

Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação
Instituto de Biociências
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**Riqueza e diversidade funcional de aves em paisagens urbanas
brasileiras: Uma abordagem ambiental, social e econômica**

Gabriel Tirintan de Lima



Campo Grande
Dezembro 2020

**Riqueza e diversidade funcional de aves em paisagens urbanas
brasileiras: Uma abordagem ambiental, social e econômica**

Gabriel Tirintan de Lima

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Ecologia**, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Diogo Borges Provete
Co orientador: Bruno Vilela de Moraes e Silva

Banca avaliadora

Dra.

[Levi Carina Terribile]

Dr.

[Fabio O. Roque]

Dr.

[Ricardo Dobrovolski]

Dr.

[_____]

Dr.

[_____]

Dedico essa dissertação a meus familiares que sempre me apoiaram e acreditaram nos meus objetivos

Agradecimentos

À minha família por todo o suporte durante os dois anos de mestrado. Meus pais Alcione e Marcio, minha irmã Júlia, meus avós Afonso, Erondina, Angélica e Lourival, vocês foram fundamentais para alcançar meus objetivos. Obrigado pelo incentivo e suporte, também por acreditarem em mim e no meu trabalho.

Ao meu orientador Diogo Provete, primeiramente por aceitar me instruir no mestrado. Sua ajuda foi fundamental para o planejamento e desenvolvimento do projeto. Agradeço a contribuição para com minha vida profissional, seus conhecimentos e conselhos vão além da carreira acadêmica. Sempre um professor e orientador excelente, empenhado e preocupado com o aprendizado de seus alunos e orientandos.

Ao meu coorientador, professor Bruno Vilela pelo apoio e contribuição com o projeto.

Aos meus amigos e parceiros de passarinhadas pelo companheirismo e apoio. Sem vocês esses dois anos seriam muito mais difíceis, especialmente no momento atípico que vivemos.

Sou grato aos meus colegas do Laboratório de Síntese em Biodiversidade, sempre dispostos a ajudar e compartilhar conhecimento.

A todos os professores e orientadores com quem tive o privilégio e o prazer de aprender. O conhecimento é uma construção e todos foram fundamentais e deram valiosas contribuições.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa de estudos que me possibilitou dedicação exclusiva ao projeto.

Aos profissionais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, em especial, do Instituto de Biociências (INBIO-UFMS).

Por fim, a todos os observadores de aves do Brasil e do mundo pelos valiosos registros que foram utilizados nesse estudo.

Índice

Resumo	1
Abstract	2
Introdução	3
Material e método	7
Obtenção e processamento de dados	7
Dados ambientais e socioeconômicos	8
Seleção de atributos funcionais	9
Análise de dados	10
Rarefação	10
Diversidade taxonômica e funcional	12
Análise de rota	13
Diferenças na composição funcional entre áreas urbanas e rurais	13
Resultados	13
Ocorrência de espécies	13
Composição funcional	17
Riqueza taxonômica, Redundância, Singularidade e Uniformidade funcional	25
Modelo de rota	30
Discussão	32
Ocorrência de espécies	32
Composição funcional	32
Riqueza taxonômica, redundância, singularidade e uniformidade funcional	38
Modelo de rota	41
Perspectivas para estudos futuros	44
Conclusões gerais	46
Literatura citada	47
Anexos	55

Resumo

Urbanização é uma das ações antrópicas que mais modifica os ecossistemas, causando perda e redistribuição de espécies. Esses “novos” ecossistemas urbanos são sistemas socioecológicos influenciados por fatores socioeconômicos e culturais humanos. No entanto, análises do efeito da urbanização sobre a biodiversidade que considerem aspectos socioeconômicos em grande escala ainda são raras. Aqui, teste o efeito do contraste rural-urbano em 65 municípios brasileiros sobre a riqueza e diversidade funcional de aves utilizando dados de ciência cidadã. Observamos que cidades favorecem atributos funcionais específicos como espécies carnívoras, saprófagas, granívoras e herbívoros, além de espécies que forrageiam em solo e em corpos d’água. Também comportam espécies migratórias parciais. Porém, perdem espécies florestais, frugívoras e que se alimentam de invertebrados. Áreas urbanas têm menor riqueza taxonômica e redundância funcional, indicando baixa resiliência, sendo áreas de risco de perda de serviços ecossistêmicos. Observamos efeitos positivos de variáveis ambientais na diferença de redundância e singularidade funcional e riqueza taxonômica. Já variáveis socioeconômicas foram pouco relevantes. Singularidade e Redundância funcional tiveram forte relação com riqueza taxonômica. Nossos resultados podem ajudar a identificar mecanismos que alteram a diversidade de aves em ambientes urbanos que seriam úteis para desenvolver programas que aumentem a qualidade ambiental das cidades, mantendo a biodiversidade e serviços ecossistêmicos no futuro.

Abstract

Urbanization is one of the anthropic actions that most modifies ecosystems, promoting loss and redistribution of species. These novel urban ecosystems are complex socio-ecological systems influenced by human socioeconomic and cultural factors. However, few studies have tested the effects of urbanization on biodiversity considering socio-economic aspects on a large scale. Here, I tested the effect of the rural-urban contrast in 65 Brazilian cities on bird species richness and functional diversity using citizen science data. I found that cities favor specific functional traits, such as carnivores, saprophagous, granivores and herbivores, and species that forage on the ground and in bodies of water. They also favor partial migratory species. However, they lose forest-specialist species, frugivores and species that feed upon invertebrates. Urban areas have lower taxonomic richness and functional redundancy, indicating low resilience, suggesting they are areas at risk of losing ecosystem services. We found positive effects of environmental variables on difference in redundancy and functional uniqueness and taxonomic richness. Socioeconomic variables were not relevant. Functional uniqueness and functional redundancy had strong relationships with taxonomic richness. Our results can help identify mechanisms that alter bird diversity in urban environments that can be useful to develop programs that increase the environmental quality of cities, maintaining biodiversity and ecosystem services in the future.

Introdução

Urbanização é um conjunto de processos que alteram o meio ambiente (Barnagaud et al. 2017, Marzluff 2016), modificando as dinâmicas naturais e interferindo na biodiversidade (Allen et al. 2019, Ferenc et al. 2019). O aumento das áreas urbanas tem se intensificado em nível global (West 2018), conjuntamente ao aumento populacional. A “United Nations Population Division” (UN 2017) estima que até 2030 a população mundial pode aumentar em até 1,2 bilhão, ocorrendo o maior aumento em grandes centros urbanos de países em desenvolvimento (McDonald et al. 2019). Esse aporte de pessoas, especialmente vivendo em cidades, tende a promover grande alteração ambiental, o que demanda planejamento (Villaseñor et al. 2017).

As cidades são sistemas socioecológicos complexos (Andersson 2006) onde padrões sociais, econômicos e culturais definem a forma e magnitude das alterações ambientais (Ardoin et al. 2019, Low et al. 2019). Esses fatores também vão determinar a forma com que a população interage com a biodiversidade (Belaire et al. 2016). Por exemplo, a desigualdade socioeconômica tem relação com a degradação ambiental (Berthe & Elie 2015, Masud et al. 2018). Maiores níveis de desigualdade e distribuição de renda impactam negativamente a biodiversidade de várias formas (Berthe & Elie 2015), desde a manutenção de áreas verdes até a cobrança por melhores condições ambientais urbanas (Boyce 1994, Yang et al. 2011). Educação e nível de renda determinam a direção e a magnitude de alterações ambientais. Esses foram observados pela análise do efeito de diferentes valores do IDH sobre manutenção da cobertura vegetação em vários países (Schell et al. 2020). Aspectos culturais compõe outra dimensão humana que influencia ecossistemas (Schell et al. 2020). Nesse último, a estratificação social e cultural pautada por segregação racial gera um mosaico de degradação e diferentes condições ambientais, onde regiões com classes menos favorecidas e marginalizadas estão sujeitas à condições ambientais menos favoráveis (Schell et al. 2020).

Portanto o homem, com base em fatores econômicos e sobre influência de características e valores sociais e culturais, atua como verdadeiro engenheiro dos ecossistemas, gerenciando alterações no meio (Schell et al. 2020). Logo, estudar fatores socioeconômicos e culturais além dos ambientais é fundamental para melhor compreender ecossistemas urbanos e prever seus efeitos sobre a biodiversidade. Apesar de alguns efeitos já descritos, muito das dinâmicas socioeconômicas e culturais permanecem desconhecidos (Berthe & Elie 2015). Como exemplo, o próprio IDH, se mostra um índice de efeitos complexo e que apesar de bem estudado, apresenta conflitos metodológicos devido, principalmente, à influência de fatores espaciais e geopolíticos (Jha & Bawa 2006, Schell et al. 2020).

O processo de urbanização e a atividade antrópica exercem uma variedade de alterações ambientais. Dentre essas, as mudanças no uso de solo são uma das principais associadas à urbanização, e uma das maiores ameaças à biodiversidade (Carvajal-Castro et al. 2019), pois altera o meio ambiente direta e indiretamente (Meyfroidt et al. 2013, Beninde et al. 2015, MacGregor-Forz 2019). Por exemplo, padrões de uso do solo ligados ao fornecimento de recursos para a população humana urbana podem afetar indiretamente a biodiversidade por meio de deslocamento do uso de solo, remanejando áreas de agropecuária para infraestrutura urbana (van Vliet 2019). Logo, o efeito da urbanização é maior do que apenas o crescimento físico das cidades. Estudos analisando esses efeitos, especialmente nas comunidades de aves, têm crescido nos últimos tempos (Marzluff 2016, Leveau et al. 2017, Leveau 2019, Tu et al. 2020). No entanto, muitos estudos em ecologia urbana, especialmente utilizando aves como grupo modelo, continuam centrados no hemisfério norte (Marzluff 2016, Murgui & Hedblom 2017). Também, a forma com que a população humana interage com a biodiversidade e como engajá-los para causas ambientais, é um ponto pouco explorado (Marzluff 2016).

No contexto de estudos ecológicos envolvendo urbanização, aves são um grupo chave por exercerem um grande conjunto de serviços ecológicos, como dispersão de sementes, polinização e

controle de invertebrados e vertebrados (Matuoka et al. 2020). Além disso, são muito afetadas por alterações ambientais (Beninde et al. 2015, Berthe & Elie 2015, De Castro Pena et al. 2017, Souza et al. 2019), pois áreas para a reprodução e alimentação são reduzidas, culminando em baixa taxa reprodutiva e declínio populacional (Marzluff et al. 2016). Algumas espécies toleram alterações ambientais por meio de modificações de comportamento, fisiologia e taxas reprodutivas (Santos et al. 2019). No entanto, poucas espécies exibem essa plasticidade, o que resulta em homogeneização biótica (Piano et al. 2019, Santos et al. 2019) ou baixa diversidade beta (Barnagaud et al. 2017).

A ciência cidadã é uma ferramenta útil para a conservação, aproximando pessoas do meio natural e ao mesmo tempo gerando dados em grandes escalas sobre biodiversidade (Prudic et al. 2019, Walther & White 2018). Dados públicos já vêm sendo utilizados para estudos em ecologia, especialmente sobre distribuição espacial e modelagem (Kelling et al. 2019, Ribeiro et al. 2019), principalmente para aves, devido à grande disponibilidade. Portanto, dados de ciência cidadã oferecem uma ótima oportunidade para entender como processos ligados à urbanização afetam diferentes facetas da biodiversidade. Facilitam, também, estudos ecológicos especialmente com aves, um grupo bem representado por programas e plataformas de ciência cidadã.

Apesar do aumento de estudos voltados às cidades nas últimas décadas, abordagens de ecologia urbana em largas escalas espaciais são ainda raras. A maioria dos estudos avaliaram uma única cidade ou região urbana. Abordar diferentes gradientes ambientais em grandes escalas espaciais pode fornecer importantes informações sobre comunidades ecológicas, pois assim amostramos uma maior proporção do pool regional de espécies (Lessard et al. 2012). Por exemplo, Chase et al. (2019) estudando comunidade de aves em resposta à mudanças na heterogeneidade do ambiente ao longo do tempo mostraram que em ampla escala espacial ocorreu aumento de riqueza. Essa mudança não foi significativa quando utilizaram escala espacial reduzida. Outro importante viés em publicações de ecologia urbana é o gradiente latitudinal. Muitos estudos são realizados em regiões temperadas (Gorosito & Cueto 2019). Entretanto, alterações de habitat e outras

consequências de atividades humanas são ainda mais graves em regiões tropicais, especialmente as florestais. Estudos indicam que a perda de biodiversidade nessas regiões é mais acelerada e acentuada (Leveau et al. 2017). Esses fatores reforçam a importância de esforços de pesquisa em áreas tropicais megadiversas.

Outra lacuna frequente são estudos utilizando atributos funcionais, além da diversidade taxonômica. Esses são menos frequentes, apesar de fornecerem importantes informações (Paton et al. 2019), já que atributos funcionais das espécies podem prever sua sensibilidade a distúrbios (Violle et al. 2007). Logo, a abordagem funcional é uma faceta alternativa da biodiversidade, e descreve melhor as comunidades ecológicas, e sua montagem, do que índices baseados apenas em riqueza e abundância taxonômica.

Em vista da necessidade crescente de compreender os efeitos da urbanização e atividades humanas sobre a biodiversidade, eu testei o efeito relativo de variáveis ambientais e socioeconômicas de municípios brasileiros sobre a diversidade funcional e taxonômica de aves em escala macroecológica. Utilizando o gradiente rural-urbano, buscamos compreender o efeito da urbanização sobre comunidades de aves. Nossa hipótese é de que áreas urbanas moldam as comunidades de aves, apresentando menor singularidade e maior redundância funcional devido à maior ocorrência de espécies oportunistas. Esperamos que padrões de diversidade taxonômica e funcional estejam correlacionadas com variáveis socioeconômicas, em que altos valores de IDH favorecem a diversidade de aves, enquanto maiores valores de desigualdade de distribuição de renda trariam prejuízos. Esperamos também uma associação positiva da arborização de vias públicas com maior riqueza, e singularidade funcional, e que a riqueza e singularidade funcional estejam associadas negativamente com a distância para unidades de conservação próximas. Até onde sabemos, este é o primeiro estudo a avaliar como dezenas de comunidades urbanas de aves respondem tanto às variáveis socioeconômicas quanto ambientais em escala de país.

Material e método

Obtenção e processamento de dados

Os dados de ocorrência de espécies de aves foram obtidos através da plataforma GBIF (GBIF: “The Global Biodiversity Information Facility” 2020). O GBIF agrega outros bancos de dados, tais como os do eBird (eBird 2020) e iNaturalist (iNaturalist 2020). Obtivemos dados de ocorrência entre 01/janeiro/2015 e 01/janeiro/2020. A data foi definida de acordo com a disponibilidade de dados socioeconômicos e ambientais. O processamento de dados foi feito no site do GBIF (<https://www.gbif.org/>), e com o pacote `rgbif` (Chamberlain et al. 2020) do software R (R Core Team, 2020). Ao final desse processo obtivemos mais de 3.000.000 de pontos de ocorrência (Figura 1).

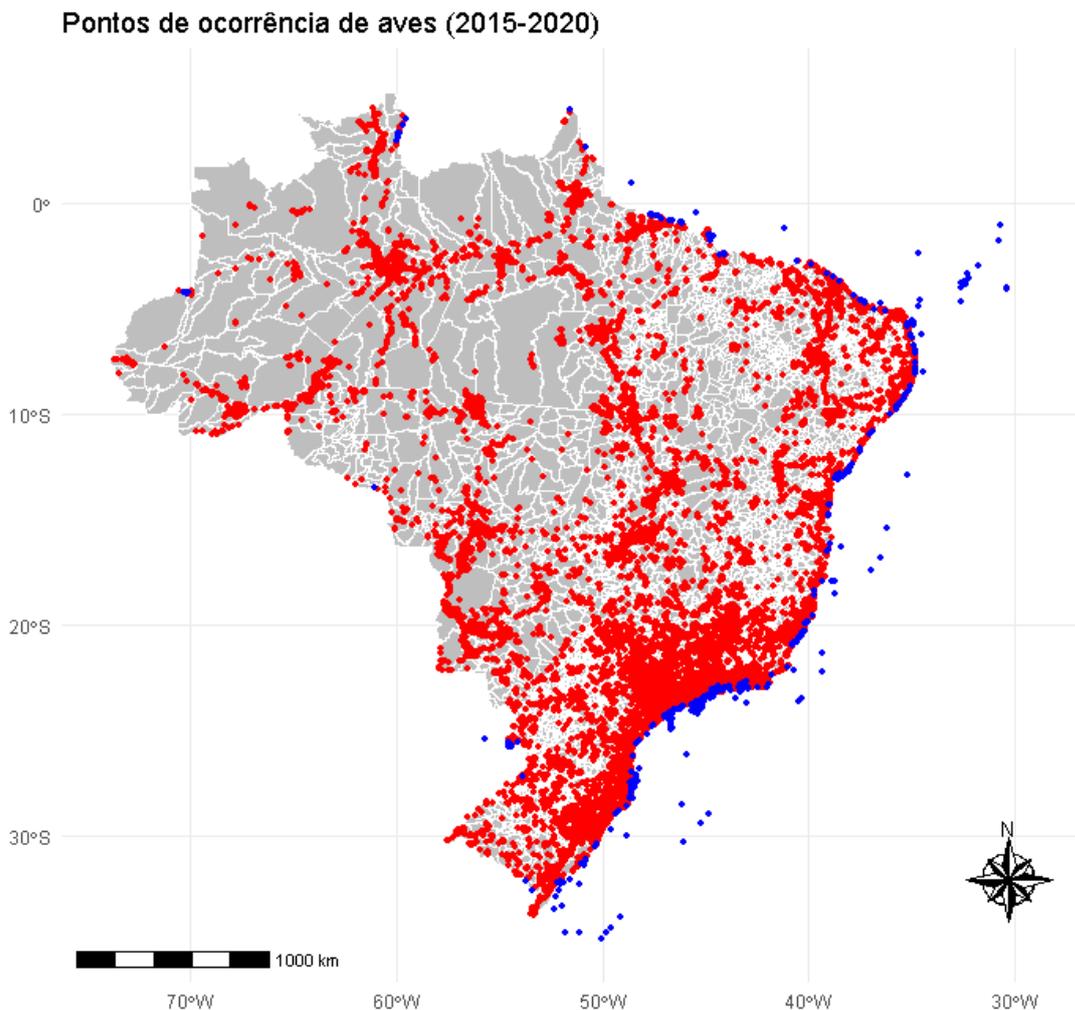


Figura 1 Pontos de ocorrências de aves em território brasileiro obtidos pelo GBIF no período de janeiro de 2015 a janeiro de 2020. Em vermelho pontos continentais que foram mantidos durante a primeira fase de limpeza. Em azul, pontos em área marinha ou fora do território brasileiro, excluídos.

Os dados passaram por um processo de limpeza para excluir erros de ocorrência, dados faltantes, e que não apresentavam nível de espécie utilizando o pacote dplyr (Wickham et al. 2020). Para a nomenclatura, utilizamos a lista mais recente de aves do Brasil (Piacentini et al. 2015). Estas foram revisadas, excluindo ocorrências improváveis e padronizando os nomes científicos (Piacentini et al. 2015).

Foram excluídas ocorrências fora da área continental. A partir dos registros de incidência criamos matrizes de presença e ausência de espécies por município e separadamente para áreas rurais e urbanas. O mapa dos municípios foi obtido do pacote geobr (Pereira & Gonçalves 2020). Utilizamos os pacotes rgdal (Bivand et al. 2020) e raster (Hijmans 2020) para atribuir as ocorrências a cada município. Em seguida, utilizamos o pacote letsR (Vilela & Villalobos 2015) para criar matrizes de presença e ausência de espécies por município. Posteriormente, criamos matrizes de presença e ausência exclusivamente para áreas urbanas a partir de shapefiles geobr (Pereira & Gonçalves 2020). O arquivo shapefile de áreas rurais foi criado no software QGIS e utilizado para criar a matriz de presença e ausência de espécies para áreas rurais.

Dados ambientais e socioeconômicos

As variáveis preditoras foram divididas em dois grupos: ambientais e socioeconômicas. As variáveis ambientais são: arborização de vias públicas (Sacco et al. 2015) e distância para a unidade de conservação mais próxima (Prescott et al. 2016). A porcentagem de arborização de vias públicas foi obtida do site do IBGE Cidades (IBGE 2020). Já a distância (Km) entre o centroide de unidades

de conservação mais próxima e o centroide da área urbana foram calculados no software QGIS (QGIS 2020) utilizando shapefiles das áreas urbanas e de unidades de conservação de proteção integral (MMA 2020) no pacote geobr (Pereira & Goncalves 2020). As variáveis socioambientais foram compostas do IDH e Índice de Gini para cada município (IBGE 2010). Índice de Gini é um valor que expressa a desigualdade de distribuição de renda de uma unidade política e varia de 0 a 1. Quanto mais próximo de 1, maior a desigualdade. Este índice é comumente utilizado como uma variável socioeconômica em estudos ecológicos (e.g., Yang et al. 2011).

IDH (Índice de Desenvolvimento Humano), é um índice que avalia principalmente aspectos econômicos da população (Hickel 2020), mas também medidas de educação e saúde. O índice é calculado levando em conta quatro estatísticas: Produto doméstico bruto per-capita, expectativa de vida, taxa de alfabetização de adultos e taxa de matrícula em instituição de ensino (Schell et al. 2020). Assim ele capta diferentes facetas socioeconômicas relevantes para a conservação (Schell et al. 2020).

Seleção de atributos funcionais

Os atributos funcionais de resposta e efeito (*sensu* Violle et al. 2007) foram selecionados considerando sua influência na colonização de ambientes urbanos (Coetzee & Chown 2016, Leveau e Leveau 2016, Matuoka et al. 2020), e resposta a distúrbios antrópicos como alteração do uso de solo (Coetzee & Chown 2016, Matuoka et al. 2020), iluminação artificial (Kosicki 2020), isolamento (Oliver et al. 2011) e também sua disponibilidade na literatura. Os atributos utilizados foram: Dieta (Wilman et al. 2014), substrato de forrageio (Wilman et al. 2014) (atributos de efeito), atividade circadiana (Wilman et al. 2014), status migratório (Somenrazi et al. 2018), reprodução no Brasil (Somenrazi et al. 2018) e massa corporal (Wilman et al. 2014) (atributos de resposta). Os dados de dieta, substrato de forrageio e massa corporal foram obtidos através do repositório do EltonTraits (Wilman et al. 2014), dados de status migratório foram obtidos por Somenrazi et al.

(2018). Esses atributos já foram registrados sendo influenciados por processos típicos da urbanização (Hensley et al. 2019), sendo importantes para determinar a tolerância das espécies. Por exemplo, a redução de certos recursos alimentares pela supressão vegetal acaba por reduzir a frequência de espécies dependentes desses recursos (Hensley et al. 2019). Padrão semelhante observamos para aves que utilizam áreas florestadas, com o desmatamento e supressão vegetal, são prejudicadas, alterando em frequência e até mesmo sujeitas à extinção local (Silva et al. 2016).

Análise de dados

Rarefação

Para definir municípios com um número mínimo de registros realizamos uma análise de rarefação utilizando o pacote *vegan* 2.5-6 (Oksanen et al. 2019) no software R. Esta análise relaciona a riqueza e frequência de ocorrência de espécies em diferentes amostras. A finalidade é estimar a riqueza real e ou determinar pontos mais bem amostrados, também buscar por vieses (Henry & Stevens 2009). O objetivo foi selecionar municípios mais bem amostrados, e assim evitar vieses. Com isso, obtivemos 65 municípios com ao menos 1000 registros (Figura 2).

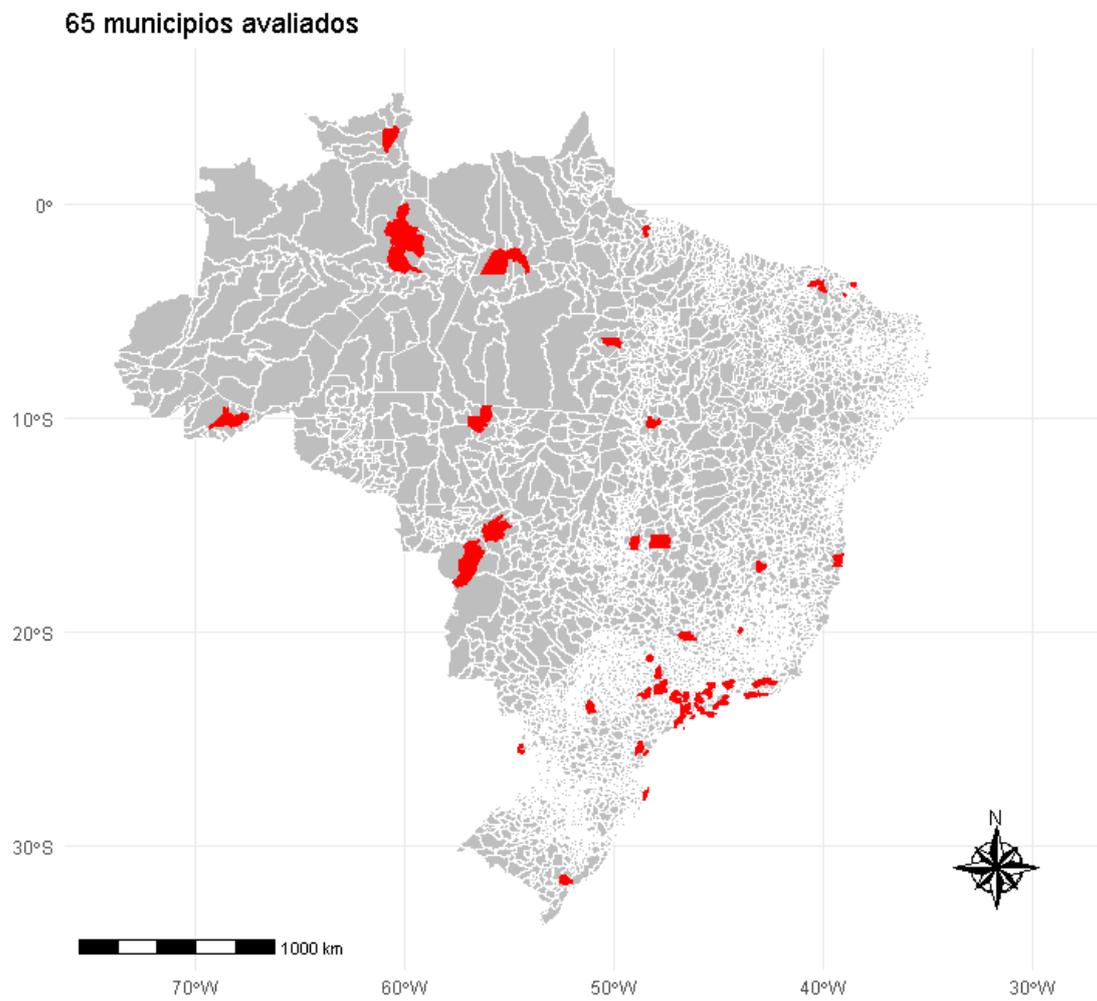


Figura 2. Total de 65 municípios selecionados a partir da análise de rarefação.

Diversidade taxonômica e funcional

A riqueza taxonômica foi calculada pela soma das espécies nas áreas rural e urbana de cada município. Os índices de diversidade funcional foram calculados a partir de uma matriz de composição separadamente para cada área rural e urbana, junto com a matriz de atributos funcionais. Dados de atributos funcionais foram processados utilizando o pacote SYNCSA (Debastiani & Pillar 2012).

