

Filtros ambientais urbanos na movimentação de aves e morcegos em uma cidade média do Sul do Brasil

Urban environmental filters on the movement of birds & bats in a medium-sized city in Southern Brazil

Filtros ambientales urbanos en el movimiento de aves y murciélagos en una ciudad mediana del sur de Brasil

Rosemeri Segecin Moro

<https://orcid.org/0000-0002-7230-7410>

moro.uepg@gmail.com

Universidade Estadual de Ponta Grossa, UEPG, Ponta Grossa, PR, Brasil

Evandro Retamero Rodrigues

<https://orcid.org/0000-0002-4081-6974>

evandro.arquitetura@gmail.com

Prefeitura Municipal de Ortigueira, PR, Brasil

Melissa Koch Fernandes de Souza

<https://orcid.org/0000-0002-9003-3193>

melissaknog@yahoo.com.br

Universidade Estadual de Ponta Grossa, UEPG, Ponta Grossa, PR, Brasil

Rodrigo Fernando Moro

<https://orcid.org/0000-0001-8908-6442>

rodrigomoro282@gmail.com

Herbário HUPG, Ponta Grossa, PR, Brasil

Resumo: A urbanização ocasiona mudanças drásticas na diversidade e distribuição de muitas espécies e no Brasil há poucos dados sobre a acessibilidade e qualidade de fragmentos florestais urbanos para a vida selvagem. Assim, estimamos a proporção de espécies de aves e morcegos barradas ao adentrar a área intraurbana de Ponta Grossa (PR) através de um estudo multiescalar de paisagem e qualidade da vegetação na área *core* e a avifauna e quiropteroфаuna presentes. Foram realizadas análises fitossociológicas por meio de parcelas da vegetação arbórea e arbustiva em três parques urbanos. O levantamento de aves ocorreu de forma não sistemática ao longo de 12 meses no alvorecer e entardecer, em pontos potenciais de ocorrência da avifauna na área urbana. Dados da quiropteroфаuna foram obtidos da literatura sobre amostragem local na área urbana. Finalmente, foram calculadas métricas de

fragmentação da paisagem para avaliar a resistência das áreas urbanas ao trânsito das espécies-alvo. Foram levantados 142 táxons arbustivo-arbóreos nos fragmentos florestais dos parques, com diversidade H' de 3,68 a 3,87, que abrigam 62 espécies de aves e 8 de morcegos, superando estimativas da literatura. Frequentam o espaço urbano 37% da avifauna e 50% da quiropterofauna regionais. Os fragmentos florestais apresentam áreas significativas com boa oferta de recursos, próximos o bastante para conectar estas populações. No entanto as espécies observadas são majoritariamente generalistas devido à pobreza dos corredores da área de transição, que a partir de áreas-fonte periurbanas selecionam fortemente as espécies adaptadas a ambientes submetidos a efeitos de borda. Uma análise integrada entre a cobertura vegetal das APPs, da arborização viária e de quintais poderia apontar os gargalos onde o planejamento urbano deveria focar para aumentar a qualidade ambiental da área urbana.

Palavras-chave: ecologia urbana, conectividade, qualidade ambiental, biodiversidade urbana.

Abstract: Urbanization causes drastic changes in the diversity and distribution of many species in Brazil, there are insufficient data on the accessibility and quality of urban forest fragments for wildlife. Thus, we estimated the proportion of bird and bat species barred from entering the intra-urban area of Ponta Grossa (PR) through a multiscale study of landscape and vegetation quality in the core area and the avian and chiropteran fauna present. Phytosociological analyses were carried out by means of tree and shrub vegetation plots in three urban parks. Bird surveys were carried out in a non-systematic manner over 12 months at dawn and dusk at potential birding sites in the urban area. Data on bats were obtained from the literature on local sampling in the urban area. Finally, landscape fragmentation metrics were calculated to assess the resistance of urban areas to the transit of the target species. A total of 142 shrub and tree taxa were surveyed in forested urban remnants, with diversity H' ranging from 3.68 to 3.87. This vegetation supported 62 species of birds and 8 bats, exceeding the literature estimative. The urban space is frequented by 37% of the regional avifauna and 50% of the regional chiropterofauna. The forest fragments have significant areas with a good supply of resources, close enough to connect these populations. However, the species observed are mostly generalists due to the poverty of the transition area corridors, which causes those peri-urban source areas could strongly select species adapted to environments subjected to edge effects. An integrated analysis of the vegetation cover of riparian areas, street trees, and backyard vegetation could point out the bottlenecks that urban planning should focus on to increase the environmental quality of the urban area.

Keywords: urban ecology, connectivity, quality of environment, urban biodiversity.

Resumen: La urbanización provoca cambios drásticos en la diversidad y distribución de muchas especies y en Brasil hay pocos datos sobre la accesibilidad y la calidad de los fragmentos de bosque urbano para la fauna. Así, estimamos la proporción de especies de aves y murciélagos que no pueden entrar en la zona intraurbana de Ponta Grossa (PR) a través de un estudio multiescalar de la calidad del paisaje y la vegetación en la zona núcleo y de la avifauna y quiropterofauna presentes. Se realizaron análisis fitosociológicos mediante parcelas de vegetación arbórea y arbustiva en tres parques urbanos. Los estudios de aves se llevaron a cabo de forma no sistemática durante 12 meses al amanecer y al atardecer en lugares potenciales de presencia de avifauna en la zona urbana. Los datos sobre la quiropterofauna se obtuvieron de la literatura sobre muestreo local en la zona urbana. Por último, se calcularon las métricas de fragmentación del paisaje para evaluar la resistencia de las zonas urbanas al tránsito de las especies focales seleccionadas. Hemos obtenido 142 taxones de arbustos y árboles

en los parques, con una diversidad H' de 3,68 a 3,87, que sustentan 62 especies de aves y 8 de murciélagos, superando las estimaciones de la literatura. El espacio urbano es frecuentado por el 37% de la avifauna regional y el 50% de la quiropterofauna regional. Los fragmentos forestados tienen zonas importantes con buena oferta de recursos, lo suficientemente cerca como para conectar estas poblaciones. Sin embargo, las especies observadas son mayoritariamente generalistas debido a la pobreza de los corredores de las zonas de transición, que desde las zonas de origen periurbanas seleccionan fuertemente las especies adaptadas a los ambientes sometidos a los efectos de borde. Un análisis integrado entre la cubierta vegetal de las márgenes de arroyos, del arbolado viário y de los patios podría señalar los puntos focales en los que debería centrarse la planificación urbana para aumentar la calidad ambiental de la zona urbana.

Palabras clave: ecología urbana, conectividad, calidad ambiental, biodiversidad urbana.

INTRODUÇÃO

A qualidade ambiental urbana está relacionada ao equilíbrio entre as formas de vida que a habitam, pessoas e vida selvagem. Evidentemente a antropização dos espaços causa impactos em graus variados sobre as áreas naturais em função das condições originais dos ecossistemas e da intensidade, extensão e duração temporal da ocupação humana (Grimm et al., 2000). Igualmente importante são as condições abióticas incidentes, o grau de homeostase local e a resiliência das espécies que o habitam ou apenas frequentam, especialmente na região Neotropical, com grande biodiversidade e endemismos (Gentry, 1982; Lozano, 2018; Catenazzi & von May 2021). A urbanização em geral ocasiona mudanças drásticas na diversidade e distribuição de muitas espécies, e afeta a qualidade e quantidade de serviços ecossistêmicos disponíveis aos habitantes de áreas urbanas (Chace & Walsh, 2006; Szlavecz et al., 2011; Seto, Güneralp & Hutyrá, 2012).

Para Forman (1995), o processo de fragmentação da paisagem leva à formação de mosaicos com a estrutura constituída por manchas. Na malha urbana, espaços verdes constituem manchas com papel significativo na oferta de serviços ambientais, culturais e sociais. Avaliar a dinâmica espacial da paisagem urbana na escala de manchas tem impacto no planejamento de espaços verdes para a persistência a longo prazo de muitas espécies animais e vegetais em paisagens cada vez mais fragmentadas (Bastin & Thomas 1999). Para Rastandeh et al. (2017), a composição e configuração dos fragmentos florestais devem ser considerados conceitos chave para a arquitetura da paisagem na resposta aos desafios de conservação da biodiversidade urbana. A relação entre a infraestrutura verde e cinza definem a extensão de filtros ambientais que impedem ou interferem na distribuição das espécies entre áreas rurais e centros urbanos (Alberti, Botsford & Cohen, 2001; Sacco et al., 2015).

