,009)	0,022 (p= 0,880)	-0,585 (p< 0,0001)	0,486 (p= 0,001)	-0,502 (p< 0,001)
	Abundância	-0,102 (p=0,448)	0,214 (p=0,143)	0,199 (p=0,174)	-0,096 (p=0,514)	-0,189 (p=0,197)	0,103 (p=0,483)
150 m	Riqueza	0,410 (p= 0,004)	0,285 (p= 0,050)	-0,028 (p= 0,849)	-0,373 (p= 0,009)	0,285 (p= 0,051)	-0,345 (p= 0,017)
	Diversidade	0,319 (p= 0,028)	0,386 (p= 0,007)	-0,163 (p= 0,268)	-0,562 (p< 0,0001)	0,476 (p= 0,001)	-0,496 (p< 0,001)
	Abundância	0,258 (p=0,076)	0,102 (p= 0,487)	0,143 (p= 0,333)	0,170 (p= 0,246)	-0,177 (p= 0,227)	0,144 (p= 0,328)
200 m	Riqueza	0,468 (p= 0,001)	0,239 (p= 0,101)	-0,043 (p= 0,771)	-0,410 (p= 0,004)	0,315 (p= 0,030)	-0,362 (p= 0,012)
	Diversidade	0,372 (p= 0,010)	0,357 (p= 0,013)	-0,197 (p= 0,180)	-0,598 (p< 0,0001)	0,510 (p< 0,001)	-0,516 (p< 0,001)
	Abundância	0,234 (p=0,109)	0,040 (p= 0,787)	0,168 (p= 0,251)	0,166 (p= 0,257)	-0,186 (p= 0,204)	0,160 (p= 0,275)

Considerando-se a abundância total por ponto, este parâmetro não demonstrou correlações significativas com as variáveis do meio. Analisando-se cada espécie de maneira separada, porém, 65 espécies se mostraram relacionadas positiva ou negativamente com alguma das variáveis. Considerou-se para esta análise o buffer de 200 metros, por este ser o que apresentou maior heterogeneidade entre as variáveis da paisagem. A tabela 2 indica os valores de

correlação entre estas espécies e as variáveis do meio, cujos valores em negrito assinalam as correlações onde $p < 0,05$.

Tabela 2 - Índice de correlação de Spearman relativo aos valores de abundância das espécies correlacionadas a algumas(s) da(s) variáveis do meio.

Continua

Variáveis	Rio	Copa de árvore	Solo exposto	Edificação	Veg. rasteira	Estradas
<i>Ammodramus humeralis</i>	0.034	0.122	-0.397	-0.325	0.427	-0.394
<i>Ardea cocoi</i>	0.356	0.038	-0.176	-0.14	0.083	0.061
<i>Brotogeris tirica</i>	-0.104	-0.278	-0.015	0.309	-0.241	0.278
<i>Bubulcus ibis</i>	-0.093	-0.072	-0.036	-0.21	0.245	-0.309
<i>Butorides striata</i>	0.494	0.108	0.059	-0.137	-0.065	-0.012
<i>Cariama cristata</i>	0.098	0.233	0.193	-0.352	0.244	-0.37
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	0.085	0.204	-0.288	-0.174	0.205	-0.011
<i>Chaetura meridionalis</i>	0.029	-0.239	0.094	0.402	-0.352	0.322
<i>Coereba flaveola</i>	0.098	-0.154	0.323	0.289	-0.417	0.326
<i>Colaptes campestris</i>	0.074	-0.132	0.215	-0.275	0.213	-0.421
<i>Columba livia</i>	-0.085	-0.347	0.033	0.486	-0.439	0.526
<i>Columbina squammata</i>	0.313	0.213	-0.156	-0.133	0.091	-0.116
<i>Columbina talpacoti</i>	0.136	-0.15	0.126	0.384	-0.451	0.333
<i>Coragyps atratus</i>	0.18	0.258	-0.248	-0.595	0.516	-0.524
<i>Crotophaga ani</i>	-0.031	0.153	-0.287	-0.239	0.345	-0.218
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.516	0.228	-0.163	-0.228	0.167	-0.172
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	0.314	0.023	-0.058	-0.219	0.087	-0.11
<i>Elaenia flavogaster</i>	0.372	0.21	-0.146	-0.309	0.243	-0.339
<i>Emberizoides herbicola</i>	0.159	0.104	-0.475	-0.342	0.431	-0.29
<i>Estrilda astrild</i>	0.024	-0.215	-0.087	0.546	-0.39	0.518
<i>Falco femoralis</i>	-0.129	-0.134	-0.003	-0.158	0.158	-0.295
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0.241	-0.144	-0.026	0.193	-0.162	0.319
<i>Guira guira</i>	0.046	-0.018	0.116	-0.451	0.531	-0.468
<i>Heterospizias meridionalis</i>	-0.025	-0.109	-0.35	-0.25	0.357	-0.309
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	0.437	0.106	-0.034	0.093	-0.167	0.01
<i>Jacana jacana</i>	0.286	0.113	-0.256	-0.233	0.241	-0.06
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0.048	0.041	0.132	-0.251	0.284	-0.315
<i>Leptotila verreauxi</i>	-0.097	0.256	-0.212	-0.286	0.308	-0.269
<i>Megaceryle torquata</i>	0.294	0.196	-0.278	-0.188	0.196	-0.053
<i>Megarynchus pitangua</i>	-0.059	0.209	0.29	-0.12	0.007	-0.195
<i>Melanerpes candidus</i>	0.226	0.323	-0.231	-0.384	0.365	-0.426
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	0.354	0.034	-0.171	-0.134	0.078	0.065
<i>Myiarchus ferox</i>	0.082	0.323	-0.004	-0.199	0.065	-0.096
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0.042	0.195	-0.218	-0.293	0.278	-0.262
<i>Passer domesticus</i>	-0.003	-0.446	0.297	0.758	-0.697	0.762
<i>Patagioenas picazuro</i>	0.246	0.505	0.107	-0.372	0.277	-0.437
<i>Phaethornis pretrei</i>	0.207	0.191	0.027	-0.318	0.159	-0.264

Tabela 2 - Índice de correlação de Spearman relativo aos valores de abundância das espécies correlacionadas a algumas(s) da(s) variáveis do meio.

Variáveis	Conclusão					
	Rio	Copa de árvore	Solo exposto	Edificação	Veg. rasteira	Estradas
<i>Nanopterum brasiliense</i>	0.328	-0.026	-0.063	-0.047	0.029	0.107
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.345	-0.237	0.318	0.298	-0.373	0.391
<i>Progne chalybea</i>	0.058	-0.49	0.101	0.475	-0.34	0.531
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0.077	-0.276	0.388	0.236	-0.366	0.196
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0.034	-0.455	0.262	0.669	-0.588	0.71
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.084	0.252	-0.088	-0.364	0.354	-0.186
<i>Setophaga pitayumi</i>	0.386	0.082	-0.222	-0.255	0.202	-0.086
<i>Sicalis luteola</i>	0.062	0.211	-0.399	-0.248	0.307	-0.377
<i>Sporophila caerulea</i>	0.265	0.303	0.216	-0.281	0.182	-0.294
<i>Sporophila lineola</i>	0.31	0.185	-0.029	0.036	-0.139	0.149
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	-0.118	0.089	0.053	-0.304	0.224	-0.237
<i>Syrigmasibilatrix</i>	-0.018	-0.04	-0.127	-0.283	0.339	-0.339
<i>Tangara palmarum</i>	0.242	-0.164	-0.041	0.3	-0.289	0.408
<i>Tangara sayaca</i>	0.165	-0.251	0.266	0.397	-0.405	0.386
<i>Tapera naevia</i>	0.25	0.114	-0.262	-0.345	0.373	-0.31
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0.329	0.097	-0.157	-0.122	0.004	-0.017
<i>Theristicus caudatus</i>	-0.104	-0.09	-0.196	-0.256	0.316	-0.339
<i>Thlypopsis sordida</i>	0.384	0.164	0.068	-0.023	-0.186	-0.009
<i>Troglodytes musculus</i>	0.291	0.151	0.087	-0.206	0.198	-0.217
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.221	-0.14	0.121	0.165	-0.295	0.233
<i>Turdus leucomelas</i>	-0.204	-0.054	0.338	0.027	-0.056	-0.037
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.107	-0.281	0.188	0.243	-0.259	0.409
<i>Vanellus chilensis</i>	0.056	0.204	-0.173	-0.432	0.399	-0.385
<i>Volatinia jacarina</i>	0.056	0.445	-0.19	-0.466	0.458	-0.54
<i>Xolmis velatus</i>	-0.122	0.132	-0.345	-0.365	0.452	-0.394
<i>Zenaida auriculata</i>	0.069	-0.276	0.289	0.609	-0.56	0.558
<i>Zonotrichi capensis</i>	0.062	0.362	0.033	-0.437	0.402	-0.505

Para melhor quantificar quais das variáveis do meio possuíam influência sobre os parâmetros da avifauna, foi realizada a regressão linear stepwise. As variáveis que apresentaram desvio padrão maior que a média em cada modelo foram desconsideradas. As variáveis 'Vegetação Rasteira', 'Copa de Árvore' e 'Estradas' influenciaram significativamente a riqueza e a diversidade de espécies na região analisada. A métrica 'riqueza' no buffer de 100 metros foi a única que não mostrou correlação significativa com os elementos da paisagem. A tabela 3

apresenta para todos os buffers os modelos gerados para riqueza e diversidade e seus respectivos índices de significância (p), com os modelos significativos em negrito.

Tabela 3 - Modelos gerados a partir da regressão stepwise para os parâmetros mensurados em cada buffer.