Como a matriz funcional era composta por dados de diferentes naturezas (contínuo = massa corporal; dicotômico 0-1 = atividade circadiana, status migratório e reprodução no Brasil; categórico multiestado = tipo de migração; “fuzzy” = dieta e substrato de forrageio), primeiro computamos a distância de Gower (Pavoine et al. 2009, Pavoine 2020). Em seguida, verificamos se a matriz de distância apresentava propriedades euclidianas, e para corrigi-la calculamos a raiz quadrada da distância (Legendre & Legendre 2012) que foi utilizada nas análises abaixo.

Para compreendermos os padrões funcionais calculamos os índices de singularidade e redundância (Violle et al. 2017), e uniformidade funcional (Mason et al. 2005). Para calcular redundância e singularidade utilizamos o pacote adiv (Pavoine 2020). Já uniformidade foi feita no pacote FD (Laliberté & Legendre 2010, Laliberté et al. 2014). Apesar da conhecida relação monotônica com a riqueza de espécies (Vasconcelos et al. 2019, McPherson et al. 2018), esses índices são importantes para compreender padrões de biodiversidade, especialmente avaliando gradientes de alteração antrópica (Matuoka et al. 2020). Além disso, a avaliação de múltiplos componentes da diversidade funcional melhora a compreensão dos efeitos de alterações ambientais na montagem de comunidades (Matuoka et al. 2020).

Análise de rota

Para compreender o efeito das variáveis preditoras sobre os índices de diversidade funcional e riqueza taxonômica construímos modelos de equações estruturais. Como variáveis resposta usamos a diferença dos valores de redundância, singularidade e uniformidade funcional e riqueza taxonômica entre áreas rurais e urbanas. Essa análise permite relacionar múltiplas variáveis preditoras e resposta em uma rede de causalidade, testando não só relações diretas, mas também indiretas entre as variáveis. Para isso utilizamos o pacote *piecewiseSEM* (Lefcheck 2016).

Diferenças na composição funcional entre áreas urbanas e rurais

Para entender o padrão de composição funcional entre áreas urbanas e rurais realizamos uma análise de coordenadas principais dupla (DPCoA) (Pavoine et al. 2004) no pacote *ade4* (Dray et al. 2007). Este método de ordenação identifica os atributos funcionais mais relevantes para determinar áreas rurais e urbanas. Todos os mapas e gráficos foram produzidos utilizando as funções do pacote *ggplot2* (Wickham 2020).

Calculamos a “Community weight mean” (CWM) de cada atributo multiplicando a matriz de atributos funcionais pela frequência de espécies (Ricotta & Moretti 2011) separadamente para áreas urbanas e rurais. Essa matriz descreve o atributo médio de cada local. Com essas matrizes, calculamos um teste t pareado para testar a diferença de frequência dos atributos funcionais entre áreas rurais e urbanas de um mesmo município (Hsu & Lachenbruch 2005). CWM foi calculado utilizando o pacote *FD* (Laliberté & Legendre 2010).

Resultados

Ocorrência de espécies

Registramos 1146 espécies de 30 ordens (Anexo 1). Poucas espécies ocorreram somente em áreas urbanas (44 espécies), enquanto o número de espécies exclusivas de áreas rurais foi maior (177).

Isso sugere que áreas urbanas perdem um grande número de espécies e têm menor capacidade de manter espécies exclusivas. Espécies introduzidas foram mais frequentes em áreas urbanas, tais como Pardal (*Passer domesticus*), Pomba-doméstica (*Columba livia*) e Bico-de-lacre (*Estrilda astrild*).

Passeriformes foi a ordem de Aves que apresentou a maior riqueza de espécies e a maior frequência de ocorrência (Figuras 3 e 4), sendo mais frequentes em áreas rurais. Poucas ordens foram mais frequentes em áreas rurais, dentre elas temos: Columbiformes (Pombas e rolinhas), Apodiformes (Beija-flores), Cuculiformes (Anus) e Galbuliformes (Arirambas). Áreas urbanas também tiveram menor riqueza de espécies nas ordens, com exceção de Columbiformes, Caprimulgiformes (Bacurais e Curiangos) e Podicipediformes (Mergulhões).



Figura 3 Frequência das ordens de Aves em áreas rurais e urbanas.

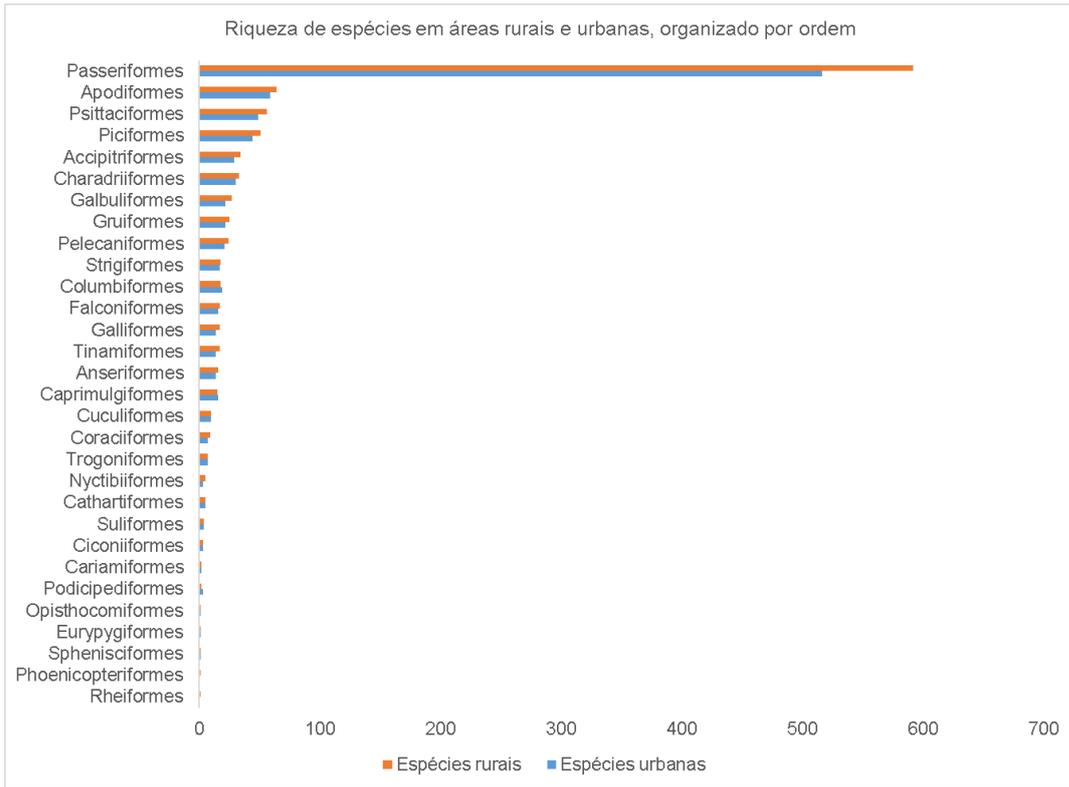


Figura 4 Riqueza de espécies em áreas rurais e urbanas, organizadas por ordem.

Composição funcional

Houve uma diferença significativa na maioria dos atributos entre áreas rurais e urbanas.

Aves frugívoras foram mais frequentes em áreas rurais ($t = -2.3859$; GL = 64; $P = 0.02001$; Figura 5A). Um padrão similar foi observado para aves que se alimentam de invertebrados ($t = -6.9847$; GL = 64; $P < 0.001$; Figura 5B). Em contraponto, aves que se alimentam de grãos ($t = 7.5152$; GL = 64; $P < 0,0001$) e matéria vegetal ($t = 5.1259$; GL = 64; $P < 0,0001$) foram significativamente mais frequentes em áreas urbanas (Figura 5, C e D respectivamente). Aves que se alimentam de organismos ectotérmicos ($t = 6.1644$; GL = 64; $P < 0,0001$) e endotérmicos ($t = 4.6561$; GL = 64; $P < 0,0001$) (Figura 5, G e H respectivamente), foram mais frequentes em áreas urbanas. O mesmo padrão para espécies piscívoras ($t = 4.1042$; GL = 64; $P = 0.0001171$) e saprófagas ($t = 3.1002$; GL = 64; $P = 0.002874$) (Figura 5, I e J respectivamente), ambas mais frequentes em ambientes urbanos. A única exceção foram os que se alimentam de vertebrados ($t = -1.0662$; GL = 64; $P = 0.2903$; Figura 5E) e nectarívoros ($t = -1.2568$; GL = 64; $P = 0.2134$; Figura 5F) que não apresentaram diferenças significativas.

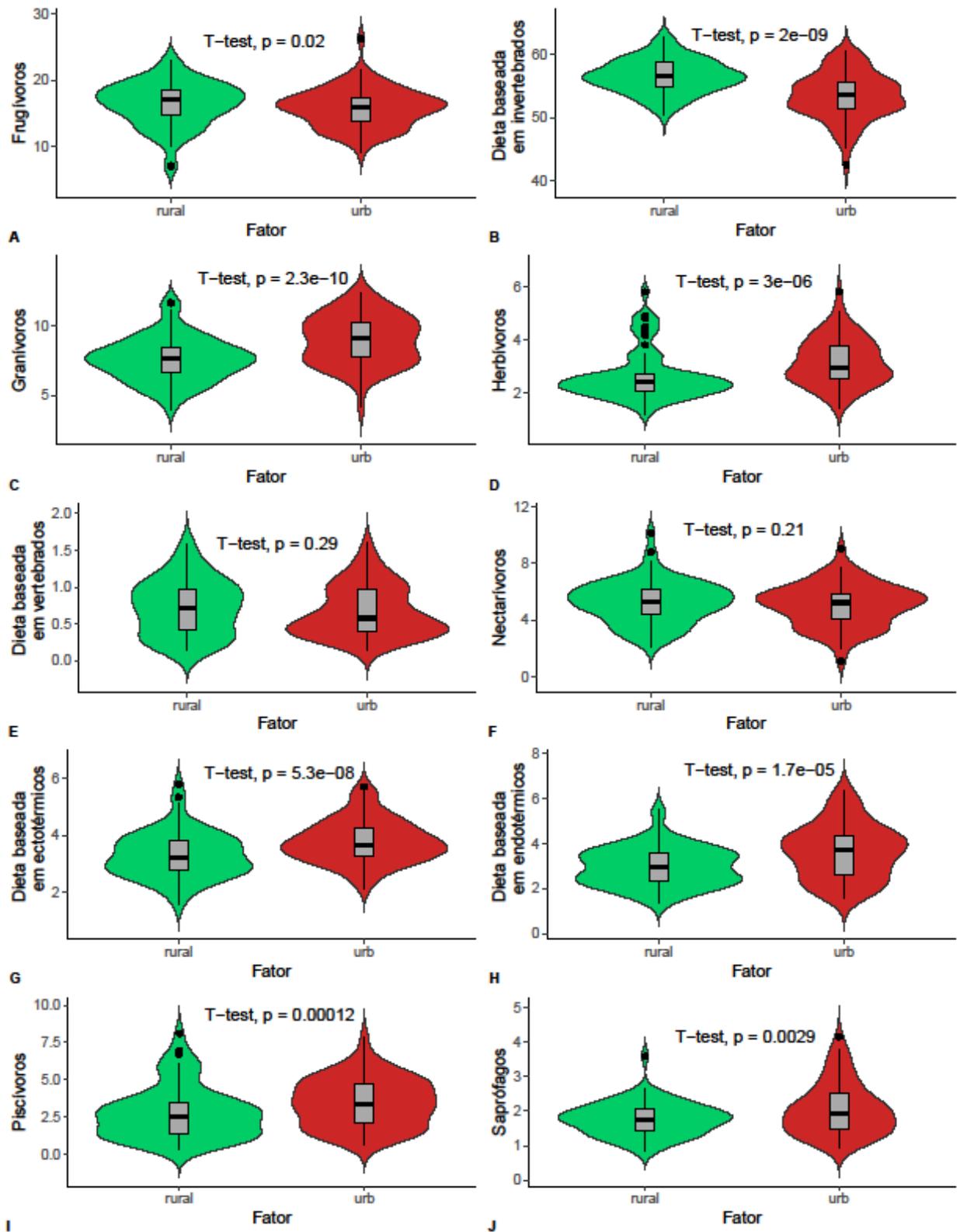


Figura 5 Violin plot mostrando a diferença na frequência de atributos funcionais de dieta entre áreas rurais (verde) e urbanas (vermelho).

A exploração de diferentes substratos de forrageio também foi influenciada pelos ambientes urbanos (Figuras 6). Não encontramos diferença para aves que predam no ar ($t = 0.41092$; $GL = 64$; $P = 0.6825$; Figura 6A) e que exploram ambientes de dossel ($t = -0.87803$; $GL = 64$; $P = 0.4832$; Figura 6B) entre as áreas rurais e urbanas. Aves que forrageiam em ambientes aquáticos tiveram maior frequência em cidades. Esse padrão se repetiu para espécies que forrageiam abaixo ($t = 2.7495$; $GL = 64$; $P = 0.00775$; Figura 6D) e na superfície d'água ($t = -5.9517$; $GL = 64$; $P < 0,001$; Figura 6C). As espécies que exploram níveis médios a altos em árvores ou arbustos acima de 2 m (exceto dossel) (Figura 6D) foram mais frequentes em áreas rurais ($t = 4.9485$; $GL = 64$; $P < 0,001$). O mesmo podemos observar para espécies que utilizam o sub-bosque, bordas de florestas, e arbustos até 2 m ($t = -7.4487$; $GL = 64$; $P < 0,001$; Figura 6C). Em contrapartida, aves que forrageiam no solo (Figura 6G) foram mais frequentes em cidades ($t = 6.919$; $GL = 64$; $P < 0,001$). Isso indica que áreas urbanas estão favorecendo atributos não relacionados com áreas vegetadas.

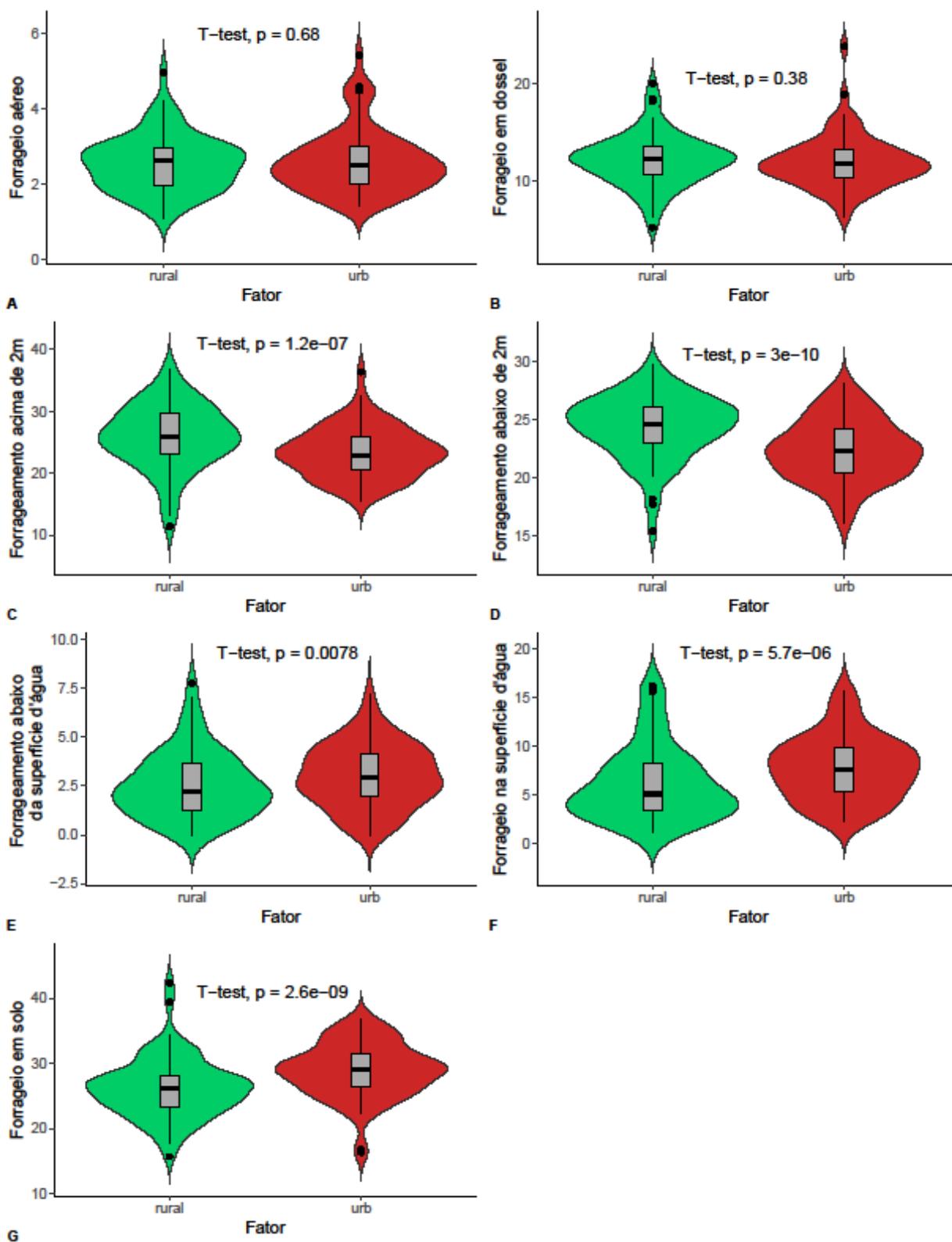


Figura 6 Violin plots mostrando a frequência de estrato de forrageio de aves entre áreas rurais (verde) e urbanas (vermelho).

Espécies migratórias foram mais frequentes em áreas urbanas ($t = 3.49$; $GL = 64$; $P < 0.001$; Figura 7B), que acabaram perdendo espécies residentes ($t = -3.49$; $GL = 64$; $P < 0,001$; Figura 12A). Espécies vagantes (passam por determinado local sem, contudo, se estabelecerem) não foram afetadas pela presença das cidades ($t = -0.32567$; $GL = 64$; $P = 0.7457$; Figura 6G), assim como os migrantes verdadeiros ($t = 0.24822$; $GL = 64$; $P = 0.8048$; Figura 6E). Entretanto, as espécies parcialmente migratórias (onde somente parte da população migra), são muito mais frequentes em áreas urbanas ($t = 4.2296$; $GL = 64$; $P < 0,001$; Figura 6F). Essa categoria é a que mais contribui para a maior ocorrência de espécies migratórias em áreas urbanas.

Não encontramos diferença entre espécies que se reproduzem ou não no Brasil ($t = 0.88404$; $GL = 64$; $P = 0.38$; Figura 6, D e C respectivamente). Isso mostra que a presença das cidades não parece afetar as aves em relação à sua atividade reprodutiva, pelo menos em uma escala ampla.

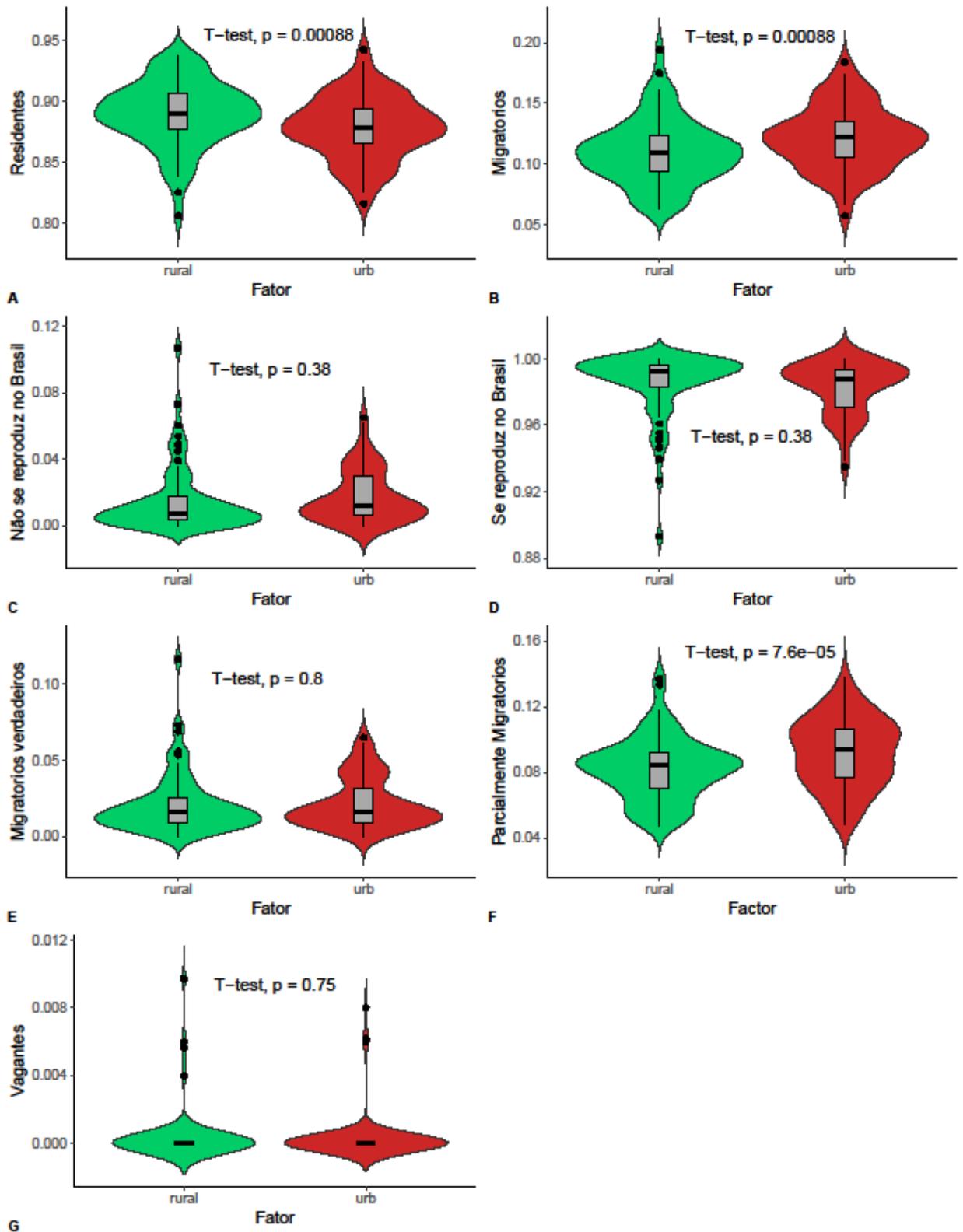


Figura 7 Violin plots mostrando a frequência de aves migratórias entre áreas rurais (verde) e urbanas (vermelho). Também a natureza da atividade migratória e local de reprodução (Brasil ou fora do país).

Não observamos diferença na atividade circadiana entre áreas urbanas e rurais (Figura 8, A e B). Encontramos um aumento sutil na frequência de aves diurnas em ambientes rurais do que urbanos ($t = -1.8125$; $GL = 64$; $P = 0.07461$; Figura 8A), e espécies noturnas foram levemente frequentes em cidades do que áreas rurais ($t = 1.8125$; $GL = 64$; $P = 0.07461$; Figura 8B), mas essas diferenças não foram estatisticamente significativas. Esses resultados indicam que as cidades não exerceram efeitos em relação ao período de atividade das aves. Porém, locais urbanizados influenciam nos atributos funcionais, abrigando espécies de maior massa corporal ($t = 6.7604$; $GL = 64$; $P < 0,001$; Figura 8C).

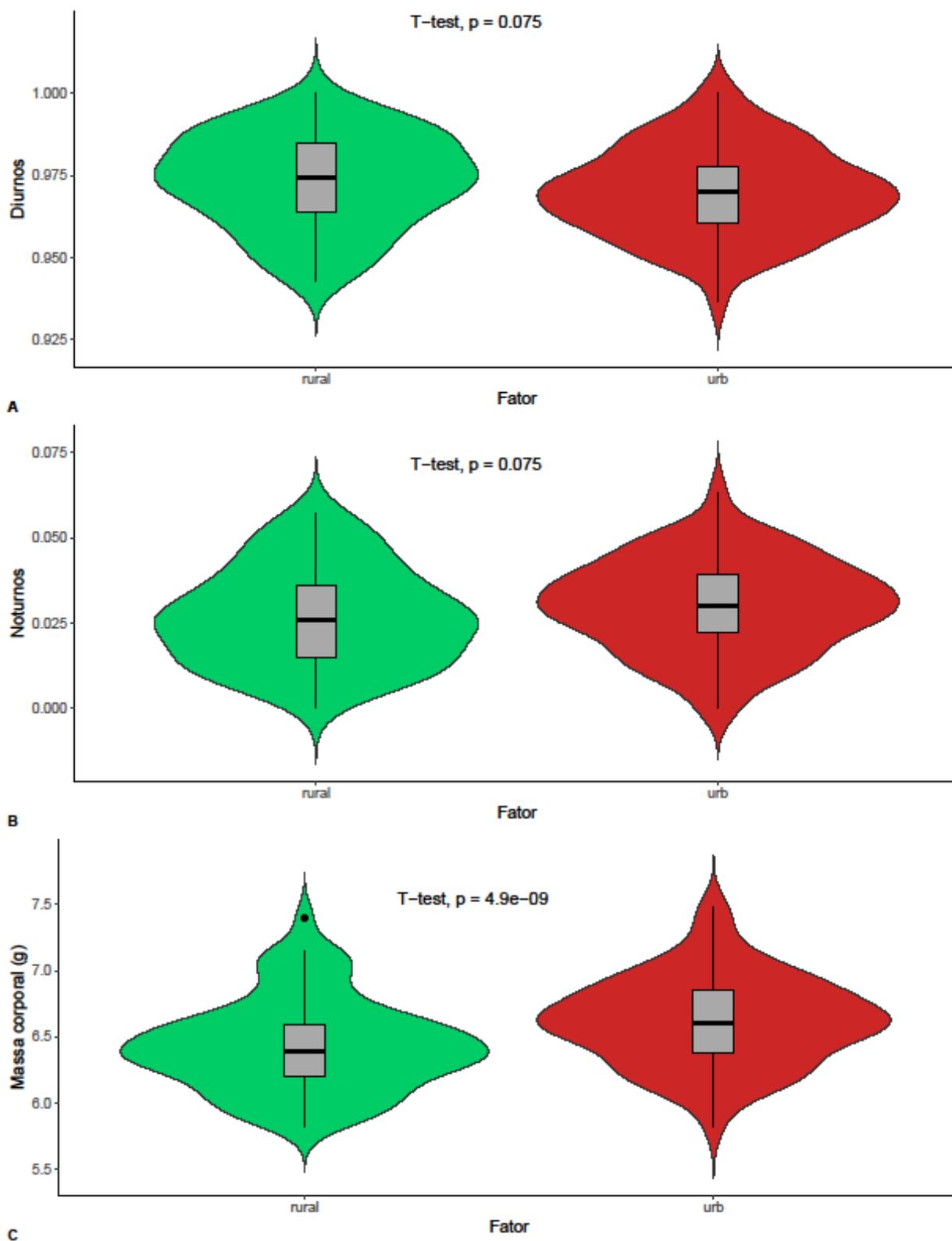


Figura 8 Violin plots com a atividade circadiana de aves e massa corporal entre áreas rurais (verde) e urbanas (vermelho).

Riqueza taxonômica, Redundância, Singularidade e Uniformidade funcional

Ao contrário do esperado, áreas urbanas tiveram maiores valores de singularidade ($t = -7.5956$; GL = 64; $P < 0,001$; Figura 9A) e uniformidade funcional ($t = -3.9492$; GL = 64; $P < 0,001$; Figura 9C). Por outro lado, redundância funcional ($t = 7.5956$; GL = 64; $P < 0,001$; Figura 9B) e riqueza taxonômica ($t = 7.2257$; GL = 64; $P < 0,001$; Figura 9D), foram maiores em áreas rurais, sendo este último, o único padrão que condiz com nossas hipóteses.

