



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PGZOO



**COMO GRADIENTES AMBIENTAIS INFLUENCIAM A
DIVERSIDADE DE AVES EM CIDADES TROPICAIS?**

**ASSEMBLEIA DE AVES EM UMA
METRÓPOLE AMAZÔNICA**

RICARDO AFONSO MACHADO DE ALMEIDA

MANAUS - AMAZONAS
AGOSTO DE 2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PGZOOOL



**COMO GRADIENTES AMBIENTAIS INFLUENCIAM A
DIVERSIDADE DE AVES EM CIDADES TROPICAIS?
ASSEMBLEIA DE AVES EM UMA
METRÓPOLE AMAZÔNICA**

Discente: Ricardo Afonso Machado de Almeida

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Henrique Borges

Coorientadora: Prof. Dra. Cintia Cornelius Frische

Dissertação apresentado à Universidade Federal do Amazonas como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

MANAUS - AMAZONAS

AGOSTO DE 2023

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Almeida, Ricardo Afonso Machado de

A447c Como gradientes ambientais influenciam a diversidade de aves em cidades tropicais? : assembleia de aves em uma metrópole amazônica / Ricardo Afonso Machado de Almeida . 2023

45 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Sérgio Henrique Borges

Orientador: Cintia Cornelius Frische

Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Alfa diversidade. 2. Beta diversidade. 3. Manaus. 4. Aves amazônicas. 5. Fatores bióticos. I. Borges, Sérgio Henrique. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

DEDICATÓRIA

À minha família, em especial ao meu filho Álef Costa de Almeida, que foi quem me motivou na realização dessa pós-graduação. A minha esposa, Simone pela compreensão nessa fase de formação e a minha mãe Rejane, por suas orações constantes por mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela oportunidade que me concedeu na realização dessa pós-graduação. Aos meus estimados orientadores, ao Prof. Dr. Sérgio Henrique Borges, por aceitar me orientar, pelas inúmeras aulas para compreensão e análises das partes analíticas, por suas orientações, conselhos e paciência. À Prof. Dra. Cintia Cornelius Frische por sua orientação, compreensão e análise das partes analíticas da paisagem urbana e a pesquisa de campo. Ao longo dessa minha trajetória vocês foram fundamentais e imprescindíveis no processo de orientação e essa nova fase na minha formação acadêmica. Muito obrigado! Aos professores que ministraram as disciplinas no período 2021-2022 da Pós-Graduação, pois esses ensinamentos foram importantíssimos e contribuíram para o desenvolvimento dessa dissertação de mestrado. Ao Gildázio Costa Ferreira (Gil), secretário da pós-graduação, por ser sempre prestativo, atendendo com eficiência e prontidão no atendimento todas as vezes que precisei, mas também por sua ligação em motivar minha inscrição no curso de Zoologia após aprovação diante de sério e grave problema de saúde da minha esposa na época. A sua ligação naquela ocasião foi decisiva. Ao Daniel Passos de Oliveira, William de Oliveira Santos, Stefano Avilla, Cláudio Lima da Silva, Március Felipe Pardus Serrão, Lucas de Toledo Lauretto e Sabrina Menezes de Oliveira pelo apoio no reconhecimento e coleta de dados nos pontos de amostragem que foram fundamentais. À Universidade Federal do Amazonas e ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, pela estrutura oferecida e oportunidade na realização desse trabalho. Aos avaliadores do projeto, profs. Edson Guilherme da Silva (UFAC), Francisca Helena Aguiar da Silva e Fabricio Beggiano Baccaro (UFAM) pelas valiosas críticas e sugestões. Aos componentes da banca para o Exame de Qualificação de Mestrado, Dr. José Luis Camargo (INPA), Dr. Thiago Laranjeiras (ICMBio) e Prof. Dr. Marcelo Gordo (UFAM) pelas importantes sugestões e contribuições. Ao Sr. Eduardo Taveira, Secretário de Estado do Meio Ambiente – SEMA, que concedeu acesso ao Parque Estadual Sumaúma para a realização da pesquisa. Ao Sr. Antônio Ademir Stroski, Secretário Municipal de Meio Ambiente e Sustentabilidade – SEMMAS, que concedeu acesso as áreas municipais como parques e praças para a realização das pesquisas. Ao Sr. David Washington Freitas Lima, Diretor Geral do Instituto Federal do Amazonas - IFAM/Campus Manaus Zona Leste, que concedeu acesso ao IFAM Zona Leste juntamente com os Departamentos de Infraestrutura e Logística (DILOG) e de Extensão e Pesquisa e Inovação Tecnológica (DEPIT), para realização da pesquisa na área do campus. Ao

Subcomandante Cel. Nilton Fabiano Velozo Lins, Comandante do 1º Bis – Batalhão de Infantaria de Selva (Amv), que concedeu autorização de acesso ao 1º BIS e ao Subcomandante Cel. Alexandre Carneiro Bastos e o Tenente Klewerton Araújo Vieira que intermediaram essa autorização. Ao Guilherme de Melo Pessoa, da Superintendência Federal de Agricultura no Amazonas, que concedeu autorização para realização da pesquisa na área da Superintendência e a Fernanda Kellen de Assunção Santana, Chefe do Serviço Técnico Operacional que intermediou esse processo de autorização. À Elisabete Cavalcante, Coordenadora de Meio Ambiente da Concessionária dos Aeroportos da Amazônia - Aeroporto Internacional de Manaus, que concedeu autorização de acesso ao Aeroporto Internacional de Manaus e ao Lucas Carvalho de Jesus, Analista de Meio Ambiente do Aeroporto, que intermediou essa autorização e foi importante para o acesso a essa área. À Rita Mesquita, Coordenadora de Extensão do Bosque da Ciência, que concedeu autorização para realização da pesquisa na área do Bosque. À Livia Raquel e Enilson Rodrigues, Coordenadores do Parque Cidade da Criança, que concederam autorização para realização da pesquisa na área do parque. Ao Marcos Apolo Muniz, Secretário de Cultura, que concedeu autorização de acesso aos Povos da Amazônia, e a Fabíola de Lima Menezes, montadora de eventos – CCPA, que intermediou essa autorização. Ao Prof. Valdely Ferreira Kinupp que concedeu autorização de acesso a sua casa para realizarmos o trabalho no ponto que estava no seu sítio-casa. Ao Dr Antônio Carlos da Silva, Diretor Geral do Sesi que concedeu autorização de acesso ao fragmento com remanescente onde estava nosso ponto de amostragem. A Sra. Eliziane de Abreu Aoki, que concedeu autorização de acesso a sua casa para realizarmos o trabalho no ponto que estava no seu quintal e ao Sr. Jó Farah, que concedeu autorização para que através de sua casa pudessemos ter acesso ao fragmento com remanescente florestal onde estava nosso ponto de amostragem.

**COMO GRADIENTES AMBIENTAIS INFLUENCIAM A
DIVERSIDADE DE AVES EM CIDADES TROPICAIS?
ASSEMBLEIA DE AVES EM UMA
METRÓPOLE AMAZÔNICA**

Ricardo Afonso Machado de Almeida¹, Sérgio Henrique Borges^{1,2},
João Carlos de Castro Pena³, Cintia Cornelius^{1,2}

¹ Universidade Federal do Amazonas – Programa de Pós graduação em
Zoologia Av. General Rodrigo O. Jordão Ramos, 3000,
Manaus, Amazonas, 69077-000, Brasil

² Universidade Federal do Amazonas – Departamento de Biologia

³ Laboratório de Genética & Biodiversidade, Instituto de Ciências Biológicas,
Universidade Federal de Goiás, 74690-900 Goiânia, Goiás, Brasil

* Esta dissertação foi elaborada no formato de manuscrito preparado segundo as normas
do periódico científico *Acta Amazônica*

RESUMO

As características bióticas e abióticas que caracterizam os gradientes ambientais urbanos afetam a diversidade e a abundância das espécies, mas estes efeitos são melhor documentados em cidades de regiões temperadas. Neste estudo investigamos como as assembleias de aves se distribuem ao longo de gradientes ambientais em Manaus, uma grande cidade tropical. Contagens de aves foram conduzidas em 84 pontos de amostragem onde também foram quantificadas variáveis locais (p. ex. número de árvores) e de paisagem (p. ex. cobertura florestal) que caracterizam os gradientes urbanos de Manaus. Analisamos a distribuição de 184 espécies de aves distribuídas em 3.745 indivíduos. A diversidade local (alfa diversidade) de aves foi maior em pontos com maior cobertura florestal (> 50%) comparada com locais com menor cobertura florestal (< 25%) ou cobertura florestal intermediária (25-50%). Em contraste, a dominância de indivíduos é superior em locais com menor cobertura comparada com áreas de cobertura intermediária e de maior cobertura. A composição de espécies (beta diversidade) de aves é significativamente distinta entre locais com menor e maior cobertura florestal. 12 famílias e 37 espécies de aves estiveram significativamente associadas à determinada classe de cobertura florestal. Doze variáveis bióticas e abióticas foram quantificadas localmente (no ponto) e na paisagem (em um raio de 500 m do ponto) e somente quatro exerceram influência significativa sobre as assembleias de aves. A cobertura florestal na paisagem afetou positivamente a riqueza e diversidade de aves, mas não a abundância e composição de espécies. O nível de ruído no ponto afetou negativamente a riqueza de espécies de aves, enquanto, que a abundância relativa de árvores no ponto teve efeito positivo sobre o mesmo parâmetro. Locais com maior densidade de borda na paisagem e mais árvores localmente apresentam maior abundância de aves. A composição de espécies foi afetada somente pela densidade de bordas na paisagem. Respostas das assembleias de aves à urbanização podem ser complexas, pois dependem tanto das variáveis que caracterizam os gradientes ambientais quanto dos parâmetros de alfa e beta diversidade a serem mensurados. Nosso estudo indica que arborização de locais com baixo nível de ruído e ampliação de áreas florestadas incluindo as oficialmente protegidas são as melhores estratégias para aumentar a alfa e beta diversidade de aves em Manaus.

PALAVRAS-CHAVE: Alfa diversidade, beta diversidade, fatores bióticos, fatores abióticos, Manaus, aves amazônicas

ABSTRACT

The biotic and abiotic attributes that characterize urban environmental gradients affect species diversity and abundance, but these effects are best documented in cities located in temperate regions. We investigated how bird assemblages are distributed along environmental gradients in Manaus, a large tropical city. Birds were counted at 84 sampling points. Local (e.g. number of trees) and landscape (e.g. forest cover) variables that characterize the urban gradients of Manaus were also quantified at the same points. We analyzed the distribution of 184 bird species distributed in 3,745 individuals. The local diversity (alpha diversity) of birds was higher in sites with greater forest cover (> 50%) compared to sites with lower cover (< 25%) or intermediate cover (25-50%). In contrast, the dominance of individuals is higher in sites with lower forest coverage compared to intermediate and higher coverage areas. Sites with lower and higher forest cover harbor bird assemblages with significantly different bird species composition (beta diversity). Twelve families and 37 species of birds were significantly associated with a specific forest cover class. Twelve biotic and abiotic variables were quantified locally (at points) and at the landscape level (within a 500 m radius of points) and only four had a significant influence on bird assemblages. Forest cover positively affected bird richness and diversity, but not species abundance and composition. Noise level negatively affected bird species richness, while the relative abundance of trees had a positive effect on the same parameter. Locations with higher edge density and high number of trees have a greater abundance of birds. Species composition was affected only by edge density. Responses of bird assemblages to urbanization can be complex, as they depend both on the variables that characterize the environmental gradients and how the alpha and beta diversity parameters are measured. Our study indicates that afforestation of places with low noise levels and expansion of forested areas including officially protected areas are the best strategies to increase alpha and beta diversity of birds in Manaus.

KEY WORDS: Alpha diversity, beta diversity, biotic factors, abiotic factors, Manaus, Amazonian birds

INTRODUÇÃO

O crescimento das cidades figura entre as principais causas de perda e degradação dos ecossistemas, afetando a diversidade e a abundância de inúmeros organismos (Sala et al. 2000, McKinney 2006). Esse processo está em plena aceleração, uma vez que a área ocupada por cidades está crescendo, em média, duas vezes mais rápido que as áreas não urbanas e que 68% da população mundial irá viver em áreas urbanas até 2050 (United Nations 2019, Seto et al. 2011). A urbanização é um processo complexo que leva a modificações drásticas das paisagens alterando inúmeros processos ecológicos, o que resulta em um ecossistema novo e distinto (Grimm et al. 2000, Pickett et al. 2011, Beninde et al. 2015).