Continua

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
50 m	Riqueza	Copa de árvore	0,000	0,000		
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	2,437	1,090	2,235	0,030
		Estradas	0,000	0,000		
		Intercepto	2,616	0,121	21,539	< 0.0001
	Diversidade	Copa de árvore	0,088	0,033	2,715	0,009
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	0,112	0,040	2,834	0,007
		Estradas	0,000	0,000		
		Intercepto	22,106	4,730	4,673	< 0.0001
100 m	Riqueza	Copa de árvore	3,829	2,413	1,587	0,120
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	8,084	4,478	1,805	0,078
		Intercepto	2,339	0,166	14,122	< 0.0001
	Diversidade	Copa de árvore	0,155	0,084	1,837	0,073
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	0,588	0,157	3,751	0,001
		Intercepto	26,276	2,858	9,193	< 0.0001
150 m	Riqueza	Copa de árvore	2,992	1,033	2,896	0,006
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	0,000	0,000		
		Estradas	0,000	0,000		
		Intercepto	2,950	0,144	20,465	< 0.0001
	Diversidade	Copa de árvore	0,134	0,038	3,560	0,001
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	0,000	0,000		
		Estradas	-0,097	0,038	-2,554	0,014
		Intercepto	26,276	2,858	9,193	< 0.0001

Tabela 3 - Modelos gerados a partir da regressão stepwise para os parâmetros mensurados em cada buffer.

						Conclusão
Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
200	Riqueza	Intercepto	22,817	3,990	5,719	< 0.0001
		Copa de árvore	4,103	1,422	2,885	0,006
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	0,000	0,000		
		Estradas	0,000	0,000		
	Diversidade	Intercepto	2,832	0,202	14,044	< 0.0001
		Copa de árvore	0,173	0,054	3,171	0,003
		Solo exposto	0,000	0,000		
		Veg. rasteira	0,000	0,000		
		Estradas	-0,102	0,042	-2,394	0,021

5.2.2 Relação entre os parâmetros das guildas tróficas e as variáveis da paisagem urbana

A fim de se verificar como a diversidade relativa às diferentes guildas tróficas observadas durante as amostragens era influenciada pelo meio, foi realizado teste de correlação de Spearman entre os valores destas variáveis. Foi possível observar que algumas das guildas não se apresentaram correlacionadas a nenhuma das variáveis, considerando-se todos os buffers. Foram elas: granívoros e frugívoros. As demais guildas tróficas apresentaram correlação significativa com pelo menos alguma das variáveis do meio, novamente se observando que as correlações foram maiores nos buffers maiores. De modo semelhante ao que foi observado através da correlação de Spearman entre os parâmetros gerais da avifauna e as variáveis do meio, as variáveis 'Edificação' e 'Estradas' mostraram correlações negativas com a diversidade das guildas, enquanto as variáveis 'Copa de Árvore', 'Vegetação Rasteira' e 'Rio' apresentaram correlações positivas com as mesmas. Na tabela 4 são mostrados os valores do teste de correlação de Spearman entre as variáveis do meio e a diversidade das guildas tróficas em cada um dos buffers, com os valores significativos ($p < 0,05$) assinalados em negrito.

Tabela 4 - Coeficiente de Spearman entre os índices de diversidade das guildas e as variáveis do meio.

Buffer	Variáveis	Rio	Copa de árvore	Solo exposto	Edificação	Veg. rasteira	Estradas
50 m	pis	-	0.145	-0.08	-0.109	0.096	0.056
	oni	-	0.276	-0.006	-0.275	0.409	-0.343
	nec	-	0.077	0.076	-0.108	-0.191	0.262
	ins	-	0.36	0.046	-0.429	0.498	-0.433
	gra	-	-0.175	0.183	0.122	-0.178	0.077
	fru	-	0.16	0.022	0.231	-0.178	0.167
	car	-	-0.007	-0.207	-0.282	0.268	-0.23
100 m	pis	0.149	0.061	-0.027	-0.073	-0.016	0.006
	oni	0.007	0.179	-0.029	-0.277	0.437	-0.396
	nec	-0.052	0.199	-0.011	0.055	-0.296	0.26
	ins	0.237	0.111	0.169	-0.571	0.495	-0.55
	gra	-0.121	0.196	-0.072	0.049	-0.172	0.184
	fru	-0.085	0.067	-0.052	0.232	-0.161	0.195
	car	-0.158	0.223	-0.22	-0.359	0.374	-0.268
150 m	pis	0.474	0.035	-0.111	-0.118	-0.015	-0.015
	oni	0.077	0.329	-0.188	-0.459	0.406	-0.43
	nec	0.144	0.065	0.14	0.07	-0.308	0.199
	ins	0.269	0.206	-0.149	-0.515	0.498	-0.52
	gra	-0.046	0.066	0.109	0.19	-0.146	0.14
	fru	0.057	0.034	-0.109	0.257	-0.198	0.245
	car	-0.074	0.228	-0.127	-0.338	0.377	-0.227
200 m	pis	0.473	0.035	-0.09	-0.087	-0.018	0.005
	oni	0.119	0.365	-0.209	-0.502	0.445	-0.471
	nec	0.103	-0.005	0.189	0.135	-0.331	0.226
	ins	0.309	0.245	-0.226	-0.563	0.531	-0.55
	gra	-0.028	-0.024	0.174	0.266	-0.213	0.214
	fru	0.016	-0.016	-0.062	0.248	-0.197	0.23
	car	-0.012	0.217	-0.159	-0.412	0.432	-0.309

Pis: piscívoros; Oni: onívoros; Nec: nectívoros; Ins: insetívoros; Gra: granívoros; Fru: frugívoros; Car: carnívoros.

O teste de correlação de Spearman entre a riqueza das guildas e as variáveis do meio demonstrou que as variáveis 'Edificação' e 'Estradas' estão correlacionadas positivamente com a riqueza de espécies frugívoras. Todas as outras guildas correlacionadas com estas variáveis se mostraram negativamente influenciadas por ela. Espécies piscívoras, insetívoras e granívoras se mostraram positivamente correlacionadas à variável 'Rio'. 'Vegetação Rasteira' teve correlações positivas com a riqueza de espécies onívoras e insetívoras em todos os buffers e com espécies

granívoras nos buffers menores (50 e 100 metros) e carnívoras nos buffers maiores (150 e 200 metros). Na tabela 5 são mostrados os valores do teste de correlação de Spearman entre as variáveis do meio e a riqueza das guildas tróficas em cada um dos buffers, com os valores significativos ($p < 0,05$) assinalados em negrito.

Tabela 5 - Coeficiente de Spearman entre a riqueza das guildas e as variáveis do meio.

Buffer	Variáveis	Rio	Copa de árvore	Solo exposto	Edificação	Veg. rasteira	Estradas
50 m	pis	-	0,170	0,074	-0,123	0,157	0,052
	oni	-	0,063	0,130	-0,241	0,333	-0,164
	nec	-	-0,030	0,103	-0,107	-0,167	0,260
	ins	-	0,257	0,262	-0,411	0,386	-0,305
	gra	-	0,133	-0,027	-0,260	0,335	-0,172
	fru	-	0,011	0,082	0,293	-0,272	0,247
	car	-	0,027	-0,116	-0,219	0,083	-0,185
100 m	pis	0,473	0,233	-0,004	-0,058	-0,006	0,026
	oni	-0,033	0,034	0,167	-0,382	0,305	-0,369
	nec	0,231	0,201	0,003	-0,018	-0,256	0,204
	ins	0,123	0,226	0,220	-0,426	0,339	-0,462
	gra	0,149	0,440	-0,095	-0,285	0,329	-0,137
	fru	-0,003	-0,038	-0,052	0,365	-0,237	0,291
	car	-0,165	0,190	-0,134	-0,306	0,275	-0,207
150 m	pis	0,683	0,232	-0,159	-0,076	-0,039	0,006
	oni	0,279	0,109	-0,011	-0,381	0,321	-0,359
	nec	0,175	0,032	0,192	0,021	-0,243	0,186
	ins	0,468	0,268	-0,024	-0,391	0,335	-0,423
	gra	0,424	0,340	-0,104	-0,249	0,269	-0,209
	fru	0,134	-0,066	-0,059	0,343	-0,236	0,326
	car	-0,048	0,181	-0,062	-0,336	0,319	-0,203
200 m	pis	0,645	0,197	-0,125	-0,053	-0,059	0,039
	oni	0,251	0,153	-0,023	-0,433	0,362	-0,397
	nec	0,220	-0,031	0,247	0,045	-0,231	0,171
	ins	0,396	0,270	-0,067	-0,453	0,361	-0,444
	gra	0,386	0,263	-0,084	-0,231	0,226	-0,169
	fru	0,084	-0,127	-0,022	0,315	-0,227	0,316
	car	-0,119	0,162	-0,102	-0,361	0,361	-0,270

Pis: piscívoros; Oni: onívoros; Nec: nectívoros; Ins: insetívoros; Gra: granívoros; Fru: frugívoros; Car: carnívoros.

Foi realizado teste de correlação de Spearman entre as variáveis do meio e a abundância das guildas tróficas. As variáveis edificação e estradas foram negativamente correlacionadas à guilda de carnívoros e positivamente à de

frugívoros e granívoros. Espécies piscívoras, onívoras e granívoras tiveram sua abundância positivamente correlacionada com a variável 'Rio'. A variável 'Copa de Árvore' se mostrou negativamente correlacionada com a abundância de espécies granívoras. A abundância de espécies onívoras e insetívoras nos buffers menores foi positivamente correlacionada com a variável 'Solo Exposto'. Espécies granívoras tiveram sua abundância positivamente relacionada a esta variável no buffer de menor raio (50 metros) e no de maior raio (200 metros). Na tabela 6 são mostrados os valores do teste de correlação de Spearman entre as variáveis do meio e a abundância das guildas tróficas em cada um dos buffers, com os valores significativos ($p < 0,05$) assinalados em negrito.

Tabela 6 - Coeficiente de Spearman entre a abundância das guildas e as variáveis do meio.