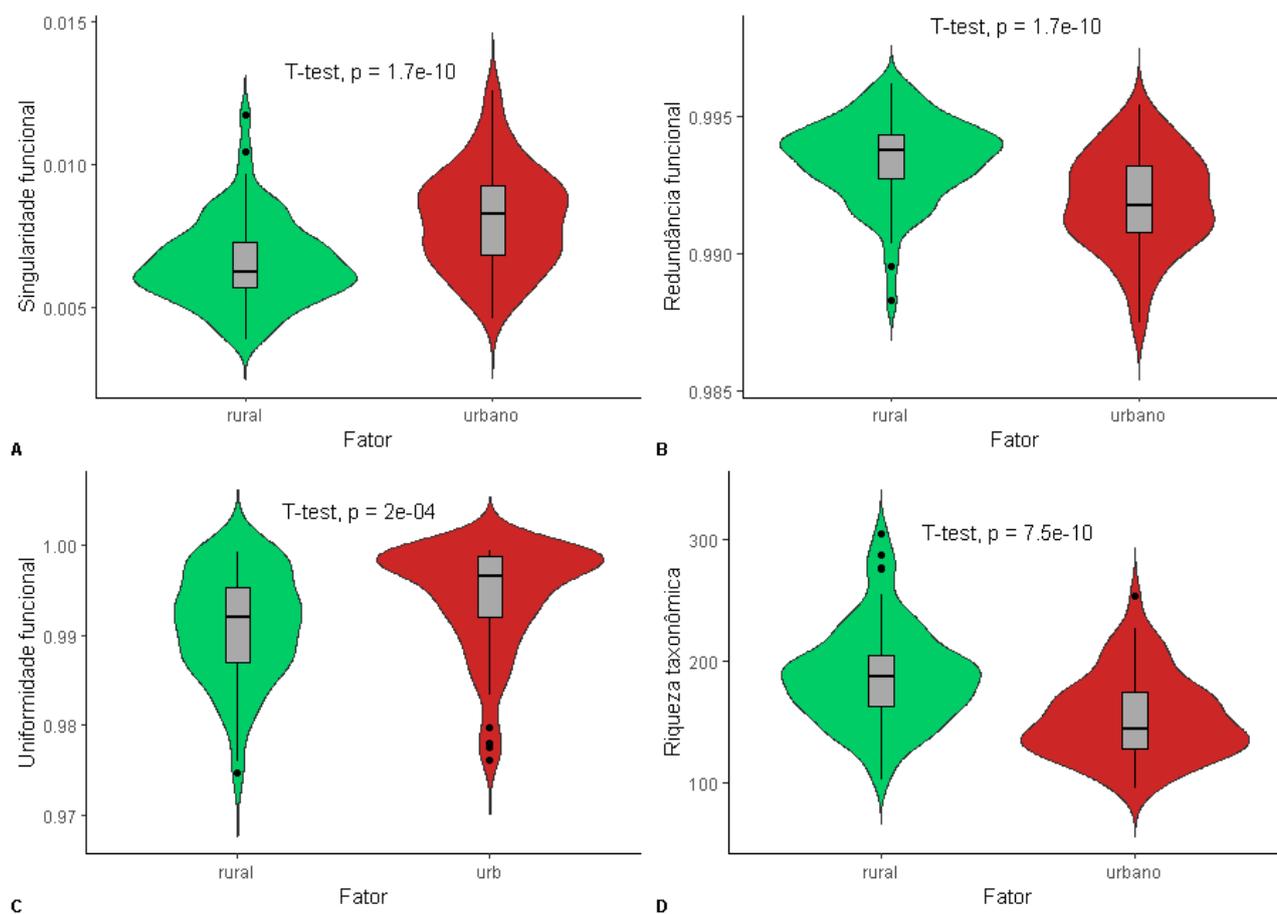


Figura 9 Violin plots mostrando diferenças na Riqueza Taxonômica, Singularidade, Redundância e Uniformidade Funcionais entre áreas rurais (verde) e urbanas (vermelho).

Os diagramas de ordenação (Figuras 10,11,12,13) mostram os atributos funcionais que moldam as comunidades urbanas e rurais. Mostramos que áreas rurais e urbanas tiveram diferença na composição funcional.

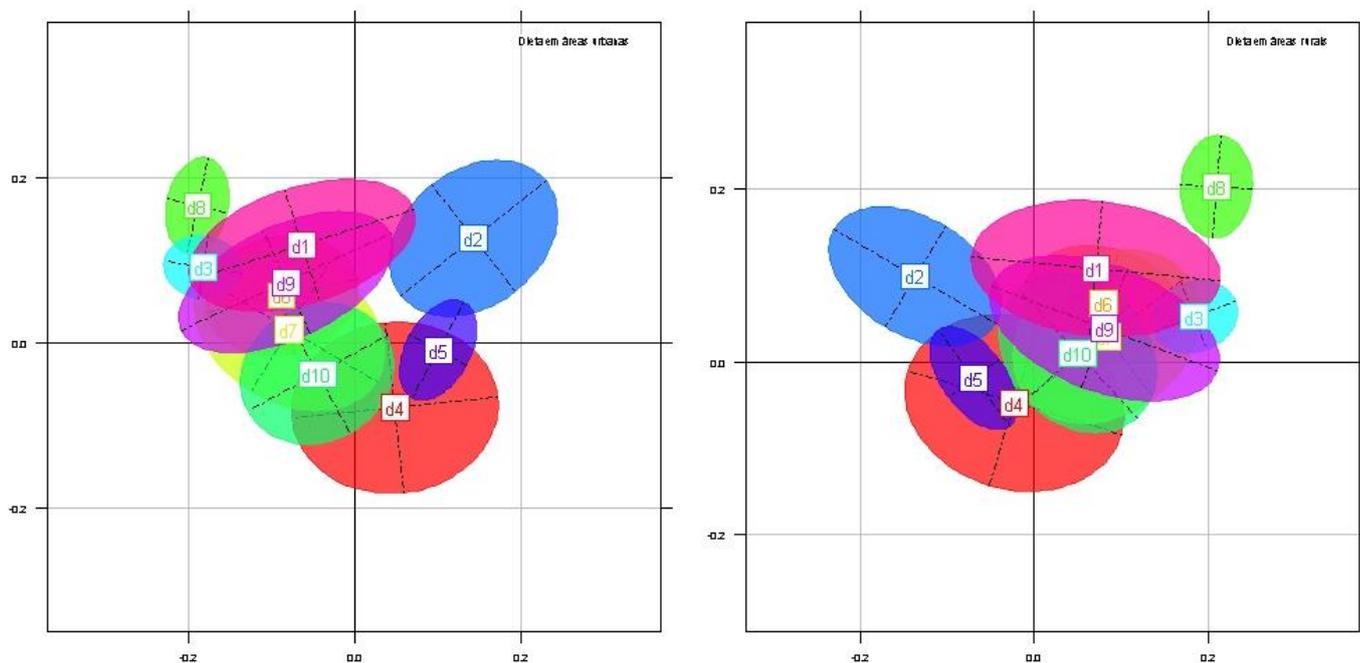


Figura 10 Diagrama de ordenação mostrando o resultado da DPCoA para os atributos de dieta em áreas urbanas (esquerda) e rurais (direita). d1 (rosa) – dieta baseada em plantas; d2 (azul tom médio) – dieta baseada em frutos; d3 (azul claro) – dieta baseada em detritos/carcaças; d4 (vermelho) – dieta baseada em invertebrados; d5 (azul escuro) – dieta baseada em néctar; d6 (laranja/beije) – dieta baseada em organismos endotérmicos; d7 (amarelo) – dieta baseada em organismos ectotérmicos; d8 (verde escuro) – dieta baseada em peixes; d9 (roxo) – dieta baseada em sementes e grãos; d10 (verde claro) – dieta baseada em vertebrados.

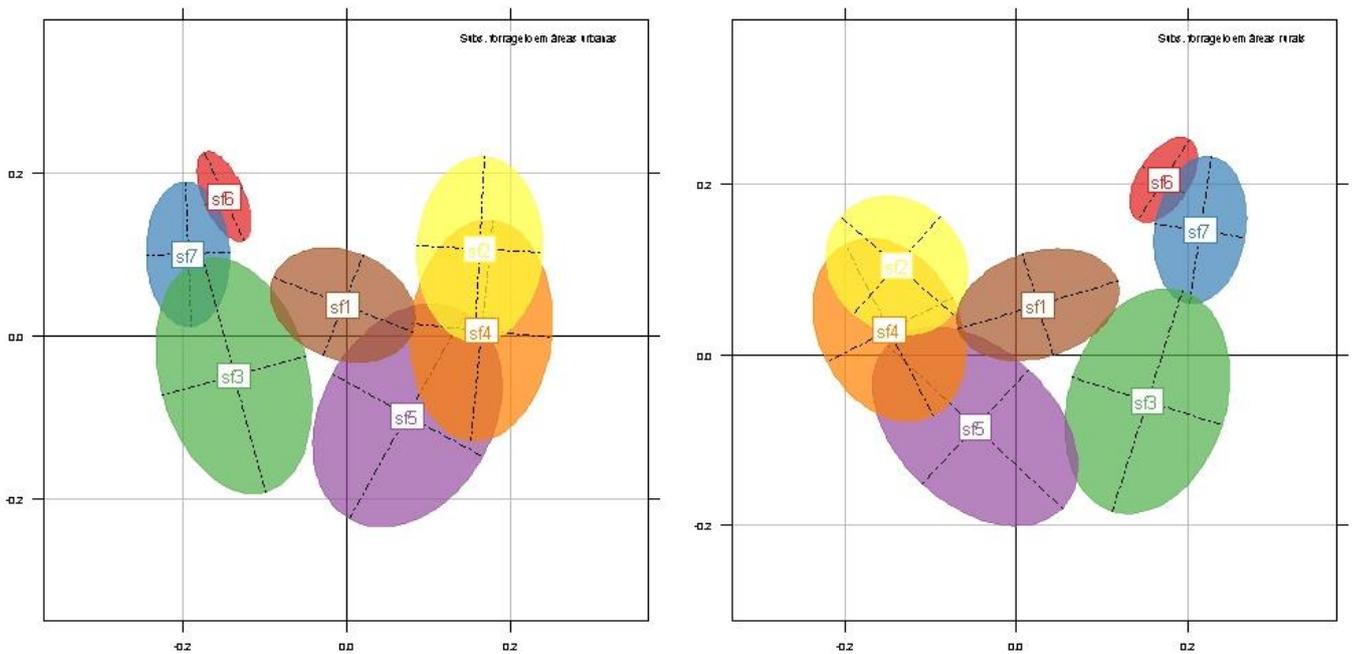


Figura 11 Diagrama de ordenação mostrando o resultado da DPCoA para substrato de forrageio em áreas urbanas (esquerda) e rurais (direita). sf1 (marrom) – forrageio aéreo; sf2 (amarelo) forrageio em dossel; sf3 (verde) – forrageio em solo; sf4 (laranja) – forrageio em nível médio à alto, em árvores ou arbustos altos (acima de 2 metros), mas abaixo do dossel; sf5 (roxo) – forrageio abaixo de 2 metros em sub-bosque e bordas de floresta, arbustos ou árvores; sf6 (vermelho) – forrageio abaixo da lâmina d’água; sf7 (azul) – forrageio na lâmina d’água.

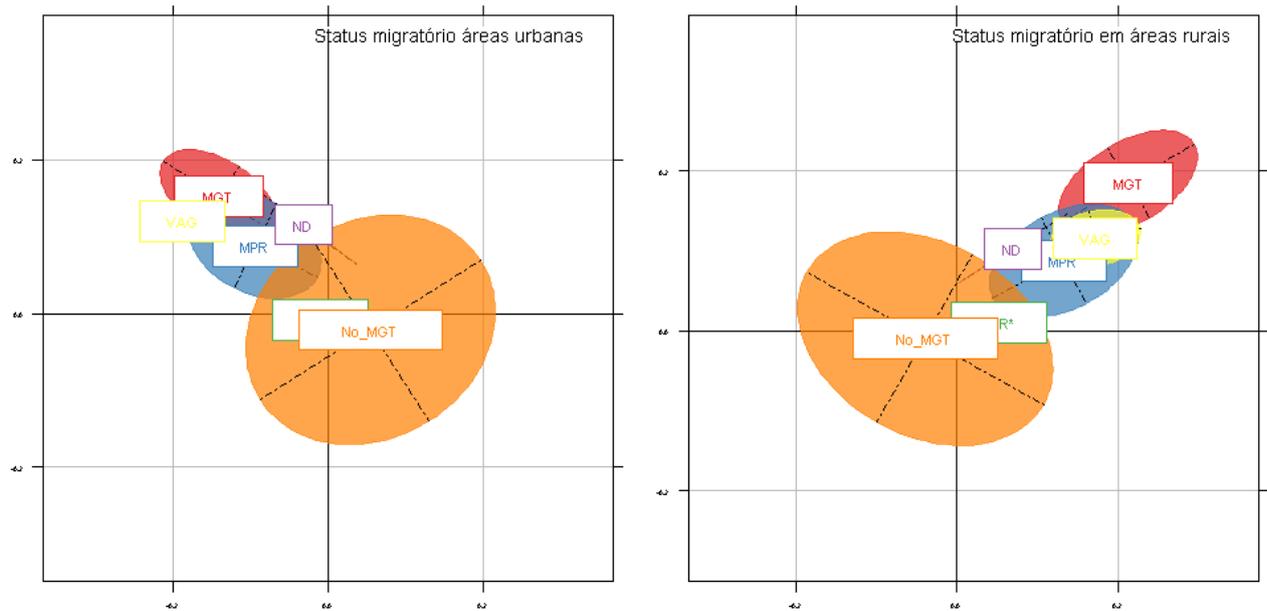


Figura 12 Diagrama de ordenação mostrando o resultado da DPCoA para status migratório das espécies. MGT - Espécies migratórias; MPR - Espécies parcialmente migratórias; VAG - Espécies vagantes; No_MGT - Espécies não migratórias; ND - Status migratório não determinado.

Modelo de rota

A riqueza foi alta e positivamente correlacionada com a singularidade e redundância funcional (Coeficiente padronizado = 0,9282; GL = 59; $P < 0,001$). Quanto maiores as diferenças de riqueza taxonômica entre ambientes rurais e urbanos, maiores as diferenças de Singularidade e Redundância. Como áreas urbanas apresentaram menor redundância funcional e menor riqueza de espécies, atribuímos a perda de redundância à perda de espécies. Consequentemente áreas urbanas apresentaram também maior singularidade funcional. Áreas rurais apresentaram maior redundância funcional e maior riqueza taxonômica.

A diferença de riqueza taxonômica foi influenciada positivamente pela distância da unidade de conservação mais próxima (Coeficiente padronizado = 0,4756; GL = 60; $P < 0,001$). Essa distância variou bastante entre os municípios amostrados (12,5 - 96,3 Km). Como as áreas urbanas apresentaram menor riqueza taxonômica, podemos assumir que quanto mais distantes das unidades de conservação, menos espécies habitam as cidades. Nossa outra variável ambiental, arborização de vias públicas, variou pouco entre os municípios (0,42 - 0,65%), e não teve relação significativa com nenhuma variável resposta.

Observamos uma baixa variação na desigualdade de renda (0,4249 - 0,6500) entre os municípios, e esta foi positivamente relacionada com o IDH (Coeficiente padronizado = 0,3221; GL = 63; $P = 0,008$). Também houve uma variação baixa no IDH (0,602 - 0,847). Nenhuma outra variável foi significativa para explicar a variação na singularidade e redundância.

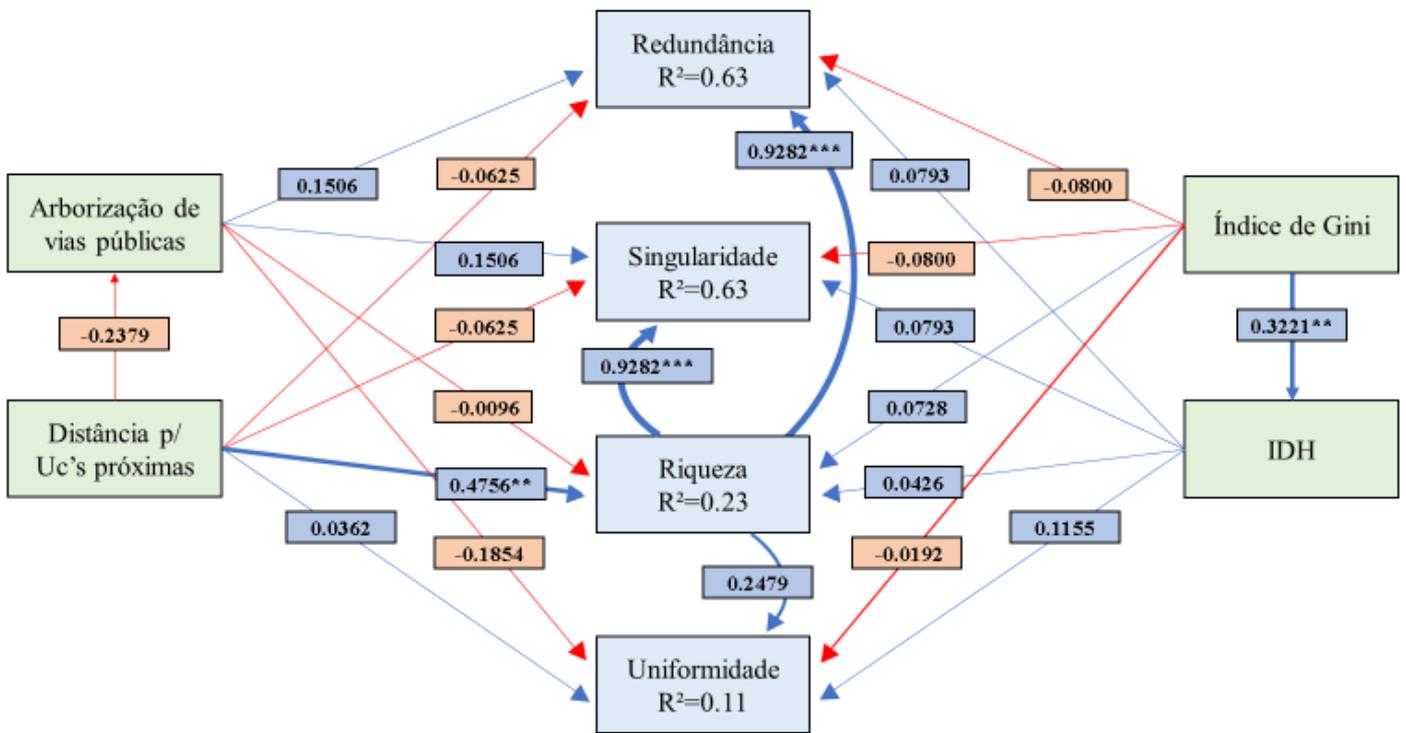


Figura 13. Diagrama de rota do modelo de equações estruturais. Variáveis preditoras em verde e variáveis resposta em azul. Linhas e caixas de valores em vermelho representam relações negativas. Linhas e caixas de valores em azul representam relações positivas. As relações significativas são representadas por asteriscos (*) ao lado do valor: 0,1-0,3* (Efeito baixo), 0,3-0,6** (Efeito moderado), 0,6-1*** (Efeito alto). Também, a intensidade da relação é representada pela grossura da seta de efeito.

Discussão

Ocorrência de espécies

Nossos resultados mostram que espécies introduzidas são mais frequentes em cidades. A afinidade de aves introduzidas por áreas urbanas é um fenômeno já bem descrito na literatura (Leveau et al. 2017, Murgui & Hedblom 2017). Espécies introduzidas encontram nas cidades, além de menos competidores, abundância em recursos alimentares, como grãos e restos de alimento humano, também locais de poleiro e nidificação, como forros e estruturas de alvenaria em residências e edifícios (Sick 2001, Leveau et al. 2017). Por exemplo, *Columba livia* e *Passer domesticus*, duas espécies introduzidas encontradas em maior frequência em nossas áreas urbanas, são as mais abundantes em cidades no mundo (Murgui & Hedblom 2017). A introdução de espécies exóticas pode representar risco para as comunidades de aves nativas, por exemplo, pela competição de recursos (van Rensburg et al. 2009). Muitas dessas espécies introduzidas são onívoras e conseguem utilizar uma ampla gama de recursos (van Rensburg et al. 2009, Sick 2001). O controle por meio da manutenção e reflorestamento com espécies nativas é recomendado (Paker et al. 2014).

Composição funcional

Por meio da composição funcional, observamos que comunidades urbanas são estruturadas com base nos atributos das espécies. Muitos atributos diferiram significativamente entre áreas urbanas e rurais. Por exemplo, as guildas alimentares foram diferentes entre comunidades rurais e urbanas. Nossos resultados corroboram os achados de Paton et al. (2019), que demonstraram que padrões de tolerância de aves à urbanização foi determinado por guildas tróficas.

Em relação à dieta, aves frugívoras foram mais frequentes em áreas rurais, perdendo representatividade em cidades. A perda de espécies frugívoras já foi descrita em estudos anteriores (Morante-Filho et al. 2015, Bregman et al. 2016, Pal et al. 2019), sendo um padrão recorrente em gradiente rural-urbano (Gorosito & Cueto 2019, Pal et al. 2019). Essa perda se dá principalmente

pela redução de recursos alimentares em cidades (Pal et al. 2019) e perda de habitat (Morante-Filho et al. 2015). A manutenção de grandes fragmentos florestais com espécies vegetais nativas (McKinney 2006, Benito et al. 2019, Quinton et al. 2019) auxilia na manutenção de grupos funcionais sensíveis, tais como muitos frugívoros.

O mesmo podemos observar para as aves que se alimentam de invertebrados. O efeito negativo de áreas antropizadas sobre este grupo já foi descrito anteriormente (White et al. 2005, Hensley et al. 2019). Isso ocorre principalmente pela perda de habitat e recursos alimentares promovidos pelo processo de urbanização (White et al. 2005), uma vez que cidades apresentam uma redução da abundância de invertebrados (Flückiger et al. 2002). A perda de habitat e recursos alimentares é uma consequência das alterações de uso de solo, especialmente o aumento de áreas impermeáveis (Palacio et al. 2018). Manter fragmentos de vegetação nativa interconectados na matriz urbana auxilia na manutenção dessas espécies, que fornecem importantes contribuições ecossistêmicas, como controle de pragas (Murgui & Headblom 2017).

Aves granívoras foram mais frequentes em áreas urbanas. Estudos anteriores não encontraram um padrão consistente quanto às respostas dos granívoros à urbanização. Já foram tidos como espécies sensíveis à atividade humana (Boyer & Jetz 2014, Callaghan et al. 2019), também registrados em maior abundância (Murgui & Hedblom 2017, Hensley et al. 2019, Pal et al. 2019). Em nosso estudo, o grupo consegue habitar cidades, sendo mais frequentes nestes ambientes. Isso pode indicar que áreas urbanas estão fornecendo recursos necessários à manutenção dessas espécies (Callaghan et al. 2019, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2009, Kinnunen et al. 2020) ou ao menos condições melhores que áreas rurais circundantes. Muitos granívoros se beneficiam de alimentos humanos e comedouros artificiais (Murgui & Hedblom 2017, Hensley et al. 2019). Além disso, granívoros oportunistas e sinantrópicos, como Columbiformes (Sick 2001) tiveram uma frequência maior nas cidades.

Aves saprófagas, ou carniceiras, tem um histórico de maior ocorrência em áreas antropizadas (Antworth et al. 2005, Pal et al. 2019). Com o aumento da atividade humana e urbanização, tem-se a perda de cobertura vegetal e o aumento de rodovias e outras vias de tráfego (Carvajal-Castro et al. 2019). Essas vias promovem atropelamento de fauna e exposição de carcaças, são alvos fáceis para carniceiros como urubus e outros rapinantes (Antworth et al. 2005, Braz & França 2016). Em conjunto, muitas cidades apresentam fragmentos vegetais isolados. Durante o movimento de uma mancha a outra, animais acabam tendo de transpor essas vias, ficando à mercê de veículos e humanos, podendo vir a óbito (Braz & França 2016) aumentando recursos alimentares de saprófagos. Aves rapinantes que se alimentam de animais endotérmicos e ectotérmicos também seguem lógica semelhante à dos saprófagos, sendo significativamente mais frequentes em áreas urbanas do que em rurais. Alguns rapinantes podem ocorrer em maior frequência em áreas urbanas (Mannan & Boal 2004). Isso ocorre porque cidades tendem a apresentar disponibilidade de presas, especialmente espécies introduzidas em alta abundância, como *P. domesticus* e *C. livia* (Suri et al. 2016). A alteração de uso de solo, perda de cobertura vegetal, fragmentação e isolamento de manchas (Carvajal-Castro et al. 2019) acaba expondo mais a fauna que perde locais de passagem segura e ambientes para fazer tocas (Bateman & Fleming 2012). Isso, associada a redução do efeito da sazonalidade, disponibilidade de água e redução da competição (Bateman & Fleming 2012), são boas condições para carnívoros. Outro importante fator é o reprodutivo. Muitos destes buscam o mesmo local para reprodução, mesmo que tenha sido modificado (Mannan & Boal 2004). Quando as cidades fornecem recursos suficientes, as aves podem utilizá-los e sua prole passa a adotar e continuar a utilizar as cidades onde nasceram (“imprinting” de habitat), tornando assim as espécies frequentes nesses ambientes (Mannan & Boal 2004). Esse comportamento reprodutivo associado à baixa sazonalidade e presença de recursos alimentares (Mannan & Boal 2004, Bateman & Fleming 2012) e hídricos, além de uma constância ambiental em relação à temperatura e baixa competição interespecífica (Baterman & Fleming 2012) fazem das cidades ambientes atraentes para muitas

espécies. Apesar do discutido, a biologia e ecologia de carnívoros em cidades demanda mais estudos (Bateman & Fleming 2012). Outro fator ainda pouco explorado, mas que demanda atenção, é o posicionamento humano sobre os rapinantes. A diminuição da caça e envenenamento dessas aves pode estar relacionado com a crescente frequência destas em cidades (Mannan & Boal 2004).

Nectarívoros não diferiram significativamente entre áreas rurais e urbanas. Possivelmente a ocorrência dessas espécies em cidades seja devido a dois fatores. A presença de vegetação urbana e proximidade com fragmentos vegetais de qualidade, promove suprimento alimentar para essas aves (Coetzee et al. 2018). Também o enriquecimento ambiental com bebedouros artificiais e jardins, aumenta a disponibilidade de recursos (Sick 2001). Com isso, nectarívoros conseguem ocorrer em ambos, áreas rurais e urbanas.

Piscívoros foram significativamente mais frequentes em áreas urbanas. Mesmo corpos d'água de baixa qualidade podem servir de habitat para uma ampla gama de espécies de aves (Koparde & Raote 2016), às vezes, mais do que áreas úmidas em regiões rurais próximas. Corpos d'água altamente poluídos podem sustentar uma alta diversidade, ainda mais quando, em seu curso, há alta diversidade de habitats, como poças, matagais, e áreas de diferentes profundidades (Koparde & Raote 2016). Essa heterogeneidade possibilita que aves aquáticas e muitas aves migratórias utilizem rios e córregos de áreas urbanas (Koparde & Raote 2016).