A gestão de cidades médias brasileiras enfrenta o desafio de compatibilizar o desenvolvimento urbano com a manutenção ou expansão de áreas verdes, caso também de Ponta Grossa, no estado do Paraná. Inserida no *hotspot* Mata Atlântica (Mittermeier et al., 2004), possui um histórico de dois séculos de ocupação urbana e expansão intensificada

nas últimas décadas. Queiroz e Carvalho (2019), com relação aos serviços ecossistêmicos, avaliaram a qualidade ambiental dos espaços verdes da cidade como muito baixa. Porém há poucos dados sobre a qualidade dos fragmentos florestais urbanos para a vida selvagem, assim como sua acessibilidade para as espécies. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é, através de um estudo multiescalar de paisagem e qualidade da cobertura vegetal dos espaços verdes intraurbanos mais significativos na cidade, estimar a proporção de espécies-alvo, no caso aves e morcegos, barradas à medida que adentram a área urbana.

ÁREA ESTUDADA

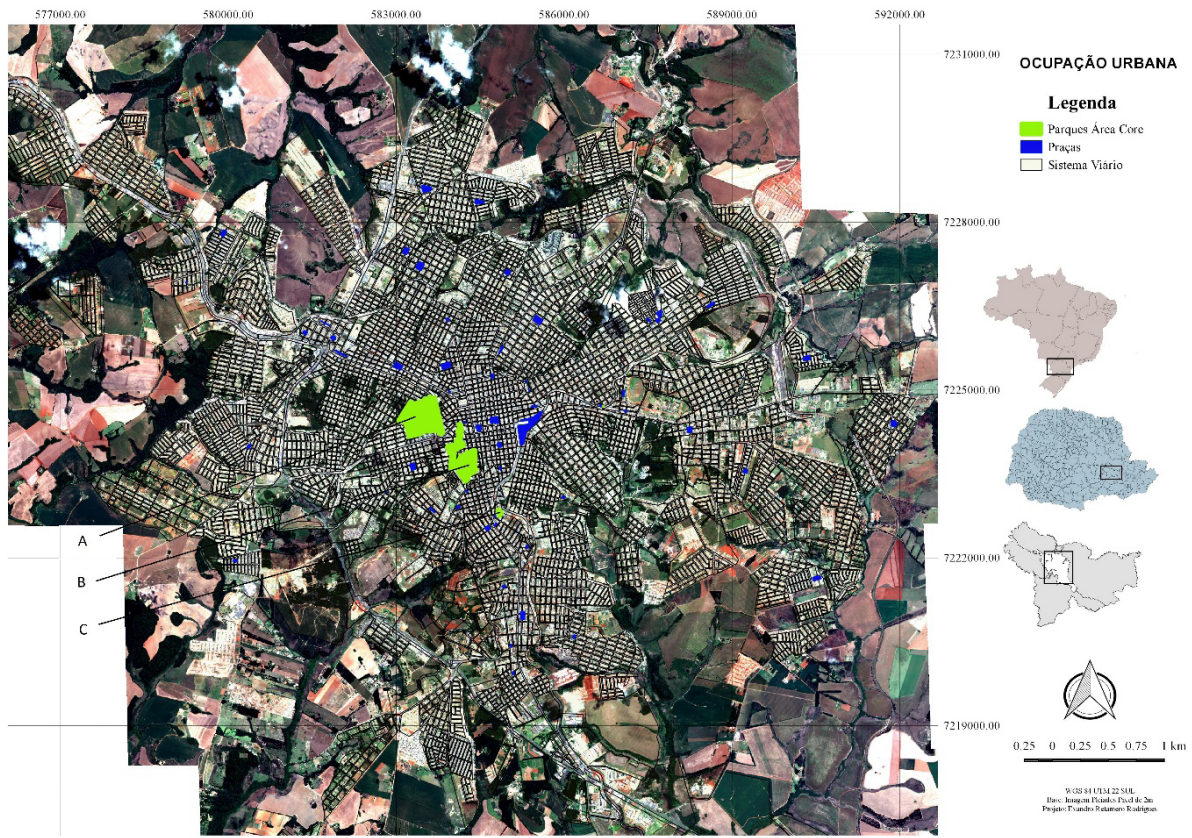
Ponta Grossa localiza-se na região dos Campos Gerais do Paraná (25°50'58" S; 50°09'30" W), no sul do Brasil, a 800 msnm. Predomina o tipo climático Cfb de Koeppen, subtropical úmido com verões amenos e temperatura média anual de 18°C (22°C de máxima média e 12°C de mínima média) e geadas frequentes. As chuvas se distribuem de maneira homogênea, com leve diminuição no inverno. A precipitação média anual é de 1.700 mm, com 75-80% de umidade relativa do ar (Cruz 2007).

Apresenta relevo dissecado, com ocupação urbana em topos aplainados e vertentes com declividade de 12-20%, e em superfícies aluviais no fundo de vales. O sistema de drenagem é composto de 12 bacias hidrográficas que abrigam mais de 150 km de córregos, com quatro principais arroios urbanos: Olarias, Pilão de Pedra, Ronda e Lageado Grande.

Considerada uma cidade média no contexto brasileiro, é dividida em área central e 15 bairros, ocupando 172 Km², com cerca de 305 mil habitantes na área urbana (IBGE, 2021). A contínua expansão urbana se dá numa configuração horizontal muito dispersa, com implantação de loteamentos populares distantes, na periferia, e progressiva verticalização nas áreas central e de transição entre o centro e os subúrbios. O sistema viário é majoritariamente ortogonal, irradiando-se a partir da área central, com muitas barreiras físicas em virtude do relevo acidentado.

Devido ao histórico de ocupação urbana em Ponta Grossa, desde inícios do século XIX, as calçadas de ruas centrais estreitas são congestionadas por estabelecimentos residenciais e comerciais sem recuo frontal. Assim, a matriz urbana não mantém uma cobertura vegetal significativa ao longo de ruas e avenidas (Queiroz & Carvalho, 2019), e a cobertura em terrenos baldios e quintais diminui progressivamente em direção à área central. No entanto persistem remanescentes florestais representativos em termos de área ocupada, especialmente em dois parques públicos, Boca da Ronda e Margherita Masini, conectados estruturalmente com as cabeceiras do Arroio da Ronda, e numa área privada em interflúvio, o parque Honório, próximo a uma das nascentes do arroio Olarias (Fig. 1).

Figura 1: Relação espacial entre os três parques estudados na área *core* e demais remanescentes vegetais na malha urbana de Ponta Grossa, PR. A. Boca da Ronda; B. Margherita Masini; C. Honório.



MÉTODOS

Mapeamento e métricas de paisagem

A área urbana foi regionalizada em área intraurbana (*core*), definida por um raio de 1.000 metros a partir do centro comercial popular da cidade, de maior densidade horizontal e vertical, a partir do qual se irradiam as zonas de transição e periurbana. Esse raio foi definido a partir de Concepción (2022), para quem os impactos da expansão urbana são mais bem detectados em escala de paisagem ($\geq 1 \text{ km}^2$).

O estabelecimento de fronteiras entre intraurbano e periurbano adotou os termos definidos por Mougeot (2000). Enquanto o modelo intraurbano do uso do solo abrange os limites poligonais oficiais da estrutura urbana, associados a critérios de densidade populacional e alcance das autoridades legais e regulamentares, áreas periurbanas, no limite entre o urbano e o rural, compreendem espaços para os quais o zoneamento não está claramente definido. Zonas de transição, com fronteiras extremamente fluidas em função de variáveis de topografia e uso do solo, frequentemente atuam como filtros semipermeáveis

para processos, recursos e comunidades animais e vegetais (Puga-Caballero et al., 2014) e sua delimitação nesta análise coincide aproximadamente com a rarefação dos espaços construídos, a partir da qual se iniciam as áreas consideradas periurbanas. Nestas ainda podem ocorrer núcleos urbanizados de dimensões diversas, porém entremeados por espaços verdes frequentemente ocupados pela agricultura urbana (Mougeot, 2000).

O levantamento de espaços verdes foi realizado a partir de fotointerpretação na interface SIG – Sistemas de Informações Geográficas, com auxílio do programa QGIS e ArcGIS e subsequente cálculo de métricas de paisagem no programa Fragstats 4.2 (MacGarigal, 2014). Foi utilizado um conjunto de dados vetoriais fornecidos pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Ponta Grossa (IPLAN) e arquivos *raster* fornecidos pelo Laboratório de Estudos Socioambientais (LAESA) da Universidade Estadual de Ponta Grossa, a partir de imagens Ikonos e Pleiades com resolução espacial de 50cm para bandas pancromáticas e 2m para bandas multiespectrais, obtidos por Eurich et al. (2015) e Queiroz e Carvalho (2019).