Continua

Buffer	Variáveis	Rio	Copa de árvore	Solo exposto	Edificação	Veg. rasteira	Estradas
50 m	pis	-	0,175	0,056	-0,126	0,159	0,065
	oni	-	0,102	0,302	-0,054	-0,074	-0,010
	nec	-	0,002	0,165	-0,089	-0,138	0,273
	ins	-	0,169	0,315	-0,223	0,146	-0,098
	gra	-	-0,419	0,362	0,441	-0,507	0,454
	fru	-	0,112	0,089	0,186	-0,244	0,244
	car	-	0,047	-0,100	-0,293	0,175	-0,232
100 m	pis	0,500	0,231	-0,016	-0,056	-0,008	0,040
	oni	0,208	0,166	0,288	-0,039	-0,124	-0,049
	nec	0,272	0,164	0,007	0,077	-0,272	0,278
	ins	0,097	0,076	0,316	-0,198	0,128	-0,250
	gra	0,150	-0,126	0,111	0,483	-0,500	0,434
	fru	0,017	0,023	0,019	0,282	-0,210	0,279
	car	-0,085	0,240	-0,161	-0,364	0,327	-0,247

Tabela 6 - Coeficiente de Spearman entre a abundância das guildas e as variáveis do meio.

							Conclusão
Buffer	Variáveis	Rio	Copa de árvore	Solo exposto	Edificação	Veg. rasteira	Estradas
150 m	pis	0,689	0,227	-0,165	-0,069	-0,046	0,018
	oni	0,377	0,081	0,221	0,024	-0,134	0,016
	nec	0,172	0,015	0,117	0,090	-0,294	0,207
	ins	0,470	0,048	0,067	-0,098	0,125	-0,164
	gra	0,140	-0,236	0,265	0,512	-0,451	0,455
	fru	0,133	-0,071	-0,042	0,340	-0,246	0,320
	car	-0,003	0,251	-0,124	-0,351	0,327	-0,222
200 m	pis	0,651	0,190	-0,131	-0,046	-0,064	0,050
	oni	0,347	0,078	0,246	-0,016	-0,089	-0,026
	nec	0,221	-0,063	0,161	0,153	-0,321	0,241
	ins	0,451	0,047	0,031	-0,178	0,166	-0,195
	gra	0,195	-0,302	0,322	0,556	-0,504	0,503
	fru	0,106	-0,117	0,011	0,297	-0,232	0,293
	car	-0,075	0,245	-0,150	-0,400	0,382	-0,306

Pis: piscívoros; Oni: onívoros; Nec: nectívoros; Ins: insetívoros; Gra: granívoros; Fru: frugívoros; Car: carnívoros.

Foi realizada a regressão linear stepwise para melhor quantificar quais das variáveis do meio influenciaram os dados relativos à diversidade, abundância e riqueza das guildas em cada buffer. A riqueza, a abundância e a diversidade de piscívoros não se mostrou influenciada por nenhuma das variáveis do meio em nenhum os buffers (a variável 'Rio' foi desconsiderada das análises). As demais métricas são influenciadas por pelo menos uma das variáveis nos buffers analisados. Encontra-se no Anexo A a tabela com os modelos gerados por esta análise.

5.3 Caracterização do gradiente urbano

A Análise de Componentes Principais foi utilizada para se caracterizar o gradiente urbano. Segundo as estimativas desta análise, o eixo 1 explicou 54,73% da variância presente nos dados, enquanto o eixo 2 explicou 20,15% da mesma, totalizando 74,88%. As variáveis mais importantes na composição dos eixos foram: eixo 1 – Edificação (27,57%), Vegetação (25,17%) e Estradas (24,80%); eixo 2 – Rio (66,62%) e Solo Exposto (17,93%). A figura 3 apresenta a disposição dos pontos de observação em relação aos eixos.

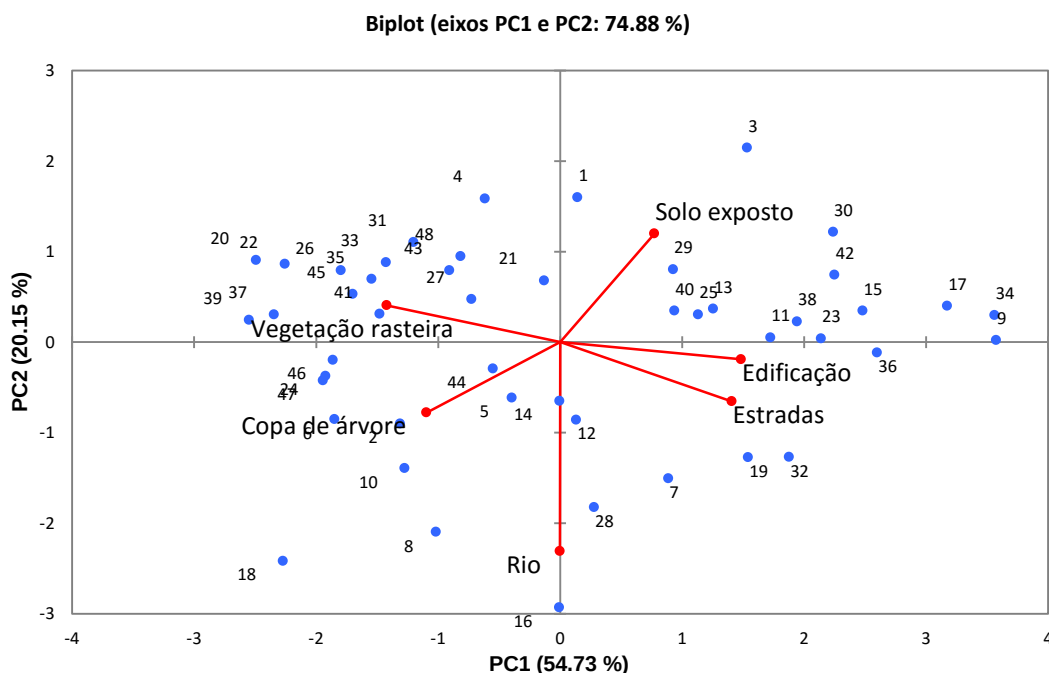


Figura 3 - Gráfico biplot da PCA dos pontos amostrais em relação às variáveis ambientais da área de estudo, considerando-se o buffer de 200 metros. Os círculos azuis representam os sítios amostrais e as linhas em vermelho representam as variáveis ambientais estimadas para cada ponto.

A partir desta análise, os pontos foram reunidos nos seguintes agrupamentos, de acordo com o eixo no qual se inseriram: Grupo1, relacionado à variável 'Vegetação Rasteira'; Grupo 2, relacionado à variável 'Solo Exposto'; Grupo 3, relacionado às variáveis 'Edificação' e 'Estradas'; e Grupo 4, relacionado à variável 'Copa de Árvore'. Os Grupos 1 e 4 refletem características tipicamente mais relacionadas a ambientes com menor grau de urbanização, enquanto o Grupo 2 reflete características de áreas com poucos recursos para serem explorados pelas espécies de aves e o Grupo 3 um maior grau de urbanização do meio.

Os índices de similaridade de Morisita-Horn, utilizados para quantificar a semelhança entre os agrupamentos formados com relação às espécies registradas, variaram entre 0,547 (Grupo 1 – 'Vegetação Rasteira' e Grupo 2 – 'Solo Exposto') e 0,941 (Grupo 2 - 'Solo Exposto' e Grupo 3 – 'Edificação' e 'Estradas'). Valores superiores a 0,5 indicam alta similaridade entre os grupos (KENT e COKER, 1992). Assim, o índice utilizado indica que há similaridade entre todos os grupos, sendo os valores mais expressivos relativos aos conjuntos Grupo 1 - Grupo 4, de características menos urbanas, e Grupo 2 - Grupo 3. A tabela 7 mostra a matriz de similaridade de Morisita-Horn entre os agrupamentos.

Tabela 7 - Matriz de similaridade de Morisita-Horn entre os agrupamentos.

	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Grupo 1	1			
Grupo 2	0,547	1		
Grupo 3	0,660	0,941	1	
Grupo 4	0,906	0,673	0,811	1

A análise de variância, técnica que compara as médias de diferentes agrupamentos de dados para verificar se as diferenças amostradas correspondem a uma variação significativa ou não, demonstrou neste estudo que há diferenças significativas entre os diferentes agrupamentos formados em relação à diversidade e a riqueza, o que se interpreta como resposta à variação do gradiente.

Em relação à variância dos índices de diversidade de Shannon nos pontos de cada grupo, a análise ANOVA detectou diferenças significativas entre os agrupamentos formados a partir das variáveis 'Vegetação Rasteira' e 'Solo Exposto' (Grupo 1 – Grupo 2) e entre os agrupamentos caracterizados pelas variáveis 'Solo Exposto' e 'Copa de Árvore' (Grupo 2 – Grupo 4).

Sobre a variância dos valores de riqueza, esta análise detectou diferenças significativas entre os mesmos agrupamentos citados acima e ainda entre os agrupamentos caracterizados pelas variáveis 'Vegetação Rasteira' e 'Copa de Árvore' (Grupo 1 – Grupo 4). Os valores relativos a estas análises podem ser observados na tabela 8.

Tabela 8 – Análise de variância (ANOVA) entre os dados de diversidade e riqueza dos agrupamentos.

Continua

	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Grupo 1	1			
Grupo 2	177.581 (p< 0,0001)	1		
Grupo 3	0.1924 (p= 0,9517)	29.109 (p= 0,1332)	1	
Grupo 4	18.278 (p= 0,1778)	171.128 (p= 0,0002)	14.814 (p= 0,3376)	1

Tabela 8 – Análise de variância (ANOVA) entre os dados de diversidade e riqueza dos agrupamentos.