As transformações das paisagens que ocorrem dentro da matriz urbana criam gradientes ambientais que variam desde áreas peri-urbanas com menor perturbação ambiental até ambientes altamente modificadas nos centros urbanos (McKinney 2002). Investigar como tais variações nas características bióticas e abióticas afetam as assembleias biológicas têm sido úteis para se entender as relações entre a heterogeneidade ambiental dentro das cidades e a diversidade e abundância das espécies (Marzuluf 2001, Macdonald, Padilla e Sutherland 2019). Além disso, identificar quais características da matriz urbana influenciam a distribuição dos organismos se constitui em uma importante ferramenta de manejo para tornar as cidades menos hostis para a biodiversidade (Padilla e Sutherland 2019). Além disso, cidades com maior biodiversidade oferecem melhor qualidade de vida para seus habitantes (Marcelle et al 2019).

As aves têm se consolidado como um dos grupos taxonômicos mais bem estudados no contexto da urbanização, uma vez que elas respondem fortemente às modificações nas paisagens (Chace e Walsh 2006, Beninde et al. 2015). Estudos com aves em cidades ao redor do mundo têm demonstrado mudanças na abundância relativa, alterações em aspectos demográficos e diminuição da riqueza de espécies (Beissinger e Osborne 1982, Jokimaki e Kaisanlahti-Jokimaki 2003, Chace e Walsh 2006). Em contraste, efeitos positivos da urbanização têm sido documentados em espécies de aves exóticas ou sinantrópicas incluindo o aumento da densidade e na biomassa destas espécies (Emlen 1974, Lancaster e Rees 1979, Beissinger e Osborne 1982).

Deste modo, a urbanização atua como um filtro sobre as assembléias de aves, favorecendo espécies generalistas e excluindo aves mais especialistas de habitats moldando, deste modo, a composição local de espécies (Aronson et al. 2014, Jokimäki

et al. 2016, Lima 2020). No entanto, a identificação das variáveis bióticas e abióticas (i. e. gradientes ambientais) que afetam as assembleias de aves em ambientes urbanos ainda é um tema relativamente pouco explorado em cidades localizadas em regiões biogeográficas com grande diversidade de espécies (Padilla e Sutherland 2019).

De fato, a maioria dos estudos sobre a avifauna urbana foi realizada na Europa e América do Norte, regiões caracterizadas pela baixa diversidade de espécies de aves e baixo nível de endemidade (Mittermeier et al. 2003, Aronson et al. 2014, Beninide et al. 2015, Padilla e Sutherland 2019). Cerca de um terço das espécies de aves do mundo se distribui pela América do Sul (Ridgely e Tudor 1989), onde existe uma carência de estudos sobre os fatores que influenciam na distribuição das aves no contexto urbano (Padilla e Sutherland 2019). Isto é preocupante, uma vez que se espera uma forte ampliação nos níveis de urbanização nos biomas encontrados na América do Sul nas próximas décadas (Simkin et al. 2022).

O conhecimento da avifauna de cidades na América do Sul tem se ampliado nas últimas décadas (e.g. Pena et al. 2017, Muñoz-Pedreros et al. 2018, Rodrigues et al. 2018, Arbeláez-Cortés et al. 2021, Barbosa et al. 2020). Apesar destes avanços, pesquisas focadas em entender os efeitos de gradientes ambientais sobre assembleias de aves urbanas ainda são escassos, sendo os mais recentes realizados em cidades localizadas nos biomas Cerrado e Mata Atlântica (Barbosa, et. al. 2020, Souza et. al. 2019, Fontana 2011, Pena et al. 2017). Na Amazônia, o bioma mais rico em espécies de aves do mundo, pesquisas que investiguem como as assembleias de aves reagem à urbanização são ainda insipientes (Borges e Guilherme 2000, Lima 2020, Fragata et al. 2022, Lees e Moura 2017). De fato, poucos estudos investigaram de modo aprofundado como os gradientes ambientais urbanos afetam os padrões de diversidade em assembleias de aves amazônicas (Reynaud e Thioulouse 2000, Fragata et al. 2022).

Manaus é uma metrópole localizada na Amazônia central, uma região considerada como um *hotspots* mundial de diversidade de aves (Jenkins et al. 2013). Em áreas circunvizinhas à Manaus podem ser registradas mais de 600 espécies de aves em ambientes tão variados quanto florestas alagadas, florestas de terra firme e ambientes abertos (Jenkins et al. 2015). Em ambientes bem preservados da região de Manaus é possível registrar mais de 250 espécies de aves convivendo no mesmo ambiente (Cohn-Haft et al. 1997). Como uma avifauna tão rica e diversificada reage aos processos de urbanização e como as aves se utilizam dos gradientes ambientais influenciados pelo crescimento das cidades ainda não foi devidamente documentado.

A proposta deste estudo é examinar como as assembleias de aves se distribuem em uma variedade de ambientes ao longo de gradientes de urbanização em uma grande cidade tropical. O estudo foi conduzido a partir de duas abordagens complementares. Inicialmente, descrevemos como os diferentes componentes da diversidade taxonômica (alfa e beta diversidade) das assembleias de aves de Manaus são afetados pelas variações na cobertura florestal, uma característica da paisagem que exerce forte efeito sobre a biodiversidade (Beninde et al. 2015). Neste caso, comparamos as assembleias de aves de regiões da cidade com diferentes proporções de cobertura florestal. Adicionalmente investigamos quais variáveis de escala local (p. ex. ruídos) e de paisagem (p. ex. densidade de bordas) afetam as assembleias de aves em Manaus.

As principais questões que direcionaram nosso estudo foram: **i)** Como a diversidade local (alfa) de aves é afetada pela cobertura florestal em Manaus? **ii)** Como a composição de espécies (beta diversidade) responde às variações na cobertura florestal? **iii)** Os componentes da beta diversidade (i.e. substituição de espécies e diferenças na riqueza de espécies) respondem de modo similar às variações na cobertura florestal? **iv)** Quais espécies de aves são beneficiadas em regiões com baixa ou alta cobertura florestal? **v)** Quais são as características ecológicas destas espécies? **vi)** Quais variáveis de escala local e/ou de paisagem afetam as assembleias de aves em Manaus?

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em Manaus, município localizado próximo da confluência dos rios Negro e Solimões na região central da Amazônia brasileira. Manaus possui uma extensão territorial de 11.401 km² e uma população estimada em 2.25 milhões de habitantes (<https://cidades.ibge.gov.br> - consultado em 18/junho/2023). Apesar de sua grande extensão territorial, Manaus possui uma área urbanizada estimada em somente 277,09 km² (<https://cidades.ibge.gov.br> – consultado em 18/junho/2023). Em Manaus, são reconhecidos oficialmente 63 bairros distribuídos em seis zonas administrativas (Manaus AM 10).

A temperatura média anual em Manaus é de 26,7° C e o tipo climático da região é tropical chuvoso, caracterizado por apresentar umidade excessiva durante os meses de janeiro a maio e a menor precipitação no período de agosto a setembro. A precipitação média anual em Manaus é de 2.291,8 mm e o mês de maior precipitação é março (332.7

mm) e o de menor é agosto (52.4 mm).

A trajetória moderna de urbanização de Manaus pode ser traçada a partir do final da década de 1960 com a implementação da Zona Franca de Manaus, cujos objetivos eram acelerar o crescimento econômico, gerar emprego e diminuir as desigualdades regionais (Silva e Scudeller 2022). Esse ciclo econômico regional causou profundas transformações nas paisagens de Manaus, incluindo um aumento no crescimento demográfico e ocupação desordenada da cidade, aumentando o desmatamento e fragmentação dos ambientes adjacentes ao núcleo urbano da cidade (Santos e Lima 2013). Atualmente, a matriz urbana de Manaus é amplamente ocupada por áreas antropizadas e as áreas de vegetação natural são representadas principalmente por fragmentos florestais distribuídos pela matriz urbanizada, especialmente nas regiões leste e oeste da cidade (Alves et al. 2020).

Caracterização das paisagens urbanas de Manaus

Para caracterizar a heterogeneidade da paisagem de Manaus, a malha urbana da cidade foi identificada visualmente e definida através de um polígono ao redor do centro econômico e administrativo da cidade utilizando-se como referência a ferramenta basemap do software ArcGIS 10.6. O mapeamento da cobertura do solo da malha urbana foi realizado a partir de uma classificação supervisionada de imagens de satélites com três metros de resolução obtidos em 28/junho/2021 utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança (MaxVer - ArcGIS 10.6). Identificamos as seguintes classes de uso da terra: vegetação lenhosa (floresta), vegetação herbácea (áreas desmatadas e lotes abandonados) e urbana (superfícies impermeabilizadas como a rede viária, edificações e asfalto). A partir de verificação de pontos reconhecidos em campo (com classe de cobertura conhecida) registramos uma acurácia de 90% na classificação supervisionada.

As regiões da cidade apresentam diferentes combinações entre as proporções de cobertura urbana e de vegetação lenhosa e herbácea como pode ser visualizado no mapa resultante da classificação supervisionada (Figura 1S). Para a seleção dos pontos de amostragem de aves, utilizamos uma análise de *moving windows* feita no programa ArcGIS para identificar as interações entre duas classes de cobertura (urbana e vegetação lenhosa). A Figura 1 apresenta um mapa com 19 classes que descrevem a variação nos gradientes ambientais de Manaus resultante de diferentes combinações de cobertura urbana e cobertura de vegetação lenhosa (florestal). Locais com cores

“quentes” (avermelhadas) representam áreas com muita cobertura urbana e pouca floresta enquanto que as cores “frias” (azuladas) representam áreas com muita floresta e pouca cobertura urbana (Figura 1). Com base nesta análise prévia, os pontos de estudo foram escolhidos de forma a cobrir a maior parte da extensão da área urbana e todo o gradiente de interação de coberturas de solo existente. Ao final do estudo foram efetivamente amostrados 87 pontos de amostragem que representam amplamente as variações nos gradientes ambientais dentro do perímetro urbano de Manaus (ver abaixo).

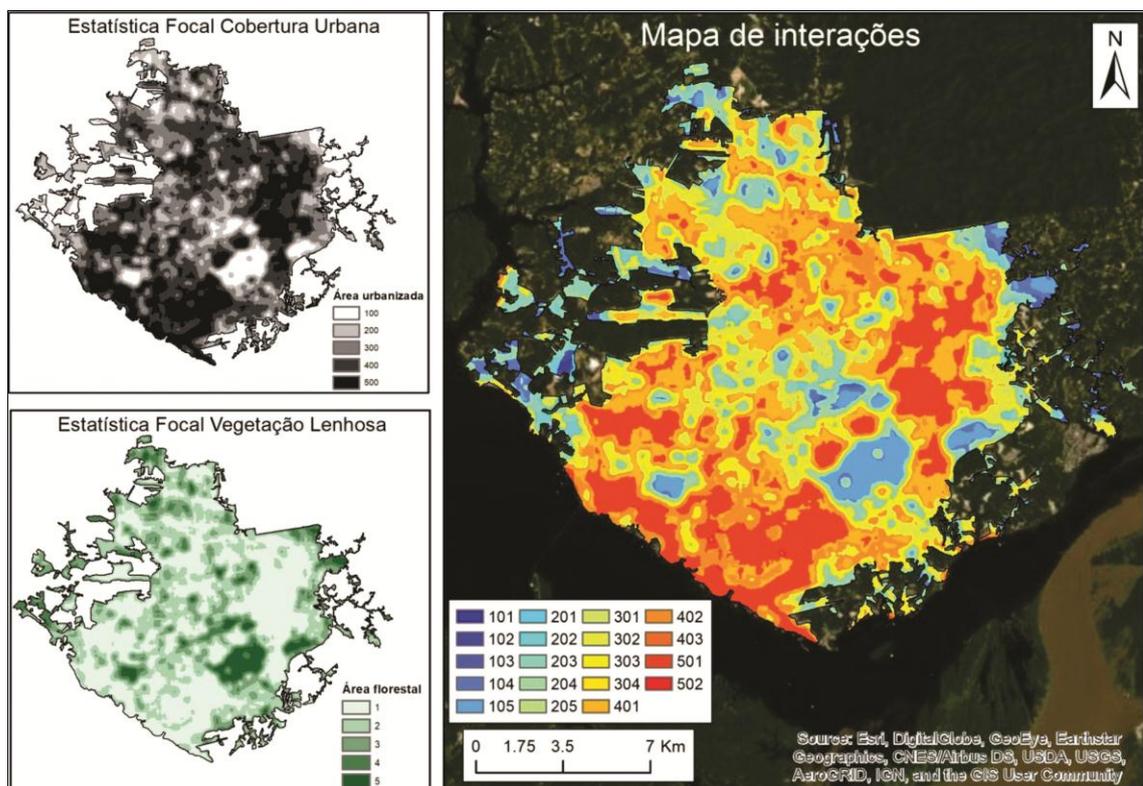


Figura 1: Nas figuras à esquerda são mostradas regiões com diferentes quantidades de área urbanizada (variando de 100 a 500) e vegetação lenhosa (variando de 1 a 5) em um raio de 500 metros no interior da malha urbana contínua do município de Manaus, Amazonas. À direita, mapa de interações entre cobertura vegetal lenhosa (florestal) e urbana. Os valores da legenda representam as variações de cobertura de área urbanizada e de vegetação lenhosa (floresta). Por exemplo, o código 105 representa pouca cobertura urbana e muita cobertura florestal enquanto que o código 502 representa maior quantidade de área urbanizada e pouca cobertura florestal.