Existem diversas metodologias aplicáveis à análise da qualidade ambiental urbana. Para Ahern (2002) e Szlavecz et al. (2011), princípios da ecologia de paisagem baseadas nas teorias de biogeografia de ilhas e de metapopulações são fundamentais para avaliação e planejamento de espaços verdes em rede. Nesta análise foi utilizado o modelo clássico de paisagem Matriz/Fragmento/Corredor (Turner, Gardner & O’Neal, 2011; Coulson & Tchakerian 2011) e as métricas de paisagem calculadas foram: número e área dos fragmentos (remanescentes florestais e praças), dimensão fractal (FRAC) e os índices de forma, de Agregação (AI), e de Interspersão e Justaposição (IJI). A seleção das espécies-alvo voadoras, da avifauna e quiropterofauna, determinou o raio de busca de 1.000 metros para o cálculo da distância euclidiana do Vizinho Mais Próximo (ENN).

Levantamento da vegetação

As florestas nos parques Boca da Ronda, Margherita Masini e Honório foram caracterizadas mediante levantamento fitossociológico pelo método de parcelas seguindo Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Em cada parcela de 10x10m foram amostrados todos os indivíduos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) ≥ 5 cm e tomada a altura com um hipsômetro. Foram também alocadas subparcelas de 1x1m para amostrar o estrato herbáceo-arbustivo. O material botânico foi identificado e acervado no Herbário HUPG da Universidade Estadual de Ponta Grossa, seguindo os protocolos de Fidalgo e Bononi (1989). Os nomes das espécies foram consultados na base de dados do Kew Garden (<http://www.theplantlist.org>) e a fenologia das espécies baseou-se em Carmo e Morelato (2000).

Através do programa Fitopac 2.0 (Shepherd, 1994) foram calculados o índice de valor de importância IVI (soma dos valores relativos da densidade, da dominância e da frequência) e diversidade de Shannon. Utilizou-se o programa Past (Hammer et al., 2001) para o cálculo da curva de rarefação de espécies total e estimativa de riqueza *Bootstrap*, bem como Anova um-fator para testar a distribuição de espécies.

Espécies-alvo

A influência da configuração urbana sobre a biodiversidade foi avaliada em escala local a partir de levantamentos da ocorrência de aves e morcegos, definidas dentro da mesma guilda trófica e afinidade de habitat (Findley, 1993).

O levantamento de aves na área urbana foi realizado através de observações não sistemáticas ao longo de 12 meses no alvorecer e entardecer, quando as aves estão mais ativas. Foram percorridas localidades de importância potencial para a avifauna como os mencionados parques urbanos (na área *core*), campus da Universidade Estadual de Ponta Grossa (na área periurbana), além de caminhamentos aleatórios em quintais, ruas e praças (na zona de transição).

Para a lista de espécies de aves observadas foram levantados os dados de preferência de habitat e guilda trófica baseado em Anjos e Graf (1993) e dados adicionais de Wiki Aves do Brasil (<https://www.wikiaves.com.br>). A ocorrência e requisitos nutricionais de morcegos foram obtidos em Almeida et al. (2005) e Zanon e Reis (2007) a partir de amostragens na área urbana de Ponta Grossa: Parque Boca da Ronda (na área *core*), Olaria Zuk (na zona de transição) e próximo à UTFPR (na área periurbana), além de uma área-controle rural, distante cerca de 30 Km da área urbana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área urbana da cidade de Ponta Grossa possui 4,7 Km² de espaços livres, dos quais 4,1 Km² são áreas verdes com cobertura arbórea, compondo 23 praças, dez parques públicos e algumas áreas privadas menores, o que corresponde a 2,4% da área urbana total, excluídas da análise a maior parte das áreas ripárias e os espaços verdes não florestados. Encontram-se distribuídos de maneira medianamente agregada, concentrados nas nascentes dos flúvios urbanos, e de forma bem menos expressiva às margens destes numerosos arroios que cortam a cidade.

Foi observado índice de agregação AI de 59,2, para uma variação esperada de zero, quando os fragmentos não estão agregados, até o máximo de 100, quando as manchas formam um bloco único na paisagem (He et al., 2000). As manchas se distribuem de maneira bastante proporcional na paisagem, com Interspensão e Justaposição IJI de 64,2, o que supostamente facilitaria o trânsito de animais e propágulos vegetais entre as áreas.

A dimensão fractal FRAC observada foi de 1,55 para praças e 1,46 para remanescentes florestais. Este índice mensura a complexidade da distribuição de formas dos fragmentos, assim paisagens compostas por fragmentos de formas mais simples e regulares apresentam dimensão fractal próxima a 1, a qual vai se ampliando à medida que os fragmentos apresentam formas mais complexas até o limite máximo de 2. Assim, os resultados apontam para a reprodução sistemática de dois conjuntos de formas predominantes: a maioria dos remanescentes de vegetação nativa está ligada às áreas ripárias, em geral linearizadas, enquanto praças seguem um planejamento urbano ortogonal, equidistantes na malha urbana.

O índice de forma SHAPE médio observado para praças foi de 1,55 e para remanescentes florestais, 1,27. Estas formas relativamente simples vão impactar positivamente na diminuição de bordas expostas, desde que seja atendido um critério mínimo de área suficiente para o estabelecimento de populações viáveis de plantas e animais. Este critério, em geral, é bastante flexível uma vez que é afetado pela configuração do fragmento, sua distância relativa a outros fragmentos e pela mobilidade (vagilidade) das espécies-alvo (Concepción, 2022). O tamanho mínimo de área verde para manter a biodiversidade em áreas urbanas é um tema controverso, e Picket e Thompson (1978) propõe o conceito de áreas dinâmicas mínimas sob regime de perturbação natural, que mantenham fontes de recolonização interna e minimizem as extinções. Mas embora tenha sido verificada uma relação espécie-área muito parecida entre ambientes urbanos manejados e não manejados (Ferenc et al., 2014; Nielsen et al., 2014), poucos estudos foram realizados para sua definição em regiões urbanas neotropicais.

No Parque Boca da Ronda, com 31,5 ha, reside uma grande população sinúrbica de *Zenaida auriculata* que revoa todas as manhãs em busca de alimento nos quintais e por entre as áreas edificadas, retornando aos poleiros e ninhos ao entardecer. No Parque Margherita, bastante próximo, mas com quase um terço da área (13,5 ha), esta espécie não se estabeleceu. Numerosos estudos demonstram a importância da existência de grandes manchas conectadas de vegetação no aumento da diversidade de aves nativas em cidades neotropicais (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; MacGregor-Fors & Escobar-Ibáñez, 2017).

Com relação a praças, estas áreas são em geral menores que 1 hectare e não oferecem condições para abrigar uma população residente geneticamente viável (Picket & Thompson, 1978), mas seu papel como trampolins ecológicos e fonte de recursos alimentares não deve ser subestimado (Ahern, 2002; Penteado e Alvarez, 2007). Dentro do raio de 1.000 metros a partir de cada fragmento, a paisagem não demonstra estar isolada para morcegos e aves uma vez que observada uma distância média do vizinho mais próximo ENN médio de cerca de 127 metros, os indivíduos não necessitam voar muito mais de 100 metros para transitar entre fragmentos.

Qualidade da vegetação urbana na área *core*

As três manchas florestais na área *core* estão cobertas pela Floresta Ombrófila Mista em estágio secundário de sucessão (Fig. 2):

- o Parque Margherita Masini, público, com 13,5 ha, situa-se num fundo de vale em local que abrigou a primeira extração de basalto da cidade e conecta-se com a Praça do Pôr do Sol e cabeceiras do Arroio do Padre. Esta contiguidade praticamente dobra a área verde, mas não agrega qualidade ambiental devido à degradação de sua vegetação;
- o Parque Boca da Ronda, um maciço de 31,5 ha entre áreas públicas e privadas, num fundo de vale em área anteriormente ocupada por pequenas chácaras;
- o Parque Honório, uma área privada de 0,5 ha, antiga sede de fazenda e área da rede ferroviária.

Dos parques públicos na área *core*, apenas o Parque Margherita já foi aberto para visitação e lazer, contando com uma infraestrutura básica de trilhas, mas desde 2008¹ está fechado por problemas de segurança². O Boca da Ronda não possui infraestrutura instalada e nunca foi aberto à comunidade. Os demais parques públicos, na zona de transição (não estudados aqui), foram implantados com repovoamento paisagístico relativamente recente com arbóreas nativas (Ambiental e Lago de Olarias) ou remodelação de um antigo plantio de eucaliptos (Monteiro), e possuem intenso uso comunitário, com equipamentos variados.

Figura 2: Vista geral e aspecto do interior dos parques Margherita Masini (A, B), Boca da Ronda (D, C) e exterior do Parque Honório (E), em Ponta Grossa, PR.



Fonte: acervo de R.S. Moro.