		Conclusão			
		Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Riqueza	Grupo 1	1			
	Grupo 2	71.158 (p= 0,0006)	1		
	Grupo 3	12.133 (p= 0,4184)	38.432 (p= 0,0836)	1	
	Grupo 4	40.732 (p= 0,0187)	174.157 (p= 0,0002)	174.157 (p= 0,9081)	1

6. DISCUSSÃO

A análise de correlação entre os dados relativos à avifauna e as variáveis do meio demonstrou que a riqueza e a diversidade de espécies foram influenciadas positivamente pelas variáveis 'Rio', 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira' e negativamente pelas variáveis 'Edificação' e 'Estradas'. O buffer que apresentou as melhores correlações estatísticas foi o de 200 metros, provavelmente devido ao fato de este ser o que abrange uma maior heterogeneidade em relação às variáveis do meio. Os modelos gerados a partir da regressão stepwise demonstraram que as variáveis mais importantes no sentido de influenciar a riqueza e diversidade da avifauna variaram de acordo com o buffer considerado. Os menores buffers (de 50 e 100 metros) tiveram a inclusão das variáveis 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira', ambos favorecendo os índices de diversidade e riqueza, enquanto os maiores (150 e 200 metros) tiveram a inclusão das variáveis 'Copa de Árvore', favorecendo os índices, e 'Estradas', prejudicando os valores de diversidade e riqueza. Tais resultados evidenciam que áreas com maior cobertura vegetal favorecem a riqueza e a diversidade de avifauna, ao passo que áreas com maiores índices de edificações e estradas/pavimentação prejudicam a ocorrência das espécies de aves, conforme demonstrado por outros estudos (MÖRTBERG e WALLENTINUS, 2000; SANDSTROM et al., 2006; SIMON et al., 2007; TRATALOS et al., 2007; LUTHER et al., 2008; STROHBACH et al., 2009; SENGUPTA et al., 2014).

Apesar das variáveis características de ambientes urbanizados ('Edificação' e 'Estradas') estarem de modo geral ligadas a menores índices de riqueza e diversidade de espécies, algumas aves tiveram maior número de contatos justamente nos pontos ligados a estas variáveis. A abundância de duas das espécies exóticas amostradas neste trabalho (*Columba livia* e *Passer domesticus*) se mostrou correlacionada positivamente com as variáveis 'Edificação' e 'Estradas' e negativamente com as variáveis 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira', o que confirma dados observados em outros estudos onde estas mesmas espécies mostraram abundância maior em áreas de maior urbanização (ANJOS e LOROCA, 1989; AMÂNCIO et al., 2008; AMORIN, 2015). *Estrilda astrild*, outra espécie exótica, também se mostrou correlacionada positivamente com as variáveis características de áreas urbanizadas. Segundo Silva et al., (2002), esta espécie comumente

coloniza áreas altamente urbanizadas. *Chaetura meridionalis*, *Progne chalibe* e *Pygochelidon cyanoleuca* são espécies que geralmente nidificam em cavidades de construções humanas (SICK, 1997), o que pode explicar suas correlações positivas com a variável 'Edificação'. *Brotogeris tirica*, *Pitangus sulphuratus*, *Tangara sayaca* e *Tangara palmarum* são espécies frugívoras ou que corriqueiramente utilizam frutos em sua alimentação que tiveram sua abundância correlacionada positivamente à variável 'Edificação', portanto são espécies que podem estar atuando na dispersão de sementes dentro do ambiente urbano. A riqueza e abundância de espécies frugívoras também se mostraram positivamente relacionadas à variável 'Edificação', o que pode ser um reflexo de uma maior detectabilidade destas espécies no ambiente urbano. As outras duas espécies correlacionadas positivamente com a variável 'Edificação' foram *Columbina talpacoti* e *Zenaida auriculata*. Outros estudos já haviam demonstrado a ocorrência destas espécies em ambientes antropizados (MARQUES et al., 2010; AMORIN, 2015).

De acordo com os testes de correlação de Spearman e a regressão linear, espécies granívoras não tiveram sua diversidade relacionada às variáveis do meio. Espécies onívoras se mostraram influenciadas positivamente pelas variáveis 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira' e negativamente pelas variáveis 'Edificação' e 'Estradas'; espécies insetívoras se mostraram influenciadas positivamente pelas variáveis 'Rio' e 'Vegetação Rasteira' e negativamente pelas variáveis 'Edificação' e 'Estradas'; espécies nectívoras se mostraram negativamente influenciadas pela variável 'Vegetação Rasteira'; espécies piscívoras se mostraram positivamente correlacionadas à variável 'Rio'; e espécies carnívoras se mostraram influenciadas positivamente pela variável 'Vegetação Rasteira' e negativamente pelas variáveis 'Edificação' e 'Estradas'. Os dados relacionados às espécies carnívoras, que neste trabalho se mostraram negativamente correlacionadas às variáveis ligadas a urbanização, corroboram o que foi demonstrado por Lim e Sodhi (2004) e Vignoli et al. (2012), entretanto, os resultados relativos às espécies onívoras, que neste trabalho mostraram ser negativamente influenciadas pelas variáveis características de áreas mais urbanizadas, apresentam um padrão inverso ao que foi apresentado em outros trabalhos (LANCASTER e RESS, 1979; CHACE e WALSH, 2006; FAGGI e PEREPELIZIN, 2006). Espécies insetívoras apresentaram um padrão de correlação semelhante ao das espécies onívoras. Lim e Sodhi (2004) e Sanz e Caula (2014) também observaram que estas espécies podem responder

negativamente à urbanização. Entretanto, outros estudos observaram um padrão inverso, com a diversidade de espécies insetívoras sendo favorecidas pelo aumento da urbanização (CHACE e WALSH, 2006; FAGGI e PEREPELIZIN, 2006). Espécies granívoras, que aqui não apresentaram correlações significativas com nenhuma variável do meio em relação à diversidade, em outros trabalhos se mostraram relacionadas positiva ou negativamente com a urbanização (LANCASTER e RESS, 1979; VIGNOLI et al., 2012; SANZ e CAULA, 2014). A falta de um padrão geral nestas análises pode estar relacionada a diferenças relativas às localidades onde os estudos foram conduzidos, em especial ao tamanho das cidades estudadas (GARAFFA et al., 2009).

A análise do índice de Morisita-Horn, realizada comparando-se os agrupamentos de pontos realizados com base na PCA que levou em consideração as variáveis do meio, indicou que há similaridade entre todos os agrupamentos de pontos formados. Tal fato indica que as espécies nesta localidade se distribuem, de modo geral, por toda a área considerada, não havendo uma característica física do meio que as influencie de modo drástico. A similaridade, entretanto, possui índices consideravelmente maiores entre os pontos do Grupo 1 (mais ligado a 'Vegetação Rasteira') e Grupo 4 (mais ligado a 'Copa de Árvore'), que refletem características mais associadas a baixos níveis de urbanização, e entre os pontos do Grupo 2 (ligado a 'Solo Exposto') e grupo 3 (ligado a 'Estradas' e 'Edificação'). A análise de variância ANOVA, detectou diferenças significativas entre os valores de riqueza e diversidade entre boa parte dos agrupamentos, entretanto, o agrupamento de pontos relacionados às variáveis 'Edificação' e 'Estradas' não demonstrou diferenças significativas quando comparado com nenhum dos outros agrupamentos. Os efeitos da urbanização sobre a avifauna costumam ser mais acentuados em grandes centros urbanos e mais sutis em cidades menores, pois nestas os padrões de distribuição da vegetação pela zona urbana costumam ser mais complexos (KUCERA et al., 2015). A riqueza de espécies foi maior nos pontos relacionados às variáveis 'Vegetação Rasteira' (Grupo 1; n= 89), 'Copa de Árvore' (Grupo 4; n= 80) e 'Solo Exposto' (Grupo 2, n= 72) em comparação ao grupamento relacionado às variáveis 'Edificação' e 'Estradas' (Grupo 3, n= 55). A abundância de *Passer domesticus* e *Columba livia*, duas espécies tipicamente adaptadas à vida no ambiente urbano, foi maior no grupo ligado à urbanização (*P. domesticus*: IPA= 19,13; *C. livia*: IPA= 2,286) em relação aos demais grupos ligados a ambientes com

menor grau de antropização em conjunto (*P. domesticus*: IPA= 17,00; *C. livia*: IPA= 0,286). Estes dados corroboram resultados observados em outros estudos, onde a riqueza de espécies em áreas mais urbanizadas é menor que nas áreas menor urbanizadas, enquanto abundância de indivíduos das espécies capazes de utilizar as áreas urbanas como habitat é maior (MARZLUFF, 2001; SANDSTROM et al., 2006; GARAFFA et al., 2009).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os valores de riqueza e diversidade se mostraram relacionados positivamente às variáveis características de áreas com menores índices de urbanização. A abundância, quando considerados os IPAs totais dos pontos e não das espécies de modo isolado, não se mostrou um bom parâmetro para avaliação da comunidade de aves em relação às variáveis do meio na localidade estudada. A composição taxonômica e funcional das espécies, por ter apresentado relações positivas com as variáveis 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira', evidencia a importância do manejo e conservação de áreas verdes mesmo dentro das áreas urbanas para conservação das espécies de aves a manutenção de suas populações.

As variáveis 'Rio', 'Copa de Árvore' e 'Vegetação Rasteira' influenciaram positivamente a diversidade das guildas significativamente relacionadas a elas (piscívoros, insetívoros, onívoros e carnívoros). Estas variáveis estão relacionadas à oferta de alimento, locais para nidificação e abrigo para as aves. As variáveis 'Edificação' e 'Estradas' mostraram o padrão inverso, influenciando negativamente a diversidade das guildas a elas relacionadas (insetívoros, onívoros e carnívoros). Políticas municipais que estimulem a criação de áreas verdes dentro das cidades podem aumentar a diversidade guildas tróficas no ambiente urbano, aumentando também a diversidade de serviços ecossistêmicos prestados por elas.

A abundância de algumas espécies que se alimentam de frutos (*Brotogetis tirica*, *Pitangus sulphuratus*, *Tangara sayaca* e *Tangara palmarum*) se mostrou positivamente correlacionada à variável 'Edificação', o que indica que estas espécies podem atuar como dispersoras de sementes dentro da zona urbana da área estudada. A presença de aves dispersoras de sementes é importante pois elas são imprescindíveis para a dinâmica das populações das comunidades vegetais e podem desempenhar papel fundamental na recuperação da vegetação em áreas alteradas pela interferência antrópica.