Herbívoros também se destacaram em cidades. Essa guilda foi representada em sua maioria por Gruiformes e principalmente Anseriformes, em geral aves que exploram ambientes aquáticos, “pastando” no folhíço, capinzais e vegetação aquática (Gwynne et al. 2010). Acreditamos que a maior frequência desse atributo em áreas urbanas esteja relacionada com o hábito de forrageio aquático que também foi mais frequente. Essa afinidade de aves aquáticas por cidades já foi descrita anteriormente (Koparde & Raote 2016). Áreas urbanas que apresentam corpos d'água podem suportar alta riqueza de espécies aquáticas, mesmo os rios e lagos mais poluídos. A eficiência dos ambientes aquáticos urbanos é elevada com a heterogeneidade de habitats adjacentes (Koparde &

Raote 2016). Assim, favorecendo ambientes aquáticas, aumentamos a frequência de herbívoros em cidades.

Substrato de forrageio é um atributo importante na montagem das comunidades de aves em ambientes urbanos (White et al. 2005), o que foi reforçado por nossos resultados. Espécies que utilizam substrato vegetal para forrageio foram prejudicadas em cidades, sendo mais frequentes em áreas rurais (Matuoka et al. 2020). Esse efeito foi observado para espécies que utilizam ambientes florestais, sub-bosque, bordas de matas e arbustivas, em diferentes estratos de altura, com exceção de solo e dossel. Logo, tanto a dependência de ambientes vegetados para forrageio quanto a demanda por frutos e invertebrados mostra um efeito negativo de cidades sobre aves florestais no geral (Matuoka et al 2020).

Espécies que forrageiam no solo foram mais frequentes em cidades. Esse padrão era esperado (McKinney 2002). Com a perda de cobertura vegetal e mais exposição do solo, muitas aves exploram esses ambientes, especialmente as mais tolerantes à urbanização (Sick 2001).

Aves aquáticas foram mais frequentes em áreas urbanas, esse padrão foi observado para aquelas que forrageiam abaixo da superfície e na lâmina d'água. Cidades podem manter ao longo do ano, padrões de irrigação e provisão de água, o que é particularmente importante em ambientes que sofrem estiagens (Coetzee & Chown 2016). Essa estabilidade oferecida pelas cidades pode justificar a maior frequência de espécies aquáticas, que forrageiam em lagos, rios e córregos. Áreas urbanas se desenvolveram próximas a corpos d'água (Laloo & Ranjan 2017), favorecendo o avistamento de aves que utilizam esses ambientes.

Cidades favoreceram aves maiores, enquanto as menores foram mais frequentes em áreas rurais. O menor tamanho corporal é outra característica de aves florestais (Matuoka et al. 2020). Devido à perda de cobertura vegetal, espécies de aves florestais de pequeno porte também são perdidas (Matuoka et al. 2020). Atributos de massa corporal estão relacionados com sobrevivência e reprodução de aves (Brown & Grahlan 2015). Aves maiores defendem melhor seus ninhos e tem

maior eficiência de alertas, também tendem a gastar menos tempo em forrageio estando mais alertas ao entorno (Blumstein et al. 2005, Blumstein 2006). Assim espécies maiores conseguem tolerar a presença humana, justificando sua frequência em cidades. Como houve perda significativa de espécies, acreditamos que o favorecimento de aves maiores foi uma consequência da perda de espécies com menor massa corporal.

Encontramos uma maior frequência de migrantes em cidades. Essa diferença significativa não condiz com estudos anteriores (Pal et al. 2019). Além disso, muitos autores registraram homogeneização sazonal em áreas urbanas, principalmente pela perda de espécies migratórias (Leveau et al. 2015, Leveau & Leveau 2016). Isso ocorre principalmente devido à perda de habitat, além da constante atividade humana (Leveau & Leveau 2016). Alguns fatores podem favorecer a ocorrência de migrantes em cidades, como a presença e qualidade de áreas verdes urbanas (Leveau et al. 2015, Leveau & Leveau 2016, La Sorte & Horton 2020). Essas, representadas principalmente por parques urbanos, podem facilitar a ocupação dessas espécies (Leveau & Leveau 2016, Murgi & Hedblom 2017). A cobertura vegetal pode influenciar a resposta das aves migratórias de forma sazonal (La Sorte & Horton 2020), podendo exercer efeitos positivos, aumentando a riqueza de espécies e frequência, mas também de formas negativas. Para melhor compreender os padrões e frequência de espécies migratórias encontrada em nossos resultados, um estudo em escala mais fina avaliando a incidência e a qualidade dos parques urbanos seria importante (Leveau et al. 2015, Leveau & Leveau 2016). Também utilizar uma análise temporal avaliando as comunidades em diferentes estações do ano, por vários anos, pode fornecer informações importantes para a conservação de aves migratórias (La Sorte & Horton 2020).

Não encontramos diferenças significativas em relação à atividade circadiana de aves entre áreas rurais e urbanas. Nossos resultados contrapõem estudos anteriores que indicam mudança na atividade de aves devido à luz artificial noturna (Dominoni et al. 2013, Leveau 2020). A manutenção das espécies pode estar associada à disponibilidade de recursos urbanos. A constante

frequência de rapinantes noturnos em cidades, por exemplo, pode estar relacionada com aumento das populações de roedores (Mori & Bertolino 2015 apud Dinetti & Fraissinet 2001). Isso poderia explicar a baixa diferença de frequência de aves noturnas em cidades. Também podemos apontar um viés de observação. Sendo áreas urbanas mais densamente povoadas que áreas rurais e naturais (UN 2017), temos um maior número de observadores ativos registrando esses animais, além de serem atrativos para observadores de aves (Mannan & Boal 2004).

Riqueza taxonômica, redundância, singularidade e uniformidade funcional

Áreas urbanas apresentaram uma menor riqueza taxonômica, indicando perda de espécies pelo gradiente rural-urbano. Também observamos em áreas urbanas, menor redundância, maior singularidade funcional e uniformidade funcional. Áreas rurais, ao contrário, apresentaram maior riqueza taxonômica e redundância funcional, conseqüentemente menor singularidade, também menor uniformidade funcional.

A perda de espécies é uma consequência bem conhecida da urbanização (Sacco et al. 2015, Leveau & Leveau 2016, Leveau et al. 2017, Murgui & Hedblom 2017, Pal et al. 2019). Alterações ambientais características do processo, como mudanças no uso de solo (Coetzee & Chown 2016), supressão vegetal (Coetzee & Chown 2016, Murgui & Hedblom 2017), impermeabilização de solo (Leveau et al. 2017) e verticalização (Leveau & Leveau 2016), impactam negativamente muitas espécies que acabam sendo extintas localmente. Essas alterações trazem como consequência uma redução drástica de recursos alimentares e de habitat (Leveau & Leveau 2016), favorecendo espécies que conseguem utilizar recursos alimentares humanos, também estruturas de construções humanas como poleiros e locais de nidificação (Reynolds et al. 2019). Essa perda taxonômica não representa apenas uma perda de espécies, uma vez que pode culminar também em uma perda das contribuições ecossistêmicas prestadas (Boyer & Jetz 2014).

Nossos resultados mostraram valores maiores de redundância funcional para áreas rurais. Padrões semelhantes podem ser encontrados (Ricotta et al. 2016, Biggs et al. 2020), inclusive para outros grupos biológicos (Laliberté et al. 2010). Alguns estudos divergem quanto a padrões de diversidade funcional ao longo de um gradiente de alterações antrópicas. Os valores podem ser maiores ou se manter constantes (Matuoka et al. 2020). Os resultados dependem do pool regional de espécies, do nível de perturbação e do índice de diversidade utilizado (Matuoka et al. 2020). A redundância funcional é muito importante para a resiliência ecológica (Biggs et al. 2020). Ambientes alterados conseguem manter as mesmas funções ecológicas de antes do distúrbio (Matuoka et al. 2020) devido à alta redundância funcional do sistema (Ricotta et al. 2016). Isso ocorre porque comunidades redundantes têm espécies que desempenham funções similares (Laliberté et al. 2010, Biggs et al. 2020). Como consequência temos o aumento da resiliência do sistema, já que a perda de uma espécie pode ser amenizada pela substituição por outra funcionalmente semelhante (Ricotta et al. 2016). Logo, uma comunidade redundante pode manter os processos ecossistêmicos por mais tempo (Ricotta et al. 2016). Ainda assim, uma perda severa de espécies pode gerar prejuízos a longo prazo aos ecossistemas (Matuoka et al. 2020).

Singularidade funcional foi maior em áreas urbanas. Identificar áreas com alta singularidade funcional é importante. Em ambientes mais singulares funcionalmente, menos espécies representam os atributos funcionais, logo esses sistemas apresentarem baixa resiliência, são mais sensíveis às alterações (Laliberté et al. 2010, Ricotta, et al. 2016, Violle et al. 2017). A baixa resiliência é dada justamente pela baixa redundância ecológica. Nessas comunidades existem poucas espécies com atributos funcionais similares (Ricotta et al. 2016), assim a perda de espécies pode causar perda completa de alguma função ecossistêmica. Acreditamos que essa menor redundância em cidades se deu pela perda taxonômica observada. Especialmente espécies florestais e especialistas. Essas exibem características distintas, portanto, maior sensibilidade aos distúrbios humanos (Clavel et al. 2011, Gardner et al. 2009, Matuoka et al. 2020). Com a perda dessas espécies houve uma redução

também da redundância, dada à porção de atributos que eram compartilhados. Também acrescentamos a possível diminuição da disponibilidade de diferentes recursos como alimento, abrigo e locais para nidificação, impactando direta e indiretamente a redundância funcional (Palacio et al. 2018). Os ecossistemas urbanos são, portanto, altamente sensíveis devido à sua alta singularidade e baixa redundância funcional, podendo perder riqueza funcional rapidamente como consequência de novas baixas de espécies. Esse padrão mostra que um crescimento urbano desordenado, não levando em conta práticas ecológicas, pode aumentar a vulnerabilidade dos ecossistemas no futuro (Laliberté et al. 2010).

Valores maiores de uniformidade funcional foram encontrados em áreas urbanas. Isso parece indicar que cidades conseguiram manter os atributos funcionais, apesar da perda de espécies (Boyer & Jetz 2014). No entanto, nossos resultados não concordam com outros estudos que observaram valores baixos de uniformidade em áreas com maior atividade humana (Mouchet et al. 2010, Boyer & Jetz 2014). Valores maiores de uniformidade funcional mostram uma distribuição mais uniforme de abundância e/ou frequência das espécies no espaço funcional (Villéger et al. 2008). Áreas sob influência de atividade antrópica tendem a favorecer tipos funcionais específicos, “desequilibrando” o espaço funcional (veja Matuoka et al. 2020). Isso faz com que atributos que são beneficiados em cidades apresentem alta abundância de seus representantes. A manutenção da uniformidade funcional pode estar relacionada com os altos valores de redundância em áreas rurais, além de maior valor de riqueza taxonômica (Mason et al. 2005). Com a perda de espécies, houve reposição por espécies funcionalmente equivalentes do pool regional. Assim, as cidades perderam a alta redundância, montando comunidades mais homogêneas em frequência de espécies em cada atributo funcional.

Portanto, as cidades conseguiram comportar espécies suficientes do pool regional (Leveau et al. 2017) para manter os atributos presentes no espaço funcional, apesar da perda taxonômica. Devido

a essa perda, houve redução da redundância ecológica e conseqüentemente uma maior uniformidade funcional, apesar da riqueza taxonômica e da frequência geral serem mais baixas nas cidades.

Modelo de rota

Das nossas variáveis ambientais, a distância para unidades de conservação próximas foi um fator significativo para determinar a diferença de riqueza taxonômica. Quanto maior a distância, maior a diferença na riqueza de espécies, onde áreas rurais foram significativamente mais ricas. Esses resultados corroboram outros estudos que apontam a importância de áreas verdes para a manutenção de aves (Belinsky et al. 2019, Fournier et al. 2019, Prescott et al. 2016). Muitas espécies podem utilizar recursos urbanos, ao menos sobrevoar esses ambientes, mas necessitam de fragmentos florestais de qualidade para reprodução e nidificação. Em cidades com unidades de conservação distantes, perde-se também uma fonte de espécies que usam esses ambientes (Prescott et al. 2016, Hensley et al. 2019). Além disso, unidades de conservação de proteção integral tem o mínimo de atividade antrópica, um fator importante para a qualidade das manchas (Maseko et al. 2020). Assim, unidades de conservação próximas às cidades são fontes de espécies (Prescott et al. 2016, Hensley et al. 2019), contribuindo para a riqueza e ajudando a manter serviços ecossistêmicos. O efeito exercido pode se enquadrar na dinâmica fonte-sumidouro (Pulliam 1988), onde unidades de conservação detêm a maior porção da população das espécies servindo de fonte para as cidades. Portanto, a proteção e manutenção de fragmentos próximos às cidades é fundamental para aumentar a diversidade de aves (Prescott et al. 2016), compensando efeitos negativos da homogeneização ambiental em cidades (Hensley et al. 2019).

Arborização de vias públicas não se mostrou significativa em nenhuma relação. Este resultado mostra que a arborização das vias urbanas contribui pouco para a diferença de riqueza de espécies de aves entre áreas rurais e urbanas, assim como para redundância, singularidade e uniformidade funcional. Isso é contrário a outros estudos que observaram uma relação positiva entre áreas verdes,

riqueza de espécies e diversidade funcional (De Castro Pena et al. 2017, Leveau et al. 2019, Carvajal-Castro et al. 2019, Belinsky et al. 2019, Fournier et al. 2019). Áreas verdes são de grande importância para a avifauna (Carvajal-Castro et al. 2019, Belinsky et al. 2019, Fournier et al. 2019), proporcionando diversos tipos de recursos, como alimento, refúgio, e locais para nidificação (Nath et al. 2019, Magre et al. 2019), além de amortecer efeitos negativos da poluição sonora (De Castro Pena et al. 2017). Logo, mudanças do uso de solo podem ser negativas para a diversidade de aves, especialmente quando envolve perda de vegetação nativa (Barth et al. 2015, Beninde et al. 2015, Wood & Esaian 2020). Acreditamos que a baixa variação de porcentagem de arborização de vias públicas nos municípios para os quais tínhamos dados foi baixa, diminuindo seu poder de explicação das métricas de biodiversidade. Essa baixa variação também pode ser resultado da ação de políticas ambientais, uma vez que essas atuam à nível de país, homogeneizando as condições nas cidades (Jha & Bawa 2006).

Também não encontramos nenhuma relação significativa para variáveis socioeconômicas. A desigualdade socioeconômica predita pelo Índice de Gini não afetou nenhuma de nossas variáveis resposta. Desigualdade socioeconômica, assim como outros fatores socioeconômicos e culturais humanos podem predizer padrões ambientais (Berth & Elie 2015, Leong et al. 2018, Schell et al. 2020). Já foi associada a graus elevados de degradação (Boyce et al. 1994, Holland et al. 2009, Berth & Elie 2015). Por exemplo, sociedades em desenvolvimento, com acentuada desigualdade socioeconômica, podem ser capturadas pelo interesse de pequenos grupos econômicos (Pellicice 2019). Com isso, instituições que regulam a relação entre sociedade humana e o ambiente natural (Holland et al. 2009) podem ser muito facilmente corrompidas. O enfraquecimento das instituições governamentais diminui a regulamentação sobre a exploração ambiental, que não leva em conta interesses amplos da sociedade (Boyce 1994, Pellicice 2019), resultando em monopólio de serviços ecossistêmicos e mais danos à biodiversidade (Holland et al. 2009, Pellice 2019). O efeito de políticas pouco ambientalistas sobrepõe inclusive o efeito do alto desenvolvimento humano, sendo

que países com valores altos de IDH podem apresentar alta taxa de degradação ambiental quando a política assim favorece (Jha & Bawa 2006). O fraco efeito da desigualdade de distribuição de renda pode ter relação com a pouca variação que encontramos entre nossos municípios. Baixa variação também pode ser devido à escala de país. Isso ocorre porque dentro de um mesmo país, os municípios estão sujeitos à mesma legislação ambiental, tamponando em certas escalas, os efeitos individuais. Devido à relação entre economia, governança e cultura, estudar municípios entre diferentes países pode abranger uma maior variação de valores do Índice de Gini (Berth & Ellie 2015, Jha & Bawa 2006).

Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), nossa outra variável socioeconômica, também não apresentou resultados significantes sobre nenhuma métrica de biodiversidade. Este resultado contradiz Hickel (2020), que mostra valores elevados de IDH associados à baixa qualidade ambiental. Segundo Hickel (2020), a renda nacional bruta, um dos componentes do IDH, é mais representativo no cálculo do índice. Assim, valores altos de renda, maiores riquezas, estariam associadas à baixa qualidade ambiental (Hickel 2020). A relação de alta renda humana com a qualidade ambiental é controversa. Alguns autores defendem que grupos ascendentes e detentores de grandes fortunas contribuem mais para a degradação do meio ambiente principalmente pelo uso insustentável de recursos (Hickel 2020). Outros autores defendem que classes mais ricas investem mais em melhores condições ambientais (Leong et al. 2018, Schell et al. 2020). Mas um consenso é que as atividades econômicas humanas têm transgredido várias barreiras do desenvolvimento sustentável, contribuindo para muitos problemas ecológicos atuais, sendo perda de biodiversidade o mais relevante para esse estudo (Hickel 2020). Educação, outro importante componente do IDH, mostra relações positivas em relação ao meio ambiente. Países com melhores níveis de escolaridade, apresentavam também uma população mais interessada e engajada em causas ambientais. Isso porque educação é uma importante ferramenta para conscientização sobre meio ambiente (Walther & White 2018). Assim supomos que valores maiores de IDH estariam

representando uma população com maior instrução e conseqüentemente maior conscientização ambiental.

Acreditamos que a não significância de variáveis socioeconômicas, IDH e desigualdade de renda, se deu pela baixa variância captada em nossas áreas amostrais. Reduzir o coeficiente de rarefação pode acabar aumentando o n amostral, assim capturando uma maior variação dos índices. Também pela escala, uma vez que todos os municípios, em um mesmo país, estão sujeitos às mesmas políticas ambientais que exercem um efeito forte, inerente às taxas de desenvolvimento humano (Schell et al. 2020, Jha & Bawa 2006). Logo, para compreender o efeito real de variáveis socioeconômicas, seria interessante avaliar escalas diferentes, como comparar políticas e culturas ambientalistas de diferentes países (Schell et al. 2020, Jha & Bawa 2006). Avaliar um gradiente socioeconômico e ambiental em escalas mais finas, como de município, pode mostrar efeitos interessante já que cidades apresentam estratificações econômicas, sociais e culturais mais claras (Schell et al. 2020).

Perspectivas para estudos futuros

Apesar dos avanços recentes em ecologia funcional, estudos avaliando espécies naturalmente raras (Violle et al. 2007) taxonômica e funcionalmente ainda são necessários. As espécies com populações reduzidas e alta especificidade funcional são mais sensíveis às alterações ambientais e, uma vez extintas localmente, podem influenciar processos ecossistêmicos (Violle et al. 2017). Logo, utilizar abordagens de raridade funcional (Violle et al. 2007) pode ser uma estratégia promissora para estudos em ecologia urbana. Também a utilização de uma grande variedade de atributos e índices de diversidade funcional. Índices quantificam aspectos da biodiversidade, fundamentais para entender o relacionamento entre biodiversidade, funcionamento dos ecossistemas e alterações ambientais (Mouchet et al. 2010). Diferentes aspectos funcionais através de diversos índices de diversidade podem proporcionar uma maior compreensão do efeito das perturbações

antrópicas sobre as comunidades de aves e suas funções ecossistêmicas (Matuoka et al. 2020). Ainda combinar índices de diversidade funcional com diversidade taxonômica e filogenética podem mostrar importantes processos de montagem de comunidades e interações com processos ecossistêmicos (Mouchet et al. 2010). Esses resultados podem ajudar a elaborar estratégias de manejo e conservação da biota urbana.

Mesmo que nossos resultados não tenham mostrados fortes relações com variáveis socioeconômicas, estudos futuros devem continuar a investigar essas métricas. Outros fatores devem ser explorados, como a idade das cidades e principalmente seu tamanho e densidade populacional humano (Murgui & Hedblom 2017, Lazarina et al. 2020). Abordagens utilizando-as em diferentes escalas espaciais e temporais podem mostrar efeitos mais representativos, especialmente abordando uma variação maior de variáveis socioeconômicas e ambientais. Também, levar em consideração aspectos políticos e culturais mostram-se relevantes para estudos que buscam conectar fatores socioeconômicos e meio ambiente (Schell et al. 2020, Jha & Bawa 2006). Além de possibilitar uma compreensão real das variáveis (Jha & Bawa 2006), também permite compreender o funcionamento das instituições públicas e das sociedades (Schell et al. 2020).

Conclusões gerais

- Comunidades de aves urbanas são estruturadas baseadas em atributos funcionais;
- Aves florestais, frugívoros e espécies que se alimentam de invertebrados, que apresentam menor massa corporal e que forrageiam na vegetação foram prejudicados em áreas urbanas, apresentando baixa frequência;
- Houve um favorecimento de granívoros, carnívoros, piscívoros e saprófagos de maior massa corporal que forrageiam no solo e em corpos d'água, assim como espécies migratórias parciais, indicando que cidades podem apresentar condições e recursos que permite comportar uma ampla gama de espécies e tipos funcionais, mesmo sensíveis;
- Apesar de áreas urbanas apresentarem valores maiores de uniformidade funcional, mantendo funções ecossistêmicas ao longo do gradiente rural-urbano, alta singularidade e baixa redundância funcional indicam baixa resiliência desses sistemas a distúrbios. O decaimento da redundância funcional foi devido principalmente à perda de espécies, apresentando menos diversidade taxonômica;
- Variáveis socioeconômicas não exerceram efeitos sobre riqueza taxonômicos, singularidade, uniformidade e redundância funcional. Acreditamos não termos capturado uma variação significativa dessas variáveis a ponto de tornar visíveis esses efeitos. Também, utilizar outras escalas espaciais e variáveis pode fornecer diferentes resultados;
- Unidades de conservação próximas às áreas urbanas contribuíram para a riqueza taxonômica, sendo um importante fator para a biodiversidade;
- Cidades devem ser alvo de atenção em estudos de conservação, buscando estratégias para evitar a perda de espécies que contribuem para a resiliência desses sistemas. Recursos urbanos devem ser alvo de estudos para ampliar nosso conhecimento e aprimorar a qualidade das cidades, possibilitando conservar espécies e funções ecossistêmicas no futuro.

Literatura citada

- Allen D, Bateman H, Warren P, Albuquerque F, Arnett-Romero S & Harding B. 2019. Long-term effects of land-use change on bird communities depend on spatial scale and land-use type. *Ecosphere*, 10. doi: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2952>
- Andersson E. 2006. Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society*. 11,34.
- Antworth RL, Pike DA, Stevens EE. 2005. Hit and run: Effects of scavenging on estimates of roadkilled vertebrates. *Southeastern Naturalist*. 4:647–656. doi: [https://doi.org/10.1656/1528-7092\(2005\)004\[0647:HAREOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)004[0647:HAREOS]2.0.CO;2)
- Ardoin NM, Gould RK, Lukacs H, Sponarski CC & Schuh JS. 2019. Scale and sense of place among urban dwellers. *Ecosphere* 10, 1–14. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2871>
- Barnagaud JY, Kissling WD, Tsirogiannis C, Fisikopoulos V, Villéger S, Sekercioglu CH & Svenning JC. 2017. Biogeographical, environmental and anthropogenic determinants of global patterns in bird taxonomic and trait turnover. *Global Ecology and Biogeography*, 26:1190–1200. doi: <https://doi.org/10.1111/geb.12629>
- Barth BJ, FitzGibbon SI & Wilson RS. 2015. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity. *Landscape and Urban Planning*, 136:122–129. doi: [10.1016/j.landurbplan.2014.11.003](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.003)
- Bateman PW & Fleming PA. 2012. Big city life: carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*, 287(1):1–23. doi: [10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x)
- Belaire JA, Westphal LM & Minor, ES. 2016. Different social drivers, including perceptions of urban wildlife, explain the ecological resources in residential landscapes. *Landscape Ecology*. 31:401–413. doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0256-7>
- Belinsky KL, Ellick T & LaDeau SL. 2019. Using a birdfeeder network to explore the effects of suburban design on invasive and native birds. *Avian Conservation and Ecology* 14(2):2. doi: <https://doi.org/10.5751/CE-01408-140202>
- Beninde J, Veith M, & Hochkirch A. 2015. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6):581–592. doi: <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Benito JF, Escobar MAH & Villaseñor NR. 2019. Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la estructura del hábitat sobre la abundancia de especies de aves en una metrópoli latinoamericana? *Gayana*, 83(2):114–125. doi: [10.4067/S0717-65382019000200114](https://doi.org/10.4067/S0717-65382019000200114)
- Berthe A & Elie L. 2015. Mechanisms explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration. *Ecological Economics*, 116:191–200. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.026>
- Biggs CR, Yeager LA, Bolser DG, Bonsell C, Dichiera AM, Hou Z, Keyser SR, Khursigara AJ, Lu K, Muth AF, Negrete Jr. B & Erisman BE. 2020. Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere* 11(7):03184. doi: [10.1002/ecs2.3184](https://doi.org/10.1002/ecs2.3184)
- Bivand R, Keitt T & Rowlingson B. 2020. rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-18. doi: <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Blumstein DT, Fernandez-Juric E, Zollner PA & Garity SC. 2005. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*, 42(5):943–953. doi: [10.1111/j.1365-2664.2005.01071.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01071.x)
- Blumstein DT. 2006. Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour*, 71(2):389–399. doi: [10.1016/j.anbehav.2005.05.010](https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.05.010)
- Boyce JK. 1994. Inequality as a cause of environmental degradation. *Ecological Economics*. 11:169–178. doi: [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(94\)90198-8](https://doi.org/10.1016/0921-8009(94)90198-8)