Nos três parques foram levantados 126 táxons arbóreos e 16 arbustivos, com diversidade de Shannon variando entre 3,68 e 3,87 (Quadro 1), dos quais 77% são zoocóricas. Não há diferenças significativas entre a composição de espécies entre os parques ($p=2,47$, $\alpha 0.05$), ainda que diferenças significativas tenham sido observadas entre as estruturas das comunidades ($p < 0.001$) devido à posição na topografia e histórico de uso. Para a mesma formação vegetacional em área urbana, no estado do Paraná, Carvalho et al. (2014) determinaram 34 espécies arbóreas em um fragmento de cerca de 2 ha, enquanto Cordeiro e Rodrigues (2007) determinaram 45 espécies numa área de 41 ha, e Kozera, Dittrich e Silva (2006) levantaram 97 espécies numa área de 17,5 ha. Assim, a riqueza de espécies parece não estar diretamente ligada à área do remanescente, ou não só a essa variável, embora fragmentos de 2 ha ou menos tenham apresentado a menor riqueza na literatura citada.

1 Situação do Parque Margherita Sannini Masini (2017). Recuperado de <https://www.youtube.com/watch?v=Rz6HvBVD5RQ>

2 Falta de segurança preocupa vizinhos do parque Margherita Masini (2013). Recuperado de <https://globoplay.globo.com/v/2816973/>

Quadro 1: Frequência e síndrome de dispersão de espécies do estrato arbustivo-arbóreo em três parques urbanos florestados em Ponta Grossa, PR. M= Margherita Masini; B= Boca da Ronda; H= Honório.

Familia	Espécie	Disp	Nome comum	M	B	H
Acanthaceae	<i>Justicia brasiliana</i> Roth.	Aut	justicia	x		
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	Zoo	pau-gonçalves	x		
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Ane	guaritá	x		
	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Zoo	bugreiro	x		x
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Zoo	aroeira-vermelha	x	x	x
	<i>Schinus weinmannifolius</i> Mart.	Zoo	aroeira		x	
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.-St.Hill.	Zoo	pindaíba-preta	x		
	<i>Rollinia rugulosa</i> Schlecht	Zoo	ariticum-de-porco	x	x	x
	<i>Rollinia sylvatica</i> A.-St.Hill.	Zoo	ariticum-do-mato	x		
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Zoo	pindaíba			x
Apocynaceae	<i>Rauwolfia selowii</i> M.Arg.	Zoo	leiteirão			x
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hill.	Zoo	erva-mate	x	x	
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Zoo	caúna		x	
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Zoo	araucária		x	
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glasmann	Zoo	jerivá			x
Asteraceae	<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabr.	Ane	sucará		x	
	<i>Gochmatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	Ane	cambará		x	
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Ane	vassourão-branco	x	x	
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob	Ane	vassourão-preto		x	
Bignoniaceae	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	Ane	pente-de-macaco	x	x	
	<i>Anemopaegma prostratum</i> DC	Ane	pente-de-macaco-liso	x	x	
	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ane	ipê-verde	x		
	<i>Arrabidaea selloi</i> (Spreng.) L.G.Lohmann	Ane	cipó-camarão	x		
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Ane	caroba	x	x	
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Ane	carobinha		x	
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	Ane	cipó-de-são joão	x	X	
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Zoo	urucum			x
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Zoo	crindiúva	x		x
Caricaceae	<i>Vasconcellea quercifolia</i> A.-St.Hill.	Zoo	Mamoeiro-do-mato			x
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reiss.	Zoo	papagaieiro	x		
	<i>Maytenus robusta</i> Reiss.	Zoo	café-do-mato	x		
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Ane	guaraperê		x	
Cyatheaceae	<i>Alsophylla atrovirens</i> (Langsd & Fischer) Pressl.	Ane	xaxim-de-espinho	x	x	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hill.	Zoo	cocão		x	
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Zoo	tapiá	x		
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Zoo	tapiá-guaçu	x	x	
	<i>Croton celtidifolius</i> Baill.	Aut	capixingui		x	x
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Aut	sangra-d'água	x		
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	Zoo	pau-leiteiro	x	x	x
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng	Aut	tajuvinha	x	x	
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Zoo	branquilho	x	x	
Fabaceae	<i>Albizia</i> sp	-	farinha-seca			x
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Aut	angico-branco	x		

continua

continuação

Família	Espécie	Disp	Nome comum	M	B	H
	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	Aut	pata-de-vaca	x		x
	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	Ane	jacarandá	x	x	
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Aut	corticeira-da-serra		x	
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Zoo	ingá-feijão			x
	<i>Inga virescens</i> Benth.	Zoo	ingá-torcido	x		
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Ane	bico-de-pato			x
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vog.	Ane	sapuva	x		x
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Aut	bracatinga		x	
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Ane	canafístula	x		
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	Zoo	pau-fava			x
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin et Barn.	Aut	chuva-de-ouro	x		
	<i>Tipuana tipu</i> (Bent.) Kuntze	Ane	tipuana		x	
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> (Jacq.) Moldenke	Zoo	tamanqueiro	x		
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Zoo	tarumã	x		
Lauraceae	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm	Zoo	canela-alho		x	
	<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Zoo	canela-raposa	x	x	
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Zoo	canela-sebo	x		
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Zoo	canela-amarela	x		x
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez.	Zoo	canela-preta	x	x	x
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Zoo	canela-ferrugem		x	x
	<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez	Zoo	canela-banca			x
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Zoo	canela		x	
	<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott.) Mez.	Zoo	canela-sabão		x	
	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	Zoo	canela		x	
	<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	Zoo	imbuia		x	x
	<i>Ocotea puberula</i> (Nees e Mart.) Nees	Zoo	canela-guaicá	x	x	x
	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Zoo	canela-lageana	x	x	x
	<i>Ocotea sylvestris</i> Vattimo-Gil	Zoo	canelinha			x
	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	Zoo	canela-pimenta	x		
	<i>Persea americana</i> Mill.	Zoo	abacateiro			x
	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	Zoo	pau-andrade	x		
Malvaceae	<i>Pavonia sepium</i> A.-St.Hill.	Zoo		x	x	
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Ane	çoita-cavalo	x	x	x
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Zoo	jacatirão		x	
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Zoo	canjerana		x	x
	<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	Ane	cedro-rosa	x	x	x
	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Zoo	baga-de-morcego			x
	<i>Melia azedarach</i> L.	Zoo	cinamomo	x		
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tull.	Zoo	capixim	x	x	
Moraceae	<i>Ficus enormis</i> (Miq.) Miq.	Zoo	figueira		x	
	<i>Ficus glabra</i> Vell.	Zoo	Figueira-banca			x
	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) O Miq.	Zoo	figueira		x	x
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	Zoo	cincho		x	
Myrtaceae	<i>Calyptanthes grandifolia</i> O.Berg.	Zoo	guamirim	x		

continua

continuação

Família	Espécie	Disp	Nome comum	M	B	H
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg.	Zoo	guabiroba	x	x	
	<i>Eucalyptus</i> spp	Aut	eucalipto	x		
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Zoo	uvaia	x		
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Zoo	guamirim	x		
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Zoo	pitangueira	x	x	
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC	Zoo	Cambuí	x		
	<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	Zoo	murta	x		
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	Zoo	guamirim-chorão	x		
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC) O. Berg	Zoo	Cambuí-do-brejo	x	x	
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	Zoo		x		
	<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	Zoo	jaboticabeira		x	
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Zoo	araçá	x	x	
Nyctaginaceae	<i>Pisonia zapallo</i> Griseb	Zoo	maria-faceira			x
Onagraceae	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Zard., Gu & Raven	Ane	cruz-de-malta	x		
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill	Zoo	pau-de-tamaco	x		
Pinaceae	<i>Pinus taeda</i> L.	Ane	pinus		x	
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	Zoo	joelho-de-frango	x	x	
Primulaceae	<i>Myrsine acuminata</i> Mez	Zoo	Capororoquina	x		
	<i>Mysine umbellata</i> (Mart. ex DC) Mez	Zoo	capororooca	x	x	
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Aut	carvalho		x	
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Zoo	uva-do-Japão	x		
	<i>Frangula sphaerosperma</i> (Sw.) Kartzs & Gandhi	Zoo	cangica	x	x	
Rosaceae	<i>Eryobotria japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Zoo	nespereira		x	
	<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) Dietr.	Zoo	pessegueiro-bravo	x	x	
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Zoo	pessegueiro-bravo		x	
Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Benth. & Hook.	Zoo	Grinaldeira	x	x	x
	<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schl.	Zoo	veludinho	x		
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Zoo	grandiúva	x	x	
	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schl.	Zoo	grandiúva	x		
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Zoo	grandiúva	x	x	x
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) M. Arg.	Zoo	grinaldeira	x		
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Ane	pau-marfim	x		
	<i>Citrus x limonia</i>	Zoo	Limão-rosa			x
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> (Lam.) Engl.	Zoo	mamica-de-porca	x	x	x
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Zoo	mamica-de-porca	x		
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Zoo	guaçatunga	x		
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Zoo	pau-de-espeto	x		
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichl.	Zoo	camboé		x	
	<i>Casearia sylvestris</i> Eichl.	Zoo	café-de-bugre		x	x
	<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Zoo	sucará	x		x
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hill.) Radlk.	Zoo	vacum	x	x	
	<i>Cupania vernalis</i> Camb.	Zoo	camboatá		x	
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radkl.	Zoo	miguel-pintado	x	x	
	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	Zoo	timbó	x	x	