A descrição dos efeitos da urbanização sobre a avifauna é relevante para o preenchimento de lacunas do conhecimento sobre a fauna urbana. A intensificação do processo de urbanização faz com que a formulação de ferramentas para reduzir os impactos deste processo sobre as espécies que utilizam o ambiente urbano como habitat seja necessária para a conservação da biodiversidade e para a melhoria da qualidade de vida das pessoas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAD, G. **Um modelo integrado de avaliação do impacto do treinamento no trabalho–IMPACT**. Tese de doutorado não publicada, Universidade de Brasília. Brasília, 1999.

ALBERTI, M. **Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems**. New York: Springer, 2008.

ALEXANDRINO, E. R. **Amostragem de avifauna urbana por meio de pontos fixos: verificando a eficiência do método**. 2010. 97 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Escola Superior de Agricultura ‘Luiz de Queiroz’, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2010.

ALEXANDRINO, E. R. **A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação**. 2015. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada). Escola Superior de Agricultura ‘Luiz de Queiroz’, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2015.

AMÂNCIO, S., SOUZA, V. B. D., e MELO, C. ***Columba livia* e *Pitangus sulphuratus* como indicadores de qualidade ambiental em área urbana**. Revista Brasileira Ornitologia, v. 16, p. 32-37, 2008.

AMORIN, R. R. **Urbanização como fator de distribuição da avifauna em Curitiba, Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

AMRHEIN, V. **Wild bird feeding (probably) affects avian urban ecology**. Avian Urban Ecology: Behavioural and Physiological Adaptations, p. 29, 2014.

ANJOS, L. dos e LOROCA, S. **Abundância relativa e diversidade específica em duas comunidades urbanas de aves de Curitiba (Sul do Brasil)**. Arquivos de Biologia e Tecnologia, 32(4):637-643, 1989.

ARNFIELD, A. J. **Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island**. International journal of climatology, v. 23, n. 1, p. 1-26, 2003.

ATCHISON, K. A.; RODEWALD, A. D. **The value of urban forests to wintering birds.** Natural Areas Journal, v. 26, n. 3, p. 280-288, 2006.

BERNACCI, L. C. et al. **O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP).** Revista do Instituto Florestal, v. 18, p. 121-166, 2006.

BIBBY, C. J., BURGESS, N. D. e HILL, D. A. **Bird census techniques.** Academic press, 1992.

BLAIR, R. B.; JOHNSON, E. M. **Suburban habitats and their role for birds in the urban-rural habitat network: points of local invasion and extinction?** Landscape Ecology, v. 23, n. 10, p. 1157-1169, 2008.

BRADLEY, C. A.; ALTIZER, S. **Urbanization and the ecology of wildlife diseases.** Trends in ecology & evolution, v. 22, n. 2, p. 95-102, 2007.

BRADSHAW W. E., HOLZAPFEL C. M. **Evolution of animal photoperiodism.** Annu. Rev. Ecol. Syst. p. 38, 1 – 25. 2007.

BUENO, A. D. A. **Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes.** 2008. 116 p. Tese (Doutorado em Zoologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008.

CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura), UNICAMP (Universidade de Campinas). **Clima dos Municípios Paulistas, Tietê.** Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_611.html>. Acesso em 22/05/2014 às 10h35min.

CHACE, J. F. e WALSH, J. J. **Urban effects on native avifauna: a review.** Landscape and urban planning, v. 74, p. 46-69, 2006.

CHAMBERLAIN, D. E. et al. **Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis.** Ibis, v. 151, p. 1-18, 2009.

COHEN, B. **Urban growth in developing countries: a review of current trends and a caution regarding existing forecasts.** World development, v. 32, n. 1, p. 23-51, 2004.

CONDEZ, T. H. **Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo.** 2009. 190 p. Tese (Doutorado em Biotecnologia). Universidade de São Paulo, Instituto Butantan, IPT. São Paulo, 2009

CROCI, S.; BUTET, A.; CLERGEAU, P. **Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits.** The Condor, v. 110, n. 2, p. 223-240, 2008.

DAVIES, Z. G. et al. **A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens.** Biological Conservation, v. 142, n. 4, p. 761-771, 2009.

DEVELEY, P.F. e MARTENSEN, A.C. **Birds of Morro Grande Reserve (Cotia, SP).** Biota Neotropica. v. 6, n. 2, 2006.

DWYER, R. G. et al. **Shedding light on light: benefits of anthropogenic illumination to a nocturnally foraging shorebird.** Journal of Animal Ecology, v. 82, n. 2, p. 478-485, 2013.

ERIZE, F., MATA, J. R. R., RUMBOLL, M. **Birds of South America.** Princeton University Press, 2006.

DO ESPÍRITO SANTO, R. **Utilização da Análise de Componentes Principais na compressão de imagens digitais.** Einstein (16794508), v. 10, n. 2, 2012.

EVANS, K. L. et al. **Colonisation of urban environments is associated with reduced migratory behaviour, facilitating divergence from ancestral populations.** Oikos, v. 121, n. 4, p. 634-640, 2012.

EVANS, K. L. et al. **What makes an urban bird?** Global Change Biology, v. 17, n. 1, p. 32-44, 2011.

FAGGI, A.; PEREPELIZIN, P. **Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización em la ciudad de Buenos Aires.** Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie, v. 8, n. 2, p. 289-297, 2006.

FRANCHIN, A. G. e JÚNIOR, O. M. **A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG).** Biotemas, v. 17(1), p. 179-202, 2004

FULLER, R. A. et al. **Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages.** Diversity and Distributions, v. 14, n. 1, p. 131-137, 2008.

FULLER, R. A.; WARREN, P. H.; GASTON, K. J. **Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins.** Biology letters, v. 3, n. 4, p. 368-370, 2007.

GALINA, A. B. e GIMENES, M. R. **Riqueza, composição e distribuição espacial da comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Maringá, Norte do Estado do Paraná, Brasil.** Biological Sciences, v. 28(4), p. 379-388, 2007.

GARAFFA, P. I., FILLOY, J. e BELLOCQ, M. I. **Bird community responses along urban–rural gradients: does the size of the urbanized area matter?** Landscape and Urban Planning, v. 90(1), p. 33-41, 2009.

GASTON, K. J.; DAVIES, Z. G.; EDMONDSON, J. L. **Urban environments and ecosystem functions.** Urban ecology. Cambridge University Press, Cambridge, p. 35-52, 2010.

GIL, D. O.; BRUMM, H. **Acoustic communication in the urban environment: patterns, mechanisms, and potential consequences of avian song adjustments.** Avian Urban Ecology: Behavioural and Physiological Adaptations, p. 69, 2014.

GOOGLE. **Google Earth.** Version 7.1.5. 2015. Tietê/SP. Disponível em: <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>. Acesso em: 22/07/2015.

GRIMM, N. B. et al. **Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems** Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists—pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. BioScience, v. 50, n. 7, p. 571-584, 2000.

HABIB, L.; BAYNE, E. M.; BOUTIN, S. **Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla***. Journal of Applied Ecology, v. 44, n. 1, p. 176-184, 2007.

HAMER, S. A.; LEHRER, E.; MAGLE, S. B. **Wild birds as sentinels for multiple zoonotic pathogens along an urban to rural gradient in greater Chicago, Illinois**. Zoonoses and public health, v. 59, n. 5, p. 355-364, 2012.

JOKIMÄKI, J.; KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M.. **Spatial similarity of urban bird communities: a multi scale approach**. Journal of Biogeography, v. 30, n. 8, p. 1183-1193, 2003.

KEMPENAERS, B. et al. **Artificial night lighting affects dawn song, extra-pair siring success, and lay date in songbirds**. Current Biology, v. 20, n. 19, p. 1735-1739, 2010.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation Description and Analysis**. Belhaven Press. 1992.

KUČERA, T.; KLOUBCOVÁ, P.; VESELÝ, P. **Diverse vegetation in a spa town supports human social benefits of urban birds**. Biodiversity and Conservation, v. 24, n. 13, p. 3329-3346, 2015.

LANCASTER, R. K.; REES, W. E. **Bird communities and the structure of urban habitats**. Canadian Journal of Zoology, v. 57, n. 12, p. 2358-2368, 1979.

LEBBIN, D. J. et al. **Nocturnal migrants foraging at night by artificial light**. The Wilson Journal of Ornithology, v. 119, n. 3, p. 506-508, 2007.

LEVEAU, L. M.; ISLA, F. I.; BELLOCQ, M. I. **Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina**. Urban Ecosystems, p. 1-16, 2015.

LIM, H. C.; SODHI, N. S. **Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city**. Landscape and Urban Planning, v. 66, n. 4, p. 199-215, 2004.

LUCK, G. W.; SMALLBONE, L. T. **Species diversity and urbanisation: patterns, drivers and implications**. Urban ecology, p. 88-119, 2010.

LUTHER, D. et al. **Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized, and native landscapes**. Biodiversity and Conservation, v. 17, n. 8, p. 1923-1935, 2008.

MARQUES, J. C. et al. **Ocupação urbana da rolinha marrom *Columbina talpacoti* (Temminck, 1811) na cidade de Campina Grande-PB**. Revista Brasileira de Informações Científicas, v.1, n.1, p. 67, 2010.

MARZLUFF, J. M. et al. **Consequences of habitat utilization by nest predators and breeding songbirds across multiple scales in an urbanizing landscape**. The Condor, v. 109, n. 3, p. 516-534, 2007.

MARZLUFF, J. M. **Worldwide urbanization and its effects on birds**. In: Avian ecology and conservation in an urbanizing world. Springer US, p. 19-47, 2001.

MAYER, H. **Air pollution in cities**. Atmospheric environment, v. 33, n. 24, p. 4029-4037, 1999.

MCCUSKER, C. E.; WARD, M. P.; BRAWN, J. D. **Seasonal responses of avian communities to invasive bush honeysuckles (*Lonicera spp.*)**. Biological invasions, v. 12, n. 8, p. 2459-2470, 2010.

MCDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A. **Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology**. Ecology, v. 71, n. 4, p. 1232-1237, 1990.

MCINTYRE, N. E.; KNOWLES-YÁNEZ, K.; HOPE, D. **Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences**. Urban Ecosystems, v. 4, n. 1, p. 5-24, 2000.