- Boyer AG & Jetz W. 2014. Extinctions and the loss of ecological function in island bird communities. *Global Ecology and Biogeography*, 23:679–688. doi: <https://doi.org/10.1111/geb.12147>
- Braz VS & França FGR. 2016. Wild vertebrate roadkill in the Chapada dos Veadeiros National Park, Central Brazil. *Biota Neotropica*, 16(1). doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2014-0182>
- Bregman TP, Lees AC, MacGregor HEA, Darski B, de Moura NG, Aleixo A, Barlow J & Tobias JA. 2016. Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society B*, 283. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1289>
- Brown LM & Graham CH. 2015. Demography, traits and vulnerability to urbanization: can we make generalizations? *Journal of Applied Ecology*, 52:1455–1464. doi: 10.1111/1365-2664.12521
- Callaghan CT, Major RE, Cornwell WK, Poore AGB, Wilshire JH & Lyons MB. 2019. A continental measure of urbanness predicts avian response to local urbanization. *Ecography (Cop.)*, 1:11. doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.04863>
- Carvajal-Castro JD, Ana María Ospina L, Toro-López Y, Anny Pulido G, Cabrera-Casas LX, Guerrero-Peláez S, García-Merchán VH & Vargas-Salinas F. 2019. Birds vs bricks: Patterns of species diversity in response to urbanization in a Neotropical Andean city. *PLoS One*, 14:1–20. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218775>
- Chamberlain S, Barve V, Mcglinn D, Oldoni D, Desmet P, Geffert L & Ram K. 2020. *rgbif*: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API. R package version 3.3.0. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=rgbif>.
- Chase JM, McGill BJ, Thompson PL, Antão LH, Bates AE, Blowes SA, Dornelas M, Gonzalez A, Magurran AE, Supp SR, Winter M, Bjorkman AD, Bruelheide H, Byrnes JEK, Cabral JS, Elahi R, Gomez C, Guzman HM, Isbell F, Myers-Smith IH, Jones HP, Hines J, Vellend M, Waldock C & O'Connor M. 2019. Species richness change across spatial scales. *Oikos*, 1–13. doi: <https://doi.org/10.1111/oik.05968>
- Clavel J, Julliard R & Devictor V. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9:222–228. doi: 10.1890/080216
- Coetzee A, Barnard P & Pauw A. 2018. Urban nectarivorous bird communities in Cape Town, South Africa, are structured by ecological generalisation and resource distribution. *Journal of Avian Biology*, preprint. doi: [10.1111/jav.01526]
- Coetzee BWT & Chown SL. 2016. Land-use change promotes avian diversity at the expense of species with unique traits. *Ecology and Evolution*, 6:7610–7622. doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.2389>
- De Castro Pena JC, Martello F, Ribeiro MC, Armitage RA, Young RJ & Rodrigues M. 2017. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS One* 12:1–19. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>
- Debastiani VJ & Pillar VD. 2012. SYNCOSA — R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the Community components. *Bioinformatics* 28:2067–2068.
- Dinetti M & Fraissinet M. 2001. *Ornitologia urbana*. Calderini (ed). Bologna. ISBN 88 206 4360 X
- Dominoni DM, Helm B, Lehmann M, Dowse HB & Partecke J. 2013. Clocks for the city: Circadian differences between forest and city songbirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0593>
- Dray S, Dufour A & Chessel D. 2007. The ade4 Package - II: Two-Table and K-Table Methods. *R News*, 7(2):47–52. Disponível em: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>
- eBird. 2020. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York. Disponível em: <http://www.ebird.org>. (Accessed: Date [e.g., November 12, 2020]).
- Ferenc M, Sedláček O, Fuchs R, Fraissinet M & Storch D. 2019. Geographic trends in range sizes explain patterns in bird responses to urbanization in Europe. *European Journal of Ecology*, 5:16–29. doi: <https://doi.org/10.2478/eje-2019-0010>

- Flückiger W, Braun S & Hiltbrunner E. 2002. “Effects of air pollution on biotic stress,” in *Air Pollution and Plant Life*. eds Bell JNB & Treshow M. (Chichester: JohnWiley and Sons), 379–406.
- Fournier B, Frey D & Moretti M. 2019. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. *Journal of Biogeography*, 1–15. doi: 10.1111/jbi.13772
- Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey CA, Peres CA & Sodhi NS. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6):561–582. doi: doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x
- GBIF: The Global Biodiversity Information Facility. 2020. O que é o GBIF? Disponível em <https://www.gbif.org/what-is-gbif> [20/outubro/2020].
- Gorosito CA & Cueto VR. 2019. Do small cities affect bird assemblages? An evaluation from Patagonia. *Urban Ecosystems*, 23:289–300. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00915-0>
- Gwynne JA, Ridgely RS, Tudor G & Argel M. 2010. *Aves do Brasil*. Vol.1. Pantanal & Cerrado. Editora Horizonte.
- Henry M & Stevens H. 2009. A primer of ecology with R. Springer, 297-299. SPIN 11683209
- Hensley CB, Trisos CH, Warren PS, MacFarland J, Blumenshine S, Reece J & Katti M. 2019. Effects of Urbanization on Native Bird Species in Three Southwestern US Cities. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 71(7):1-10. doi: <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00071>
- Hickel J. 2020. The sustainable development index: Measuring the ecological efficiency of human development in the anthropocene. *Ecological Economics* 167:106331. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.05.011>
- Hijmans RJ. 2020. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.3-13. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Holland TG, Peterson GD & Gonzalez A. 2009. A cross-national analysis of how economic inequality predicts biodiversity loss. *Conservation Biology*, 23:1304–1313. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01207.x>
- Hsu H & Lachenbruch PA. 2005. PairedtTest. in Armitage P & Colton T (eds). 2005. *Encyclopedia of Biostatistics*. Wiley, v2. doi:10.1002/0470011815.b2a15112
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. IBGE/Censos Demográficos 1991, 2000 e 2010. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/ibge/censo/cnv/ginibr.def>
- iNaturalist. 2020. Disponível em: <https://www.inaturalist.org>. Acesso em: [12/11/2020]
- Jha S, & Bawa KS. 2006. Population Growth, Human Development, and Deforestation in Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology*, 20(3):906–912. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00398.x
- Kelling S, Johnston A, Bonn A, Fink D, Ruiz-Gutierrez V, Bonney R, Fernandez M, Hochachka WM, Julliard R, Kraemer R & Guralnick R. 2019. Using Semistructured Surveys to Improve Citizen Science Data for Monitoring Biodiversity. *Bioscience*, 69:170–179. doi: <https://doi.org/10.1093/biosci/biz010>
- Kinnunen RP, Fraser K, Schmidt C & Garroway CJ. 2020. Socioeconomic variation across multiple cities predicts avian life-history strategies bioRxiv preprint. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.04.23.058537>
- Koparde P & Raote. 2016. Areas of avian richness across an urban-rural setting: A case study of selected water-bodies from Pune, Maharashtra, India. *Indian BIRDS*, 12(2e3):50–55. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/309152878_Areas_of_avian_richness_across_an_urban-rural_setting_A_case_study_of_selected_water_bodies_from_Pune_Maharashtra_India
- Kosicki JZ. 2020. Anthropogenic activity expressed as ‘artificial light at night’ improves predictive density distribution in bird populations. *Ecological Complexity*, 41:100809. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2019.100809>

- La Sorte FA & Horton KG. 2020. Seasonal variation in the effects of artificial light at night on the occurrence of nocturnally migrating birds in urban areas, *Environmental Pollution*, In Press. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116085>
- Laliberté E & Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91:299-305. doi: <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté E, Legendre P. & Shipley B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Laliberté E, Wells JA, DeClerck F, Metcalfe DJ, Catterall CP, Queiroz C, ... Mayfield MM. 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters*, 13:76–86, doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x
- Laloo SWL & Ranjan A. 2017. Urban development impacts on water bodies: A Review in India. *International Journal on Emerging Technologies*, 8(1):363-370. ISSN No.(Online): 2249-3255
- Lazarina M, Tsianou MA, Boutsis G, Andrikou-Charitidou A & Karadimou E. 2020. Urbanization and Human Population Favor Species Richness of Alien Birds. *Diversity*, 12(2):17-20. doi:10.3390/d12020072
- Lefcheck JS. 2016. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modeling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*. 7(5):573-579. doi: 10.1111/2041-210X.12512
- Leong M, Dunn RR, Trautwein MD. 2018. Biodiversity and socioeconomics in the city: a review of the luxury effect. *Biology Letters*, 14. doi: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0082>
- Lessard JP, Belmaker J, Myers JA, Chase JM & Rahbek C. 2012. Inferring local ecological processes amid species pool influences. *Trends in Ecology and Evolution*, 27:600–607. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.006>
- Leveau LM & Leveau CM. 2016. Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks? *Urban Ecosystems*, 19:631–647. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0525-5>
- Leveau LM, Isla FI & Bellocq MI. 2015. Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems*, 18:1461–1476. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0469-1>
- Leveau LM, Leveau CM, Villegas M, Cursach JA & Suazo CG. 2017. Bird communities along urbanization gradients: A comparative analysis among three neotropical cities. *Ornitología Neotropical*, 28:77–87. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/317732090_Bird_communities_along_urbanization_gradients_A_comparative_analysis_among_three_Neotropical_cities
- Leveau LM, Ruggiero A, Matthews TJ & Bellocq IM. 2019. A global consistent positive effect of urban green area size on bird richness. *Avian Research*, 10:1–14. doi: <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0168-3>
- Leveau LM. 2019. Primary productivity and habitat diversity predict bird species richness and composition along urban-rural gradients of central Argentina. *Urban For. Urban Green*. 43. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.011>
- Leveau LM. 2020. Artificial light at night (Alan) is the main driver of nocturnal feral pigeon (*Columba livia* F. domestica) foraging in urban areas. *Animals* 10:1–7. doi: <https://doi.org/10.3390/ani10040554>
- Low FM, Gluckman PD & Hanson MA. 2019. Niche Modification, Human Cultural Evolution and the Anthropocene. *Trends in Ecology and Evolution*, 34:883–885. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.005>
- MacGregor-Fors I. 2019. De mitos a hitos urbanos: ¿cómo hacer ecología en selvas de asfalto? in: Zuria, I., Olvera-Ramírez, A.M. & Bastida, P.M. (eds.) 2020. Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa em ambientes urbanos. Fondo Editorial Universidad Autónoma de Querétaro. 1ªed. ISBN: 978-607-513-469-7. ISBN digital: 978-607-513-468-0
- Magre JM, Juncà MB, Campanera JM, Pagès AB, Mallén IR, Zaragoza RM, Mateo SS, Barberà MP, Lozano CB. 2019. How urban green management is influencing passerine birds' nesting in the

- Mediterranean: A case study in a Catalan city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41:221–229. doi: 10.1016/j.ufug.2019.03.012
- Mannan RW & Boal CW. 2004. Birds of prey in urban landscapes. In Fascione N, Delach A & Smith ME. (Eds) *People and predators: from conflict to coexistence*. Irland Press, 105–117.
- Marzluff JM, Clucas B, Oleyar MD & DeLap J. 2016. The causal response of avian communities to suburban development: a quasi-experimental, longitudinal study. *Urban Ecosystems*. 19:1597–1621. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0483-3>
- Marzluff JM. 2016. A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis (Lond. 1859)*, 159:1–13. doi: <https://doi.org/10.1111/ibi.12430>
- Maseko MST, Zungu MM, Smith DAE, Smith YCE, Downs CT, Smith DAE & Smith YCE. 2020. Effects of habitat-patch size and patch isolation on the diversity of forest birds in the urban-forest mosaic of Durban, South Africa. *Urban Ecosystems*, 23:533–542. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00945-z>
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG & Wilson JB. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, 111:112–118. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Masud MM, Kari FB, Banna H & Saifullah MK. 2018. Does income inequality affect environmental sustainability? Evidence from the ASEAN-5. *Journal of the Asia Pacific Economy*, 23:213–228. doi: <https://doi.org/10.1080/13547860.2018.1442146>
- Matuoka MA, Benchimol M & Morante-Filho JC. 2020. Tropical forest loss drives divergent patterns in functional diversity of forest and non-forest birds. *Biotropica* 52:738–748. doi: <https://doi.org/10.1111/btp.12795>
- Matuoka MA, Benchimol M, Almeida-Rocha JM & Morante-Filho JC. 2020. Effects of anthropogenic disturbances on bird functional diversity: A global meta-analysis. *Ecological Indicators*, 116:106471. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106471>
- McDonald RI, Mansur AV, Ascensão F, Colbert M, Crossman K, Elmqvist T, Gonzalez A, Güneralp B, Haase D, Hamann M, Hillel O, Huang K, Kahnt B, Maddox D, Pacheco A, Pereira HM, Seto KC, Simkin R, Walsh B, Werner AS & Ziter C. 2019. Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3:6–24. doi: <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>
- McKinney ML. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *American Institute of Biological Sciences*, 52(10):883–890. doi: [https://doi.org/10.1641/00063568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/00063568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McPherson JM, Yeager LA, Baum JK & Price S. 2018. A simulation tool to scrutinise the behaviour of functional diversity metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1):200–206. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12855>
- Meyfroidt P, Lambin EF, Erb KH, & Hertel TW. 2013. Globalization of land use: Distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5):438–444. doi: 10.1016/j.cosust.2013.04.003
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2020. Unidades de Conservação. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>
- Morante-Filho JC, Faria D, Mariano-Neto E. & Rhodes J. 2015. Birds in anthropogenic landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic forest. *PLoS One* 10:1–18. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923>
- Mori E & Bertolino S. 2015 Feeding ecology of Long-eared Owls in winter: an urban perspective. *Bird Study*, 1–5. DOI: 10.1080/00063657.2015.1013522
- Mouchet MA, Villéger S, Mason NMW & Mouillot D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24:867–876. doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x
- Murgui E & Hedblom M (eds) *Ecology and conservation of birds in Urban environments*. Springer International Publishing, Cham, 520p

- Nath A, Singha H, Haque M & Lahkar BP. 2019. Sparrows in urban complexity: macro and micro-scale habitat use of sympatric sparrows in Guwahati City, India. *Urban Ecosystems*, 22:1047–1060. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00876-4>
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E & Wagner H. 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliver AJ, Hong-Wa C, Devonshire J, Olea KR, Rivas GF & Gahl MK. 2011. Avifauna richness enhanced in large, isolated urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 102:215–225. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.04.007>
- Ortega-Álvarez R & MacGregor-Fors I. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, 90:189–195. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>
- Paker Y, Yom-Tov Y, Alon-Mozes T & Barnea A. 2014. The effect of plant richness and urban Garden structure on bird species richness, diversity and community structures. *Landscape and Urban Planning* 122:186-195. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.10.005
- Pal M, Pop P, Mahapatra A, Bhagat R & Hore U. 2019. Diversity and structure of bird assemblages along urban-rural gradient in Kolkata, India. *Urban Forestry and Urban Greening*, 38:84–96. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.11.005>
- Palacio FX, Ibañez LM, Maragliano RE, & Montalti D. 2018. Urbanization as a driver of taxonomic, functional and phylogenetic diversity loss in bird communities. *Canadian Journal of Zoology*, 96(10): 1114-1121. doi: 10.1139/cjz-2018-0008
- Paton GD, Shoffner AV, Wilson AM & Gagné SA. 2019. The traits that predict the magnitude and spatial scale of forest bird responses to urbanization intensity. *PLoS One*, 14:e0220120. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220120>
- Pavoine S, Dufour AB & Chessel D. 2004. From dissimilarities among species to dissimilarities among communities: a double principal coordinate analysis. *Journal of Theoretical Biology*, 228:523–537. doi: 10.1016/j.jtbi.2004.02.014
- Pavoine S, Vallet J, Dufour AB, Gachet S & Daniel H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118:391-402. doi: 10.1111/j.1600-0706.2008.16668.x,
- Pavoine S. 2020. *adiv: An r package to analyse biodiversity in ecology*. *Methods in Ecology and Evolution*, In press. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13430>
- Pelicice FM. 2019. Weak Democracies, Failed Policies, and the Demise of Ecosystems in Poor and Developing Nations. *Tropical Conservation Science*, 12:1–9. doi: 10.1177/1940082919839902
- Pereira RHM & Goncalves CN. 2020. *geobr: Loads Shapefiles of Official Spatial Data Sets of Brazil*. R package version 1.4. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=geobr>
- Piacentini VQ, Aleixo A, Agne CE, Maurício GN, Pacheco JF, Bravo GA, Brito GRR, Naka LN, Olmos F, Posso S, Silveira LF, Betini GS, Carrano E, Franz I, Lees AC, Lima LM... & Cesari E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23(2): 91-298. Disponível em: <http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/1263>
- Piano E, Souffreau C, Merckx T, Baardsen LF, Backeljau T, Bonte D, Brans KI, Cours M, Dahirel M, Debortoli N, Decaestecker E, De Wolf K, Engelen JMT, Fontaneto D, Gianuca AT, Govaert L, Hanashiro FTT, Higuti J, Lens L, Martens K, Matheve H, Matthysen E, Pinseel E, Sablon R, Schön I, Stoks R, Van Doninck K, Van Dyck H, Vanormelingen P, Van Wichelen J, Vyverman W, De Meester L & Hendrickx F. 2019. Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, 16(3):1196-1211. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.14934>

- Prescott GW, Gilroy JJ, Haugaasen T, Uribe CAM, Foster WA & Edwards DP. 2016. Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biological Conservation*, 197:139–145. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.013>
- Prudic KL, Wilson JK, Toshack MC, Gerst KL, Rosemartin A, Crimmins TM & Oliver JC. 2019. Creating the Urban Farmer's Almanac with Citizen Science Data. *Insects* 10:294. doi: <https://doi.org/10.3390/insects10090294>
- Pulliam RH. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, 132:652–661. doi: 10.1086/284880
- QGIS.org. 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.org>
- Quinton JM, Duinker PN, Steenberg JWN & Charles JD. 2019. The living among the dead: Cemeteries as urban forests, now and in the future, *Urban Forestry and Urban Greening*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126564>
- R Development Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org>.
- Reynolds SJ, Ibáñez-Álamo JD, Sumasgutner P & Mainwaring MC. 2019. Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology*, 160:841–860. doi: <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>
- Ribeiro I, Proença V, Serra P, Palma J, Domingo-Marimon C, Pons X & Domingos T. 2019. Remotely sensed indicators and open-access biodiversity data to assess bird diversity patterns in Mediterranean rural landscapes. *Scientific Reports*, 9:1–13. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43330-3>
- Ricotta C & Moretti M. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167:181–188. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>
- Ricotta C, de Bello F, Moretti M, Caccianiga M, Cerabolini BEL & Pavoine S. 2016. Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. *Methods in Ecology and Evolution*, 7:1386–1395. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12604>
- Sacco AG, Rui AM, Bergmann FB, Müller SC & Hartz SM. 2015. Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia – Série Zoológica*, 105:276–287. doi: <https://doi.org/10.1590/1678-476620151053276287>
- Santos GS, Ribeiro CI, D'Avila Centoducatte L, Mendes LS. 2019. Bird breeding biology and homogenization process in an urban green area at Atlantic rainforest of Southeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 14:83–98. doi: <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e34838>
- Schell CJ, Dyson K, Fuentes TL, Des Roches S, Harris NC, Miller DS, Woelfle-Erskine DA & Lambert MR. 2020. The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments. *Science*, 369(6510). doi: 10.1126/science.aay4497
- Sick H. 2001. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, pp 912.
- Silva CP, Sepúlveda RD & Barbosa O. 2016. Nonrandom filtering effect on birds: species and guilds response to urbanization. *Ecology and Evolution*, 6(11):3711–3720. doi: 10.1002/ece3.2144
- Somenzari M, Amaral PP, do Cueto VR, Guaraldo ADC, Jahn AE, Lima DM, Lima PC, Lugarini C, Machado CG, Martinez J, Nascimento JLX, do Pacheco JF, Paludo D, Prestes NP, Serafini PP, Silveira LF, Sousa AEBA, de Sousa NA, de Souza MA, Telino-Júnior WR & Whitney BM. 2018. An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 58:1–66. doi: <https://doi.org/10.11606/18070205/2018.58.03>
- Souza FL, Valente-Neto F, Severo-Neto F, Bueno B, Ochoa-Quintero JM, Laps RR, Bolzan F & Roque F. de O. 2019. Impervious surface and heterogeneity are opposite drivers to maintain bird richness in a Cerrado city. *Landscape and Urban Planning*. 192:103643. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103643>

- Tu HM, Fan MW & Ko JCJ. 2020. Different Habitat Types Affect Bird Richness and Evenness. *Scientific Reports*, 10:1-10. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58202-4>
- United Nations (UN). 2017. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World population prospects: The 2017 revision, key findings and advance tables. Working paper No. ESA/P/WP/248. Disponível em: https://esa.un.org/unpd/wpp/publications/files/wpp2017_keyfindings.pdf
- van Rensburg BJ, Peacock DS & Robertson MP. 2009. Biotic homogenization and alien bird species along a urban gradient in South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 92:233–241. doi: 10.1016/j.landurbplan.2009.05.002
- van Vliet J. 2019. Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nature Sustainability*, 2:755–763. dDoi: <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0340-0>
- Vasconcelos, TS, da Silva FR, dos Santos TG, Prado VHM & Provete DB. 2019. Biogeographic Patterns of South American Anurans. Springer, 149pp. doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-26296-9>
- Vilela B. & Villalobos F. 2015. letsR: a new R package for data handling and analysis in macroecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(10):1229-1234. doi:10.1111/2041-210X.12401
- Villaseñor NR, Tulloch AIT, Driscoll DA, Gibbons P & Lindenmayer DB. 2017. Compact development minimizes the impacts of urban growth on native mammals. *Journal of Applied Ecology*, 54:794–804. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12800>
- Villéger S, Mason NWH & Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89:2290–2301. doi: <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel L & Garnier E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116:882–892. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Walther BA & White A. 2018. The emergence of birdwatching in China: History, demographics, activities, motivations, and environmental concerns of Chinese birdwatchers. *Bird Conservation International*, 28:337–349. doi: <https://doi.org/10.1017/S0959270917000557>
- West G. 2018. SCALE: The universal laws of life, growth, and death in organisms, cities, and companies. New York: Penguin. 1ed. ISBN-13: 978-1594205583 ISBN-10: 1594205582
- White JG, Antos MJ, Fitzsimons JA. 2005. Palmer, Grant C. Non-uniform bird assemblages in urban environments: The influence of streetscape Vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 71:123-135. doi: 10.1016/j.landurbplan.2004.02.006
- Wickham H, François R, Henry L & Müller K. 2020. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.0. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wilman H, Belmaker J, Simpson J, de la Rosa C, Rivadeneira MM & Jetz W. 2014. EltonTraits 1.0: species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95:2027–2027. doi: 10.1890/13-1917.1
- Wood EM & Esaian S. 2020. The importance of street trees to urban avifauna. *Ecological Applications*, 0: 1–20. doi: <https://doi.org/10.1002/eap.2149>
- Yang J, Yang ZK & Sheng PF. 2011. Income distribution, human capital and environmental quality: Empirical study in China. *Energy Procedia*, 5:1689–1696. doi: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.03.288>

Anexos

Anexo 1. Lista final de espécies, organizadas por ordem e família. Apresenta também a frequência de ocorrência das espécies para áreas rurais, áreas urbanas e a frequência total, respectivamente.

Ordem	Família	Espécie	Nome comum	Frequência rural	Frequência urbana	Frequência total
Rheiformes	Rheidae	<i>Rhea americana</i>	ema	4	2	6
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Tinamus tao</i>	azulona	2	0	2
		<i>Tinamus solitarius</i>	macuco	14	8	22
		<i>Tinamus major</i>	inambu-serra	3	1	4
		<i>Crypturellus cinereus</i>	inambu-pixuna	4	3	7
		<i>Crypturellus soui</i>	tururim	7	3	10
		<i>Crypturellus obsoletus</i>	inambuguaçu	32	18	50
		<i>Crypturellus undulatus</i>	jaó	14	8	22
		<i>Crypturellus strigulosus</i>	inambu-relógio	1	2	3
		<i>Crypturellus noctivagus</i>	jaó-do-sul	5	2	7
		<i>Crypturellus atrocapillus</i>	inambu-de-coroa-preta	1	0	1
		<i>Crypturellus variegatus</i>	inambu-anhangá	5	2	7
		<i>Crypturellus parvirostris</i>	inambu-chororó	22	13	35
		<i>Crypturellus tataupa</i>	inambu-chintã	20	14	34

		<i>Rhynchotus rufescens</i>	perdiz	10	8	18
		<i>Nothura boraquira</i>	codorna-do-nordeste	1	2	3
		<i>Nothura maculosa</i>	codorna-amarela	7	6	13
		<i>Taoniscus nanus</i>	codorninha	1	0	1
<hr/>						
Anseriformes						
	Anhimidae					
		<i>Anhima cornuta</i>	anhuma	4	3	7
		<i>Chauna torquata</i>	tachã	2	3	5
	Anatidae					
		<i>Dendrocygna bicolor</i>	marreca-caneleira	5	6	11
		<i>Dendrocygna viduata</i>	irerê	31	33	64
		<i>Dendrocygna autumnalis</i>	marreca-cabocla	15	21	36
		<i>Coscoroba coscoroba</i>	capororoca	1	0	1
		<i>Cairina moschata</i>	pato-do-mato	28	27	55
		<i>Sarkidiornis sylvicola</i>	pato-de-crista	2	1	3
		<i>Callonetta leucophrys</i>	marreca-de-coleira	0	1	1
		<i>Amazonetta brasiliensis</i>	ananaí	40	41	81
		<i>Anas flavirostris</i>	marreca-pardinha	2	2	4
		<i>Anas georgica</i>	marreca-parda	1	1	2
		<i>Anas bahamensis</i>	marreca-toicinho	9	7	16
		<i>Netta erythrophthalma</i>	paturi-preta	6	6	12
		<i>Netta peposaca</i>	marrecão	2	0	2
		<i>Mergus octosetaceus</i>	pato-mergulhão	1	0	1
		<i>Nomonyx dominicus</i>	marreca-caucau	4	2	6
<hr/>						
Galliformes						
	Cracidae					
		<i>Penelope marail</i>	jacumirim	2	2	4
		<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba	14	15	29

		<i>Penelope jacquacu</i>	jacu-de-spix	1	1	2
		<i>Penelope obscura</i>	jacuguaçu	33	31	64
		<i>Penelope pileata</i>	jacupiranga	2	1	3
		<i>Penelope ochrogaster</i>	jacu-de-barriga-castanha	1	1	2
		<i>Penelope jacucaca</i>	jacucaca	2	2	4
		<i>Ortalis canicollis</i>	aracuã-do-pantanal	2	1	3
		<i>Ortalis guttata</i>	aracuã-pintado	7	6	13
		<i>Ortalis motmot</i>	aracuã-pequeno	5	4	9
		<i>Ortalis superciliaris</i>	aracuã-de-sobrancelhas	1	1	2
		<i>Crax alector</i>	mutum-poranga	2	0	2
		<i>Crax fasciolata</i>	mutum-de-penacho	6	2	8
		<i>Pauxi tomentosa</i>	mutum-do-norte	0	1	1
		<i>Pauxi tuberosa</i>	mutum-cavalo	1	0	1
	Odontophoridae					
		<i>Colinus cristatus</i>	uru-do-campo	1	1	2
		<i>Odontophorus gujanensis</i>	uru-corcovado	2	0	2
		<i>Odontophorus capueira</i>	uru	14	7	21
Podicipediformes						
	Podicipedidae					
		<i>Tachybaptus dominicus</i>	mergulhão-pequeno	15	10	25
		<i>Podilymbus podiceps</i>	mergulhão-caçador	16	13	29
		<i>Podiceps major</i>	mergulhão-grande	0	1	1
Phoenicopteriformes						
	Phoenicopteridae					
		<i>Phoenicopus chilensis</i>	flamingo-chileno	1	0	1
Sphenisciformes						
	Spheniscidae					
		<i>Spheniscus magellanicus</i>	pinguim	2	2	4

Ciconiiformes						
	Ciconiidae					
	<i>Ciconia maguari</i>	maguari	2	1	3	
	<i>Jabiru mycteria</i>	tuiuiú	5	2	7	
	<i>Mycteria americana</i>	cabeça-seca	13	15	28	
Suliformes						
	Fregatidae					
	<i>Fregata magnificens</i>	tesourão	15	16	31	
	Sulidae					
	<i>Sula leucogaster</i>	atobá	8	10	18	
	Phalacrocoracidae					
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	biguá	44	48	92	
	Anhingidae					
	<i>Anhinga anhinga</i>	biguatinga	24	24	48	
Pelecaniformes						
	Ardeidae					
	<i>Tigrisoma lineatum</i>	socó-boi	24	15	39	
	<i>Tigrisoma fasciatum</i>	socó-jararaca	1	1	2	
	<i>Agamia agami</i>	garça-da-mata	3	0	3	
	<i>Cochlearius cochlearius</i>	arapapá	1	1	2	
	<i>Zebtilus undulatus</i>	socó-zigue-zague	2	2	4	
	<i>Botaurus pinnatus</i>	socó-boi-baio	1	3	4	
	<i>Ixobrychus exilis</i>	socó-vermelho	1	3	4	
	<i>Ixobrychus involucris</i>	socó-amarelo	2	0	2	
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	socó-dorminhoco	30	43	73	
	<i>Butorides striata</i>	socozinho	44	53	97	
	<i>Bubulcus ibis</i>	garça-vaqueira	49	48	97	
	<i>Ardea cocoi</i>	garça-moura	30	39	69	