continua

continuação

Família	Espécie	Disp	Nome comum	M	B	H
Solanaceae	<i>Solanum argentinum</i> Bitter & Lillo	Zoo	joá-prateado	x		
	<i>Solanum compressum</i> L.B. Sm. & Downs	Zoo	fumeiro			x
	<i>Solanum granulolumleprosum</i> Dunal	Zoo	fumo-bravo			x
	<i>Solanum lacerdae</i> Dusen	Zoo			x	
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop	Zoo	fumo-bravo			x
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.-St.Hill.	Zoo	quina	x		
	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	Zoo	esporão-de-galo		x	x
Symplocaceae	<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	Zoo	maria-mole	x		
	<i>Symplocos uruguensis</i> Brand	Zoo	pau-de-cangalha	x		
Theaceae	<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	Ane	pau-de-santa-rita		x	
Winteraceae	<i>Drimys winteri</i> Forst.	Zoo	casca-de-anta	x		
Total	126			88	72	43
Shannon (H')				3,8	3,8	3,7

No Parque Boca da Ronda, as espécies de maior índice de valor de importância (IVI) na borda antropizada foram *Jacaranda micranta* (38,1), *Myrcia splendens* (28,8), *Cinnamomum sellowianum* (18,2) e *Casearia sylvestris* (17,7). Próximo Ao arroio da Ronda as espécies mais importantes foram *Bauhinia forficata* (21,7), *Anadenanthera colubrina* (21,2), *Dalbergia brasiliensis* (18,6) e *Melia azedarach* (13,3). Na área nuclear, mais conservada, as espécies de maior importância foram *Prunus brasiliensis* (38,2), *Casearia sylvestris* (16,2), *Cabralea canjerana* (15,8) e *Ocotea porosa* (15,3). No estrato arbustivo as espécies mais importantes foram *Myrcia splendens*, *Mollinedia clavigera*, *Psychotria vellosiana* e *Piper gaudichaudianum*.

No Parque Margherita Masini, as espécies de maior IVI localizam-se junto ao Arroio do Padre e foram *Sebastiania commersoniana* (51,9), *Bauhinia forficata* (16,8), *Anadenanthera colubrina* (17,9) e *Dalbergia brasiliensis* (14,2). Nas partes mais altas, foram mais importantes *Myrsine umbellata* (54,9), *Frangula sphaerosperma* (23,0) e *Inga virescens* (12,5). No estrato arbustivo as espécies mais importantes foram *Piper gaudichaudianum*, *Mollinedia clavigera*, *Ludwigia grandiflora* e *Justicia brasiliensis*.

No Parque Honório foram observadas espécies climáticas de maior diâmetro e espécies exóticas típicas de áreas ocupadas no passado, como *Citrus x limonia* (limoeiro), *Persea americana* (abacateiro) e *Bixa orellana* (urucum). As espécies de maior IVI foram *Cedrela fissilis* (20,5), *Ocotea pulchella* (15,2), *Bauhinia forficata* (15,7) e *Ocotea puberula* (15,6) e o estrato arbustivo é praticamente ausente devido à impactos ambientais.

Para Amaya-Espinela et al. (2019) e Leveau et al. (2017), a diversidade de vegetação nativa em parques possui forte impacto positivo na riqueza e abundância de aves. Assim, a despeito de ocupar grandes áreas, a perda progressiva de vegetação nativa nos parques pode afetar a disponibilidade de habitats para o forrageamento e reprodução de aves urbanas (Van Heezik, Smyth & Mathieu, 2008). Assim, um aumento na cobertura de áreas verdes urbanas e sua conectividade não irão necessariamente favorecer a diversidade da avifauna se não estiverem acompanhadas pela diversificação da vegetação nestas áreas. Nesse sentido, a alta riqueza e diversidade observadas nestes três parques são compatíveis

com o observado em área não-urbanas (Carmo et al., 2010), e os parques Boca da Ronda e Margherita Masini constituem uma fonte adequada para forrageamento e nidificação de aves e morcegos (Threlfall et al., 2016). O Parque Honório, por sua pequena dimensão e impacto na vegetação rasteira, provavelmente é apenas um lugar de passagem para populações estabelecidas em áreas maiores.

Distribuição da avifauna e quiropterofauna

Cerca de 62 espécies de aves frequentam a área urbana de Ponta Grossa, sendo 97% nativas e apenas duas exóticas invasivas, o pardal e o pombo doméstico (Quadro 2). Anjos e Graf (1993) relatam 84 espécies aves nativas nos campos e florestas da região, enquanto Olegário et al. (2020) verificaram 69 espécies frequentando o entorno florestado na periferia da cidade, distante cerca de 5 Km da área *core*. Nesta floresta de 15,5 hectares, no campus da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), 31 espécies são de ocorrência exclusiva no local, o que aponta a importância da proximidade de áreas nativas para a diversidade da avifauna urbana.

Portanto, comparando as observações desta pesquisa com os dados levantados por Anjos e Graf e Olegário et al., 82% da avifauna nativa total estimada se aproxima da matriz urbana e 65% a adentra, sendo que 37% efetivamente circula pelo centro da cidade com frequência e abundância variáveis e sazonais. Estes dados superam a estimativa a nível mundial de Aronson et al. (2014), que afirmam que mais de 20% de espécies de aves têm sido detectadas em cidades, e de Franchin (2009), para quem no Brasil cerca de 30% das aves nativas ocorrem também em áreas urbanas.

Na área *core* foram avistadas 31 espécies. Além das que também frequentam áreas periurbanas, 15 são exclusivas desta área, sendo nove sinúrbicas, isto é, dependentes do ambiente urbano para completar seu ciclo de vida. Aronson et al. (2014) apontam que as cidades contemporâneas abrigam não só espécies em expansão ou cosmopolitas, mas também espécies endêmicas ou ameaçadas. Exclusivamente no interior do Parque Boca da Ronda foram observadas duas espécies que, localmente, não adentram a malha viária nem por alguns metros, como *Cyanocorax chrysops* (gralha-picaça) e *Cacicus haemorrhous* (guaxe), vindas pelo corredor ecológico do Arroio da Ronda. Como essas espécies não estão presentes no Parque Margherita, supõe-se que os fatores área e recursos alimentares sejam os filtros mais atuantes, uma vez que no Margherita, além da menor área, não há araucárias, uma fonte alimentar importante para as gralhas.

Foi observado um percentual baixo de espécies nativas nidificando em árvores em ruas, menos de 0,2%. Silva Filho e Bortoleto (2005), em Águas de São Pedro (SP), uma cidade comparativamente bem menor do que Ponta Grossa, localizaram apenas 0,5% de árvores com ninhos.

Quadro 2. Avifauna urbana de Ponta Grossa, PR, Brasil. Per= periantrópica; Sin= sinúrbica; C= área core; P= periurbana; I= granívora; II= nectarívora; III= insetívora/ frugívora; IV= insetívora; V= onívora; VI= carnívora; Urb= áreas urbanas; Past= áreas abertas (campos, lavouras, gramados); Fl= florestas e bordas de mata; Estr= beira de estradas; Alg= áreas alagadas; Jd= jardim; Qui= quintais; Tlh= telhados; Hd= rios e lagoas, arroios; Mi= migratórias.