MCKINNEY, M. I. L. **Urbanization as a major cause of biotic homogenization**. Biological conservation, v. 127, n. 3, p. 247-260, 2006.

MCKINNEY, M. L. **Urbanization, Biodiversity, and Conservation** The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002.

MILLER, M. W. **Apparent effects of light pollution on singing behavior of American robins.** *The Condor*, v. 108, n. 1, p. 130-139, 2006.

MÖRTBERG, U.; WALLENTINUS, H. **Red-listed forest bird species in an urban environment—assessment of green space corridors.** *Landscape and Urban planning*, v. 50, n. 4, p. 215-226, 2000.

NEMETH, E. e BRUMM, H. **Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization?** *Animal Behaviour*, 78(3), 637-641, 2009.

OLIVEIRA, F. N. S., FREIRE, F. D. C. O. e AQUINO, A. R. L. D. **Bioindicadores de impacto ambiental em sistemas agrícolas orgânicos.** EMBRAPA Agroindústria Tropical, 2004.

ONU. **World Population Prospects: the 2012 Revision.** Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, New York, 2013.

ONU. **World urbanization prospects: the 2007 revision.** Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, New York, 2008.

ORTEGA-ÁLVAREZ, R. e MACGREGOR-FORS, I. **Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition.** *Landscape and Urban Planning*, v. 90(3), p. 189-195, 2009.

PETRY, M. V., MARTINS SCHERER, J. D. F. **Distribuição da avifauna em um gradiente no rio dos sinos, São Leopoldo, rio grande do sul, brasil.** *Biodiversidade Pampeana*, v. 6(2), 2009.

PIACENTINI, V. de Q. et al. **Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/ Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos.** Revista Brasileira de Ornithologia-Brazilian Journal of Ornithology, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

PICKETT, S. T. A. et al. **Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas.** In: Urban Ecology. Springer US, 2008. p. 99-122.

PINHEIRO, Renato Torres et al. **Birds of the urban area of Palmas, TO: composition and conservation.** Revista Brasileira de Ornithologia - Brazilian Journal of Ornithology, v. 16, n. 35, p. 9, 2013.

PIRATELLI, A. et al. **Busca por bioindicadores de fragmentação florestal: aves Passeriformes na Floresta Atlântica do Sudeste do Brasil.** Brazilian Journal of Biology, v. 68(2), p. 259-268, 2008.

PNUMA. **Assessing Global Land Use: Balancing Consumption with Sustainable Supply. A Report of the Working Group on Land and Soils of the International Resource Panel.** Bringezu S., Schütz H., Pengue W., O'Brien M., Garcia F., Sims R., Howarth R., Kauppi L., Swilling M., and Herrick J. 2014.

PONTES, A. C. F. **Ensino da correlação de postos no ensino médio.** Simpósio nacional de probabilidade e estatística (SINAPE), v. 19, p. 26-30, 2010.

POUGH, F. H.; HEISER, J. B.; JANIS, C. M. **A Vida dos Vertebrados - 4ª. Edição** Editora: Atheneu, 2008.

PRICE, T. D.; QVARNSTRÖM, A.; IRWIN, D. E. **The role of phenotypic plasticity in driving genetic evolution.** Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, v. 270, n. 1523, p. 1433-1440, 2003.

RIDGELY, R. S., TUDOR, G. **Field Guide to the Songbirds of South America.** University of Texas Press, 2009.

ROBB, G. N. et al. **Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season.** Biology Letters, v. 4, n. 2, p. 220-223, 2008.

SACCO, A. G. **Variáveis urbanas na estruturação de assembleia de aves.** 2012. 58 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2012.

SACCO, A. G., BERGMANN, F. B., & RUI, A. M. **Assembleia de aves na area urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil.** Biota Neotropica, v. 13(2), p. 153-162, 2013.

SANTOS, C. D. et al.. **Effects of artificial illumination on the nocturnal foraging of waders.** Acta Oecologica, v. 36, n. 2, p. 166-172, 2010.

SANTOS, K. T. D. **Influência do gradiente urbano sobre a avifauna na cidade de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.** 53p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2005.

SANTOS, K. T. dos. **Influência do gradiente urbano sobre a avifauna na cidade de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.** 2005.

SANZ, V.; CAULA, S. **Assessing Bird assemblages along na urban gradient in a Caribbean island (Margarita, Venezuela).** Urban Ecosystems, v. 18, n. 3, p. 729-746, 2015.

SCHERER, J. D. F. M., SCHERER, A. L., & PETRY, M. V. **Estrutura trófica e ocupação de hábitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.** Revista Biotemas, v. 23, n. 1, p. 169-180, 2010.

SCHROEDER, J. et al. **Passerine birds breeding under chronic noise experience reduced fitness.** PLoS One, v. 7, n. 7, p. e39200, 2012.

SCHUSTER, S. et al. **On the evolution of noise-dependent vocal plasticity in birds.** Biology letters, v. 8, n. 6, p. 913-916, 2012.

SEOANE, C. E. S. et al. **Efeitos da fragmentação florestal sobre a imigração de sementes e a estrutura genética temporal de populações de Euterpe edulis Mart.** Revista do Instituto Florestal, v. 17(1), p. 23-43, 2005.

SHOCHAT, E. et al. **Linking optimal foraging behavior to bird community structure in an urban-desert landscape: field experiments with artificial food patches.** *The American Naturalist*, v. 164, n. 2, p. 232-243, 2004.

SICK, H. **Ornitologia brasileira, uma introdução.** Editora Universidade de Brasília, 1984.

SIGRIST, T. **Guia de Campo Avis Brasilis, Avifauna Brasileira.** Editora Avis Brasilis, 2013.

SILVA, T.; REINO, L. M.; BORRALHO, R. **A model for range expansion of an introduced species: the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal.** *Diversity and distributions*, v. 8, n. 6, p. 319-326, 2002.

SIMON, U.; KÜBLER, S.; BÖHNER, J. **Analysis of breeding bird communities along an urban-rural gradient in Berlin, Germany, by Hasse Diagram Technique.** *Urban Ecosystems*, v. 10, n. 1, p. 17-28, 2007.

SLABBEKOORN, H. e PEET, M. **Ecology: Birds sing at a higher pitch in urban noise.** *Nature*, 424(6946), 267-267, 2003.

SPOELSTRA, K.; VISSER, M. E. **The impact of artificial light on avian ecology.** *Avian Urban Ecology: Behavioural and Physiological Adaptations*, p. 21, 2014.

STROHBACH, M. W. et al. **Birds and the city: urban biodiversity, land use, and socioeconomics.** *Ecology and Society*, v. 14, n. 2, p. 31, 2009.

SUHONEN, J. et al. **Urbanization and stability of a bird community in winter.** *Ecoscience*, v. 16, n. 4, p. 502-507, 2009.

TALLAMY, D. W. **Do alien plants reduce insect biomass?** *Conservation Biology*, v. 18, n. 6, p. 1689-1692, 2004.

TRATALOS, J. et al. **Bird densities are associated with household densities.** *Global Change Biology*, v. 13, n. 8, p. 1685-1695, 2007.

TURNER, W. R. **Citywide biological monitoring as a tool for ecology and conservation in urban landscapes: the case of the Tucson Bird Count.** Landscape and Urban Planning, v. 65(3), p. 149-166, 2003.

VAN PERLO, B. **A Field Guide to the Birds of Brazil.** Oxford University Press, 2009.

VIELLIARD et al. **Levantamento quantitativo por pontos de escuta e índice pontual de abundância.** In: ACCORDI, I., PIACENTINI, V., & CÂNDIDO JR, J. F. **Ornitologia e Conservação:** ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books, 2010, chap. 2, p.45-60.

VIGNOLI, L.; SCIRÈ, S.; BOLOGNA, M. A. **Rural–urban gradient and land use in a millenary metropolis: how urbanization affects avian functional groups and the role of old villas in bird assemblage patterning.** Web Ecology, v. 13, n. 1, p. 49-67, 2013.

WOLDA, H. **Similarity indices, sample size and diversity.** Oecologia, v. 50, n. 3, p. 296-302, 1981.

YDENBERG, R. C.; KREBS, J. R. **The tradeoff between territorial defense and foraging in the great tit (*Parus major*).** American Zoologist, v. 27, n. 2, p. 337-346, 1987.

ZAR, J. H. et al. **Biostatistical analysis.** Pearson Education India, 1999.

APÊNDICES

Apêndice A - Modelo de planilha utilizada para as anotações de campo.

PONTO: _____ DATA: ____/____/____

HORA: _____ + 12 min

RUÍDO: mínimo: _____ máximo: _____

FLUXO DE PESSOAS: _____ FLUXO DE VEÍCULOS: _____

CHUVA: () sem chuva () nebulosidade alta () chuva fina

[illegible]

Apêndice B - Listagem parcial das espécies registradas no município de Tietê/SP. Nomenclatura de acordo com o Piacentini et al., 2015.