		<i>Syrigma sibilatrix</i>	maria-faceira	26	37	63
		<i>Pilherodius pileatus</i>	garça-real	9	7	16
		<i>Egretta tricolor</i>	garça-tricolor	1	0	1
		<i>Egretta thula</i>	garça-branca-pequena	43	50	93
		<i>Egretta caerulea</i>	garça-azul	15	21	36
	Threskiornithidae					
		<i>Eudocimus ruber</i>	guará	3	3	6
		<i>Plegadis chihi</i>	caraúna	4	5	9
		<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró	34	31	65
		<i>Phimosus infuscatus</i>	tapicuru	19	14	33
		<i>Theristicus caerulescens</i>	curicaca-real	2	1	3
		<i>Theristicus caudatus</i>	curicaca	25	26	51
		<i>Platalea ajaja</i>	colhereiro	15	18	33
<hr/>						
Cathartiformes						
	Cathartidae					
		<i>Cathartes aura</i>	urubu-de-cabeça-vermelha	57	53	110
		<i>Cathartes burrovianus</i>	urubu-de-cabeça-amarela	25	21	46
		<i>Cathartes melambrotus</i>	urubu-da-mata	6	8	14
		<i>Coragyps atratus</i>	urubu	65	65	130
		<i>Sarcoramphus papa</i>	urubu-rei	14	4	18
<hr/>						
Accipitriformes						
	Pandionidae					
		<i>Pandion haliaetus</i>	águia-pescadora	13	13	26
	Accipitridae					
		<i>Leptodon cayanensis</i>	gavião-gato	17	9	26
		<i>Chondrohierax uncinatus</i>	caracoleiro	4	8	12
		<i>Elanoides forficatus</i>	gavião-tesoura	16	16	32

<i>Gampsonyx swainsonii</i>	gaviãozinho	11	4	15
<i>Elanus leucurus</i>	gavião-peneira	14	21	35
<i>Harpagus bidentatus</i>	gavião-ripina	5	3	8
<i>Harpagus diodon</i>	gavião-bombachinha	13	8	21
<i>Circus buffoni</i>	gavião-do-banhado	8	3	11
<i>Accipiter poliogaster</i>	tauató-pintado	1	0	1
<i>Accipiter superciliosus</i>	tauató-passarinho	2	0	2
<i>Accipiter striatus</i>	tauató-miúdo	8	10	18
	gavião-bombachinha- grande	6	3	9
<i>Accipiter bicolor</i>				
<i>Ictinia mississippiensis</i>	sovi-do-norte	1	1	2
<i>Ictinia plumbea</i>	sovi	27	23	50
<i>Busarellus nigricollis</i>	gavião-belo	7	6	13
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	gavião-caramujeiro	15	17	32
<i>Helicolestes hamatus</i>	gavião-do-igapó	1	1	2
<i>Geranoospiza caerulescens</i>	gavião-pernilongo	18	12	30
<i>Heterospizias meridionalis</i>	gavião-caboclo	31	27	58
<i>Parabuteo unicinctus</i>	gavião-asa-de-telha	3	7	10
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	gavião-de-rabo-branco	31	25	56
<i>Pseudastur albicollis</i>	gavião-branco	5	3	8
<i>Leucopternis melanops</i>	gavião-de-cara-preta	1	1	2
<i>Leucopternis kuhli</i>	gavião-vaqueiro	1	0	1
<i>Buteo nitidus</i>	gavião-pedrês	9	9	18
<i>Buteo platypterus</i>	gavião-de-asa-larga	0	1	1
<i>Buteo brachyurus</i>	gavião-de-cauda-curta	33	31	64
<i>Buteo swainsoni</i>	gavião-papa-gafanhoto	1	0	1
<i>Buteo albonotatus</i>	gavião-urubu	3	4	7
<i>Harpia harpyja</i>	gavião-real	1	0	1

		<i>Spizaetus tyrannus</i>	gavião-pega-macaco	25	15	40
		<i>Spizaetus melanoleucus</i>	gavião-pato	13	12	25
		<i>Spizaetus ornatus</i>	gavião-de-penacho	3	0	3
Eurypygiformes						
	Eurypygidae					
		<i>Eurypyga helias</i>	pavãozinho-do-pará	5	5	10
Gruiformes						
	Aramidae					
		<i>Aramus guarauna</i>	carão	23	28	51
	Psophiidae					
		<i>Psophia crepitans</i>	jacamim-de-costas-cinzentas	2	2	4
		<i>Psophia viridis</i>	jacamim-de-costas-verdes	1	0	1
	Rallidae					
		<i>Micropygia schomburgkii</i>	maxalalagá	2	0	2
		<i>Rallus longirostris</i>	saracura-matraca	1	4	5
		<i>Aramides ypecaha</i>	saracuruçu	1	2	3
		<i>Aramides mangle</i>	saracura-do-mangue	2	1	3
		<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes	27	34	61
		<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	37	35	72
		<i>Amaurolimnas concolor</i>	saracura-lisa	3	4	7
		<i>Anurolimnas castaneiceps</i>	sanã-de-cabeça-castanha	1	0	1
		<i>Laterallus viridis</i>	sanã-castanha	6	7	13
		<i>Laterallus melanophaius</i>	sanã-parda	31	25	56
		<i>Laterallus exilis</i>	sanã-do-capim	13	9	22
		<i>Laterallus leucopyrrhus</i>	sanã-vermelha	5	3	8
		<i>Laterallus xenopterus</i>	sanã-de-cara-ruiva	0	1	1
		<i>Porzana flaviventer</i>	sanã-amarela	2	1	3

	<i>Mustelirallus albicollis</i>	sanã-carijó	21	13	34
	<i>Neocrex erythrops</i>	turu-turu	1	1	2
	<i>Pardirallus maculatus</i>	saracura-carijó	3	1	4
	<i>Pardirallus nigricans</i>	saracura-sanã	30	21	51
	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	saracura-do-banhado	8	5	13
	<i>Gallinula galeata</i>	galinha-d'água	27	39	66
	<i>Fulica rufifrons</i>	carqueja-de-escudo-vermelho	1	0	1
	<i>Fulica leucoptera</i>	carqueja-de-bico-amarelo	1	1	2
Heliornithidae					
	<i>Heliornis fulica</i>	picaparra	5	4	9
<hr/>					
Charadriiformes					
Charadriidae					
	<i>Vanellus chilensis</i>	quero-quero	64	64	128
	<i>Pluvialis dominica</i>	batuiruçu	4	5	9
	<i>Pluvialis squatarola</i>	batuiruçu-de-axila-preta	1	3	4
	<i>Charadrius semipalmatus</i>	batuíra-de-bando	10	11	21
	<i>Charadrius collaris</i>	batuíra-de-coleira	10	12	22
	<i>Charadrius modestus</i>	batuíra-de-peito-tijolo	0	1	1
Haematopodidae					
	<i>Haematopus palliatus</i>	piru-piru	3	5	8
Recurvirostridae					
	<i>Himantopus mexicanus</i>	pernilongo-de-costas-negras	18	19	37
	<i>Himantopus melanurus</i>	pernilongo-de-costas-brancas	1	0	1
Burhinidae					
	<i>Burhinus bistriatus</i>	téu-téu-da-savana	0	1	1

Scolopacidae

<i>Gallinago paraguaiiae</i>	narceja	10	11	21
<i>Gallinago undulata</i>	narcejão	2	1	3
<i>Limnodromus griseus</i>	maçarico-de-costas-brancas	1	0	1
<i>Numenius phaeopus</i>	maçarico-galego	2	3	5
<i>Bartramia longicauda</i>	maçarico-do-campo	1	0	1
<i>Actitis macularius</i>	maçarico-pintado	11	10	21
<i>Tringa solitaria</i>	maçarico-solitário	15	15	30
<i>Tringa melanoleuca</i>	maçarico-grande-de-perna-amarela	10	5	15
<i>Tringa flavipes</i>	maçarico-de-perna-amarela	10	9	19
<i>Arenaria interpres</i>	vira-pedras	3	3	6
<i>Calidris canutus</i>	maçarico-de-papo-vermelho	0	1	1
<i>Calidris alba</i>	maçarico-branco	0	3	3
<i>Calidris pusilla</i>	maçarico-rasteirinho	4	0	4
<i>Calidris minutilla</i>	maçariquinho	3	2	5
<i>Calidris fuscicollis</i>	maçarico-de-sobre-branco	6	6	12
<i>Calidris melanotos</i>	maçarico-de-colete	2	5	7
<i>Calidris subruficollis</i>	maçarico-acanelado	1	0	1

Jacanidae

<i>Jacana jacana</i>	jaçanã	36	47	83
----------------------	--------	----	----	----

Laridae

<i>Leucophaeus atricilla</i>	gaivota-alegre	1	1	2
<i>Larus dominicanus</i>	gaivotão	12	15	27

Sternidae

	<i>Phaetusa simplex</i>	trinta-réis-grande	10	10	20
	<i>Sterna hirundo</i>	trinta-réis-boreal	2	1	3
	<i>Sterna paradisaea</i>	trinta-réis-ártico	0	1	1
	<i>Sterna hirundinacea</i>	trinta-réis-de-bico-vermelho	4	4	8
	<i>Sterna trudeaui</i>	trinta-réis-de-coroa-branca	1	2	3
Rynchopidae	<i>Rynchops niger</i>	talha-mar	12	13	25
<hr/>					
Columbiformes					
	Columbidae				
	<i>Columbina passerina</i>	rolinha-cinzenta	7	7	14
	<i>Columbina minuta</i>	rolinha-de-asa-canela	6	14	20
	<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha	65	65	130
	<i>Columbina squammata</i>	fogo-apagou	20	24	44
	<i>Columbina picui</i>	rolinha-picuí	10	10	20
	<i>Claravis pretiosa</i>	pararu-azul	12	4	16
	<i>Uropelia campestris</i>	rolinha-vaqueira	2	2	4
	<i>Columba livia</i>	pombo-doméstico	45	63	108
	<i>Patagioenas speciosa</i>	pomba-trocal	9	4	13
	<i>Patagioenas picazuro</i>	asa-branca	57	57	114
	<i>Patagioenas maculosa</i>	pomba-do-orvalho	0	1	1
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega	45	34	79
	<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa	34	16	50
	<i>Patagioenas subvinacea</i>	pomba-botafogo	7	7	14
	<i>Zenaida auriculata</i>	avoante	32	38	70
	<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	54	57	111
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-de-testa-branca	45	28	73
	<i>Geotrygon violacea</i>	juriti-vermelha	1	1	2

		<i>Geotrygon montana</i>	pariri	18	6	24
Opisthocomiformes						
	Opisthocomidae					
		<i>Opisthocomus hoazin</i>	cigana	4	1	5
Cuculiformes						
	Cuculidae					
		<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	63	60	123
		<i>Piaya melanogaster</i>	chincoã-de-bico-vermelho	3	2	5
		<i>Coccyzus melacoryphus</i>	papa-lagarta	10	9	19
		<i>Coccyzus americanus</i>	papa-lagarta-de-asa-vermelha	1	0	1
		<i>Coccyzus euleri</i>	papa-lagarta-de-euler	5	5	10
		<i>Crotophaga major</i>	anu-coroca	12	16	28
		<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto	61	61	122
		<i>Guira guira</i>	anu-branco	51	52	103
		<i>Tapera naevia</i>	saci	37	31	68
		<i>Dromococcyx phasianellus</i>	peixe-frito	3	1	4
		<i>Dromococcyx pavoninus</i>	peixe-frito-pavonino	6	1	7
Strigiformes						
	Tytonidae					
		<i>Tyto furcata</i>	suindara	8	21	29
	Strigidae					
		<i>Megascops choliba</i>	corujinha-do-mato	37	36	73
		<i>Megascops watsonii</i>	corujinha-orelhuda	5	2	7
		<i>Megascops atricapilla</i>	corujinha-sapo	9	4	13
		<i>Megascops sanctaetatarinae</i>	corujinha-do-sul	1	0	1
		<i>Lophostrix cristata</i>	coruja-de-crista	4	2	6

		<i>Pulsatrix perspicillata</i>	murucututu	4	2	6
			murucututu-de-barriga-			
		<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	amarela	6	9	15
		<i>Bubo virginianus</i>	jacurutu	6	4	10
		<i>Strix hylophila</i>	coruja-listrada	10	2	12
		<i>Glaucidium hardyi</i>	caburé-da-amazônia	6	4	10
		<i>Glaucidium minutissimum</i>	caburé-miudinho	4	2	6
		<i>Glaucidium brasilianum</i>	caburé	19	21	40
		<i>Athene cunicularia</i>	coruja-buraqueira	38	42	80
		<i>Aegolius harrisii</i>	caburé-acanelado	1	5	6
		<i>Asio clamator</i>	coruja-orelhuda	9	24	33
		<i>Asio stygius</i>	mocho-diabo	3	6	9
		<i>Asio flammeus</i>	mocho-dos-banhados	4	5	9
<hr/>						
Nyctibiiformes						
	Nyctibiidae					
		<i>Nyctibius grandis</i>	urutau-grande	6	3	9
		<i>Nyctibius aethereus</i>	urutau-pardo	1	0	1
		<i>Nyctibius griseus</i>	urutau	23	21	44
		<i>Nyctibius leucopterus</i>	urutau-de-asa-branca	2	1	3
		<i>Nyctibius bracteatus</i>	urutau-ferrugem	1	0	1
<hr/>						
Caprimulgiformes						
	Caprimulgidae					
		<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	bacurau-ocelado	6	2	8
		<i>Antrostomus rufus</i>	joão-corta-pau	4	2	6
		<i>Antrostomus sericocaudatus</i>	bacurau-rabo-de-seda	1	1	2
		<i>Lurocalis semitorquatus</i>	tuju	24	12	36
		<i>Nyctiprogne leucopyga</i>	bacurau-de-cauda-barrada	3	2	5

<i>Nyctidromus nigrescens</i>	bacurau-de-lajeado	4	3	7
<i>Nyctidromus albicollis</i>	bacurau	35	29	64
<i>Nyctidromus hirundinaceus</i>	bacurauzinho-da-caatinga	0	1	1
<i>Hydropsalis longirostris</i>	bacurau-da-telha	3	5	8
<i>Hydropsalis maculicaudus</i>	bacurau-de-rabo-maculado	4	0	4
<i>Hydropsalis climacocerca</i>	acurana	4	2	6
<i>Hydropsalis torquata</i>	bacurau-tesoura	15	6	21
<i>Hydropsalis forcipata</i>	bacurau-tesourão	3	1	4
<i>Nannochordeiles pusillus</i>	bacurauzinho	6	1	7
<i>Podager nacunda</i>	coruçã	8	11	19
<i>Chordeiles minor</i>	bacurau-norte-americano	0	2	2
<i>Chordeiles acutipennis</i>	bacurau-de-asa-fina	1	6	7

Apodiformes
Apodidae

<i>Cypseloides cryptus</i>	taperuçu-de-mento-branco	0	1	1
<i>Cypseloides fumigatus</i>	taperuçu-preto	7	6	13
<i>Cypseloides senex</i>	taperuçu-velho	11	6	17
<i>Streptoprocne zonaris</i>	taperuçu-de-coleira-branca	35	22	57
<i>Streptoprocne biscutata</i>	taperuçu-de-coleira-falha	8	6	14
<i>Chaetura spinicaudus</i>	andorinhão-de-sobre-branco	4	3	7
<i>Chaetura cinereiventris</i>	andorinhão-de-sobre-cinzentos	19	12	31
<i>Chaetura egregia</i>	taperá-de-garganta-branca	1	0	1
<i>Chaetura chapmani</i>	andorinhão-de-chapman	3	2	5
<i>Chaetura viridipennis</i>	andorinhão-da-amazônia	2	0	2
<i>Chaetura meridionalis</i>	andorinhão-do-temporal	46	46	92
<i>Chaetura brachyura</i>	andorinhão-de-rabo-curto	7	6	13

Trochilidae	<i>Tachornis squamata</i>	andorinhão-do-buriti	17	19	36
	<i>Panyptila cayennensis</i>	andorinhão-estofador	3	6	9
	<i>Ramphodon naevius</i>	beija-flor-rajado	14	11	25
	<i>Glaucis dohrnii</i>	balança-rabo-canela	1	1	2
	<i>Glaucis hirsutus</i>	balança-rabo-de-bico-torto	8	5	13
	<i>Threnetes leucurus</i>	balança-rabo-de-garganta- preta	0	1	1
	<i>Anopetia gounellei</i>	rabo-branco-de-cauda- larga	0	1	1
	<i>Phaethornis squalidus</i>	rabo-branco-pequeno	10	3	13
	<i>Phaethornis rupurumii</i>	rabo-branco-do-rupununi	2	0	2
	<i>Phaethornis nattereri</i>	besourão-de-sobre- amarelo	1	0	1
	<i>Phaethornis ruber</i>	rabo-branco-rubro	19	12	31
	<i>Phaethornis subochraceus</i>	rabo-branco-de-barriga- fulva	1	0	1
	<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado	38	29	67
	<i>Phaethornis eurynome</i>	rabo-branco-de-garganta- rajada	27	15	42
	<i>Phaethornis hispidus</i>	rabo-branco-cinza	2	0	2
	<i>Phaethornis bourcieri</i>	rabo-branco-de-bico-reto	1	1	2
	<i>Phaethornis superciliosus</i>	rabo-branco-de-bigodes	4	1	5
	<i>Phaethornis malaris</i>	besourão-de-bico-grande	2	0	2
	<i>Campylopterus largipennis</i>	asa-de-sabre-cinza	5	3	8
	<i>Eupetomena macroura</i>	beija-flor-tesoura	50	54	104
	<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	beija-flor-cinza	16	12	28
	<i>Florisuga mellivora</i>	beija-flor-azul-de-rabo- branco	3	2	5

<i>Florisuga fusca</i>	beija-flor-preto	30	30	60
<i>Colibri serrirostris</i>	beija-flor-de-orelha-violeta	15	13	28
<i>Anthracothorax viridigula</i>	beija-flor-de-veste-verde	1	0	1
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	beija-flor-de-veste-preta	28	23	51
<i>Topaza pella</i>	beija-flor-brilho-de-fogo	2	1	3
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	beija-flor-vermelho	5	2	7
<i>Stephanoxis lalandi</i>	beija-flor-de-topete-verde	5	3	8
<i>Lophornis gouldii</i>	topetinho-do-brasil-central	0	1	1
<i>Lophornis magnificus</i>	topetinho-vermelho	4	3	7
<i>Lophornis chalybeus</i>	topetinho-verde	6	4	10
<i>Discosura longicaudus</i>	bandeirinha	1	1	2
<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	esmeralda-de-cauda-azul	2	1	3
	besourinho-de-bico-			
	vermelho	43	42	85
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	vermelho	43	42	85
<i>Thalurania furcata</i>	beija-flor-tesoura-verde	16	15	31
<i>Thalurania glaucopis</i>	beija-flor-de-fronte-violeta	40	34	74
<i>Hylocharis sapphirina</i>	beija-flor-safira	3	1	4
<i>Hylocharis cyanus</i>	beija-flor-roxo	12	7	19
<i>Hylocharis chrysur</i>	beija-flor-dourado	6	3	9
<i>Leucochloris albicollis</i>	beija-flor-de-papo-branco	23	13	36
<i>Polytmus guainumbi</i>	beija-flor-de-bico-curvo	3	2	5
<i>Polytmus theresiae</i>	beija-flor-verde	3	1	4
	beija-flor-de-barriga-			
	branca	1	2	3
<i>Amazilia leucogaster</i>	branca	1	2	3
<i>Amazilia versicolor</i>	beija-flor-de-banda-branca	27	21	48
	beija-flor-de-garganta-			
	verde	35	29	64
<i>Amazilia fimbriata</i>	verde	35	29	64
<i>Amazilia lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul	29	25	54

<i>Heliodoxa rubricauda</i>	beija-flor-rubi	14	9	23
<i>Heliodoxa aurescens</i>	beija-flor-estrela	1	0	1
<i>Augastes scutatus</i>	beija-flor-de-gravata-verde	2	1	3
<i>Heliiothryx auritus</i>	beija-flor-de-bochecha-azul	11	9	20
<i>Heliactin bilophus</i>	chifre-de-ouro	7	3	10
<i>Heliomaster longirostris</i>	bico-reto-cinzento	3	3	6
<i>Heliomaster squamosus</i>	bico-reto-de-banda-branca	10	9	19
<i>Heliomaster furcifer</i>	bico-reto-azul	3	1	4
<i>Calliphlox amethystina</i>	estrelinha-ametista	21	13	34

Trogoniformes
Trogonidae

<i>Trogon melanurus</i>	surucuá-de-cauda-preta	7	3	10
<i>Trogon viridis</i>	surucuá-de-barriga-amarela	23	18	41
<i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado	31	15	46
<i>Trogon violaceus</i>	surucuá-violáceo	3	3	6
<i>Trogon curucui</i>	surucuá-de-barriga-vermelha	9	8	17
<i>Trogon rufus</i>	surucuá-dourado	13	4	17
<i>Trogon collaris</i>	surucuá-de-coleira	3	2	5

Coraciiformes
Alcedinidae

<i>Megaceryle torquata</i>	martim-pescador-grande	55	56	111
<i>Chloroceryle amazona</i>	martim-pescador-verde	37	38	75
<i>Chloroceryle aenea</i>	martim-pescador-miúdo	4	3	7
<i>Chloroceryle americana</i>	martim-pescador-pequeno	39	32	71
<i>Chloroceryle inda</i>	martim-pescador-da-mata	7	1	8

Momotidae					
	<i>Electron platyrhynchum</i>	udu-de-bico-largo	1	0	1
	<i>Baryphthengus martii</i>	juruva-ruiva	2	0	2
	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	juruva	22	4	26
	<i>Momotus momota</i>	udu	9	11	20
<hr/>					
Galbuliformes					
Galbulidae					
	<i>Brachygalba albogularis</i>	agulha-de-garganta-branca	1	0	1
	<i>Brachygalba lugubris</i>	ariramba-preta	2	1	3
	<i>Jacamaralcyon tridactyla</i>	cuitelão	0	1	1
	<i>Galbula albirostris</i>	ariramba-de-bico-amarelo	2	2	4
	<i>Galbula cyanicollis</i>	ariramba-da-mata	3	1	4
	<i>Galbula ruficauda</i>	ariramba	19	17	36
	<i>Galbula galbula</i>	ariramba-de-cauda-verde	2	1	3
	<i>Galbula cyanescens</i>	ariramba-da-capoeira	1	0	1
	<i>Galbula leucogastra</i>	ariramba-bronzeada	3	1	4
	<i>Galbula dea</i>	ariramba-do-paráíso	5	3	8
	<i>Jacamerops aureus</i>	jacamaraçu	3	1	4
Bucconidae					
	<i>Notharchus hyperrhynchus</i>	macuru-de-testa-branca	4	0	4
	<i>Notharchus macrorhynchos</i>	macuru-de-pescoço-branco	1	2	3
	<i>Notharchus swainsoni</i>	macuru-de-barriga-castanha	6	5	11
	<i>Notharchus ordii</i>	macuru-de-peito-marrom	1	0	1
	<i>Notharchus tectus</i>	macuru-pintado	4	4	8
	<i>Bucco capensis</i>	rapazinho-de-colar	2	1	3

<i>Nystalus striolatus</i>	rapazinho-estriado-de-rondônia	0	1	1
<i>Nystalus chacuru</i>	joão-bobo	18	15	33
<i>Nystalus maculatus</i>	rapazinho-dos-velhos	9	7	16
<i>Malacoptila fusca</i>	barbudo-pardo	1	0	1
<i>Malacoptila striata</i>	barbudo-rajado	23	12	35
<i>Nonnula rubecula</i>	macuru	5	2	7
<i>Nonnula ruficapilla</i>	freirinha-de-coroa-castanha	1	0	1
<i>Monasa atra</i>	chora-chuva-de-asa-branca	3	2	5
<i>Monasa nigrifrons</i>	chora-chuva-preto	11	10	21
<i>Monasa morphoeus</i>	chora-chuva-de-cara-branca	4	1	5
<i>Monasa flavirostris</i>	chora-chuva-de-bico-amarelo	1	0	1
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	urubuzinho	10	5	15

Piciformes
Capitonidae

<i>Capito dayi</i>	capitão-de-cinta	0	1	1
<i>Capito niger</i>	capitão-de-bigode-carijó	2	0	2
<i>Capito auratus</i>	capitão-de-fronte-dourada	1	0	1
<i>Eubucco richardsoni</i>	capitão-de-bigode-limão	1	0	1

Ramphastidae

<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu	35	36	71
<i>Ramphastos tucanus</i>	tucano-de-papo-branco	7	7	14
<i>Ramphastos vitellinus</i>	tucano-de-bico-preto	27	21	48
<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano-de-bico-verde	27	24	51
<i>Selenidera piperivora</i>	araçari-negro	2	2	4

	<i>Selenidera reinwardtii</i>	saripoca-de-coleira	1	0	1
	<i>Selenidera gouldii</i>	saripoca-de-gould	3	1	4
	<i>Selenidera maculirostris</i>	araçari-poca	15	6	21
	<i>Pteroglossus bailloni</i>	araçari-banana	8	6	14
	<i>Pteroglossus viridis</i>	araçari-miudinho	3	2	5
	<i>Pteroglossus inscriptus</i>	araçari-de-bico-riscado	5	5	10
	<i>Pteroglossus bitorquatus</i>	araçari-de-pescoço-vermelho	3	1	4
	<i>Pteroglossus azara</i>	araçari-de-bico-de-marfim	1	0	1
	<i>Pteroglossus aracari</i>	araçari-de-bico-branco	8	5	13
	<i>Pteroglossus castanotis</i>	araçari-castanho	8	8	16
	<i>Pteroglossus beauharnaisii</i>	araçari-mulato	1	0	1
Picidae					
	<i>Picumnus aurifrons</i>	picapauzinho-dourado	3	2	5
	<i>Picumnus exilis</i>	picapauzinho-de-pintas-amarelas	2	3	5
	<i>Picumnus spilogaster</i>	picapauzinho-de-pescoço-branco	1	1	2
	<i>Picumnus pygmaeus</i>	picapauzinho-pintado	0	1	1
	<i>Picumnus cirratus</i>	picapauzinho-barrado	35	33	68
	<i>Picumnus temminckii</i>	picapauzinho-de-coleira	16	15	31
	<i>Picumnus albosquamatus</i>	picapauzinho-escamoso	14	13	27
	<i>Picumnus rufiventris</i>	picapauzinho-vermelho	1	0	1
	<i>Picumnus fulvescens</i>	picapauzinho-canela	0	1	1
	<i>Picumnus limae</i>	picapauzinho-da-caatinga	3	3	6
	<i>Picumnus subtilis</i>	picapauzinho-de-barras-finas	1	1	2
	<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco	38	45	83