Dados ambientais locais e de paisagem

Selecionamos variáveis locais que foram mensuradas nos mesmos pontos onde ocorreram as contagens de aves para uma melhor caracterização dos gradientes ambientais da cidade (Tabela 1). O conjunto destas variáveis descreve a distribuição de componentes urbanos, estrutura de hábitat, riscos potenciais para as aves, densidade de ocupação humana e nível do ruído. Estas variáveis foram escolhidas por terem efeitos documentados sobre a distribuição de aves em outras cidades (e.g. Fontana et al., 2011; Pena et al. 2017).

O número de pessoas, número de cães e gatos, nível de ruído (db) e número de veículos automotores foram mensurados de modo simultâneo aos censos das aves. Estas variáveis foram coletadas por um colaborador que auxiliou o investigador principal durante as amostragens das aves. Para a mensuração dos níveis de ruídos, utilizamos um decibelímetro digital de modelo HDB-911 que captava variações sonoras entre 35 a 130 decibéis (dB). O número de árvores com mais de dois metros, presença de vegetação herbáceo-graminosa e presença de corpos de água foram mensurados após as contagens das aves realizadas no segundo dia de amostragem (ver abaixo).

Além destas variáveis locais, foram quantificadas as seguintes variáveis de paisagem: diversidade de hábitats medida com o índice de Shannon, área com cobertura urbanizada, área com cobertura florestal, tamanho médio das manchas de floresta, número de manchas de floresta e densidade de bordas de floresta. Estas variáveis foram quantificadas dentro de uma área de *buffer* de 500 metros ao redor dos pontos de amostragem de aves (Tabela 1) e foram calculadas a partir do mapa de cobertura proveniente da classificação supervisionada (Figura 1S) e mediante o pacote *landscapemetrics* (Hesselbarth et al. 2019) no programa R. As variáveis de cobertura e diversidade representam medidas de composição da paisagem enquanto que as variáveis número de manchas e densidade de bordas representam medidas de configuração da paisagem e quantificam o grau de fragmentação da floresta no entorno dos pontos de amostragem.

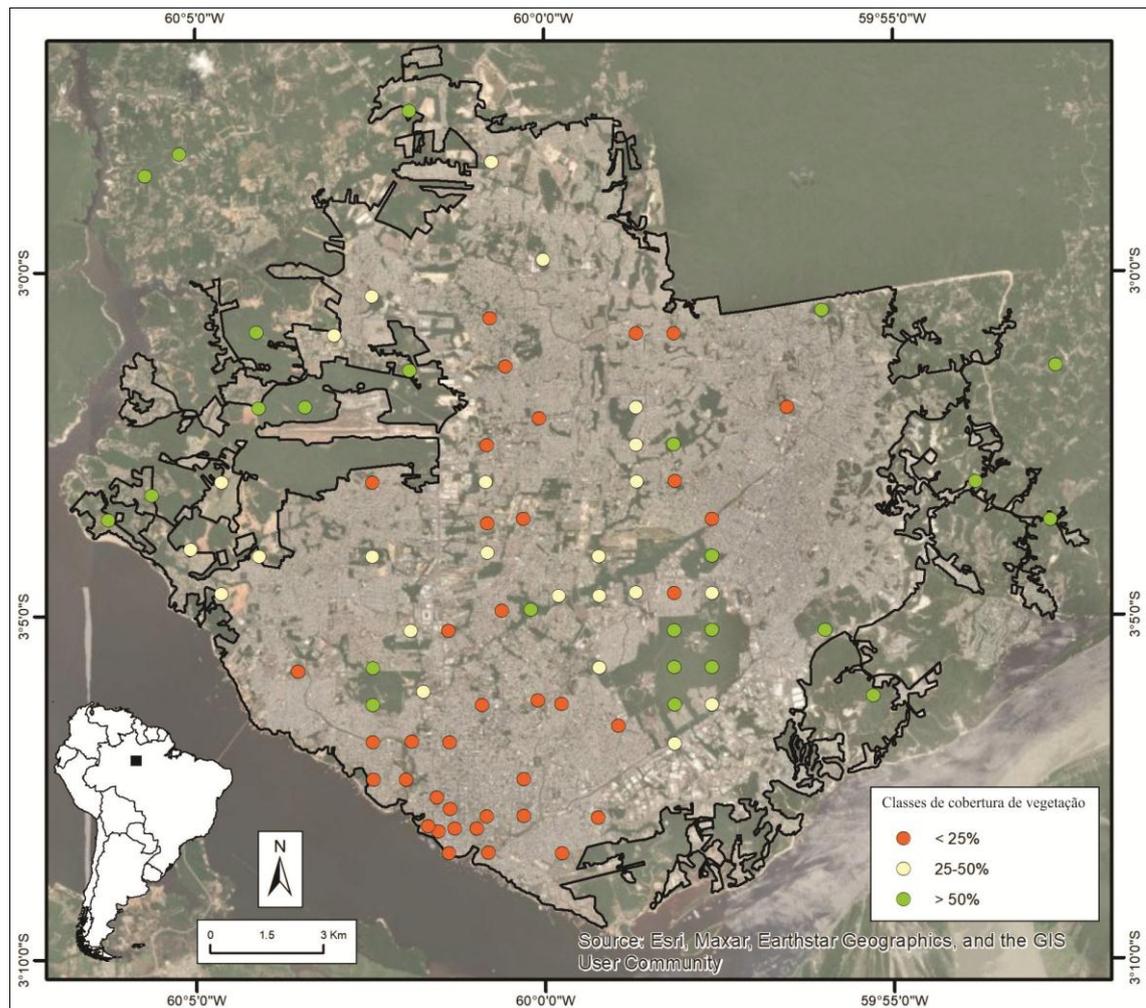


Figura 2. Localização dos pontos de amostragem de aves dentro do município de Manaus. Os padrões de cores representam diferentes proporções de cobertura florestal dentro de um raio de 500 metros ao redor do ponto de amostragem.

Amostragem de aves

Para a contagem das aves utilizamos o método de contagem em pontos fixos, um dos mais recomendados para a obtenção de dados de composição de espécies, riqueza e abundância de aves e amplamente utilizado em ecossistemas urbanos (Bibby et al. 2000, Pena et al. 2017, Souza et al. 2019, Barbosa et al. 2020). Amostramos 87 pontos separados entre si por no mínimo 500 metros (Figura 2) onde o observador (RAM) permaneceu por 15 minutos registrando as espécies de aves. Durante as contagens, o observador portava um binóculo Nikon 10 x 42 e câmera fotográfica para documentação das espécies quando possível. Os indivíduos detectados por observação direta ou vocalização dentro ou fora de um raio estimado de 50 metros ao redor do observador foram devidamente identificados e contados. As contagens foram realizadas entre

06h00min e 09h00min horas da manhã e os pontos foram visitados durante dois dias seguidos com a ordem dos pontos invertida na segunda amostragem.

Decidimos incluir todos os indivíduos detectados no ponto independente do raio, uma vez que um maior número de espécies seria utilizado nas análises. Excluimos os indivíduos registrados apenas sobrevoando os pontos de amostragem. A nomenclatura científica das espécies de aves segue a proposta do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (Pacheco et al. 2021).

Tabela 1. Variáveis ambientais coletadas a partir dos pontos de amostragem de aves dentro da malha urbana de Manaus, Amazonas, Brasil.

ESCALAS/MÉTRICAS	JUSTIFICATIVAS
LOCAL (raio de 50 metros)	
Ruído (db)	Potencial de afugentar as aves
Número de pessoas	Potencial de afugentar as aves
Número de veículos automotores	Mortalidade direta e potencial de afugentar
Número de cães e gatos	Predação de ninhos e adultos
Número de árvores ≥ 2 metros	Disponibilidade de habitats para aves
Presença de vegetação herbáceo-graminosa	Disponibilidade de habitats para aves
PAISAGEM (raio de 500 metros)	
Densidade de bordas	Configuração do habitat
Número de manchas de floresta	Configuração do habitat
Tamanho médio das manchas de floresta	Disponibilidade e abundância de habitats
Área com cobertura florestal	Disponibilidade e abundância de habitats
Área com cobertura urbana	Disponibilidade e abundância de habitats
Diversidade de habitats	Abundância e diversidade de habitats

Análise de dados

Neste estudo foram utilizadas duas abordagens complementares para as análises de dados. Inicialmente, classificamos os pontos de amostragens em três categorias de

cobertura florestal, quantificadas dentro de um raio de 500 metros ao redor do ponto: classe 1 (< de 25% de cobertura), classe 2 (25 a 50%) e classe 3 (> de 50%). O objetivo desta abordagem foi de investigar como a diversidade de espécies de aves é afetada pelo gradiente de cobertura florestal. Complementando esta abordagem categórica, exploramos as relações entre as variáveis preditoras (locais e de paisagem, Tabela 1) e as variáveis respostas de riqueza de espécies, abundância, diversidade e composição de espécies usando modelos lineares generalizados (GLM).

A diversidade de espécies de aves foi mensurada na escala local (alfa diversidade) e entre pontos (beta diversidade). Para analisar a alfa diversidade usamos a série de Hill (Chao et al. 2014, Roswell et al. 2021), onde são calculados índices de diversidade que enfatizam as espécies raras ($q = 0$, número de espécies), tanto espécies raras quanto as abundantes ($q = 1$, exponencial do índice de Shannon) e as espécies mais abundantes das assembleias ($q = 2$, inverso do índice de Simpson). Deste modo, a série de Hill considera a distribuição de abundância entre as espécies em diferentes escalas (Roswell et al. 2021).

Para comparar os índices da série Hill entre as classes de cobertura de vegetação, utilizamos modelos de extrapolação de esforço de amostragem (Colwell et al. 2012, Chao et al. 2014). Neste caso usamos uma amostragem padronizada de 2000 indivíduos e 100 reamostragens do tipo “Bootstrap” para calcular os intervalos de confiança (95%) usando o pacote estatístico iNEXT online (Chao et al. 2022). A não sobreposição dos intervalos de confiança pode ser interpretada como diferenças significativas na alfa diversidade entre as categorias de cobertura de vegetação (Chao et al. 2014).

Para investigar a distribuição de abundância das aves entre as classes de cobertura de vegetação usamos curvas de dominância do tipo K (Lambhead et al. 1983, Matthews e Whittaker 2015). Neste método são construídas curvas de dominância com a percentagem cumulativa de indivíduos no eixo y e o ranqueamento das espécies no eixo x. Testamos a hipótese de diferença nos padrões de dominância entre classes de cobertura usando o método de Clarke (1990). Nesta análise são construídas curvas cumulativas de abundância para cada réplica (pontos) dentro de cada tratamento (classes de cobertura) e calculada a distância entre cada par de curvas usando a distância de Manhattan (Clarke e Gorley 2006). As diferenças entre as classes de cobertura foram, então, testadas usando uma análise de similaridade - ANOSIM (Clarke e Gorley 2006). Usamos o programa PRIMER 6.0 (Clarke e Gorley 2006) para as análises de dominância.

A beta diversidade entre as classes de cobertura de vegetação foi mensurada através dos índices de Jaccard (dados de presença ou ausência) e Bray-Curtis (dados de abundância relativa) e representada através de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Os dados de abundância foram relativizados pelo número total de indivíduos de cada réplica para minimizar as distorções devido às variações no número de indivíduos nos pontos de amostragem. As diferenças na composição de espécies entre as classes de cobertura foram testadas através de um procedimento ANOSIM. As análises composicionais foram realizadas no pacote estatístico PAST 4.1 (Hammer et al. 2001).