Espécies	Tolerância urbana	Dieta	Nidificação	Habitat
Andorinha-pequena-de-casa (<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>) Nativo	Sin C, P	III	buracos, barrancos, rochas, frestas de telhados, espaços em construções	Past, Urb, Mi
Alma-de-gato (<i>Piaya cayana</i>) Nativo	Per P	III, VI	árvores	Urb, Fl
Anu-branco (<i>Guira quira</i>) Nativo	Per P	V, VI	árvores e palmeiras	Past, Estr
Anu-preto (<i>Crotophaga ani</i>) Nativo	Per P	IV, VI	árvores	Past, Alg, Estr
Asa-branca (<i>Patagioenas picazuro</i>) Nativo	Per P	I	topo de árvores	Past, Urb, Fl Qui, Mi
Avoante (<i>Zenaida auriculata</i>) Nativo	Sin C, P	I	arbustos, palmeiras, telhados	Past, Urb, Fl
Azulinho (<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i>) Nativo	Per P	I	árvores	Fl, Alg
Beija-flor-de-papo-branco (<i>Leucochloris albicollis</i>) Nativo	Per P	II, IV	forquilhas	Past, Fl, Qui
Beija-flor-cinza (<i>Aphantochroa cirrochloris</i>) Nativo	Per C	II, IV	forquilhas	Fl
Bem-te-vi (<i>Pitangus sulphuratus</i>) Nativo	Sin C, P	III	árvores ou rochas	Past, Urb, Fl Hid
Besourinho-de-bico-vermelho (<i>Chlorostilbon lucidus</i>) Nativo	Sin C	II	raízes pendentes em barrancos, arbustos	Fl, Jd, Qui
Canário-da-terra (<i>Sicalis flaveola</i>) Nativo	Per C, P	I	ninhos abandonados, cavidades	Past, Fl
Carcará (<i>Caracara plancus</i>) Nativo	Per C, P	VI	árvores	Past, Urb
Choca-de-chapéu-vermelho (<i>Thamnophilus ruficapillus</i>) Nativo	Per P	III	vegetação alta de banhados	Past, Fl
Chopim-do-banhado (<i>Pseudoleistes guirahuro</i>) Nativo	Per P	I	vegetação alta de banhados	Alg
Coleirinho (<i>Sporophila caerulea</i>) Nativo	Per C	I	árvores e arbustos	Past, Fl, Mi
Colibri (<i>Amazilia versicolor</i>) Nativo	Sin, Per C	II	Forquilhas, telhaos, floreiras, vasos de xaxim, ...	Fl, Jd

continua

continuação

Espécies	Tolerância urbana	Dieta	Nidificação	Habitat
Coruja-buraqueira (<i>Athene cunicularia</i>) Nativo	Sin C, P	IV, VI	galerias no solo, cupinzeiros, buracos de tatu, barrancos	Past
Coruja-orelhuda (<i>Asio clamator</i>) Nativo	P	VI	No solo, entre o capim, e em ocos de árvores	Past, Urb, Fl
Corruíra (<i>Troglodytes musculus</i>) Nativo	Per C, P	III	Cavidades, telhados, ninhos abandonados	Past, Urb, Fl Alg
Curicaca (<i>Theristicus caudatus</i>) Nativo	Per C, P	VI	forquilhas, folhas de palmeiras, rochedos nos campos	Past, Alg, Tlh
Falcão-de-coleira (<i>Falco femoralis</i>) Nativo	Per C, P	VI	ninhos abandonados	Past, Urb
Ferreirinho-relógio (<i>Todirostrum cinereum</i>) Nativo	Per P	IV	no ápice de galhos finos de árvores	Past, Urb
Gaturamo-bandeira (<i>Chlorophonia cyanea</i>) Nativo	Per P	II, III	dentro de bromélias, ápices de coqueiros	Fl
Gavião-carijó (<i>Rupornis magnirostris</i>) Nativo	Per C, P	VI	forquilhas	Past, Urb, Fl
Gavião pega-macaco (<i>Spizaetus tyrannus</i>) Nativo	Per P	VI	Alto de árvores	Fl
Gavião-peneira (<i>Elanus leucurus</i>) Nativo	Per P	VI	ninhos abandonados	Past, Urb, Fl
Gralha-picaça (<i>Cyanocorax chrysops</i>) Nativo	Não urbana P	I, III	árvores altas	Past Fl
Graúna (<i>Gnorimopsar chopi</i>) Nativo	Per C	V	árvores ocas e forquilhas de árvores altas, troncos de palmeiras, mourões de cerca, buracos em barrancos, cupinzeiros.	Past, Fl
Grimpeiro (<i>Leptasthenura setaria</i>) Nativo	P	VI	Vive toda sua vida na copa da araucária	Past, Fl
Guaracava-de-barriga-amarela (<i>Elaenia flavogaster</i>) Nativo	P	V	Forquilha de árvores	Fl
Guaxe (<i>Cacicus haemorrhous</i>) Nativo	P	V	ninhos pendentes de galhos de árvores	Fl
João-de-barro (<i>Furnarius rufus</i>) Nativo	Per, Sin C, P	IV	ninho em formato de forno de barro no alto de árvores e postes	Past Estr, Jd
Maria-faceira (<i>Syrigma sibilatrix</i>) Nativo	Per P	VI	árvores altas, em áreas secas	Past, Alg
Mocho-do-banhado (<i>Asio flammeus</i>) Nativo	Per P	VI	solo pantanoso ou barranco, entre capinzal	Past, Urb, Alg

continua

continuação

Espécies	Tolerância urbana	Dieta	Nidificação	Habitat
Pardal (<i>Passer domesticus</i>) Exótico invasivo	Sin C,P	V	cavidades e fendas afastadas do solo (em árvores, telhados, postes de iluminação pública e semáforos)	Urb
Pato-do-mato (<i>Cairina moscata</i>) Nativo	P	V	Dentro de ocos de árvores e palmeiras mortas	Hd, Alg
Pé-vermelho (<i>Amazonetta brasiliensis</i>) Nativo	Per P	VI	entre a vegetação alta de banhados	Hd, Alg
Perdiz (<i>Rhynchotus rufescens</i>) Nativo	Per P	V	cavidade no solo	Past
Pica-pau-do-campo (<i>Colaptes campestris</i>) Nativo	Per P	IV	cavidades em barrancos ou em troncos	Past
Pica-pau-de-banda-branca (<i>Dryocopus lineatus</i>) Nativo	Per P	I, IV	cavidades em troncos	Past, Fl
Pica-pau-branco (<i>Melanerpes candidus</i>) Nativo	Per P	I, IV	cavidades em rochas ou em troncos	Past, Fl
Pitiguari (<i>Cyclarhis gujanensis</i>) Nativo	Per C	IV	forquilhas	Fl, Jd
Pombo doméstico (<i>Columba livia</i>) Exótico invasivo	Sin, C	I	telhados	Urb
Quero-quero (<i>Vanellus chilensis</i>) Nativo	Per C, P	VI	cavidade no solo	Alg, Past, Estr, Tlh
Quiriquiri (<i>Falco sparverius</i>) Nativo	Per P	VI	ocos de árvores e cupinzeiros,	Past, Urb, Estr,
Rolinha-roxa (<i>Columbina talpacoti</i>) Nativo	Sin C	I	árvores altas ou baixas	Past, Urb, Fl
Sabiá-do-campo (<i>Mimus saturninus</i>) Nativo	Per C, P	V	árvores ou arbustos.	Past, Urb
Sabiá-laranjeira (<i>Turdus rufoventris</i>) Nativo	Sin C, P	III	Forquilhas, telhados	Urb, Fl, Qui
Sanhaço-cinzento (<i>Tangara sayaca</i>) Nativo	Per C	III	Forquilhas, postes de luz	Past, Fl
Sanhaço-papa-laranja (<i>Pipraeidea bonariensis</i>) Nativo	Per C	III	forquilhas	Past, Fl, Qui
Saracura-do-mato (<i>Aramides saracura</i>) Nativo	Per C	V	árvores de pouca altura	Fl, Alg, Qui
Suindara (<i>Tyto furcata</i>) Nativo	Per C	VI	torres de igrejas, edificações abandonadas, cavidades de árvores ou interior de cavernas	Past, Urb

continua

continuação

Espécies	Tolerância urbana	Dieta	Nidificação	Habitat
Suiriri-pequeno (<i>Satrapa icterophrys</i>) Nativo	Per P	IV	forquilhas	Fl, Alg
Suiriri (<i>Tyrannus melancholicus</i>) Nativo	Per, Sin C/P	III	Forquilhas folhas de palmeiras.	Past, Urb, Fl Mi
Tesourinha (<i>Tyrannus savana</i>) Nativo	Per C, P	IV	forquilhas	Past, Urb, Mi
Tico-tico (<i>Zonotrichia capensis</i>) Nativo	Per C, P	V	no chão ou árvores	Past, Fl, Jd
Tiriba-de-testa-vermelha (<i>Pyrrhura frontalis</i>) Nativo	Per P	I	ocos de árvores	Fl
Tiziu (<i>Volatinia jacarina</i>) Nativo	Per P	I, IV	capinzal	Past, Mi
Tucano-de-bico-verde (<i>Ramphastos dicolorus</i>) Nativo	Per P	V	ocos de árvores	Fl
Urubu-de-cabeça-preta (<i>Coragyps atratus</i>) Nativo	Per C, P	VI	ocos de árvores, rochas, locais abrigados	Past, Urb, Fl

Das 46 espécies periurbanas observadas na periferia urbanizada, 15 espécies não foram visualizadas na área *core*, especialmente pica-paus, corujas e aves de áreas alagadiças. Ainda que ambientes urbanos possam ser estressantes para muitas espécies, outras podem sobreviver em cidades devido à criação de microambientes favoráveis ou pela oferta abundante de recursos (Szlavecz et al., 2011; Bernat-Ponce et al., 2022). Das espécies levantadas na área *core*, apenas três não são indicadoras de habitats alterados - *Tyrannus savana* (tesourinha), *Cyclarhis gujanensis* (pitiguari) e *Zonotrichia capensis* (tico-tico).