<i>Melanerpes cruentatus</i>	benedito-de-testa-vermelha	9	8	17
<i>Melanerpes flavifrons</i>	benedito-de-testa-amarela	11	9	20
<i>Veniliornis maculifrons</i>	picapauzinho-de-testa-pintada	1	0	1
<i>Veniliornis passerinus</i>	pica-pau-pequeno	0	1	1
<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho-verde-carijó	0	1	1
<i>Piculus leucolaemus</i>	pica-pau-de-garganta-branca	2	1	3
<i>Piculus flavigula</i>	pica-pau-bufador	14	8	22
<i>Piculus chrysochloros</i>	pica-pau-dourado-escuro	3	3	6
<i>Piculus aurulentus</i>	pica-pau-dourado	12	8	20
<i>Colaptes punctigula</i>	pica-pau-de-peito-pontilhado	4	3	7
<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado	44	41	85
<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	49	49	98
<i>Celeus torquatus</i>	pica-pau-de-coleira	2	0	2
<i>Celeus flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela	29	28	57
<i>Celeus elegans</i>	pica-pau-chocolate	3	2	5
<i>Celeus lugubris</i>	pica-pau-louro	2	0	2
<i>Celeus undatus</i>	pica-pau-barrado	2	3	5
<i>Celeus grammicus</i>	picapauzinho-chocolate	1	0	1
<i>Celeus flavus</i>	pica-pau-amarelo	7	3	10
<i>Celeus spectabilis</i>	pica-pau-lindo	1	0	1
<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca	42	35	77
<i>Campephilus rubricollis</i>	pica-pau-de-barriga-vermelha	9	5	14
<i>Campephilus robustus</i>	pica-pau-rei	17	11	28

		<i>Campephilus melanoleucos</i>	pica-pau-de-topete-vermelho	14	7	21
Cariamiformes						
	Cariamidae					
		<i>Cariama cristata</i>	seriema	27	25	52
Falconiformes						
	Falconidae					
		<i>Daptrius ater</i>	gavião-de-anta	6	4	10
		<i>Ibycter americanus</i>	cancão	6	4	10
		<i>Caracara cheriway</i>	carcará-do-norte	2	3	5
		<i>Caracara plancus</i>	carcará	60	62	122
		<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	57	61	118
		<i>Milvago chimango</i>	chimango	2	4	6
		<i>Herpetotheres cachinnans</i>	acauã	36	20	56
		<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé	14	7	21
		<i>Micrastur gilvicollis</i>	falcão-mateiro	3	2	5
		<i>Micrastur mintoni</i>	falcão-críptico	2	1	3
		<i>Micrastur mirandollei</i>	tanatau	1	1	2
		<i>Micrastur semitorquatus</i>	falcão-relógio	15	9	24
		<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri	24	31	55
		<i>Falco columbarius</i>	esmerilhão	1	0	1
		<i>Falco ruficularis</i>	cauré	13	12	25
		<i>Falco femoralis</i>	falcão-de-coleira	30	28	58
		<i>Falco peregrinus</i>	falcão-peregrino	5	12	17
Psittaciformes						
	Psittacidae					
		<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	arara-azul	3	2	5

<i>Ara ararauna</i>	arara-canindé	10	9	19
<i>Ara macao</i>	araracanga	5	4	9
<i>Ara chloropterus</i>	arara-vermelha	9	4	13
<i>Ara severus</i>	maracanã-guaçu	4	3	7
<i>Primolius maracana</i>	maracanã	10	12	22
<i>Primolius couloni</i>	maracanã-de-cabeça-azul	1	1	2
<i>Primolius auricollis</i>	maracanã-de-colar	2	1	3
<i>Diopsittaca nobilis</i>	maracanã-pequena	15	18	33
<i>Guaruba guarouba</i>	ararajuba	1	0	1
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão	50	48	98
<i>Aratinga nenday</i>	periquito-de-cabeça-preta	0	2	2
<i>Aratinga auricapillus</i>	jandaia-de-testa-vermelha	6	7	13
<i>Aratinga jandaya</i>	jandaia	2	3	5
<i>Aratinga weddellii</i>	periquito-de-cabeça-suja	1	1	2
<i>Eupsittula aurea</i>	periquito-rei	17	18	35
<i>Eupsittula pertinax</i>	periquito-de-bochecha-parda	1	2	3
<i>Pyrrhura cruentata</i>	tiriba-grande	1	1	2
<i>Pyrrhura frontalis</i>	tiriba	32	24	56
<i>Pyrrhura coerulescens</i>	tiriba-pérola	2	0	2
<i>Pyrrhura perlata</i>	tiriba-de-barriga-vermelha	2	1	3
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	cara-suja	1	1	2
<i>Pyrrhura picta</i>	tiriba-de-testa-azul	0	1	1
<i>Pyrrhura rupicola</i>	tiriba-rupestre	1	1	2
<i>Myiopsitta monachus</i>	caturrita	3	5	8
<i>Forpus passerinus</i>	tuim-santo	2	2	4
<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim	48	45	93

<i>Forpus modestus</i>	tuim-de-bico-escuro-do-norte	3	0	3
<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-verde	26	33	59
<i>Brotogeris versicolurus</i>	periquito-da-campina	3	4	7
<i>Brotogeris chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo	33	36	69
<i>Brotogeris cyanoptera</i>	periquito-de-asa-azul	1	2	3
<i>Brotogeris chrysoptera</i>	periquito-de-asa-dourada	5	4	9
<i>Brotogeris sanctithomae</i>	periquito-testinha	3	3	6
<i>Touit huetii</i>	apuim-de-asa-vermelha	2	0	2
<i>Touit purpuratus</i>	apuim-de-costas-azuis	3	2	5
<i>Touit melanonotus</i>	apuim-de-costas-pretas	1	1	2
<i>Touit surdus</i>	apuim-de-cauda-amarela	1	0	1
<i>Pionites melanocephalus</i>	marianinha-de-cabeça-pretas	0	1	1
<i>Pionites leucogaster</i>	marianinha-de-cabeça-amarela	2	0	2
<i>Pyrilia barrabandi</i>	curica-de-bochecha-laranja	3	0	3
<i>Pionopsitta pileata</i>	cuiú-cuiú	16	9	25
<i>Graydidascalus brachyurus</i>	curica-verde	1	0	1
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	papagaio-galego	4	2	6
<i>Pionus menstruus</i>	maitaca-de-cabeça-azul	13	10	23
<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca	43	30	73
<i>Pionus fuscus</i>	maitaca-roxa	3	3	6
<i>Amazona festiva</i>	papagaio-da-várzea	2	0	2
<i>Amazona vinacea</i>	papagaio-de-peito-roxo	1	2	3
<i>Amazona kawalli</i>	papagaio-dos-garbes	1	0	1
<i>Amazona farinosa</i>	papagaio-moleiro	9	5	14

<i>Amazona brasiliensis</i>	papagaio-de-cara-roxa	3	4	7
<i>Amazona amazonica</i>	curica	17	15	32
<i>Amazona autumnalis</i>	papagaio-diadema	2	2	4
<i>Amazona rhodocorytha</i>	chauá	1	1	2
<i>Amazona ochrocephala</i>	papagaio-campeiro	5	3	8
<i>Amazona aestiva</i>	papagaio	18	20	38
<i>Deropterus accipitrinus</i>	anacã	3	3	6
<i>Triclaria malachitacea</i>	sabiá-cica	2	1	3

Passeriformes
Thamnophilidae

<i>Euchrepomis spodioptila</i>	zidedê-de-asa-cinza	2	1	3
<i>Pygiptila stellaris</i>	choca-cantadora	2	1	3
<i>Microrhophias quixensis</i>	papa-formiga-de-bando	2	0	2
<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	tem-farinha-aí	1	2	3
<i>Epinecrophylla leucophthalma</i>	choquinha-de-olho-branco	1	0	1
<i>Epinecrophylla ornata</i>	choquinha-ornada	3	1	4
<i>Myrmophylax atrothorax</i>	formigueiro-de-peito-preto	2	3	5
<i>Terenura maculata</i>	zidedê	15	9	24
<i>Myrmotherula brachyura</i>	choquinha-miúda	4	1	5
<i>Myrmotherula sclateri</i>	choquinha-de-garganta-amarela	4	0	4
<i>Myrmotherula multostriata</i>	choquinha-estriada-da-amazônia	2	1	3
<i>Myrmotherula klagesi</i>	choquinha-do-tapajós	1	1	2
<i>Myrmotherula axillaris</i>	choquinha-de-flanco-branco	8	7	15
<i>Myrmotherula longipennis</i>	choquinha-de-asa-comprida	1	1	2

<i>Myrmotherula urosticta</i>	choquinha-de-rabo-cintado	1	1	2
<i>Myrmotherula iheringi</i>	choquinha-de-ihering	1	0	1
<i>Myrmotherula unicolor</i>	choquinha-cinzenta	10	7	17
	choquinha-de-garganta-			
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	cinza	5	1	6
<i>Myrmotherula assimilis</i>	choquinha-da-várzea	1	0	1
<i>Formicivora iheringi</i>	formigueiro-do-nordeste	0	1	1
	formigueiro-de-cabeça-			
<i>Formicivora erythronotos</i>	negra	1	1	2
<i>Formicivora grisea</i>	papa-formiga-pardo	7	6	13
	formigueiro-de-barriga-			
<i>Formicivora melanogaster</i>	preta	3	2	5
<i>Formicivora rufa</i>	papa-formiga-vermelho	8	4	12
<i>Thamnomanes ardesiacus</i>	uirapuru-de-garganta-preta	2	1	3
<i>Thamnomanes saturninus</i>	uirapuru-selado	1	0	1
<i>Thamnomanes caesius</i>	ipecuá	5	3	8
<i>Thamnomanes</i>				
<i>schistogynus</i>	uirapuru-azul	1	1	2
<i>Dichrozona cincta</i>	tovaquinha	1	0	1
	choquinha-de-peito-			
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	pintado	13	9	22
<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa	42	27	69
	choquinha-de-asa-			
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	ferrugem	10	3	13
<i>Herpsilochmus sellowi</i>	chorozinho-da-caatinga	1	2	3
<i>Herpsilochmus pileatus</i>	chorozinho-de-boné	1	0	1
	chorozinho-de-chapéu-			
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	preto	8	5	13

<i>Herpsilochmus dorsimaculatus</i>	chorozinho-de-costas-manchadas	2	2	4
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	chorozinho-de-bico-comprido	6	4	10
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha	24	18	42
<i>Sakesphorus canadensis</i>	choca-de-crista-preta	1	2	3
<i>Sakesphorus cristatus</i>	choca-do-nordeste	1	2	3
<i>Sakesphorus luctuosus</i>	choca-d'água	2	1	3
<i>Thamnophilus doliatus</i>	choca-barrada	20	23	43
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	choca-de-chapéu-vermelho	18	12	30
<i>Thamnophilus torquatus</i>	choca-de-asa-vermelha	4	6	10
<i>Thamnophilus palliatus</i>	choca-listrada	7	7	14
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	choca-de-olho-vermelho	4	1	5
<i>Thamnophilus murinus</i>	choca-murina	3	1	4
<i>Thamnophilus punctatus</i>	choca-bate-cabo	3	2	5
<i>Thamnophilus stictocephalus</i>	choca-de-natterer	2	3	5
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	choca-do-planalto	7	7	14
<i>Thamnophilus ambiguus</i>	choca-de-sooretama	4	4	8
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	choca-da-mata	42	33	75
<i>Thamnophilus aethiops</i>	choca-lisa	2	2	4
<i>Thamnophilus amazonicus</i>	choca-canela	2	1	3
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	papa-formiga-barrado	6	1	7
<i>Cymbilaimus sanctaemariae</i>	choca-do-bambu	1	0	1
<i>Taraba major</i>	choró-boi	23	17	40

<i>Batara cinerea</i>	matracão	15	6	21
<i>Mackenziaena leachii</i>	borralhara-assobiadora	12	5	17
<i>Mackenziaena severa</i>	borralhara	16	8	24
<i>Frederickena viridis</i>	borralhara-do-norte	1	0	1
<i>Biatas nigropectus</i>	papo-branco	2	0	2
<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	solta-asa	3	2	5
<i>Hypocnemoides melanopogon</i>	solta-asa-do-norte	1	0	1
<i>Hylophylax naevius</i>	guarda-floresta	3	1	4
<i>Hylophylax punctulatus</i>	guarda-várzea	1	0	1
<i>Myrmelastes leucostigma</i>	formigueiro-de-asa-pintada	2	1	3
<i>Myrmelastes humaythae</i>	formigueiro-de-cauda-curta	1	0	1
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	formigueiro-de-cara-preta	3	1	4
<i>Myrmoborus leucophrys</i>	papa-formiga-de-sobrancelha	3	2	5
<i>Myrmoborus lugubris</i>	formigueiro-liso	1	0	1
<i>Pyriglena leuconota</i>	papa-taoca	3	3	6
<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-taoca-do-sul	33	21	54
<i>Percnostola rufifrons</i>	formigueiro-de-cabeça-preta	2	2	4
<i>Cercomacra manu</i>	chororó-de-manu	1	0	1
<i>Cercomacra cinerascens</i>	chororó-pocuá	5	1	6
<i>Cercomacra melanaria</i>	chororó-do-pantanal	1	1	2
<i>Cercomacra carbonaria</i>	chororó-do-rio-branco	1	1	2
<i>Cercomacroides nigrescens</i>	chororó-negro	3	1	4
<i>Cercomacroides tyrannina</i>	chororó-escuro	3	2	5
<i>Drymophila ferruginea</i>	trovoada	18	10	28

	<i>Drymophila rubricollis</i>	trovoada-de-bertoni	11	4	15
	<i>Drymophila genei</i>	choquinha-da-serra choquinha-de-dorso- vermelho	9	3	12
	<i>Drymophila ochropyga</i>	choquinha-carijó	12	5	17
	<i>Drymophila malura</i>	pintadinho	9	5	14
	<i>Drymophila squamata</i>	trovoada-listrada	11	7	18
	<i>Drymophila devillei</i>	cantador-amarelo	2	0	2
	<i>Hypocnemis hypoxantha</i>	cantador-galego	0	1	1
	<i>Hypocnemis subflava</i>	cantador-da-guiana	1	0	1
	<i>Hypocnemis cantator</i>	cantador-sinaleiro	2	2	4
	<i>Hypocnemis peruviana</i>	cantador-estriado	2	1	3
	<i>Hypocnemis striata</i>	papa-formiga-de-topete	3	0	3
	<i>Pithys albifrons</i>	rendadinho	1	1	2
	<i>Willisornis poecilinotus</i>	mãe-de-taoca	1	1	2
	<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	mãe-de-taoca-de- garganta-vermelha	2	0	2
	<i>Gymnopathys rufigula</i>	tapaculo-de-colarinho	2	1	3
Melanopareiidae					
	<i>Melanopareia torquata</i>		6	3	9
Conopophagidae					
	<i>Conopophaga cearae</i>	chupa-dente-do-nordeste	1	1	2
	<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente	35	21	56
	<i>Conopophaga aurita</i>	chupa-dente-de-cinta	1	1	2
	<i>Conopophaga roberti</i>	chupa-dente-de-capuz	0	1	1
	<i>Conopophaga melanogaster</i>	chupa-dente-grande	1	1	2
	<i>Conopophaga melanops</i>	cuspidor-de-máscara-preta	18	12	30
Grallariidae					

	<i>Grallaria varia</i>	tovacuçu	20	5	25
	<i>Hylopezus macularius</i>	torom-carijó	2	0	2
	<i>Hylopezus berlepschi</i>	torom-torom	3	2	5
	<i>Hylopezus ochroleucus</i>	pompeu	1	2	3
	<i>Hylopezus nattereri</i>	pinto-do-mato	4	1	5
	<i>Myrmothera campanisona</i>	tovaca-patinho	2	1	3
Rhinocryptidae					
	<i>Merulaxis ater</i>	entufado	7	2	9
	<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	macuquinho	11	5	16
	<i>Scytalopus spelunca</i>	tapaculo-preto	11	7	18
	<i>Scytalopus pachecoi</i>	tapaculo-ferreirinho	1	0	1
	<i>Scytalopus novacapitalis</i>	tapaculo-de-brasília	2	0	2
	<i>Psilorhamphus guttatus</i>	tapaculo-pintado	5	2	7
Formicariidae					
	<i>Formicarius colma</i>	galinha-do-mato pinto-do-mato-de-cara- preta	11	4	15
	<i>Formicarius analis</i>	preta	3	1	4
	<i>Chamaeza campanisona</i>	tovaca-campainha	8	4	12
	<i>Chamaeza nobilis</i>	tovaca-estriada	1	0	1
	<i>Chamaeza meruloides</i>	tovaca-cantadora	10	4	14
	<i>Chamaeza ruficauda</i>	tovaca-de-rabo-vermelho	10	3	13
Scleruridae					
	<i>Sclerurus macconnelli</i>	vira-folha-de-peito- vermelho	4	1	5
	<i>Sclerurus rufularis</i>	vira-folha-de-bico-curto	1	0	1
	<i>Sclerurus scansor</i>	vira-folha	21	7	28
	<i>Geositta poecilopectera</i>	andarilho	1	1	2
Dendrocolaptidae					

<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	arapaçu-pardo	25	10	35
<i>Deconychura longicauda</i>	arapaçu-rabudo	2	2	4
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde	46	28	74
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	arapaçu-bico-de-cunha	6	2	8
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	arapaçu-rajado	35	22	57
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i>	arapaçu-assobiador	2	3	5
<i>Xiphorhynchus ocellatus</i>	arapaçu-ocelado	1	0	1
<i>Xiphorhynchus elegans</i>	arapaçu-elegante	1	1	2
<i>Xiphorhynchus spixii</i>	arapaçu-de-spix	3	1	4
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>	arapaçu-riscado	3	0	3
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	arapaçu-de-garganta-amarela	12	8	20
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	arapaçu-de-bico-torto	11	5	16
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	arapaçu-beija-flor	6	4	10
<i>Campylorhamphus procurvoides</i>	arapaçu-de-bico-curvo	3	1	4
<i>Certhiasomus stictolaema</i>	arapaçu-de-garganta-pintada	0	1	1
<i>Drymornis bridgesii</i>	arapaçu-platino	1	0	1
<i>Dendroplex kienerii</i>	arapaçu-ferrugem	1	0	1
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	arapaçu-listrado	1	1	2
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	arapaçu-de-cerrado	28	28	56
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	arapaçu-escamoso	11	4	15
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	arapaçu-escamoso-do-sul	8	3	11
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i>	arapaçu-de-listras-brancas	2	2	4

	<i>Nasica longirostris</i>	arapaçu-de-bico-comprido	4	1	5
	<i>Dendrexetastes rufigula</i>	arapaçu-galinha	4	4	8
	<i>Dendrocolaptes certhia</i>	arapaçu-barrado	5	3	8
	<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	arapaçu-meio-barrado	3	1	4
	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande	22	11	33
	<i>Xiphocolaptes</i>				
	<i>promeropirhynchus</i>	arapaçu-vermelho	1	0	1
	<i>Xiphocolaptes falcirostris</i>	arapaçu-do-nordeste	1	0	1
	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	arapaçu-de-garganta-branca	18	6	24
	<i>Xiphocolaptes major</i>	arapaçu-do-campo	1	1	2
	<i>Hylexetastes stresemanni</i>	arapaçu-de-barriga-pintada	0	1	1
	<i>Hylexetastes perrotii</i>	arapaçu-de-bico-vermelho	2	2	4
Xenopidae					
	<i>Xenops tenuirostris</i>	bico-virado-fino	1	0	1
	<i>Xenops minutus</i>	bico-virado-miúdo	19	12	31
	<i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó	37	19	56
Furnariidae					
	<i>Berlepschia rikeri</i>	limpa-folha-do-buriti	5	1	6
	<i>Microxenops milleri</i>	bico-virado-da-copa	1	0	1
	<i>Furnarius figulus</i>	casaca-de-couro-da-lama	20	28	48
	<i>Furnarius leucopus</i>	casaca-de-couro-amarelo	8	9	17
	<i>Furnarius minor</i>	joãozinho	0	2	2
	<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro	53	54	107
	<i>Limnornis curvirostris</i>	joão-da-palha	1	1	2
	<i>Phleocryptes melanops</i>	bate-bico	2	2	4
	<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca	32	25	57

<i>Ancistrops strigilatus</i>	limpa-folha-picanço	1	0	1
<i>Clibanornis obscurus</i>	barranqueiro-ferrugem	1	0	1
	barranqueiro-de-coroa-			
<i>Automolus rufipileatus</i>	castanha	2	1	3
<i>Automolus melanopezus</i>	barranqueiro-escuro	1	0	1
<i>Automolus ochrolaemus</i>	barranqueiro-camurça	5	0	5
	barranqueiro-de-olho-			
<i>Automolus leucophthalmus</i>	branco	28	16	44
<i>Megaxenops parnaguae</i>	bico-virado-da-caatinga	0	1	1
<i>Anabazenops dorsalis</i>	barranqueiro-de-topete	1	0	1
<i>Anabazenops fuscus</i>	trepador-coleira	8	6	14
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	limpa-folha-miúdo	5	1	6
<i>Anabacerthia striaticollis</i>	ticotico-montano	1	0	1
<i>Philydor erythrocerum</i>	limpa-folha-de-sobre-ruivo	3	0	3
<i>Philydor atricapillus</i>	limpa-folha-coroado	22	7	29
<i>Philydor rufum</i>	limpa-folha-de-testa-baia	24	13	37
<i>Philydor pyrrhodes</i>	limpa-folha-vermelho	2	2	4
<i>Heliobletus contaminatus</i>	trepadorzinho	13	6	19
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	trepador-quiete	18	7	25
<i>Syndactyla dimidiata</i>	limpa-folha-do-brejo	2	1	3
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	trepador-sobrancelha	10	4	14
<i>Leptasthenura setaria</i>	grimpeiro	5	3	8
<i>Pseudoseisura cristata</i>	casaca-de-couro	2	3	5
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	joão-de-pau	9	10	19
<i>Phacellodomus ruber</i>	graveteiro	4	6	10
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	joão-botina-da-mata	16	10	26

<i>Phacellodomus</i>				
<i>ferrugineigula</i>	joão-botina-do-brejo	12	8	20
<i>Anumbius annumbi</i>	cochicho	8	7	15
<i>Schoeniophylax</i>				
<i>phryganophilus</i>	bichoita	2	1	3
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	curutié	41	46	87
<i>Certhiaxis mustelinus</i>	joão-da-canarana	1	0	1
<i>Synallaxis hellmayri</i>	joão-chique-chique	0	1	1
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororé	34	19	53
<i>Synallaxis cinerascens</i>	pi-puí	10	6	16
<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	22	18	40
<i>Synallaxis albescens</i>	uí-pi	21	10	31
<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	40	34	74
<i>Synallaxis hypospodia</i>	joão-grilo	3	1	4
<i>Synallaxis rutilans</i>	joão-teneném-castanho	2	0	2
<i>Synallaxis cherriei</i>	puruchém	0	1	1
<i>Synallaxis gujanensis</i>	joão-teneném-becuá	3	2	5
<i>Synallaxis albilora</i>	joão-do-pantanal	1	1	2
<i>Synallaxis scutata</i>	estrelinha-preta	5	3	8
<i>Synallaxis kollari</i>	joão-de-barba-grisalha	1	0	1
<i>Asthenes luizae</i>	lenheiro-da-serra-do-cipó	1	0	1
<i>Metopothrix aurantiaca</i>	joão-folheiro	1	0	1
<i>Cranioleuca vulpina</i>	arredio-do-rio	12	8	20
	arredio-de-papo-			
<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	manchado	1	0	1
<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	arredio	0	1	1
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	arredio-oliváceo	2	2	4
<i>Cranioleuca pallida</i>	arredio-pálido	20	16	36

Pipridae

<i>Cranioleuca semicinerea</i>	joão-de-cabeça-cinza	2	3	5
<i>Cranioleuca gutturata</i>	joão-pintado	1	0	1
<i>Cranioleuca muelleri</i>	joão-escamoso	1	0	1
<i>Neopelma pallescens</i>	fruxu-do-cerradão	4	2	6
<i>Neopelma chrysocephalum</i>	fruxu-do-carrasco	2	1	3
<i>Neopelma chrysolophum</i>	fruxu	8	5	13
<i>Neopelma sulphureiventer</i>	fruxu-de-barriga-amarela	1	1	2
<i>Tyranneutes stolzmanni</i>	uirapuruzinho	4	0	4
<i>Tyranneutes virescens</i>	uirapuruzinho-do-norte	2	1	3
<i>Pipra filicauda</i>	rabo-de-aramé	1	1	2
<i>Pipra fasciicauda</i>	uirapuru-laranja	7	6	13
<i>Ceratopipra erythrocephala</i>	cabeça-de-ouro	3	0	3
	uirapuru-de-chapéu-			
<i>Lepidothrix nattereri</i>	branco	1	0	1
<i>Lepidothrix iris</i>	cabeça-de-prata	1	0	1
<i>Lepidothrix serena</i>	uirapuru-estrela	2	2	4
<i>Manacus manacus</i>	rendeira	23	23	46
	dançarino-de-crista-			
<i>Heterocercus flavivertex</i>	amarela	2	1	3
<i>Heterocercus linteatus</i>	coroa-de-fogo	1	0	1
<i>Machaeropterus regulus</i>	tangará-rajado	1	0	1
<i>Machaeropterus pyrocephalus</i>	uirapuru-cigarra	3	1	4
<i>Dixiphia pipra</i>	cabeça-branca	6	2	8
<i>Xenopipo atronitens</i>	pretinho	0	1	1
<i>Ilicura militaris</i>	tangarazinho	19	12	31

		dançarino-de-garganta-branca	2	1	3
	<i>Corapipo gutturalis</i>				
	<i>Chiroxiphia pareola</i>	tangará-príncipe	5	1	6
	<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará	36	21	57
	<i>Antilophia galeata</i>	soldadinho	12	6	18
Oxyruncidae					
	<i>Oxyruncus cristatus</i>	araponga-do-horto	6	1	7
Onychorhynchidae					
	<i>Onychorhynchus coronatus</i>	maria-leque	2	2	4
	<i>Terenotriccus erythrurus</i>	papa-moscas-uirapuru	3	1	4
	<i>Myiobius barbatus</i>	assanhadinho	10	4	14
	<i>Myiobius atricaudus</i>	assanhadinho-de-cauda-preta	5	4	9
Tityridae					
	<i>Schiffornis major</i>	flautim-ruivo	1	0	1
	<i>Schiffornis virescens</i>	flautim	33	12	45
	<i>Schiffornis turdina</i>	flautim-marrom	4	1	5
	<i>Laniocera hypopyrra</i>	chorona-cinza	3	0	3
	<i>Laniisoma elegans</i>	chibante	1	0	1
	<i>Iodopleura isabellae</i>	anambé-de-coroa	1	0	1
	<i>Iodopleura pipra</i>	anambezinho	1	3	4
	<i>Tityra inquisitor</i>	anambé-branco-de-bochecha-parda	15	10	25
	<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto	17	9	26
	<i>Tityra semifasciata</i>	anambé-branco-de-máscara-negra	8	4	12
	<i>Pachyramphus viridis</i>	caneleiro-verde	15	7	22

	<i>Pachyramphus rufus</i>	caneleiro-cinzeno	5	4	9
	<i>Pachyramphus castaneus</i>	caneleiro	28	15	43
	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	caneleiro-preto	41	20	61
	<i>Pachyramphus marginatus</i>	caneleiro-bordado	7	0	7
	<i>Pachyramphus surinamus</i>	caneleiro-da-guiana	2	2	4
	<i>Pachyramphus minor</i>	caneleiro-pequeno	4	1	5
	<i>Pachyramphus validus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto	33	24	57
	<i>Xenopsaris albinucha</i>	tijerila	1	4	5
Cotingidae					
	<i>Carpornis cucullata</i>	corocoxó	9	3	12
	<i>Carpornis melanocephala</i>	sabiá-pimenta	2	1	3
	<i>Rupicola rupicola</i>	galo-da-serra	1	1	2
	<i>Phoenicircus carnifex</i>	saurá	2	1	3
	<i>Phibalura flavirostris</i>	tesourinha-da-mata	5	3	8
	<i>Querula purpurata</i>	anambé-una	4	1	5
	<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó	20	10	30
	<i>Perissocephalus tricolor</i>	maú	2	1	3
	<i>Cephalopterus ornatus</i>	anambé-preto	2	0	2
	<i>Lipaugus ater</i>	saudade	8	3	11
	<i>Lipaugus lanioides</i>	tropeiro-da-serra	2	0	2
	<i>Lipaugus vociferans</i>	cricrió	9	5	14
	<i>Procnias nudicollis</i>	araponga	21	13	34
	<i>Cotinga cotinga</i>	anambé-de-peito-roxo	2	1	3
	<i>Cotinga maculata</i>	crejoá	1	0	1
	<i>Porphyrolaema porphyrolaema</i>	cotinga-de-garganta-encarnada	1	0	1
	<i>Gymnoderus foetidus</i>	anambé-pombo	3	1	4