Diferenças na beta-diversidade entre amostras podem resultar da substituição (*turn-over*) de espécies entre amostras e de diferenças na riqueza de espécies entre amostras (Baselga 2010, Podani e Schmera 2011, Legendre 2014). Além disso, um caso especial de diferença na riqueza é o aninhamento, que ocorre quando as espécies de uma amostra com menor número de espécies é um subconjunto de uma amostra com maior número de espécies (Legendre 2014). Para investigar a importância destes componentes, realizamos uma análise de partição da beta diversidade aplicando o método simplex SDR de Podani e Schemera (2011). Neste método são calculados índices relativizados que enfatizam os diferentes componentes da beta diversidade e os valores destes índices são representados em gráficos ternários (Podani e Schemera 2011). Realizamos análises SDR separadas pelas classes de cobertura de vegetação para verificar se os componentes da beta diversidade variam em função do gradiente de vegetação. As análises SDR foram realizadas no programa SDR Simplex (Podani e Schemera 2011).

Utilizamos análises de espécies indicadoras (Dufrene e Legendre 1997) para identificar as espécies de aves que apresentaram maior afinidade com as diferentes classes de cobertura de vegetação. Nesta análise é calculado um valor de indicação (IndVal) para cada espécie em cada tratamento aplicando a fórmula,

$$INDVAL_{ij} = 100 * A_{ij}B_{ij}, \text{ onde}$$

A = especificidade da espécie para determinado grupo e

B = fidelidade de uma espécie a determinado grupo

O componente A é calculado através da abundância relativa e o B é calculado através da frequência relativa de ocorrência da espécie em determinado grupo (Dufrene e

Legendre 1997). Os valores de IndVal variam de 0 a 100 e a significância estatística é estimada através de permutação das réplicas entre os grupos (Dufrêne e Legendre 1997). Calculamos os valores de indicação nas resoluções taxonômicas de família e espécie. Os valores de IndVal e os testes de permutação foram realizados no programa PAST 4.11 (Hammer et al. 2001).

Aplicamos modelos lineares generalizados (GLM) para investigar como a abundância, riqueza diversidade e composição da assembleia de aves é afetada pelos gradientes ambientais. Os gradientes ambientais foram caracterizados pelas variáveis preditoras listadas na Tabela 1. Como variáveis respostas nos modelos, utilizamos os seguintes indicadores de alfa diversidade: número de espécies, número de indivíduos, equitabilidade de Pielou e índice alfa de Fisher e de Simpson. As variações na composição de espécies entre os sítios foram representadas através dos escores dos primeiros eixos das análises NMDS utilizando dados de abundância (NMDS Bray-Curtis) e de presença ou ausências (NMDS Jaccard).

Com base nas correlações entre as variáveis preditoras com coeficientes maiores do que 0,70 eliminamos da análise as seguintes variáveis de paisagem: número de fragmentos, cobertura de área urbana (Figura 2S). Também eliminamos duas variáveis locais que apresentaram pouca variação e muitos zeros: presença de herbáceas e número de cães e gatos. Deste modo, foram consideradas nos modelos oito variáveis preditoras: cobertura de vegetação, densidade de borda, área média dos fragmentos florestais, diversidade das paisagens (medida pelo índice de Shannon), nível de ruído, número de pessoas, número de veículos, abundância de árvores. Para as variáveis resposta de contagem (riqueza de espécies e número de indivíduos) usamos a família de distribuição de Poisson e para os demais índices de diversidade e composição usamos a família de distribuição Gaussiana. Todas as análises foram feitas no programa R (R Development Core Team, 2020).

RESULTADOS

Caracterização geral da avifauna de Manaus

Identificamos 195 espécies de aves nas contagens e excluímos das análises 11 espécies que foram detectadas somente sobrevoando os pontos de amostragens. Assim, para as análises foram consideradas 184 espécies de aves distribuídas em 48 famílias, totalizando 3745 indivíduos. As famílias mais diversificadas foram Thraupidae (com 21

espécies), Tyrannidae (com 21 espécies), Psittacidae (com 16 espécies), Dendrocolaptidae e Rhynchocyclidae (com oito espécies cada).

Do total de espécies, 29 são aquáticas e 155 não aquáticas. A grande maioria das espécies (174) é residente, enquanto sete são migrantes boreais (*Tringa solitária*, *Progne subis*, *Falco peregrinus*, *Tringa flavipes*, *Piranga rubra*, *Setophaga striata* e *Pandion haliaetus*) e três espécies são migrantes austrais (*Progne chalybea*, *Elaenia spectabilis* e *Tyrannus savana*). A avifauna registrada em nossas amostragens é composta por 170 espécies nativas e quatro espécies não nativas (*Columba livia*, *Estrilda astrid*, *Passer domésticos* e *Sicalis flaveola*). A abundância relativa das espécies não nativas foi maior nas classes com menor cobertura florestal, enquanto, que as espécies nativas foram mais abundantes na classe de maior cobertura florestal (Figura 3).

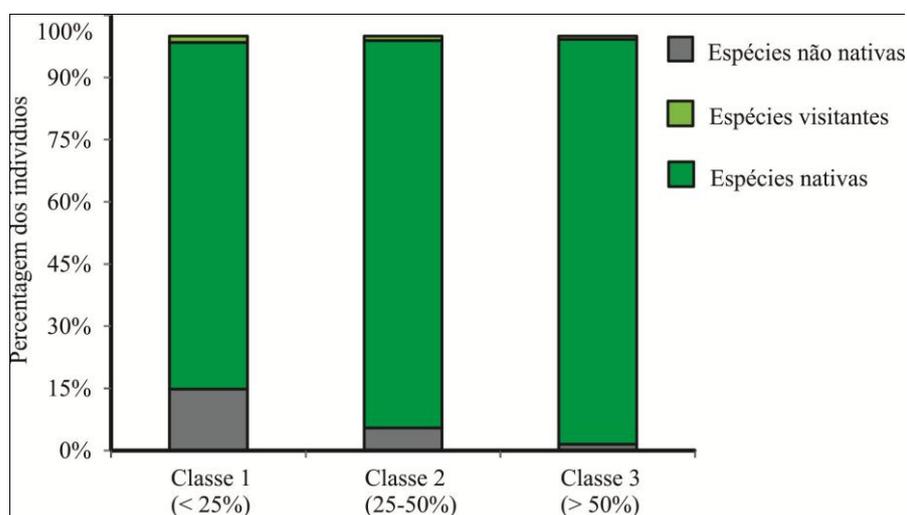


Figura 3. Abundância relativa das aves nativas, não nativas e migrantes distribuídas entre as classes de cobertura florestal em Manaus, Amazônia Central.

Alfa diversidade de aves em Manaus

Os pontos de amostragem em regiões com maior cobertura florestal possuem maior diversidade alfa comparados com aqueles localizados nas outras duas classes de cobertura florestal (Figura 4). No caso da riqueza de espécies ($q = 0$), houve uma sobreposição nos intervalos de confiança entre as regiões com baixa cobertura (< de 25%) e cobertura intermediária de floresta (25 a 50%) indicando que não existe diferença significativa no número de espécies de aves entre estas classes (Figura 4). Quando a diversidade alfa é representada pelos índices de Shannon ($q = 1$) e Simpson (q

= 2), que enfatizam a abundância relativa, fica claro que a diversidade alfa está associada aos diferentes níveis de cobertura florestal (Figura 4).

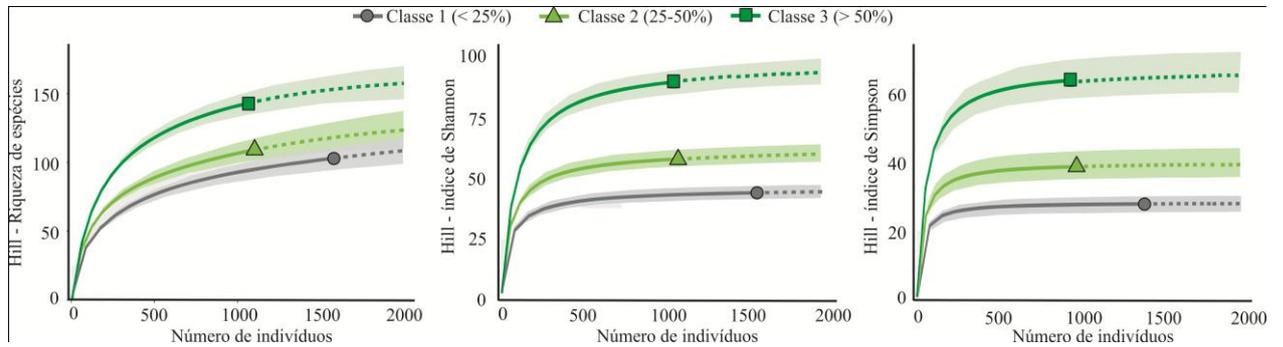


Figura 4. Curvas de extrapolação de diversidade alfa de aves em Manaus baseadas na série de Hill considerando riqueza de espécies ($q = 0$), índice de Shannon ($q = 1$) e de Simpson ($q = 2$). As linhas contínuas correspondem à amostragem real e a pontilhada à extrapolação para um esforço comum de 2000 indivíduos. Os padrões de cores representam 95% de intervalo de confiança calculado a partir de 100 reamostragens do tipo *Bootstrap*. As classes correspondem a quantidade de cobertura florestal.

Os padrões de dominância são estatisticamente distintos (Figura 5) entre as classes de cobertura florestal (ANOSIM, R Global = 0.14, $P < 0.01$). A dominância de indivíduos na classe 1 (< 25% de cobertura) é superior à de cobertura intermediária (ANOSIM, $R = 0.12$, $P < 0.01$) e de maior cobertura (ANOSIM, $R = 0.21$, $P < 0.0001$). Este resultado mostra que os padrões de distribuição de indivíduos entre as espécies são afetados pela cobertura florestal. De fato, as cinco espécies mais abundantes da classe com menor cobertura florestal (*Columba livia*, *Brotogerys versicolorus*, *Thraupis episcopus*, *Estrilda astrild*) representam 28% de todos os indivíduos amostrados. Em contraste, na classe com maior cobertura de floresta, as cinco espécies mais abundantes (*Thraupis episcopus*, *Thraupis palmarum*, *Turdus leucomelas*, *Amazona amazônica* e *Pitangus sulphuratus*) representam somente 17% dos indivíduos amostrados.

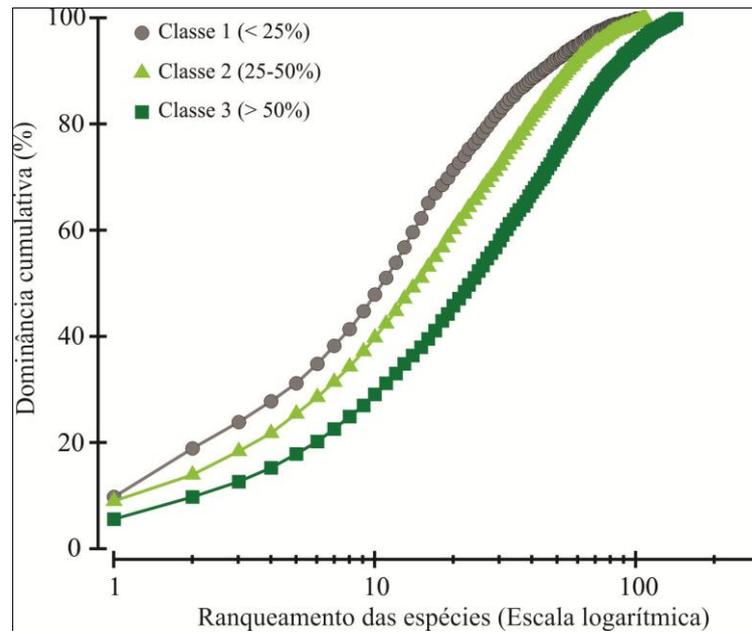


Figura 5. Curvas de dominância do tipo K mostrando a distribuição de abundância relativa de indivíduos entre as espécies de aves nas três classes de cobertura florestal em Manaus.