Com relação aos recursos alimentares, cerca de 25% são espécies carnívoras, constituindo a maior frequência observada. Mas se reunirmos na guilda trófica os insetívoros (18%), os insetívoros/frugívoros (16%) e os onívoros (16%), podemos presumir que 75% das espécies de aves não dependem diretamente da vegetação para forragear. Granívoros e nectarívoros comporiam um grupo mais dependente, ainda que muitos granívoros tenham sido observados alimentando-se dos grãos de gramíneas ruderais em terrenos vazios e margens de ruas não pavimentadas, e mesmo como oportunistas urbanos buscando alimento nos potes de ração de animais domésticos nas residências e entre dejetos nas superfícies pavimentadas das cidades. Ao analisarmos as espécies estritamente frugívoras, apenas sabiás e sanhaços frequentam a área *core*. Embora andorinhas, bem-te-vis e suiriris também sejam vistos na área *core*, em geral estão caçando insetos em pleno voo, e não forrageando em árvores como possibilidade mencionada na literatura.

Sacco et al. (2015) aplicaram a mesma análise espacial (área *core* e periurbana) na cidade média de Pelotas, também no Sul do Brasil, e observaram 67 espécies de aves,

concluindo que tanto a riqueza como a abundância foram influenciadas pelo gradiente de intensidade de urbanização. Estudos da avifauna em cidades que sofreram grande adensamento urbano, mas que conservaram blocos de espaços verdes tiveram menor perda de espécies em escala local (Concepción et al., 2016; Gagné & Fahrig, 2010; Bernat-Ponce et al., 2022). Assim, o impacto da densificação urbana nas comunidades de aves depende da escala de avaliação, se local (intraurbana) ou regional (Haaland & van den Bosch, 2015; Concepción, 2022). Estima-se que a malha urbana em Ponta Grossa, portanto, filtre cerca de 35% das espécies regionais e 20% das ocorrentes no entorno periurbano. Se focarmos apenas na área *core*, o filtro se amplia para excluir 64% das aves regionais e 45% das espécies do entorno urbano. Trata-se principalmente de passariformes com pouca autonomia de voo que provavelmente não se aventuram mais do que alguns metros em áreas abertas. Muitas forrageiam ao longo de córregos, mas não se aproximam da área *core* pelas áreas ripárias devido à poluição dos arroios ou descontinuidade da vegetação. Assim, para essas espécies a paisagem urbana está desconectada e tanto as margens de arroios quanto a arborização viária não constituem corredores ou trampolins funcionais, suportando o conceito de Olejniczak et al. (2018), para os quais remanescentes florestais urbanos se comparam a arquipélagos.

Com relação a morcegos, das 16 espécies conhecidas para a região, Zanon e Reis (2007) identificaram oito na área periurbana e intraurbana de Ponta Grossa, sendo as espécies frugívoras generalistas *Sturnira lilium* e *Artibeus lituratus* presentes em todos os quatro pontos amostrais. Estas espécies oportunistas e/ou generalistas possuem capacidade de sobrevivência tanto em áreas naturais quanto perturbadas e o exame de sua dieta apontou que se alimentam preferencialmente de espécies nativas ocorrentes nos remanescentes florestais da cidade, como oito espécies de *Solanum* (entre arbustos e arvoretas), *Piper gaudichaudianum* (herbáceo), e *Ficus enormis* (árvore). Mas também obtém alimentos em quintais, em espécies exóticas cultivadas como *Eriobotrya japonica* (nêspera - Rosaceae) e *Hovenia dulcis* (uva-do-Japão - Rhamnaceae), e mesmo do fruto de palmeiras da arborização viária, como *Syagrus romanzoffianum* (Almeida et al., 2005).

Na área de transição, na Olaria Zuk, ocorreram adicionalmente duas espécies insetívoras, *Myotis nigricans* e *Eptesicus brasiliensis* e na área-controle, rural, foram observadas uma espécie insetívora, *Tadarida brasiliensis*, e uma hematófaga, *Desmodus rotundus*. Das oito espécies regionais não presentes na área urbana de Ponta Grossa, *Myotis ruber* é uma espécie rara e de ecologia pouco conhecida, dois são hematófagos, dois são insetívoros, duas espécies do gênero *Anoura* são nectívoras raramente frugívoras, e apenas *Pygoderma bilabiatum* é estritamente frugívora, mas raramente registrada em área urbana.

Embora a vegetação urbana possa ser utilizada por numerosas espécies de morcegos como habitat e na busca de recursos complementares, existem barreiras tróficas para os morcegos não frugívoros. Na área *core* a escassez de insetos não atrai incursões noturnas vindas da periferia, assim como não há bovinos e equinos que atraiam hematófagos. Também ficou claro que morcegos nectívoros não se interessam, ou não tem acesso, ao aparelho nectarífero das flores presentes em jardins e quintais ou nas ruas, muitas delas exóticas. Queiroz & Carvalho (2019) levantaram que 55% das árvores de rua em Ponta

Grossa são exóticas, e segundo Eurich et al. (2014) este índice chega a 74% na área *core*. Considerando que não existe uma sazonalidade muito marcante no clima local, havendo oferta abundante de néctar na maior parte do ano nas florestas nativas no entorno, haveria pouca pressão para estes animais adentrarem as áreas urbanas.

CONCLUSÕES

A malha hidrográfica urbana em Ponta Grossa é abrangente e apresenta alta conectividade estrutural entre os ecossistemas, no entanto a conectividade funcional existe apenas para as espécies menos exigentes em forrageamento, uma vez que a maioria das margens das APPs urbanas da área *core* e de transição teve sua cobertura arbórea removida ou está muito degradada.

Os remanescentes florestais na área *core* da cidade, embora em pequeno número, possuem áreas significativas e são responsáveis pela maior parte da cobertura arbórea nativa da área urbana, estando próximos o bastante para conectar as populações de aves e morcegos. No entanto as espécies de fauna residentes são majoritariamente generalistas devido à pobre qualidade dos fragmentos menores da área de transição, que constituindo corredores a partir das áreas-fonte periurbanas, selecionam fortemente espécies aptas a percorrer trampolins ecológicos e adaptadas a ambientes submetidos a efeitos de borda. Como a qualidade da vegetação arbustivo-arbórea dos três parques da área *core* é boa em termos de diversidade de oferta de recursos alimentares e para reprodução das espécies-alvo, se não atraem um número maior de espécies de aves isto parece estar mais relacionado às barreiras antrópicas do entorno que atuam como filtros ambientais para estas espécies-alvo. Contudo, a diversidade de aves urbanas superou as estimativas da literatura, e a de morcegos ficou dentro do esperado, excluídas as espécies raras e as que exigem recursos disponíveis apenas no meio rural.

Uma análise integrada entre a cobertura vegetal das APPs, da arborização viária e de quintais, na área *core* e nas áreas de transição, poderia apontar os gargalos onde o planejamento urbano deveria focar em aumentar a qualidade ambiental da área urbana.

REFERÊNCIAS

- Ahern, J.F. (2002). *Greenways as Strategic Landscape Planning: Theory & Application*. Wageningen: Wageningen University Press.
- Alberti, M., Botsford, E., & Cohen, A. (2001). Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. In J. Marzluff, R. Bowman, & R. Donnelly, R. (eds.) *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. (pp. 89-115). Norwell, Kluwer Academic,
- Almeida, C.G., Moro, R.S., & Zanon, C.M.V. (2005). Feeding habits of two species of frugivorous bats (Chiroptera, Phyllostomidae) from urban disturbed Forest patches in Ponta Grossa, PR, southern Brazil. *Publicatio UEPG*, 11(3/4), 15-21. <http://dx.doi.org/10.5212/Publ.Biologicas.v.11i3.0002>