	<i>Conioptilon mcilhennyi</i>	anambé-de-cara-preta	1	0	1
	<i>Xipholena punicea</i>	bacacu	3	2	5
	<i>Xipholena lamellipennis</i>	bacacu-preto	0	1	1
	<i>Xipholena atropurpurea</i>	bacacu-de-asa-branca	1	1	2
Pipritidae					
	<i>Piprites chloris</i>	papinho-amarelo caneleirinho-de-chapéu- preto	6	3	9
	<i>Piprites pileata</i>	preto	3	4	7
Platyrinchidae					
	<i>Neopipo cinnamomea</i>	enferrujadinho	1	0	1
	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	patinho	31	15	46
	<i>Platyrinchus coronatus</i>	patinho-de-coroa-dourada	2	0	2
	<i>Platyrinchus platyrhynchos</i>	patinho-de-coroa-branca	0	1	1
	<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	patinho-de-asa-castanha	2	1	3
Tachuridae					
	<i>Tachuris rubrigastra</i>	papa-piri	1	1	2
Rhynchocyclidae					
	<i>Taeniotriccus andrei</i>	maria-bonita	1	1	2
	<i>Cnipodectes superrufus</i>	flautim-rufo	1	0	1
	<i>Mionectes oleagineus</i>	abre-asa	4	1	5
	<i>Mionectes macconnelli</i>	abre-asa-da-mata	2	2	4
	<i>Mionectes rufiventris</i>	abre-asa-de-cabeça-cinza	26	12	38
	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo	48	26	74
	<i>Corythopsis torquatus</i>	estalador-do-norte	3	0	3
	<i>Corythopsis delalandi</i>	estalador	14	5	19
	<i>Phylloscartes eximius</i>	barbudinho	3	1	4
	<i>Phylloscartes ventralis</i>	borboletinha-do-mato	19	7	26

<i>Phylloscartes kronei</i>	maria-da-restinga	3	2	5
<i>Phylloscartes virescens</i>	borboletinha-guianense	1	1	2
<i>Phylloscartes roquettei</i>	cara-dourada	1	0	1
<i>Phylloscartes paulista</i>	não-pode-parar	6	1	7
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	papa-moscas-de-olheiras	3	2	5
<i>Phylloscartes difficilis</i>	estalinho	8	4	12
<i>Phylloscartes sylviolus</i>	maria-pequena	1	1	2
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	bico-chato-grande	3	2	5
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta	52	40	92
<i>Tolmomyias assimilis</i>	bico-chato-da-copa	5	1	6
<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	bico-chato-de-cabeça-cinza	9	6	15
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	bico-chato-amarelo	14	12	26
<i>Todirostrum maculatum</i>	ferreirinho-estriado	6	5	11
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	teque-teque	39	29	68
<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	42	50	92
<i>Todirostrum pictum</i>	ferreirinho-pintado	2	2	4
<i>Todirostrum chrysocrotaphum</i>	ferreirinho-de-sobrancelha	4	4	8
<i>Poecilotriccus capitalis</i>	maria-picaça	1	1	2
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	tororó	23	12	35
<i>Poecilotriccus latirostris</i>	ferreirinho-de-cara-parda	8	1	9
<i>Poecilotriccus sylvia</i>	ferreirinho-da-capoeira	2	3	5
<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho	24	8	32
<i>Myiornis ecaudatus</i>	caçula	5	7	12
<i>Hemitriccus minor</i>	maria-sebinha	2	1	3
<i>Hemitriccus flammulatus</i>	maria-de-peito-machetado	1	0	1
<i>Hemitriccus diops</i>	olho-falso	7	4	11

	<i>Hemitriccus obsoletus</i>	catraca	5	2	7
	<i>Hemitriccus zosterops</i>	maria-de-olho-branco	2	2	4
	<i>Hemitriccus griseipectus</i>	maria-de-barriga-branca	1	0	1
	<i>Hemitriccus orbitatus</i>	tiririzinho-do-mato	15	10	25
	<i>Hemitriccus iohannis</i>	maria-peruviana	0	1	1
	<i>Hemitriccus striaticollis</i>	sebinho-rajado-amarelo	3	3	6
	<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	tachuri-campinha	17	11	28
	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	sebinho-de-olho-de-ouro	8	5	13
	<i>Hemitriccus inornatus</i>	maria-da-campina	1	1	2
	<i>Hemitriccus minimus</i>	maria-mirim	1	1	2
	<i>Hemitriccus mirandae</i>	maria-do-nordeste	1	2	3
	<i>Hemitriccus furcatus</i>	papa-moscas-estrela	3	2	5
	<i>Lophotriccus vitiosus</i>	maria-fiteira	1	2	3
	<i>Lophotriccus eulophotes</i>	maria-topetuda	1	0	1
	<i>Lophotriccus galeatus</i>	caga-sebinho-de-penacho	6	2	8
Tyrannidae					
	<i>Hirundinea ferruginea</i>	gibão-de-couro	37	38	75
	<i>Zimmerius gracillipes</i>	poiaeiro-de-pata-fina	7	4	11
	<i>Stigmatura napensis</i>	papa-moscas-do-sertão	0	1	1
	<i>Inezia inornata</i>	alegrinho-do-chaco	1	2	3
	<i>Inezia subflava</i>	amarelinho	4	1	5
	<i>Inezia caudata</i>	amarelinho-da-amazônia	1	1	2
	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	barulhento	7	1	8
	<i>Euscarthmus rufomarginatus</i>	maria-corrúira	1	0	1
	<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	piolhinho-chiador	13	5	18
	<i>Ornithion inerme</i>	poiaeiro-de-sobrancelha	6	2	8

<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	64	54	118
	guaracava-de-barriga-			
<i>Elaenia flavogaster</i>	amarela	55	56	111
<i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande	10	17	27
<i>Elaenia parvirostris</i>	tuque-pium	6	9	15
<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque	14	8	22
<i>Elaenia pelzelni</i>	guaracava-do-rio	1	0	1
	guaracava-de-topete-			
<i>Elaenia cristata</i>	uniforme	12	9	21
<i>Elaenia chiriquensis</i>	chibum	9	8	17
	guaracava-de-topete-			
<i>Elaenia ruficeps</i>	vermelho	1	1	2
<i>Elaenia obscura</i>	tucão	16	6	22
	guaracava-de-crista-			
<i>Elaenia albiceps</i>	branca	4	2	6
<i>Suiriri suiriri</i>	suiriri-cinzento	10	4	14
<i>Myiopagis gaimardii</i>	maria-pechim	12	7	19
<i>Myiopagis caniceps</i>	guaracava-cinzenta	19	13	32
	guaracava-de-crista-			
<i>Myiopagis viridicata</i>	alaranjada	8	7	15
<i>Tyrannulus elatus</i>	maria-te-viu	8	6	14
<i>Capsiempis flaveola</i>	marianinha-amarela	16	8	24
<i>Phaeomyias murina</i>	bagageiro	14	13	27
<i>Phyllomyias virescens</i>	piolhinho-verdoso	8	3	11
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho	33	21	54
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	piolhinho-serrano	18	9	27
<i>Culicivora caudacuta</i>	papa-moscas-do-campo	2	3	5
	papa-moscas-de-costas-			
<i>Polystictus superciliaris</i>	cinzentas	4	1	5

<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>	tricolino	3	1	4
<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	tricolino-oliváceo	1	0	1
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	amarelinho-do-junco	1	1	2
<i>Serpophaga hypoleuca</i>	alegrinho-do-rio	1	0	1
<i>Serpophaga nigricans</i>	joão-pobre	6	6	12
<i>Serpophaga subcristata</i>	alegrinho	21	29	50
<i>Attila phoenicurus</i>	capitão-castanho	9	2	11
<i>Attila cinnamomeus</i>	tinguaçu-ferrugem	3	4	7
<i>Attila bolivianus</i>	bate-pára	2	1	3
<i>Attila rufus</i>	capitão-de-saíra	24	16	40
<i>Attila spadiceus</i>	capitão-de-saíra-amarelo	8	5	13
<i>Legatus leucophaeus</i>	bem-te-vi-pirata	37	25	62
<i>Ramphotrigon megacephalum</i>	maria-cabeçuda	6	3	9
	bico-chato-de-rabo-			
	vermelho	2	1	3
<i>Ramphotrigon ruficauda</i>	maria-de-cauda-escura	2	0	2
<i>Ramphotrigon fuscicauda</i>	maria-cavaleira-pequena	7	2	9
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	irré	37	18	55
<i>Myiarchus swainsoni</i>	maria-cavaleira	52	47	99
	maria-cavaleira-de-rabo-			
	enferrujado	23	21	44
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	gritador	18	13	31
<i>Sirystes sibilator</i>	vissιά	12	4	16
<i>Rhytipterna simplex</i>	vissιά-cantor	2	0	2
<i>Rhytipterna immunda</i>	maria-ferrugem	6	2	8
<i>Casiornis rufus</i>	caneleiro-enxofre	1	1	2
<i>Casiornis fuscus</i>				

<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	65	65	130
<i>Machetornis rixosa</i>	suiriri-cavaleiro	45	54	99
<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado	57	55	112
<i>Tyrannopsis sulphurea</i>	suiriri-de-garganta-rajada	7	5	12
<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei	56	61	117
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	bentevizinho-de-asa- ferrugínea	21	26	47
<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho- vermelho	55	56	111
<i>Myiozetetes granadensis</i>	bem-te-vi-de-cabeça-cinza	1	0	1
<i>Myiozetetes luteiventris</i>	bem-te-vi-barulhento	2	0	2
<i>Tyrannus albogularis</i>	suiriri-de-garganta-branca	12	21	33
<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	65	65	130
<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	39	55	94
<i>Empidonomus varius</i>	peitica	47	48	95
<i>Conopias trivirgatus</i>	bem-te-vi-pequeno	9	8	17
<i>Conopias albovittatus</i>	flycatcher-de-anéis- brancos	3	2	5
<i>Colonia colonus</i>	viuvinha	34	21	55
<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	44	28	72
<i>Sublegatus modestus</i>	guaracava-modesta	4	1	5
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	príncipe	16	15	31
<i>Fluvicola pica</i>	lavadeira-do-norte	7	8	15
<i>Fluvicola nengeta</i>	lavadeira-mascarada	42	48	90
<i>Arundinicola leucocephala</i>	freirinha	23	14	37
<i>Gubernetes yetapa</i>	tesoura-do-brejo	12	12	24
<i>Alectrurus tricolor</i>	galito	1	0	1
<i>Ochthornis littoralis</i>	maria-da-praia	1	0	1

	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	guaracavuçu	21	10	31
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado	50	21	71
	<i>Contopus cooperi</i>	piuí-boreal	0	1	1
	<i>Contopus virens</i>	piuí	2	0	2
	<i>Contopus cinereus</i>	papa-moscas-cinzento	19	11	30
		maria-preta-de-bico-			
	<i>Knipolegus cyanirostris</i>	azulado	11	5	16
	<i>Knipolegus franciscanus</i>	maria-preta-do-nordeste	1	0	1
	<i>Knipolegus lophotes</i>	maria-preta-de-penacho	14	13	27
		maria-preta-de-garganta-			
	<i>Knipolegus nigerrimus</i>	vermelha	14	4	18
	<i>Hymenops perspicillatus</i>	viuvinha-de-óculos	1	0	1
	<i>Satrapa icterophrys</i>	suiriri-pequeno	21	21	42
	<i>Xolmis cinereus</i>	primavera	19	12	31
	<i>Xolmis velatus</i>	noivinha-branca	24	16	40
	<i>Xolmis irupero</i>	noivinha	1	0	1
	<i>Muscipipra vetula</i>	tesoura-cinzenta	9	7	16
Vireonidae					
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	56	57	113
	<i>Hylophilus</i>				
	<i>amaurocephalus</i>	vite-vite-de-olho-cinza	12	3	15
Corvidae					
	<i>Cyanocorax violaceus</i>	galha-violácea	1	0	1
	<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	galha-do-pantanal	3	2	5
	<i>Cyanocorax caeruleus</i>	galha-azul	7	6	13
	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	galha-do-campo	33	31	64
	<i>Cyanocorax chrysops</i>	galha-picaça	10	8	18
	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	galha-cancã	5	4	9

Hirundinidae

<i>Pygochelidon melanoleuca</i>	andorinha-de-coleira	1	0	1
<i>Alopochelidon fucata</i>	andorinha-morena	6	2	8
<i>Atticora fasciata</i>	peitoril	3	1	4
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	andorinha-serradora	60	55	115
<i>Progne tapera</i>	andorinha-do-campo	44	41	85
<i>Progne subis</i>	andorinha-azul	3	3	6
<i>Progne chalybea</i>	andorinha-grande	53	59	112
<i>Tachycineta albiventer</i>	andorinha-do-rio	25	23	48
<i>Tachycineta leucorrhoea</i>	andorinha-de-sobre-branco	26	20	46
<i>Riparia riparia</i>	andorinha-do-barranco	0	1	1
<i>Hirundo rustica</i>	andorinha-de-bando	12	9	21
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	andorinha-de-dorso-acanelado	1	1	2

Troglodytidae

<i>Microcerculus marginatus</i>	uirapuru-veado	1	1	2
<i>Microcerculus bambla</i>	uirapuru-de-asa-branca	2	0	2
<i>Odontorchilus cinereus</i>	cambaxirra-cinzenta	1	0	1
<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	1	0	1
<i>Cistothorus platensis</i>	corruíra-do-campo	3	2	5
<i>Campylorhynchus griseus</i>	garrincha-dos-lhanos	1	1	2
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	catatau	8	6	14
<i>Henicorhina leucosticta</i>	uirapuru-de-peito-branco	0	1	1
<i>Cyphorhinus arada</i>	uirapuru	2	1	3

Donacobiidae

<i>Donacobius atricapilla</i>	japacanim	20	15	35
-------------------------------	-----------	----	----	----

Poliophtilidae

	<i>Microbates collaris</i>	chirito-de-coleira	1	1	2
	<i>Ramphocaenus melanurus</i>	chirito	16	8	24
	<i>Polioptila plumbea</i>	balança-rabo-de-chapéu-preto	6	6	12
	<i>Polioptila lactea</i>	balança-rabo-leitoso	1	0	1
	<i>Polioptila guianensis</i>	balança-rabo-guianense	1	0	1
	<i>Polioptila dumicola</i>	balança-rabo-de-máscara	11	10	21
Turdidae					
	<i>Turdus flavipes</i>	sabiá-una	27	19	46
	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-branco	59	60	119
	<i>Turdus fumigatus</i>	sabiá-da-mata	4	4	8
	<i>Turdus hauxwelli</i>	sabiá-bicolor	2	1	3
	<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	51	52	103
	<i>Turdus nudigenis</i>	caraxué	2	1	3
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	53	50	103
	<i>Turdus ignobilis</i>	caraxué-de-bico-preto	2	3	5
	<i>Turdus subalaris</i>	sabiá-ferreiro	11	9	20
	<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira	40	20	60
Mimidae					
	<i>Mimus gilvus</i>	sabiá-da-praia	5	4	9
	<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo	51	53	104
	<i>Mimus triurus</i>	calhandra-de-três-rabos	2	3	5
Motacillidae					
	<i>Anthus lutescens</i>	caminheiro-zumbidor	29	22	51
	<i>Anthus nattereri</i>	caminheiro-grande	1	1	2
	<i>Anthus hellmayri</i>	caminheiro-de-barriga-acanelada	2	1	3
Passerellidae					

	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	53	51	104
	<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo	34	32	66
	<i>Ammodramus aurifrons</i>	cigarrinha-do-campo	6	7	13
	<i>Arremonops conirostris</i>	tico-tico-cantor	1	0	1
	<i>Arremon taciturnus</i>	tico-tico-de-bico-preto	8	5	13
	<i>Arremon semitorquatus</i>	tico-tico-do-mato	13	9	22
	<i>Arremon flavirostris</i>	tico-tico-de-bico-amarelo	7	6	13
Parulidae					
	<i>Setophaga ruticilla</i>	mariquita-de-rabo-vermelho	1	1	2
	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	pia-cobra	48	41	89
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula	52	47	99
Icteridae					
	<i>Psarocolius viridis</i>	japu-verde	3	2	5
	<i>Psarocolius decumanus</i>	japu	30	24	54
	<i>Psarocolius bifasciatus</i>	japuguaçu	2	1	3
	<i>Procacicus solitarius</i>	iraúna-de-bico-branco	5	2	7
	<i>Cacicus chrysopterus</i>	japuíra	14	6	20
	<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe	22	17	39
	<i>Cacicus cela</i>	xexéu	13	13	26
	<i>Icterus cayanensis</i>	inhapim	7	4	11
	<i>Icterus nigrogularis</i>	joão-pinto-amarelo	1	1	2
	<i>Icterus croconotus</i>	joão-pinto	5	3	8
	<i>Gymnomystax mexicanus</i>	iratauá-grande	2	1	3
	<i>Gnorimopsar chopi</i>	pássaro-preto	30	29	59
	<i>Amblyramphus holosericeus</i>	cardeal-do-banhado	4	3	7
	<i>Agelasticus cyanopus</i>	carretão	10	5	15

	<i>Agelasticus thilius</i>	sargento	2	0	2
	<i>Chrysomus ruficapillus</i>	garibaldi	20	31	51
	<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	chopim-do-brejo	23	21	44
	<i>Pseudoleistes virescens</i>	dragão	1	2	3
	<i>Agelaioides badius</i>	asa-de-telha	3	4	7
	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	chupim-azeviche	3	4	7
	<i>Molothrus oryzivorus</i>	iraúna-grande	18	17	35
	<i>Molothrus bonariensis</i>	chupim	56	64	120
	<i>Sturnella militaris</i>	polícia-inglesa-do-norte	8	5	13
	<i>Sturnella magna</i>	pedro-ceroulo	1	1	2
Mitrospingidae					
	<i>Lamprospiza melanoleuca</i>	pipira-de-bico-vermelho	4	2	6
	<i>Orthogonys chloricterus</i>	catirumbava	11	6	17
Thraupidae					
	<i>Porphyrospiza caerulescens</i>	campainha-azul	6	1	7
	<i>Parkerthraustes humeralis</i>	furriel-de-encontro	1	0	1
	<i>Orchesticus abeillei</i>	sanhaço-pardo	5	2	7
	<i>Pipraeidea melanonota</i>	saíra-viúva	29	19	48
	<i>Pipraeidea bonariensis</i>	sanhaço-papa-laranja	2	4	6
	<i>Neothraupis fasciata</i>	cigarra-do-campo	7	3	10
	<i>Stephanophorus diadematus</i>	sanhaço-frade	15	6	21
	<i>Cissopis leverianus</i>	tietinga	11	9	20
	<i>Schistochlamys melanopis</i>	sanhaço-de-coleira	8	4	12
	<i>Paroaria dominicana</i>	cardeal-do-nordeste	9	13	22
	<i>Paroaria capitata</i>	cavalaria	2	2	4
	<i>Tangara gyrola</i>	saíra-de-cabeça-castanha	1	1	2

<i>Tangara mexicana</i>	saíra-de-bando	7	5	12
<i>Tangara chilensis</i>	sete-cores-da-amazônia	4	1	5
<i>Tangara velia</i>	saíra-diamante	5	3	8
<i>Tangara seledon</i>	saíra-sete-cores	22	20	42
<i>Tangara cyanocephala</i>	saíra-militar	19	13	32
<i>Tangara cyanoventris</i>	saíra-douradinha	15	11	26
<i>Tangara desmaresti</i>	saíra-lagarta	19	7	26
<i>Tangara episcopus</i>	sanhaço-da-amazônia	8	9	17
<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço-cinzento	1	1	2
<i>Tangara palmarum</i>	sanhaço-do-coqueiro	0	1	1
<i>Tangara nigrocincta</i>	saíra-mascarada	2	0	2
<i>Tangara cyanicollis</i>	saíra-de-cabeça-azul	2	2	4
<i>Tangara peruviana</i>	saíra-sapucaia	6	5	11
<i>Tangara preciosa</i>	saíra-preciosa	4	2	6
<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela	41	41	82
<i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto	27	27	54
<i>Cyanicterus cyanicterus</i>	pipira-azul	2	1	3
<i>Compsothraupis loricata</i>	tiê-caburé	1	1	2
<i>Conirostrum margaritae</i>	figuinha-amazônica	0	1	1
<i>Chlorophanes spiza</i>	saí-verde	14	13	27
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	saíra-galega	9	2	11
<i>Hemithraupis guira</i>	saíra-de-papo-preto	14	10	24
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	saíra-ferrugem	34	21	55
<i>Conothraupis speculigera</i>	tiê-preto-e-branco	1	0	1
<i>Eucometis penicillata</i>	pipira-da-taoca	9	6	15
<i>Trichothraupis melanops</i>	tiê-de-topete	37	24	61
<i>Lanio surinamus</i>	tem-tem-de-topete-ferrugíneo	2	2	4

	<i>Lanio versicolor</i>	pipira-de-asa-branca	2	0	2
	<i>Lanio fulvus</i>	pipira-parda	2	1	3
	<i>Lanio cristatus</i>	tiê-galo	22	15	37
	<i>Tachyphonus phoenicius</i>	tem-tem-de-dragona-vermelha	0	1	1
	<i>Tachyphonus rufus</i>	pipira-preta	12	16	28
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto	45	43	88
	<i>Ramphocelus nigrogularis</i>	pipira-de-máscara	0	1	1
	<i>Ramphocelus bresilius</i>	tiê-sangue	24	26	50
	<i>Ramphocelus carbo</i>	pipira-vermelha	22	20	42
	<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha	46	35	81
	<i>Cyanerpes nitidus</i>	saí-de-bico-curto	2	1	3
	<i>Cyanerpes caeruleus</i>	saí-de-perna-amarela	3	2	5
	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	saíra-beija-flor	8	6	14
	<i>Dacnis nigripes</i>	saí-de-pernas-pretas	2	2	4
	<i>Dacnis flaviventer</i>	saí-amarela	2	0	2
	<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul	60	53	113
	<i>Dacnis lineata</i>	saí-de-máscara-preta	3	2	5
	<i>Coereba flaveola</i>	cambacica	62	63	125
	<i>Sporophila ardesiaca</i>	papa-capim-de-costas-cinzas	3	1	4
	<i>Saltator grossus</i>	bico-encarnado	4	1	5
	<i>Saltator fuliginosus</i>	bico-de-pimenta	18	7	25
	<i>Microspingus cabanisi</i>	quete-do-sul	1	2	3
	<i>Thlypopsis sordida</i>	saí-canário	27	31	58
	<i>Cypsnagra hirundinacea</i>	bandoleta	6	6	12
Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	sanhaço-de-fogo	12	9	21

	<i>Habia rubica</i>	tiê-de-bando	32	11	43
	<i>Granatellus pelzelni</i>	polícia-do-mato	1	1	2
	<i>Caryothraustes canadensis</i>	furriel	5	3	8
	<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i>	azulinho	1	3	4
	<i>Cyanocompsa brissonii</i>	azulão	0	1	1
Fringillidae					
	<i>Euphonia plumbea</i>	gaturamo-miúdo	0	1	1
	<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	51	52	103
	<i>Euphonia finschi</i>	gaturamo-capim	1	1	2
	<i>Euphonia violacea</i>	gaturamo	34	32	66
	<i>Euphonia laniirostris</i>	gaturamo-de-bico-grosso	2	2	4
	<i>Euphonia chalybea</i>	cais-cais	6	1	7
	<i>Euphonia cyanocephala</i>	gaturamo-rei	10	5	15
	<i>Euphonia chrysopasta</i>	gaturamo-verde	4	4	8
		gaturamo-de-barriga-			
	<i>Euphonia minuta</i>	branca	2	0	2
	<i>Euphonia xanthogaster</i>	fim-fim-grande	2	1	3
	<i>Euphonia rufiventris</i>	gaturamo-do-norte	3	1	4
	<i>Euphonia cayennensis</i>	gaturamo-preto	3	3	6
	<i>Euphonia pectoralis</i>	ferro-velho	28	22	50
	<i>Chlorophonia cyanea</i>	gaturamo-bandeira	17	7	24
Estrildidae					
	<i>Estrilda astrild</i>	bico-de-lacre	27	48	75
Passeridae					
	<i>Passer domesticus</i>	pardal	49	64	113

Anexo 2. Coeficientes do modelo de equações estruturais. Os valores são referentes aos parâmetros de cada relação linear entre uma variável resposta e uma variável preditora, respectivamente primeira e segunda colunas. 0,1-0,3*, 0,3-0,6**, 0,6-1*** (O número de asteriscos indica o nível de significância: X* indica significância baixa, X** significância média e X*** significância alta).

Var. Resposta	Var. Preditora	Estimate	Std.Error	DF	Crit.Value	P.Value	Std.Estimate
Singularidade	Índice de Gini	-0.0032	0.0029	59	-11.271	0.2643	-0.0981
Singularidade	Riqueza	0.0000	0.0000	59	93.923	0.0000	0.8482***
Singularidade	IDH	0.0034	0.0029	59	11.785	0.2433	0.1100
Singularidade	A.V. Públicas	0.0000	0.0000	59	0.0789	0.9374	0.0071
Singularidade	Distância-UC (km)	0.0000	0.0000	59	-15.856	0.1182	-0.1476
Redundância	Índice de Gini	0.0032	0.0029	59	11.271	0.2643	0.0981
Redundância	Riqueza	0.0000	0.0000	59	-93.923	0.0000	-0.8482***
Redundância	IDH	-0.0034	0.0029	59	-11.785	0.2433	-0.1100
Redundância	A.V. Públicas	0.0000	0.0000	59	-0.0789	0.9374	-0.0071
Redundância	Distância-UC (km)	0.0000	0.0000	59	15.856	0.1182	0.1476
Uniformidade	Índice de Gini	-0.0025	0.0174	59	-0.1426	0.8871	-0.0192
Uniformidade	Riqueza	0.0000	0.0000	59	17.769	0.0807	0.2479
Uniformidade	IDH	0.0140	0.0175	59	0.8010	0.4264	0.1155
Uniformidade	A.V. Públicas	0.0000	0.0000	59	-13.381	0.1860	-0.1854
Uniformidade	Distância-UC (km)	0.0000	0.0000	59	0.2519	0.8020	0.0362
Riqueza	Índice de Gini	496.091	844.902	60	0.5872	0.5593	0.0728
Riqueza	IDH	271.582	849.970	60	0.3195	0.7504	0.0426
Riqueza	A.V. Públicas	-0.0131	0.1744	60	-0.0749	0.9405	-0.0096
Riqueza	Distância-UC (km)	0.4653	0.1155	60	40.294	0.0002	0.4756**

A.V. Públicas	Distância-UC (km)	-0.1711	0.0880	63	-19.438	0.0564	-0.2379
IDH	Índice de Gini	0.3441	0.1274	63	27.001	0.0089	0.3221**