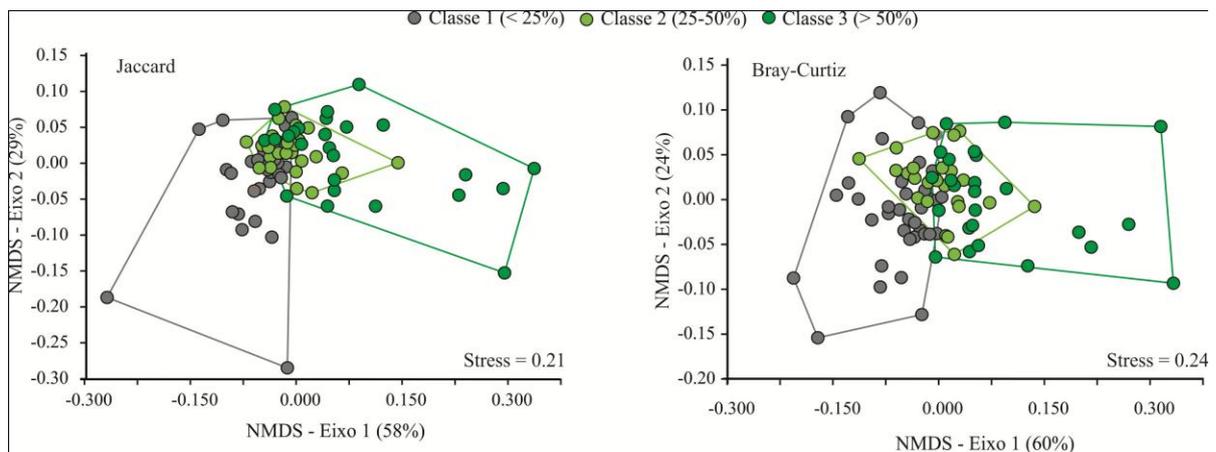


Figura 6. Distribuição dos pontos de amostragem em função da composição de espécies de aves baseada em dados de presença ou ausência (índice de Jaccard) ou dados de abundância relativa (índice de Bray-Curtis). Pontos mais próximos entre si indicam maior sobreposição na composição de espécies de aves. As classes correspondem a quantidade de cobertura florestal.

Beta diversidade de aves em Manaus

Foi observada uma ampla sobreposição na composição de espécies entre as classes de cobertura florestal levando-se em consideração tanto dados de presença ou ausência quanto de abundância relativa (Figura 6). Apesar desta sobreposição, a composição de

espécies de aves foi estatisticamente distinta entre as classes de cobertura florestal, especialmente entre as classes 1 e 3 (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados das análises de similaridade (ANOSIM) mostrando as comparações pareadas entre as diferentes classes de cobertura florestal.

Distância	Comparações pareadas	Valor de R	Valor de P
Bray-Curtis	Classe 1 (< 25%) vs. Classe 2 (25-50%)	0.12	0.0049
	Classe 1 (< 25%) vs. Classe 3 (> 50%)	0.39	0.0001
	Classe 2 (25-50%) vs. Classe 3 (> 50%)	0.12	0.0006
Jaccard	Classe 1 (< 25%) vs. Classe 2 (25-50%)	0.15	0.0012
	Classe 1 (< 25%) vs. Classe 3 (> 50%)	0.43	0.0001
	Classe 2 (25-50%) vs. Classe 3 (> 50%)	0.14	0.0001

Tabela 3. Resultado da partição da beta diversidade utilizando a análise simplex SDR (Podani e Schmera 2011). Os valores expressam a contribuição em percentagem da similaridade (S), substituição de espécies (R) e diferença na riqueza (D) para os padrões de beta diversidade nas assembleias de aves em região com diferentes quantidades de cobertura florestal em Manaus (ver figura 7).

Componentes	Classe 1 (< 25%)	Classe 2 (25-50%)	Classe 3 (> 50%)
Similaridade (S)	34.14	31.35	20.04
Substituição de espécies (R)	31.51	51.69	49.54
Diferença na riqueza (D)	34.34	16.97	30.42
Beta diversidade	65.86	68.65	79.96
Aninhamento	67.85	48.31	49.45

A contribuição dos componentes da beta diversidade na avifauna de Manaus foi muito distinta entre as classes de cobertura florestal. Em áreas com menor cobertura florestal foi observada uma contribuição quase igualitária da similaridade, substituição

de espécies e diferença na riqueza (Tabela 3, Figura 7). A substituição de espécies foi o componente dominante na classe de cobertura intermediária (Tabela 3, Figura 7). Por outro lado, a substituição de espécies e a diferença de riqueza foram os componentes mais relevantes na classe de maior cobertura florestal (Tabela 3, Figura 7). O aninhamento de espécies foi maior na classe 1 (menor cobertura florestal), enquanto que a beta-diversidade foi mais elevada na classe 3 (maior cobertura florestal) (Tabela 3).

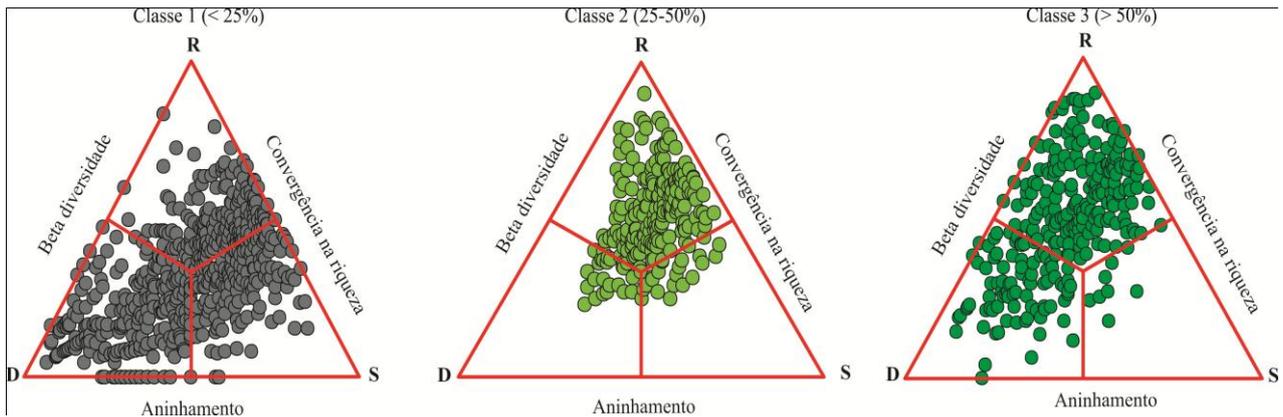


Figura 7. Contribuição da similaridade (S), substituição de espécies (R) e diferença na riqueza (D) para os padrões de beta diversidade nas assembleias de aves em Manaus. Cada ponto representa uma comparação pareada entre os pontos de amostragem dentro de cada classe de cobertura florestal.

Táxons indicadores

Foram identificadas 12 famílias de aves (25% de todas as famílias registradas) que foram significativamente associadas a determinadas condições de cobertura florestal, sendo quatro famílias associadas aos sítios de amostragem da classe 1 (menor cobertura florestal), uma família associada à classe 2 (cobertura florestal intermediária) e sete famílias associadas à classe 3 (maior cobertura florestal) (Tabela 4). As famílias de aves indicadoras da classe de menor cobertura incluem espécies associadas à habitats mais abertos, enquanto que as indicadoras da classe de maior cobertura são principalmente aves de ambientes florestados.

Adicionalmente, foram registradas 37 espécies ou 20% da avifauna total que podem ser consideradas como indicadoras das três classes de cobertura florestal (Tabela 5). A maioria das espécies identificadas como indicadoras da classe 1 (pouca cobertura florestal) são aves granívoras ou insetívoras. Em contraste as espécies indicadoras de

classe 3.(muita cobertura florestal) são, em sua maioria, aves frugívoras ou frugívoras-insetívoras. Aves associadas aos níveis intermediários de cobertura florestal incluem espécies com dietas e tamanho corporal variados (Tabela 5).

Tabela 4. Famílias de aves indicadoras de paisagens com diferentes proporções de cobertura florestal em Manaus. Os valores de IndVal variam de 0 a 100 e foram estatisticamente significativos ($P < 0.05$) nas permutações. Os valores de especificidade e fidelidade variam de 0 a 1.

Grupo	Famílias	IndVal	Especificidade	Fidelidade
Classe 1 (< 25%)	Columbidae	57.43	0.61	0.95
	Passerellidae	31.73	0.45	0.71
	Estrildidae	26.8	0.48	0.55
	Ardeidae	16.79	0.64	0.26
Classe 2 (25-50%)	Psittacidae	44.01	0.48	0.92
Classe 3 (> 50%)	Ramphastidae	52.44	0.62	0.84
	Picidae	40.5	0.68	0.60
	Dendrocolaptidae	50.96	0.67	0.76
	Trogonidae	32.6	0.91	0.36
	Bucconidae	24	1.00	0.24
	Thamnophilidae	15.02	0.94	0.16
	Cracidae	17.58	0.63	0.28

Tabela 5. Espécies de aves indicadoras de paisagens com diferentes proporções de cobertura florestal em Manaus. Os valores de IndVal variam de 0 a 100 e foram estatisticamente significativos ($P < 0.05$) nas permutações. Os valores de especificidade (Espec.) e fidelidade (Fidel.) variam de 0 a 1.

Grupo	Espécies	Peso (g)	Guilda alimentar	IndVal	Espec.	Fidel.
Classe 1 (< 25%)	<i>Columba livia</i>	354.2	Granívoro	57.41	0.81	0.71
	<i>Troglodytes musculus</i>	10.9	Insetívoro	36.51	0.39	0.95
	<i>Saltator coerulescens</i>	54.9	Insetívoro- frugívoro	33.25	0.41	0.82
	<i>Ammodramus aurifrons</i>	17.8	Granívoro	33.12	0.47	0.71
	<i>Columbina passerina</i>	35.4	Granívoro	29.50	0.49	0.61
	<i>Estrilda astrild</i>	8.3	Granívoro	26.80	0.48	0.55
	<i>Phaeomyias murina</i>	10.0	Insetívoro	20.87	0.47	0.45
	<i>Butorides striata</i>	201.5	Píscivoro	19.23	0.73	0.26
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	229.0	Frugívoro	15.48	0.59	0.26
	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	366.9	Insetívoro	10.53	1.00	0.11
Classe 2 (25-50%)	<i>Turdus leucomelas</i>	69.1	Insetívoro- frugívoro	37.99	0.40	0.96
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	37.4	Insetívoro	35.82	0.41	0.88
	<i>Brotogeris versicolurus</i>	71.5	Frugívoro	28.41	0.49	0.58
	<i>Tyrannopsis sulphurea</i>	53.6	Insetívoro	26.60	0.71	0.38
	<i>Amazona amazonica</i>	370.0	Frugívoro	25.39	0.47	0.54
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	157.0	Granívoro	23.40	0.56	0.42
	<i>Forpus xanthopterygius</i>	31.0	Frugívoro	16.85	0.58	0.29
	<i>Euphonia chrysopasta</i>	14.0	Insetívoro- frugívoro	16.48	0.49	0.33
	<i>Ara macao</i>	1015.0	Frugívoro	16.17	0.65	0.25
	<i>Pteroglossus aracari</i>	250.2	Frugívoro	12.27	0.59	0.21
Classe 3 (> 50%)	<i>Aramides cajaneus</i>	397.0	Onívoro	11.54	0.69	0.17
	<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	10.8	Insetívoro	40.27	0.72	0.56
	<i>Dendroplex picus</i>	41.3	Insetívoro	36.11	0.60	0.60
	<i>Ramphocelus carbo</i>	25.9	Insetívoro- frugívoro	42.85	0.89	0.48
	<i>Pionus menstruus</i>	251.0	Frugívoro	29.23	0.81	0.36
	<i>Ramphastos tucanus</i>	659.6	Frugívoro	37.47	0.59	0.64
	<i>Ramphastos vitellinus</i>	360.4	Frugívoro	29.23	0.91	0.32
	<i>Cacicus haemorrhous</i>	83.7	Insetívoro- frugívoro	21.23	0.88	0.24
	<i>Cacicus cela</i>	85.5	Insetívoro- frugívoro	29.04	0.66	0.44
	<i>Saltator maximus</i>	47.6	Insetívoro- frugívoro	22.37	0.93	0.24
<i>Tangara mexicana</i>	20.5	Frugívoro	27.78	0.63	0.44	

<i>Cantorchilus leucotis</i>	19.4	Insetívoro	23.81	0.66	0.36
<i>Campephilus melanoleucos</i>	256.0	Insetívoro	22.60	0.63	0.36
<i>Picumnus exilis</i>	9.3	Insetívoro	17.87	0.64	0.28
<i>Pteroglossus viridis</i>	135.0	Frugívoro	13.74	0.86	0.16
<i>Ortalis motmot</i>	520.0	Frugívoro	17.58	0.63	0.28
<i>Psarocolius decumanus</i>	206.3	Insetívoro- frugívoro	18.16	0.45	0.40