Continua

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	Dieta
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Nothura maculosa</i>	codorna-amarela	onívoro
Anseriformes	Anatidae	<i>Dendrocygna viduata</i>	irerê	onívoro
		<i>Dendrocygna autumnalis</i>	marreca-cabocla	onívoro
		<i>Cairina moschata</i>	pato-do-mato	onívoro
		<i>Amazonetta brasiliensis</i>	ananaí	onívoro
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	jacuguaçu	frugívoro
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianus</i>	biguá	piscívoro
	Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	biguatinga	piscívoro
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	socó-dorminhoco	onívoro
		<i>Butorides striata</i>	socozinho	piscívoro
		<i>Bubulcus ibis</i>	garça-vaqueira	onívoro
		<i>Ardea cocoi</i>	garça-moura	onívoro
		<i>Ardea alba</i>	garça-branca	piscívoro
		<i>Syrigma sibilatrix</i>	maria-faceira	insetívoro
		<i>Egretta thula</i>	garça-branca-pequena	insetívoro
	Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró	insetívoro
		<i>Theristicus caudatus</i>	curicaca	insetívoro
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	urubu	onívoro
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Heterospizias meridionalis</i>	gavião-caboclo	onívoro
		<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	carnívoro
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes	onívoro
		<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	onívoro
		<i>Gallinula galeata</i>	galinha-d'água	onívoro
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	quero-quero	insetívoro
	Recurvirostridae	<i>Himantopus melanurus</i>	pernilongo-de-costas-brancas	onívoro
	Jacanidae	<i>Jacana jacana</i>	jaçanã	insetívoro
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha	granívoro
		<i>Columbina squammata</i>	fogo-apagou	granívoro
		<i>Columba livia</i>	pombo-doméstico	onívoro
		<i>Patagioenas picazuro</i>	asa-branca	onívoro
		<i>Zenaida auriculata</i>	avoante	granívoro
		<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	onívoro
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	insetívoro
		<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto	insetívoro
		<i>Guira guira</i>	anu-branco	onívoro
		<i>Tapera naevia</i>	saci	insetívoro
Strigiformes	Strigidae	<i>Athene cunicularia</i>	coruja-buraqueira	carnívoro

Apêndice B - Listagem parcial das espécies registradas no município de Tietê/SP. Nomenclatura de acordo com o Piacentini et al., 2015.

Continuação

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	Dieta
Apodiformes	Apodidae	<i>Chaetura meridionalis</i>	andorinhão-do-temporal	insetívoro
	Trochilidae	<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado	nectívoro
		<i>Eupetomena macroura</i>	beija-flor-tesoura	nectívoro
		<i>Florisuga fusca</i>	beija-flor-preto	nectívoro
		<i>Chlorostilbon lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho	nectívoro
		<i>Amazilia lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul	nectívoro
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	martim-pescador-grande	piscívoro
		<i>Chloroceryle amazona</i>	martim-pescador-verde	piscívoro
		<i>Chloroceryle americana</i>	martim-pescador-pequeno	piscívoro
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu	frugívoro
	Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	picapauzinho-barrado	insetívoro
		<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco	insetívoro
		<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho-verde-carijó	insetívoro
		<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado	insetívoro
		<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	insetívoro
		<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca	insetívoro
Cariamiformes	Cariamidae	<i>Cariama cristata</i>	seriema	onívoro
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	carcará	onívoro
		<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	onívoro
		<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri	insetívoro
		<i>Falco femoralis</i>	falcão-de-coleira	carnívoro
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão	onívoro
		<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim	frugívoro
		<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-verde	frugívoro
		<i>Amazona aestiva</i>	papagaio	frugívoro
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	choca-barrada	insetívoro
		<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	choca-de-chapéu-vermelho	insetívoro
		<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata	insetívoro
		<i>Taraba major</i>	choró-boi	insetívoro
	Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	arapaçu-de-cerrado	insetívoro
	Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro	insetívoro
		<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	curutié	insetívoro
		<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	insetívoro
		<i>Synallaxis albescens</i>	uí-pi	insetívoro
		<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	insetívoro
		<i>Cranioleuca vulpina</i>	arredio-do-rio	insetívoro
	Rhynchocyclidae	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	teque-teque	insetívoro
		<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	insetívoro

Apêndice B - Listagem parcial das espécies registradas no município de Tietê/SP. Nomenclatura de acordo com o Piacentini et al., 2015.

Continuação

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	Dieta
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Hirundinea ferruginea</i>	gibão-de-couro	insetívoro
		<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	insetívoro
		<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela	insetívoro
		<i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande	insetívoro
		<i>Elaenia obscura</i>	tucão	insetívoro
		<i>Serpophaga subcristata</i>	alegrinho	insetívoro
		<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré	insetívoro
		<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira	insetívoro
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	onívoro
		<i>Machetornis rixosa</i>	suiriri-cavaleiro	insetívoro
		<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado	insetívoro
		<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei	onívoro
		<i>Myiozetetes cayanensis</i>	bentevizinho-de-asa-ferrugínea	insetívoro
		<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho	insetívoro
		<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	insetívoro
		<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	insetívoro
		<i>Empidonomus varius</i>	peitica	insetívoro
		<i>Colonia colonus</i>	viuvinha	insetívoro
		<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	insetívoro
		<i>Fluvicola nengeta</i>	lavadeira-mascarada	insetívoro
		<i>Arundinicola leucocephala</i>	freirinha	insetívoro
		<i>Xolmis velatus</i>	noivinha-branca	insetívoro
	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	insetívoro
	Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo	onívoro
	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	andorinha-pequena-de-casa	insetívoro
		<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	andorinha-serradora	insetívoro
		<i>Progne tapera</i>	andorinha-do-campo	insetívoro
		<i>Progne chalybea</i>	andorinha-grande	insetívoro
		<i>Tachycineta albiventer</i>	andorinha-do-rio	insetívoro
	Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	insetívoro
	Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	insetívoro
		<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	frugívoro
	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo	insetívoro
	Motacillidae	<i>Anthus lutescens</i>	caminheiro-zumbidor	insetívoro
	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	granívoro
		<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo	granívoro
	Parulidae	<i>Setophaga pitiayumi</i>	mariquita	insetívoro
		<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	pia-cobra	insetívoro
		<i>Myiothlypis flaveola</i>	canário-do-mato	insetívoro

Apêndice B - Listagem parcial das espécies registradas no município de Tietê/SP. Nomenclatura de acordo com o Piacentini et al., 2015.

Conclusão

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	Dieta
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	encontro	insetívoro
		<i>Chrysomus ruficapillus</i>	garibaldi	granívoro
		<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	chopim-do-brejo	insetívoro
		<i>Molothrus bonariensis</i>	chupim	insetívoro
		<i>Sturnella supercilialis</i>	polícia-inglesa-do-sul	insetívoro
	Thraupidae	<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço-cinzento	onívoro
		<i>Tangara palmarum</i>	sanhaço-do-coqueiro	frugívoro
		<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela	frugívoro
		<i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho	insetívoro
		<i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra	granívoro
		<i>Sicalis luteola</i>	tipio	granívoro
		<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu	granívoro
		<i>Coryphospingus cucullatus</i>	tico-tico-rei	onívoro
		<i>Ramphocelus carbo</i>	pipira-vermelha	frugívoro
		<i>Coereba flaveola</i>	cambacica	nectívoro
		<i>Sporophila lineola</i>	bigodinho	granívoro
		<i>Sporophila caerulea</i>	coleurinho	granívoro
		<i>Emberizoides herbicola</i>	canário-do-campo	insetívoro
		<i>Thlypopsis sordida</i>	saí-canário	insetívoro
	Fringillidae	<i>Spinus magellanicus</i>	pintassilgo	granívoro
		<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	frugívoro
	Estrildidae	<i>Estrilda astrild</i>	bico-de-lacre	granívoro
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	pardal	granívoro

ANEXO

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continua

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
		Intercepto	0.395	0.128	3.086	0.003
50 m	Riqueza de carnívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.005	0.004	1.438	0.157
		Intercepto	2.254	0.291	7.754	< 0.0001
50 m	Riqueza de frugívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.022	0.008	-2.632	0.012
		Intercepto	5.653	0.437	12.95	< 0.0001
50 m	Riqueza de granívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.033	0.013	2.619	0.012
		Intercepto	9.171	1.967	4.663	< 0.0001
50 m	Riqueza de insetívoros	Solo exposto	0.115	0.042	2.708	0.01
		Veg. rasteira	0.092	0.035	2.644	0.011
		Intercepto	1.794	0.264	6.784	< 0.0001
50 m	Riqueza de nectívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.012	0.008	-1.596	0.117
		Intercepto	6.368	0.533	11.94	< 0.0001
50 m	Riqueza de onívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.028	0.015	1.834	0.073
		Intercepto	0.256	0.263	0.971	0.337
50 m	Riqueza de piscívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.009	0.008	1.166	0.25
		Intercepto	0.045	0.029	1.545	0.129
50 m	Abundância de carnívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.002	0.001	2.687	0.01
		Intercepto	0.537	0.083	6.498	< 0.0001
50 m	Abundância de frugívoros	Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.005	0.002	-2.278	0.027
		Intercepto	5.057	0.767	6.593	< 0.0001
50 m	Abundância de granívoros	Solo exposto	0.048	0.017	2.935	0.005
		Veg. rasteira	-0.047	0.014	-3.437	0.001

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
50 m	Abundância de insetívoros	Intercepto	3.719	0.576	6.459	< 0.0001
		Solo exposto	0.043	0.016	2.646	0.011
		Veg. Rasteira	0	0		
50 m	Abundância de nectívoros	Intercepto	0.186	0.089	2.084	0.043
		Solo exposto	0.004	0.003	1.772	0.083
		Veg. rasteira	0	0		
50 m	Abundância de onívoros	Intercepto	3.367	0.462	7.288	< 0.0001
		Solo exposto	0.025	0.013	1.886	0.066
		Veg. rasteira	0	0		
50 m	Abundância de piscívoros	Intercepto	0.335	0.118	2.836	0.007
		Solo exposto	-0.006	0.003	-1.892	0.065
		Veg. rasteira	0	0		
50 m	Diversidade de carnívoros	Intercepto	0.014	0.009	1.455	0.153
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.001	0	3.116	0.003
50 m	Diversidade de frugívoros	Intercepto	0.132	0.017	7.587	< 0.0001
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.001	0.001	-2.326	0.024
50 m	Diversidade de granívoros	Intercepto	0.744	0.06	12.33	< 0.0001
		Solo exposto	0.003	0.002	1.886	0.066
		Veg. rasteira	0	0		
50 m	Diversidade de insetívoros	Intercepto	0.845	0.113	7.474	< 0.0001
		Solo exposto	0.004	0.002	1.635	0.109
		Veg. rasteira	0.008	0.002	3.796	0
50 m	Diversidade de nectívoros	Intercepto	0.101	0.017	5.946	< 0.0001
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.001	0	-1.666	0.102
50 m	Diversidade de onívoros	Intercepto	0.732	0.04	18.18	< 0.0001
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.004	0.001	3.109	0.003