- Amaya-Espinela, J.D. et al. (2019). The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103578. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.009>
- Anjos, L., & Graf, V. (1993). Riqueza de aves da fazenda Santa Rita, município de Palmeira, Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 10(4), 673-693.
- Aronson, M.F.J., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., et al. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B*, 281(1780), 20133330.
- Bastin, L., & Thomas, C.D. (1999). The distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landscape Ecology*, 14, 493-507. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008036207944>
- Bernat-Ponce, E., Gil-Delgado, J.A., & López-Iborra, G.M. (2022). Efectos de las características de las ciudades occidentales contemporáneas sobre la avifauna urbana. *Ecosistemas*, 31(1), 2158. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2158>
- Carbó-Ramírez, P., & Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape & Urban Planning*, 100(3), 213-222. <https://doi.org/10.1016/J.Landurbplan.2010.12.008>
- Carmo, M.R.B., & Morellato, L.P.C. (2000). Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da bacia do Rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil. In R.R. Rodrigues, & H.F. Leitão Filho (Eds.) *Matas ciliares: conservação e recuperação* (pp. 125-141). São Paulo: Editora USP/FAPESP.
- Carmo, M.B., Moro, R.S., Nogueira, M.K.F.S., & Kaczmarech, R. (2010). A vegetação ripária ao longo do Rio Pitangui. In A.M. Gealh, M.S. Melo, & R.S. Moro (Orgs.). *Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente* (pp. 73-85). Ponta Grossa: Ed. UEPG.
- Carvalho, J., Auer, A.M., Schorn, L.A., Gomes, N.S.B., & Frick, E.C.L. (2014). Florística de um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Curitiba, Paraná. *Revista Geografar*, 9(1), 142-158.
- Catenazzi, A., & von May, R. (2021). Systematics & Conservation of Neotropical Amphibians & Reptiles. *Diversity*, 13, 45. <https://doi.org/10.3390/d13020045>
- Chace, J., & Walsh, J. (2006). Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape & Urban Planning*, 74, 46-69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Concepción, E., Obrist, M., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B., & Nobis, M. (2016). Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods & birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems*, 19(1), 225-242. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0474-4>
- Concepción, E.D. (2022). Expansión urbana o cómo el suelo urbanizado se dispersa por el paisaje: Implicaciones para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, 31(1), 2165. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2165>
- Cordeiro, J.E., & Rodrigues, W.A. (2007). Caracterização Fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. *Revista Árvore*, 31(3), 545-554.
- Coulson, R.N., & Tchakerian, M.D. (2011). *Basic Landscape Ecology*. College Station: KEL.
- Cruz, G.C.F. (2007). Alguns aspectos do clima dos Campos Gerais. In M.S. Melo, R.S. Moro, & G.B. Guimaraes, G.B. (Eds.) *Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná* (pp. 59-72). Ponta Grossa: Editora UEPG. Recuperado de <http://ri.uepg.br:8080/riuepg/handle/123456789/449>.
- Eurich, Z.R.S., Carneiro, D.C., Maliski, L.F., Gonçalves, N.G.T., & Carvalho, S.M. (2014). Analysis of urban forestry in downtown area of Ponta Grossa-PR. *Perspectiva Geográfica*, 9(10), 1-16.
- Ferenc, M., Sedláček, O., Fuchs, R., Dinetti, M., Fraissinet, M., & Storch, D. (2014). Are cities different? Patterns of species richness & beta diversity of urban bird communities & regional species assemblages in Europe. *Global Ecology & Biogeography*, 23, 479-489. <https://doi.org/10.1111/geb.12130>
- Fidalgo, O., & Bononi, V.L.R. (1989). *Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico*. São Paulo: Instituto de Botânica. (Série Documentos)
- Findley, J.S. (1993). *Bats: a community perspective*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Forman RTT. (1995). *Landscape Mosaics. The ecology of landscapes & regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Franchin, A.G. (2009). *Avifauna em áreas urbanas brasileiras, com ênfase em cidades do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Uberlândia, UFU, Uberlândia, Brasil.
- Gagné, S., & Fahrig, L. (2010). The trade-off between housing density & sprawl area: Minimising impacts to forest breeding birds. *Basic & Applied Ecology*, 11(8), 723–733. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.09.001>
- Gentry, A.H. (1982). Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. In *Evolutionary Biology* (pp. 1-84). New York: Springer.
- Grimm, N.B., Grove, J.M., Pickett, S.T.A., & Redman, C.L. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience*, 50, 571-584. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0571:IA TLTO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0571:IA TLTO]2.0.CO;2)
- Haaland, C., & van den Bosch, C. (2015). Challenges & strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 760–771. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009>
- Hammer, Ø. et al. (2022). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education & Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9. Recuperado de http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- He, H.S., DeZonia, B.E., & Mladenoff, D.J. (2000). An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 15, 591-601. <https://doi.org/10.1023/A:1008102521322>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021). *Cidades*. Recuperado de [<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/ponta-grossa/panorama>]
- Kozera, C., Dittrich, V.A., & Silva, S. M. (2006). Fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, Curitiba, PR, Brasil. *Floresta*, 36(2), 225-237.
- Leveau, L.M. et al. (2017). Bird communities along urbanization gradients: a comparative analysis among three Neotropical cities. *Ornitologia Neotropical*, 28, 77-87.
- Lozano, P. (2018). Plant Biodiversity of Ecuador: A Neotropical Megadiverse Country: Selected Countries in the Americas and Australia. In *Global Biodiversity* (pp.185-211). <https://doi.org/10.1201/9780429433634-6>
- McGarigal, K. (2014). *Fragstats Manual version 4.2*. <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- MacGregor-Fors, I.J., & Escobar-Ibáñez, J.F. (2017). *Avian ecology in Latin American cityscapes*. Cham: Springer Nature eBook. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3>
- Mittermeier, R.A., Gill, P.R., Hoffmann, M., & Pilgrim, J. (2004). *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest & Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Mexico City: CEMEX.
- Mougeot, L.J.A. (2000). Urban agriculture: definition, presence, potentials and risks. In N. Bakker, M. Dubbeling, S. Gündel, U. Sabelkoschella, & H. Zeeuw (Eds.). *Growing cities, growing food*. Feldafing: Deutsche Sitffung für Internationale Entwicklung.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims & Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley & Sons.
- Nielsen, A.B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S., & van den Bosch, C.K. (2014). Species richness in urban parks & its drivers: a review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, 17:305–327. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>
- Olegário, A.F., Collaço, S.L., Bertoni, D., Antikeira, L.M.O., & Dias, J. (2020). Avifauna no campus de Ponta Grossa da Universidade Tecnológica Federal do Paraná: possibilidade de de educação em ambiente não formal. *Revistas Uniguaçu*, 35, 42-53
- Olejniczak, M.J., Spiering, D.J., Potts, D.L., & Warren, R.J. (2018). Urban forests form isolated archipelagos. *Journal of Urban Ecology*, 4(1), 1–8. <https://doi.org/10.1093/jue/juy007>

- Penteado, H.M., & Alvarez, C.E. (2007). Urban green corridors: study of the viability of connection of open spaces in Vitória. *Paisagem e Ambiente: ensaios*, 24, 57-68.
- Pickett, S.T., & Thompson, J.N. (1978). Patch dynamics & the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 13, 27-37. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(78\)90016-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(78)90016-2)
- Puga-Caballero, A., MacGregor-Fors, I., & Ortega-Álvarez, R. (2014). Birds at the urban fringe: avian community shifts in different peri-urban ecotones of a megacity. *Ecological Research*, 29, 619-628. <https://doi.org/110.1007/s11284-014-1145-2>
- Queiroz, D.A.H.O., Eurich, Z.R.S., & Carvalho, S.M. (2015). Open Spaces in Ponta Grossa - PR: mapping and quantification. *Boletim de Geografia*, 33, 1-12. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v33i0.31917>
- Queiroz, D.A.H.O., & Carvalho, S.M. (2019). Evaluation of the quality of urban green areas in Ponta Grossa, PR, Brazil. *Terr@Plural*, 13(3), 217-236. <https://doi.org/10.5212/TerraPlural.v.13i3.0015>
- Rastandeh, A., Brown, D.K., & Zari, M.P. (2017). *Biodiversity conservation in urban environments: a review on the importance of spatial patterning of landscapes*. Ecocity World Summit, 12-14 July. Melbourne, Australia.
- Sacco, A.G, Rui, A.M, Bergmann, F.B., Müller, S.C., & Hartz, S.M. (2015). Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 105(3), <https://doi.org/10.1590/1678-476620151053276287>
- Seto, K.C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 & direct impacts on biodiversity & carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(40), 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>.
- Shepherd, G. J. (1994). *Fitopac: manual do usuário*. Campinas: Ed. UNICAMP.
- Silva Filho, D.F., & Bortoleto, S. (2005). Uso de indicadores de diversidade na definição de plano de Manejo da arborização viária de Águas de São Pedro - SP. *Revista Árvore*, 29(6), 973-982.
- Szlavec, K., Warren, P. & Pickett, S.T. (2011). Biodiversity on the urban landscape. In *Human Population* (pp.75-101). Berlin: Springer https://doi.org/110.1007/978-3-642-16707-2_6
- Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., & Livesley S.J. (2016). Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning*, 153, 28-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.011>
- Turner, M.G., Gardner, R.H., & O'Neill, R.V. (2001). *Landscape ecology in theory & practice: pattern & processes*. New York: Springer.
- Van Heezik Y., Smyth, A., & Mathieu, R. (2008). Diversity of native and exotic birds across an urban gradient in a New Zealand city. *Landscape Urban Planning*, 87, 223-232.
- Zanon, C.M.V. & Reis, N.R. (2007). Bats (Mammalia, Chiroptera) in the Ponta Grossa region, Campos Gerais, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2), 327-332. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200010>

Recebido em 12/dez./2021

Aceito em 25/jun./2022

Publicado em 01/set./2022