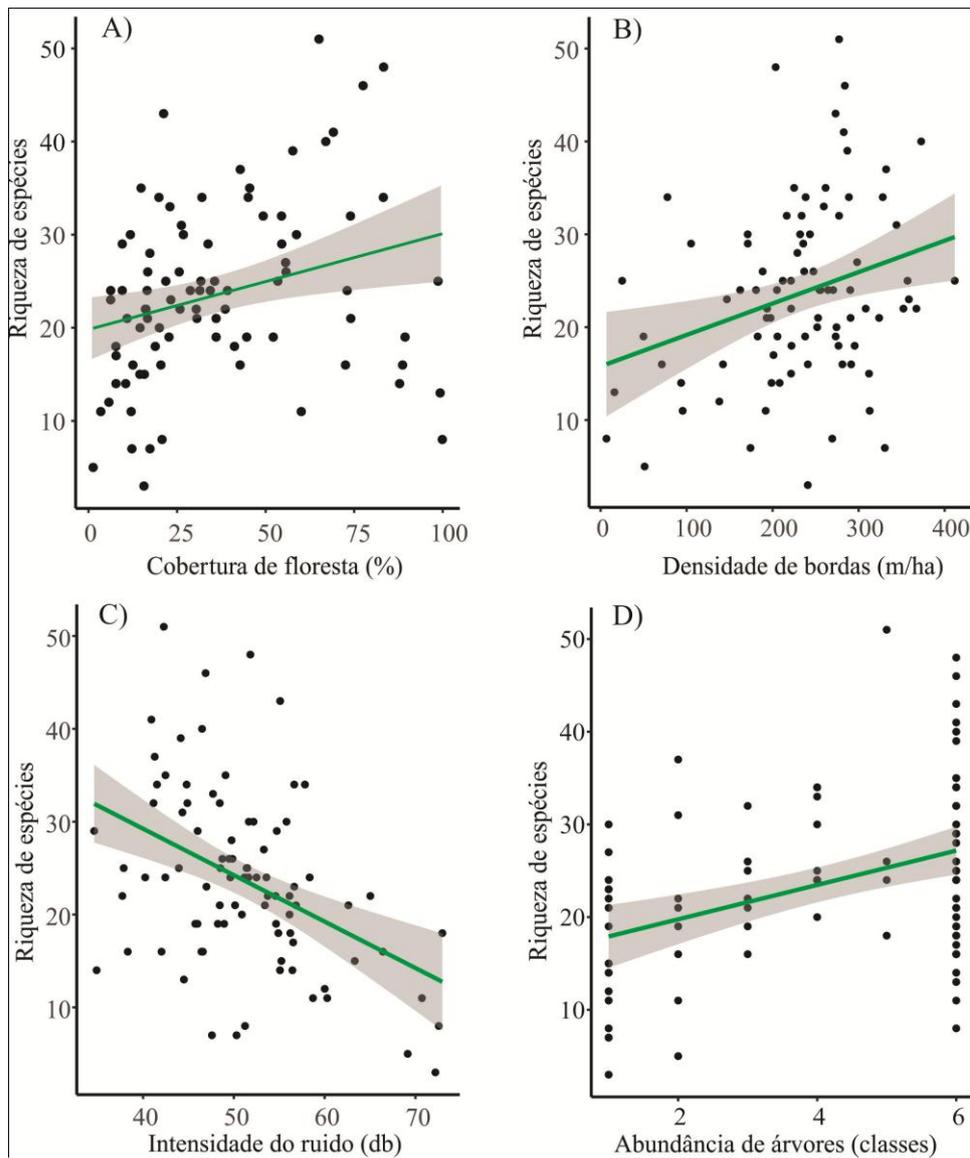


Figura 8. Influência de variáveis explanatórias na escala de paisagem (A e B) e local (C e D) sobre a riqueza (= número de espécies) de aves em Manaus.

Preditores da diversidade de aves

Os componentes da diversidade alfa e beta das assembleias de aves respondem de modo diferenciado às variáveis que caracterizam os gradientes ambientais de Manaus (Apêndice 1). As variáveis de paisagens que afetaram positivamente a riqueza de espécies de aves foram a cobertura florestal ($P = 0.01$) e a densidade de borda ($P = 0.002$) (Figura 8 A, B). Considerando as variáveis locais, apenas a intensidade de ruído ($P = 0.02$) apresentou efeito negativo sobre a riqueza de espécies, (Figura 8 C), enquanto que o número de árvores ($P = 0.007$) afetou positivamente a riqueza de espécies de aves (Figura 8). Deste modo, maior cobertura florestal e uma maior densidade de bordas numa escala de paisagem e maior número local de árvores, porém com menos ruído favorecem uma maior riqueza de espécies de aves.

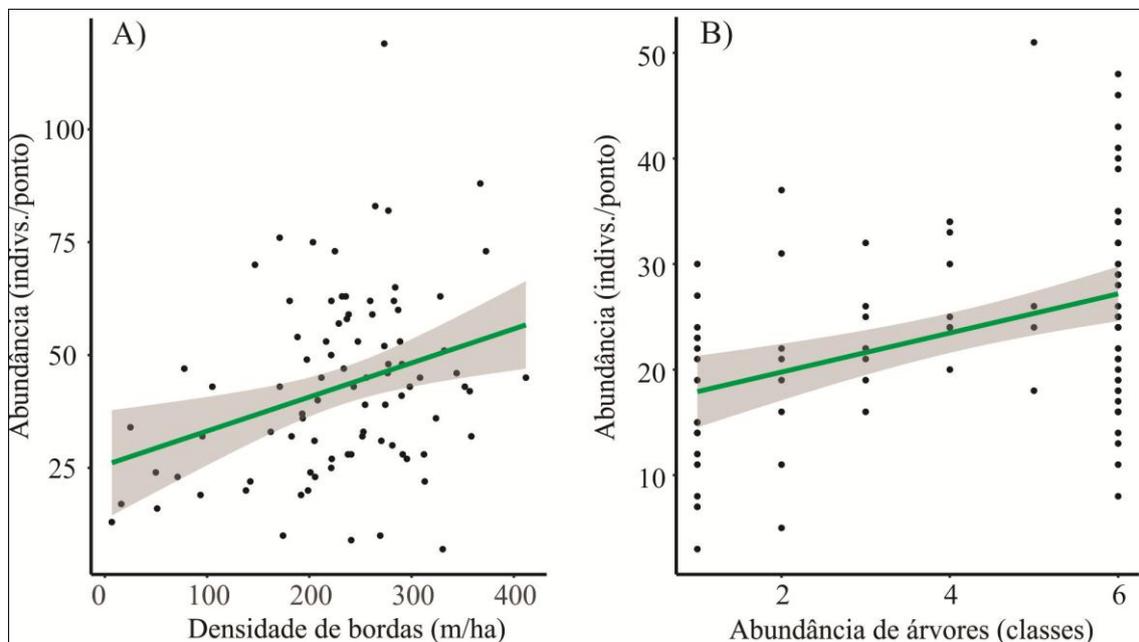


Figura 9. Influência de densidade de bordas medida na escala de paisagem (A) e da abundância de árvores quantificada localmente sobre a abundância de aves em Manaus.

Somente duas variáveis afetaram positivamente a abundância de aves, na escala da paisagem a densidade de borda ($P = 0.02$, Figura 9A) e na escala local o número de árvores ($P = 0.01$, Figura 9 B). A cobertura florestal não foi relevante para a abundância de aves, mas áreas com mais bordas e mais arvores localmente apresentam maior abundância das aves.

A diversidade de aves medida através dos índices de Fisher e Simpson foi afetada somente pela cobertura florestal ($P < 0.001$ em ambos os casos, Figura 10 A, B). O índice de Fisher representa as espécies comuns e raras de modo mais equitativo. Em contraste, o índice de Simpson é fortemente afetado pelas espécies mais abundantes. Apesar de esses dois índices enfatizarem aspectos diferentes da alfa diversidade, os efeitos da cobertura de vegetação foram similares, áreas com maior cobertura florestal apresentam maior diversidade de aves.

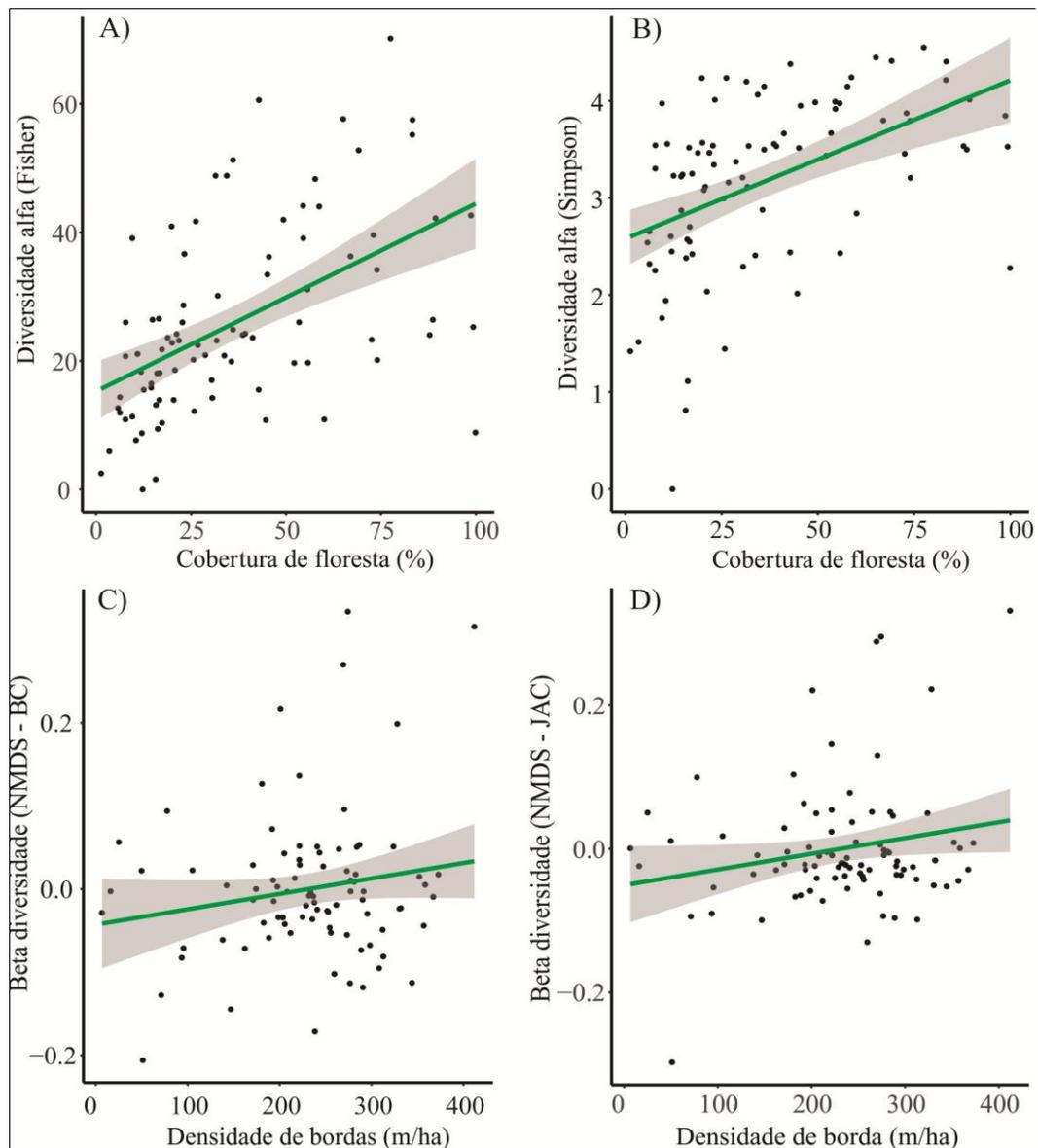


Figura 10. Influência de cobertura florestal medida na escala de paisagem sobre a diversidade alfa representada pelos índices alfa de Fisher (A) e de Simpson. Os gráficos C e D mostram o efeito da densidade de borda sobre a composição de espécies de aves quantificadas pelos índices de Bray-Curtis (C) e Jaccard (D).

A composição de espécies de aves representadas pelo primeiro eixo das NMDS mostrou uma relação positiva somente com a densidade de borda (Figura 10 C, D), indicando que existe uma mudança na composição de espécies na assembleia de aves conforme aumenta a densidade de bordas na paisagem.