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
50 m	Diversidade de piscívoros	Intercepto	-0.001	0.015	-0.061	0.952
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.001	0	2.178	0.035
100 m	Riqueza de carnívoros	Intercepto	0.263	0.134	1.961	0.056
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.01	0.004	2.505	0.016
		Estradas	0	0		
100 m	Riqueza de frugívoros	Intercepto	2.265	0.322	7.033	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.023	0.01	-2.312	0.025
		Estradas	0	0		
100 m	Riqueza de granívoros	Intercepto	4.988	0.557	8.96	< 0.0001
		Copa de árvore	0.053	0.021	2.511	0.016
		Solo exposto	0	0		
		Vegetação rasteira	0.027	0.014	1.885	0.066
		Estradas	0	0		
100 m	Riqueza de insetívoros	Intercepto	17.739	1.036	17.13	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.197	0.061	-3.242	0.002
100 m	Riqueza de nectívoros	Intercepto	1.935	0.284	6.811	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.018	0.009	-2.017	0.05
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
100 m	Riqueza de onívoros	Intercepto	7.997	0.47	17.01	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.067	0.028	-2.441	0.019
100 m	Riqueza de piscívoros	Intercepto	0.187	0.259	0.723	0.474
		Copa de árvore	0.02	0.013	1.52	0.135
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
100 m	Abundância de carnívoros	Intercepto	0.021	0.031	0.687	0.496
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.003	0.001	3.394	0.001
		Estradas	0	0		
100 m	Abundância de frugívoros	Intercepto	0.533	0.091	5.833	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.005	0.003	-1.924	0.061
		Estradas	0	0		
100 m	Abundância de granívoros	Intercepto	6.969	0.543	12.84	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.064	0.017	-3.766	0
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
100 m	Abundância de insetívoros	Intercepto	3.387	0.734	4.614	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0.049	0.02	2.456	0.018
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
100 m	Abundância de nectívoros	Intercepto	0.464	0.077	6.031	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.005	0.002	-2.193	0.033
		Estradas	0	0		
100 m	Abundância de onívoros	Intercepto	2.18	0.733	2.974	0.005
		Copa de árvore	0.029	0.019	1.575	0.122
		Solo exposto	0.044	0.016	2.697	0.01
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
100 m	Abundância de piscívoros	Intercepto	0.38	0.15	2.531	0.015
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.007	0.004	-1.733	0.09
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
100 m	Diversidade de carnívoros	Intercepto	0.004	0.01	0.434	0.666
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.001	0	4.074	0
		Estradas	0	0		
100 m	Diversidade de frugívoros	Intercepto	0.131	0.019	6.783	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.001	0.001	-1.936	0.059
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
100 m	Diversidade de granívoros	Intercepto	0.857	0.064	13.46	< 0.0001
		Copa de árvore	0.004	0.002	1.472	0.148
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.003	0.002	-1.584	0.12
		Estradas	0	0		
100 m	Diversidade de insetívoros	Intercepto	0.795	0.19	4.181	0
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0.005	0.004	1.507	0.139
		Veg. rasteira	0.007	0.003	2.371	0.022
		Estradas	0	0		
100 m	Diversidade de nectívoros	Intercepto	0.115	0.018	6.397	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.001	0.001	-2.437	0.019
		Estradas	0	0		
100 m	Diversidade de onívoros	Intercepto	0.726	0.045	16.29	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.004	0.001	2.843	0.007
		Estradas	0	0		
100 m	Diversidade de piscívoros	Intercepto	0.056	0.024	2.274	0.028
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.001	0.001	-1.345	0.185
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
150 m	Riqueza de carnívoros	Intercepto	0.28	0.143	1.956	0.056
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.01	0.004	2.158	0.036
		Estradas	0	0		
150 m	Riqueza de frugívoros	Intercepto	2.327	0.337	6.898	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.025	0.011	-2.379	0.022
		Estradas	0	0		
150 m	Riqueza de granívoros	Intercepto	5.526	0.522	10.59	< 0.0001
		Copa de árvore	0.059	0.025	2.317	0.025
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
150 m	Riqueza de insetívoros	Intercepto	18.2	1.136	16.02	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.252	0.077	-3.277	0.002
150 m	Riqueza de nectívoros	Intercepto	1.944	0.3	6.486	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.018	0.009	-1.91	0.062
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
150 m	Riqueza de onívoros	Intercepto	8.245	0.51	16.18	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.094	0.035	-2.722	0.009
150 m	Riqueza de piscívoros	Intercepto	1.32	0.478	2.76	0.008
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.025	0.014	-1.815	0.076
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
150 m	Abundância de carnívoros	Intercepto	0.036	0.034	1.065	0.292
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.003	0.001	2.493	0.016
		Estradas	0	0		
150 m	Abundância de frugívoros	Intercepto	0.554	0.096	5.802	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.006	0.003	-2.063	0.045
		Estradas	0	0		
150 m	Abundância de granívoros	Intercepto	7.061	0.574	12.31	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.066	0.018	-3.678	0.001
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
150 m	Abundância de insetívoros	Intercepto	5.515	0.487	11.33	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.04	0.033	-1.207	0.234
150 m	Abundância de nectívoros	Intercepto	0.477	0.081	5.902	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.006	0.003	-2.228	0.031
		Estradas	0	0		
150 m	Abundância de onívoros	Intercepto	6.072	0.863	7.037	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.045	0.018	-2.438	0.019
		Estradas	-0.062	0.035	-1.8	0.079
150 m	Abundância de piscívoros	Intercepto	0.477	0.175	2.724	0.009
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.01	0.005	-2.037	0.047
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
150 m	Diversidade de carnívoros	Intercepto	0.006	0.01	0.551	0.584
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.001	0	3.478	0.001
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
150 m	Diversidade de frugívoros	Intercepto	0.137	0.02	6.817	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.001	0.001	-2.174	0.035
		Estradas	0	0		
150 m	Diversidade de granívoros	Intercepto	0.912	0.056	16.15	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.003	0.002	-1.438	0.157
		Estradas	0	0		
150 m	Diversidade de insetívoros	Intercepto	1.388	0.064	21.79	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.018	0.004	-4.186	0
150 m	Diversidade de nectívoros	Intercepto	0.118	0.019	6.216	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. Rasteira	-0.001	0.001	-2.425	0.019
		Estradas	0	0		
150 m	Diversidade de onívoros	Intercepto	0.934	0.04	23.53	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.009	0.003	-3.259	0.002

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
150 m	Diversidade de piscívoros	Intercepto	0.074	0.028	2.608	0.012
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.002	0.001	-1.819	0.075
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
200 m	Riqueza de carnívoros	Intercepto	0.231	0.149	1.555	0.127
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.011	0.005	2.415	0.02
		Estradas	0	0		
200 m	Riqueza de frugívoros	Intercepto	2.349	0.356	6.591	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.025	0.011	-2.283	0.027
		Estradas	0	0		
200 m	Riqueza de granívoros	Intercepto	7.252	0.441	16.44	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.061	0.031	-1.987	0.053
200 m	Riqueza de insetívoros	Intercepto	18.296	1.109	16.5	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.27	0.077	-3.491	0.001

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
200 m	Riqueza de nectívoros	Intercepto	1.951	0.317	6.162	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.018	0.01	-1.8	0.078
		Estradas	0	0		
200 m	Riqueza de onívoros	Intercepto	9.817	1.109	8.851	< 0.0001
		Copa de árvore	-0.059	0.039	-1.527	0.134
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.141	0.043	-3.306	0.002
200 m	Riqueza de piscívoros	Intercepto	1.414	0.53	2.667	0.011
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.029	0.016	-1.804	0.078
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
200 m	Abundância de carnívoros	Intercepto	0.024	0.035	0.691	0.493
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.003	0.001	2.742	0.009
		Estradas	0	0		
200 m	Abundância de frugívoros	Intercepto	0.556	0.101	5.507	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.006	0.003	-1.937	0.059
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
200 m	Abundância de granívoros	Intercepto	7.287	0.594	12.27	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.072	0.018	-3.93	0
		Estradas	0	0		
200 m	Abundância de insetívoros	Intercepto	5.611	0.477	11.76	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.05	0.033	-1.496	0.141
200 m	Abundância de nectívoros	Intercepto	0.497	0.084	5.884	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.006	0.003	-2.368	0.022
		Estradas	0	0		
200 m	Abundância de onívoros	Intercepto	2.914	0.769	3.788	0
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0.038	0.023	1.651	0.106
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		
200 m	Abundância de piscívoros	Intercepto	0.529	0.193	2.734	0.009
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.012	0.006	-2.104	0.041
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Continuação

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
200 m	Diversidade de carnívoros	Intercepto	0.002	0.011	0.139	0.89
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0.001	0	3.759	0
		Estradas	0	0		
200 m	Diversidade de frugívoros	Intercepto	0.138	0.021	6.485	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.001	0.001	-2.06	0.045
		Estradas	0	0		
200 m	Diversidade de granívoros	Intercepto	0.927	0.059	15.71	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.003	0.002	-1.645	0.107
		Estradas	0	0		
200 m	Diversidade de insetívoros	Intercepto	1.4	0.061	22.9	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.02	0.004	-4.631	< 0.0001
200 m	Diversidade de nectívoros	Intercepto	0.122	0.02	6.169	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	-0.002	0.001	-2.539	0.015
		Estradas	0	0		

Anexo A - Modelos gerados pela regressão linear stepwise para os parâmetros da avifauna.

Conclusão

Buffer	Métrica	Variáveis	Estimativa da variável	Erro padrão	t	p
200 m	Diversidade de onívoros	Intercepto	0.942	0.038	24.64	< 0.0001
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	0	0		
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	-0.01	0.003	-3.685	0.001
200 m	Diversidade de piscívoros	Intercepto	0.084	0.031	2.692	0.01
		Copa de árvore	0	0		
		Solo exposto	-0.002	0.001	-1.973	0.055
		Veg. rasteira	0	0		
		Estradas	0	0		