DISCUSSÃO

A urbanização afeta negativamente a biodiversidade devido às radicais e permanentes modificações sobre as paisagens e ecossistemas naturais (Seto et al. 2011, Simkin et al. 2022), sendo a perda de espécies uma das consequências melhor documentada do crescimento das cidades (McKinney 2008, Sol et al. 2014, Spotswood et al. 2021). Neste estudo mostramos que tanto variáveis locais como em escala de paisagem afetam a riqueza, diversidade e composição das assembleias de aves em uma das maiores cidades da região de floresta tropical úmida da Amazônia. A cobertura florestal e a densidade de borda em escala de paisagem, e número de árvores e nível de ruído em escala local foram as variáveis mais importantes em determinar os diferentes componentes das assembleias de aves urbanas.

A baixa tolerância adaptativa dos organismos às modificações e perda de habitats promovido pela urbanização parece ser o principal mecanismo que explica a perda de espécies nas cidades (McKinney 2008, Sol et al. 2014, Palacio 2020). Quantificar esta perda de biodiversidade é uma questão relevante, mas complexa de ser respondida devido a inúmeros fatores como resposta individual de diferentes grupos taxonômicos à urbanização e às características das cidades como tamanho e localização geográfica. Sol (2014) documentou um declínio médio de 52% (19.5-76.5%) no número de espécies de aves em 22 cidades espalhadas pelo do mundo, principalmente na Europa e América do Norte.

A dinâmica de extinção local de espécies devido à urbanização é um tema pouco investigado em regiões do planeta com alta biodiversidade como a Amazônia (McKinney 2008, Padilla e Sutherland 2019, Sol et al. 2020, Collins et al. 2021). Em nossas amostragens e de outros estudos (Lima 2020, Fragata et al. 2022) foram registrados em torno de 250 espécies de aves em Manaus. Considerando que até 600 espécies de aves podem ser registradas na Amazônia Central (Jenkins et al. 2015), Manaus pode ter perdido em torno de 60% das espécies de aves devido ao crescimento urbano. Esta estimativa, no entanto, deve ser analisada com cautela devido à escassez de inventários de espécies mais abrangentes na matriz urbana de Manaus.

Apesar da perda de espécies de aves em Manaus ainda não ser bem dimensionada, nosso estudo demonstrou que a heterogeneidade ambiental encontrada na cidade está afetando os padrões de alfa e beta diversidade nas assembleias de aves. Esta heterogeneidade ambiental está distribuída ao longo de gradientes ambientais que por sua vez são afetados por diferentes fatores bióticos e abióticos. Entre estes fatores, a cobertura de vegetação (incluindo árvores e arbustos) se destaca como um importante preditor da riqueza de espécies em cidades ao redor do mundo para vários grupos biológicos, inclusive aves (Beninde et al. 2015). De fato, nosso estudo demonstrou que a cobertura florestal influenciou a diversidade local de aves, especialmente nas métricas que levam em consideração a abundância relativa das espécies. Locais da cidade com menor proporção de cobertura florestal apresentam baixa diversidade de aves e são dominadas por espécies muito abundantes. Em contraste, locais com maior cobertura florestal hospedam assembleias de aves como maior diversidade de espécies que tendem a ser mais raras.

A estrutura composicional das assembleias de aves também foi amplamente modificada ao longo do gradiente de cobertura florestal. Isto indica que, assim como a alfa diversidade, a beta diversidade de aves não se distribui de modo homogêneo pela cidade. Apesar de certa sobreposição na composição de espécies entre os pontos de amostragem, é evidente que locais com menor (< de 25%) e maior cobertura florestal (> de 50%) abrigam assembleias de aves distintas. Em locais muito urbanizados, as assembleias de aves são caracterizadas por níveis igualitários de similaridade composicional, substituição (ou *turn-over*) de espécies e diferenças na riqueza local de espécies. Em contraste, o *turn-over* de espécies é o componente de beta diversidade mais evidenciado em locais com maior cobertura florestal.

Respostas de linhagens individuais de aves aos gradientes ambientais urbanos também foram documentadas em nosso estudo. Foi possível perceber variações consistentes na abundância e frequência relativas das aves associadas à cobertura florestal mesmo na resolução taxonômica de família. Este padrão é ainda mais evidente no nível de espécies. Isto sugere que estas linhagens de aves podem compartilhar determinados traços funcionais ou características ecológicas que facilitem ou limitem a ocupação de setores da cidade com distintos níveis de urbanização (Sol et al. 2020, Neate-Clegg et al. 2023)

Um exemplo disto é a dieta, onde locais mais urbanizados de Manaus são amplamente ocupados por espécies granívoras (e.g. *Columba livia*, *Ammodrammus*

aurifrons) que se beneficiam de fontes alimentares antropogênicas como restos de comida. Em contraste, locais com maior cobertura florestal favorecem aves com dietas mais diversificadas, especialmente aves insetívoras e frugívoras (e.g. *Dendroplex picus*, *Ortalis motmot*). Resultados similares foram obtidos em outras cidades grandes como Belo Horizonte (Pena et al. 2017), Campo Grande (Souza et al. 2019) e Curitiba (Abilhoa e Amorin 2017). Salientamos que nosso objetivo aqui não é realizar uma análise aprofundada de respostas funcionais das aves aos gradientes ambientais urbanos, um tema que será explorado em outro estudo.

A caracterização de quais variáveis devem ser mensuradas para uma melhor quantificação dos gradientes ambientais urbanos ainda é um tema polêmico (Simkin et al. 2022, Padilla e Sutherland 2019). Padilla e Sutherland (2019) identificaram dezenas de variáveis contínuas e categóricas utilizadas para caracterizar o nível de urbanização em várias cidades ao redor do mundo, especialmente na América do Norte e Europa. Esta relativa falta de consenso pode ser explicada pela dificuldade em estabelecer um conceito unificado de urbanização, o que se deve à grande variedade de situações sociais, culturais e ecológicas onde as cidades se localizam e se desenvolvem. Em nosso estudo, aplicamos métricas locais e de paisagem que supostamente afetam a distribuição de aves no contexto urbano (Fontana et al. 2011, Pena et al. 2017, Macgregor-fors e Schondube 2011).

Das 12 variáveis bióticas e abióticas inicialmente selecionadas, somente quatro exerceram influência significativa sobre as assembleias de aves. Estas variáveis mais influentes foram identificadas tanto na escala local (nível de ruído e abundância relativa de árvores) quanto na escala de paisagem (cobertura florestal e densidade de borda). Importante destacar que estas variáveis não afetaram de modo homogêneo todos os parâmetros das assembleias de aves.

Cobertura florestal afetou positivamente a riqueza e diversidade de aves, mas não a abundância e composição de espécies. Nível de ruído (efeito negativo) e abundância de árvores (efeito positivo) tiveram efeitos significativos sobre a riqueza e abundância de aves, mas não sobre a composição de espécies. Comparada com parâmetros de alfa diversidade, a beta diversidade foi mais difícil de ser prevista pelas variáveis consideradas, com destaque somente para a densidade de bordas. Tomados em seu conjunto, estes resultados demonstram que as respostas das assembleias de aves aos gradientes ambientais urbanos são complexas e dependem das métricas de diversidade utilizadas para caracterizar estas assembleias.

Muitos estudos de assembleias de aves urbanas, no entanto, se utilizam de parâmetros relativamente pouco informativos sobre as assembleias de aves (Chao et al. 2014, Magurran 2004) como riqueza de espécies (Beninde et al. 2015), o que acaba escondendo as complexas relações entre as assembleias de aves e os gradientes ambientais urbanos. Deste modo, além de uma melhor definição das métricas preditoras locais e de paisagem (Beninde et al. 2015, Padilla e Sutherland 2019) de urbanização é importante dar uma maior atenção às respostas das assembleias de aves, incluindo abordagens que contemplem os múltiplos componentes da alfa e beta diversidade (Baselga 2010, Podani e Schemera 2011, Chao et al. 2014, Roswell et al. 2021)

FUTURAS DIREÇÕES E IMPLICAÇÃO PARA O MANEJO DE CIDADES

Os estudos de assembleias de aves em ambientes urbanos se iniciaram na década de 1970 e rapidamente se expandiram para cidades ao redor do planeta (Chace e Walsh 2006). Nosso entendimento dos complexos efeitos da urbanização sobre a avifauna, no entanto, é baseado principalmente em estudos realizados em cidades maiores e localizadas no hemisfério norte (Merri et al. 2021). Ainda que estudos recentes tenham contribuído para preencher esta lacuna de conhecimento (Lees e Moura 2017, Pena et al. 2017, Souza et al. 2019), as assembleias de aves em cidades localizadas em biomas ricos em espécies ainda é escassamente investigada. Como consequência, nossa compreensão da dinâmica das assembleias de aves em distintos contextos ecológicos urbanos é limitada. Nosso estudo é um exemplo de que as respostas das assembleias de aves à urbanização podem ser complexas e dependentes de contextos ecológicos específicos. Portanto, estudos quantitativos baseados em dados de campo devem ser incentivados em cidades localizadas em todos os biomas da América do Sul, a região com maior diversidade de aves do planeta.

Uma vez que a diversidade de aves de Manaus ainda não está totalmente caracterizada, inventários de espécies é uma prioridade para estudos futuros. Além disso, é importante realizar monitoramentos de médio/longo prazo com vistas a entender melhor a dinâmica de extinção e colonização de aves em diferentes ambientes e regiões da cidade. Estas iniciativas de inventários e monitoramento de espécies devem levar em que conta que Manaus apresenta uma grande variabilidade ambiental entre regiões e bairros.

Outro aspecto da biologia das aves que merece estudos pormenorizados é a atividade reprodutiva das espécies. Ainda não conhecemos quantas e quais espécies de aves

conseguem se reproduzir nos ambientes urbanos de Manaus. Disponibilidade de sítios para nidificação, número de ovos, sucesso reprodutivo, taxa de fecundidade e taxa de predação de ovos e filhotes são parâmetros desconhecidos para a maioria das espécies de aves que se utilizam dos ambientes urbanos em Manaus e outras cidades tropicais. Uma vez que as aves são elementos conspícuos da fauna urbana, o monitoramento de atividades reprodutivas das aves em Manaus pode se beneficiar de metodologias que envolvam a participação dos moradores da cidade usando abordagens da ciência cidadã (Arbeláez-Cortés et al. 2021, Fraisl et al. 2022).

Variáveis de escala de paisagem e local afetam a diversidade e composição de espécies de aves com destaque para cobertura de vegetação, densidade de borda, número de árvores e nível de ruído. Estes resultados podem ser úteis na definição de estratégias de manejo urbano que beneficiem a diversidade de aves. Em regiões com baixa cobertura florestal e poucas árvores é importante atuar na arborização de ruas e outros espaços públicos, especialmente praças. Árvores e arbustos providenciam sítios de reprodução e fontes de alimentação para as aves. No entanto, é necessário adotar critérios para seleção das espécies de plantas a serem utilizadas na arborização da cidade, priorizando espécies nativas e algumas exóticas que produzem frutos utilizados pelas aves. Uma vez que altos níveis de ruído afetam negativamente as aves, seria interessante que o plantio de árvores se concentre em locais com menor nível de ruído, evitando locais com grande fluxo de pessoas e veículos.

Vários dos pontos com maior diversidade de aves amostrados neste estudo se localizavam em áreas institucionais protegidas como o Parque Municipal do Mindu e o fragmento florestal da UFAM, destacando a importância da manutenção destes espaços oficialmente protegidos. A criação de áreas protegidas oficiais como parques municipais é uma estratégia de conservação para a manutenção de locais com maior diversidade de espécies de aves e deveria ser priorizado pelo poder público. Alguns bairros de Manaus ainda apresentam uma cobertura expressiva de vegetação com o Tarumã e o Puraquequara e apresentam oportunidades interessantes para a criação destas áreas protegidas.

Manaus abriga uma avifauna que figura entre as mais diversificadas do Brasil, mas ainda precisa ser melhor investigada. Precisamos entender melhor a dinâmica de extinção, colonização e adaptação das aves dentro da cidade. Manaus apresenta excelentes oportunidades de se fortalecer como uma cidade amigável para a

biodiversidade amazônica e o estudo das aves urbanas pode auxiliar no planejamento ambiental da cidade.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi baseado na dissertação do primeiro autor defendida junto ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Amazonas (PPGZoo/UFAM) que recebe suporte institucional e financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM). Agradecemos ao Gildázio Costa Ferreira (Gil). Nossos agradecimentos ao Daniel Passos de Oliveira, William de Oliveira Santos, Stefano Avilla, Cláudio Lima da Silva, Március Felipe Pardus Serrão, Lucas de Toledo Lauretto e Sabrina Menezes de Oliveira que auxiliaram no reconhecimento dos pontos de amostragem e coleta de dados. O acesso aos pontos de amostragem localizados em áreas institucionais foi facilitado por Antônio Ademir Stroski, David Lima, Cel. Nilton Lins, Cel. Alexandre Carneiro Bastos, Tenente Klewerton Araújo, Guilherme de Melo Pessoa, Fernanda Kellen Santana, Elisabete Cavalcante, Lucas de Jesus, Rita Mesquita, Livia Raquel, Enilson Rodrigues, Marcos Apolo Muniz e Fabíola de Lima Menezes. O suporte financeiro para os trabalhos de campo foi providenciado pela FAPEAM, através do Edital universal. SHB recebe bolsa de produtividade da FAPEAM (Programa FAPEAM Produtividade em CT&I, edital 013/2022).

BIBLIOGRAFIA

- Abilhoa, V., e Amorin, R. (2017). Effects of urbanization on the avian community in a southern Brazilian city. *Revista Brasileira De Ornitologia*, 25, 31-39.
- Alves, A. C., de Freitas, I. S., e dos Santos, M. Q. (2020). Análise multitemporal da expansão urbana da cidade de Manaus, Amazonas, utilizando imagens de satélite. *Geosaberes: Revista de Estudos Geoeducacionais*, 11(1), 305-317.
- Arbeláez-Cortés, E., Sánchez-Sarria, C. E., Ocampo, D., Estela, F. A., García-Arroyo, M., e MacGregor-Fors, I. (2021). Citizen science experiences of surveying urban birds during the anthropause in Colombia. *Ornitología Neotropical*, 32(2), 166-169.
- Aronson, M. F. J., F. A. La Sorte, C. H. Nilon, M. Katti, M. A. Goddard, C. A. Lepczyk, P. S. Warren, 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: Biological Sciences* 281 (1780): 20133330–20133330.
- Barbosa, K.V., Rodewald, A.D., Ribeiro, M.C., e Jahn, A.E. (2020). Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. *Landscape and Urban Planning*, 197, 103769.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.
- Beissinger, S.R., e Osborne, D.R. (1982). Effects of Urbanization on Avian Community Organization. *The Condor*, 84, 75-83.
- Beninde, J., Veith, M., e Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology letters*, 18 6, 581-92.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. e Mustoe, S.H. 2000. *Bird Census Techniques*, 2nd edn. Academic Press, London.
- Borges, S. H., e Guilherme, E. (2000). Comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. *Ararajuba*, 8, 17-23.
- Chace, J.F. e Walsh, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46-69.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., e Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.
- Chao, Anne, K. H. Ma and T. C. Hsieh 2022. *User's Guide for iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity*.
- Clarke KR, Gorley RN (2006). *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, R. (1990). Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138, 143–157.
- Cohn-Haft, M., Whittaker, A., e Stouffer, P. C. (1997). A new look at the "species-poor" central Amazon: the avifauna north of Manaus, Brazil. *Ornithological monographs*, 205-235.
- Colwell R, Chao AW, Gotelli N, Lin S, Mao C, Chazdon R, Longino J (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J Plant Ecol* 5: 3-21.

- Dufrêne, M., e Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366.
- Emlen, J.T. (1974). An Urban Bird Community in Tucson, Arizona: Derivation, Structure, Regulation. *The Condor*, 76, 184.
- Fontana, Carla Suertegaray, Maria Inês Burger, and William E. Magnusson. 2011. "Bird Diversity in a Subtropical South-American City: Effects of Noise Levels, Arborisation and Human Population Density." *Urban Ecosystems* 14 (3): 341–60.
- Fragata, M., Baccaro, F., Gonçalves, A. L. S., e Borges, S. H. (2022). Living in a tropical concrete jungle: diversity and abundance variation in a parrot assemblage (Aves, Psittacidae) of a major Amazonian city. *Urban Ecosystems*, 1-11.
- Fraisl, D., Hager, G., Bedessem, B. et al. Citizen science in environmental and ecological sciences. *Nat Rev Methods Primers* 2, 64 (2022).
- Grimm, N.B., Grove, J.M., Pickett, S.T., e Redman, C.L. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience*, 50, 123-141.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., e Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4, 9.
- Jenkins CN, Alves MAS, Uezu A, Vale MM (2015) Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. *PLoS ONE* 10(12): e0145064. doi:10.1371/journal.pone.0145064.
- Jenkins, CN, SL Pimm, LN Joppa (2013) Global Patterns of Terrestrial Vertebrate Diversity and Conservation. *PNAS* 110(28): E2602-E2610. doi: 10.1073/pnas.1302251110
- Jokimäki, J., e Kaisanlahti-Jokimäki, M. (2003). Spatial similarity of urban bird communities: a multiscale approach. *Journal of Biogeography*, 30, 1183-1193.
- Jokimäki, Jukka, Jukka Suhonen and Marja-Liisa Kaisanlahti-Jokimäki. "Urbanization and species occupancy frequency distribution patterns in core zone areas of European towns." *European Journal of Ecology* 2 (2016): 23 - 43.
- Lambshead, P.J.D., Platt, H.M. e Shaw, K.M. (1983) The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17, 859–874.
- Lancaster, R.K., e Rees, W.E. (1979). Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 57, 2358-2368.

- Laurance, W. F.; Williamson, G. B. Positive Feedbacks among Forest Fragmentation, Drought, and Climate Change in the Amazon. *Conservation Biology*, v. 15, n. 6, p. 1529–1535, 14 dez. 2001.
- Lees, A.C., e Moura, N.G. (2017). Taxonomic, phylogenetic and functional diversity of an urban Amazonian avifauna. *Urban Ecosystems*, 20, 1019-1025.
- Legendre, P. (2014), Replacement and richness difference components. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 1324-1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324-1334.
- Lima, N.R (2020). Assembleias de aves em fragmentos florestais em uma grande metrópole tropical: os efeitos da estrutura da paisagem dependem da afinidade de habitat das espécies. Dissertação Programa de Pós Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus.
- Macgregor-fors, I.; Schondube, J.E. 2011 Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*; v. 12, . 372 381.
- Magurran, A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.
- Manaus-AM (2010) Lei nº 1.401, de 14 de janeiro de 2010 - DOM nº 2.365. Dispõe sobre a criação e a divisão dos bairros de Manaus, estabelecendo novos limites. Available in <http://implurb.manaus.am.gov.br/bairros-de-manaus>
- Marzluff, J.M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. p. 19-47. In: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (ed). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Matthews, T. J., e Whittaker, R. J. (2015). On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 443-454.
- McKinney, M.L. (2002). *Urbanization, Biodiversity, and Conservation*.
- McKinney, M.L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247-260.
- McKinney, M.L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11, 161–176 (2008).
- Merri K. Collins, Seth B. Magle, Travis Gallo, 2021 Global trends in urban wildlife ecology and conservation. *Biological Conservation* 261, 109236,

- Mittermeier RA, Mittermeier CG, Brooks TM, Pilgrim JD, Konstant WR, da Fonseca GA, Kormos C. Wilderness and biodiversity conservation. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2003 Sep 2;100(18):10309-13.
- Muñoz-Pedrerros, A., González-Urrutia, M., Encina-Montoya, F., e Norambuena, H. V. (2018). Effects of vegetation strata and human disturbance on bird diversity in green areas in a city in southern Chile. *Avian Research*, 9(1), 1-15.
- Neate-Clegg, M. H., Tonelli, B. A., Youngflesh, C., Wu, J. X., Montgomery, G. A., Şekercioğlu, Ç. H., e Tingley, M. W. (2023). Traits shaping urban tolerance in birds differ around the world. *Current Biology*, 33(9), 1677-1688.
- Pacheco JF, Silveira LF, Aleixo A. et al. 2021. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee - second edition. *Ornithology Research* 29: 94-105.
- Padilla, B. J., e Sutherland, C. (2019). A framework for transparent quantification of urban landscape gradients. *Landscape Ecology*, 34, 1219-1229.
- Palacio, F.X. (2020), Urban exploiters have broader dietary niches than urban avoiders. *Ibis*, 162: 42-49. <https://doi.org/10.1111/ibi.12732>
- Pena, João Carlos de Castro, Felipe Martello, Milton Cezar Ribeiro, Richard A. Armitage, Robert J. Young, and Marcos Rodrigues. 2017. "Street Trees Reduce the Negative Effects of Urbanization on Birds." *PLoS ONE* 12 (3): 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>.
- Podani, J. e Schmera, D. (2011) A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos*, **120**, 1625– 1638.
- Reynaud, P.A., e Thioulouse, J. (2000). Identification of birds as biological markers along a neotropical urban–rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management*, 59, 121-140.
- Reynolds, S.; Ibáñez-Álamo, J.; Sumasgutner, P. et al. (2019) Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology*, 160, 841-860.
- Ridgely, R. S., e Guy, T. (1989). *The birds of South America: Volume 1: the oscine passerines (Vol. 1)*. University of Texas Press.
- Rodrigues, A.G., Borges-Martins, M. e Zilio, F. (2018). Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. ***Iheringia, Sér. Zool.* 108.**

- Roswell, M., Dushoff, J., e Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321-338.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E.L., Bloomfield, J.R., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., e Wall, D.H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 5459, 1770-4.
- Santos, C. A. C., e Lima, J. R. A. (2013). Análise dos efeitos da expansão urbana de Manaus-AM sobre parâmetros ambientais através de imagens de satélite. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 6(01), 001-014.
- Seto, K. C., Fragkias, M., Güneralp, B., e Reilly, M. K. (2011). A meta-analysis of global urban land expansion. *PLoS ONE*, 6 (8), e23777.
- Silva, J. R. C., e Scudeller, V. V. (2022). Os ciclos econômicos da borracha e a Zona Franca de Manaus: expansão urbana e degradação das microbacias. *Research, Society and Development*, 11(6), e33611629103-e33611629103.
- Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., e Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12), e2117297119.
- Sol, D., González- Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J., e Lapiedra, O. (2014). Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology letters*, 17(8), 942-950.
- Sol, D., Trisos, C.H., Múrria, C., Jeliaskov, A., González-Lagos, C., Pigot, A.L., Ricotta, C., Swan, C.M., Tobias, J.A., e Pavoine, S. (2020). The worldwide impact of urbanisation on avian functional diversity. *Ecology letters*.
- Souza, Franco Leandro, Francisco Valente-Neto, Francisco Severo-Neto, Bernaldo Bueno, José Manoel Ochoa-Quintero, Rudi Ricardo Laps, Fábio Bolzan, and Fabio de Oliveira Roque. 2019. Impervious Surface and Heterogeneity Are Opposite Drivers to Maintain Bird Richness in a Cerrado City. *Landscape and Urban Planning* 192 (September 2018): 103643. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103643>.
- Spotswood, E. N., Beller, E. E., Grossinger, R., Grenier, J. L., Heller, N. E., e Aronson, M. F. (2021). The biological deserts fallacy: cities in their landscapes contribute more than we think to regional biodiversity. *Bioscience*, 71(2), 148-160.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). *World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423)*.

Apêndice 1

Tabela 1S. Resultados dos modelos lineares generalizados (GLM) onde são testados os efeitos de nove variáveis que caracterizam os gradientes ambientais dentro da cidade de Manaus sobre várias medidas da diversidade das assembleias de aves. As variáveis que apresentaram efeitos significativos estão destacadas em negrito.

Variáveis resposta	Variáveis explanatórias	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Valor de P
Riqueza	Intercepto	13.185	8.554	1.541	0.127
	Cobertura de vegetação	0.128	0.050	2.540	0.013
	Densidade de borda	0.039	0.012	3.170	0.002
	Área média dos fragmentos	-0.117	0.110	-1.057	0.294
	Diversidade das paisagens	6.500	4.691	1.386	0.170
	Nível de ruído	-0.305	0.133	-2.292	0.025
	No de pessoas	1.287	1.024	1.257	0.213
	No de veículos	-0.532	0.665	-0.800	0.426
	No de árvores	1.249	0.453	2.760	0.007
Abundância	Intercepto	34.248	21.838	1.568	0.121
	Cobertura de vegetação	-0.001	0.128	-0.004	0.997
	Densidade de borda	0.074	0.031	2.353	0.021
	Área média dos fragmentos	-0.108	0.281	-0.384	0.702
	Diversidade das paisagens	4.874	11.976	0.407	0.685
	Nível de ruído	-0.601	0.340	-1.768	0.081
	No de pessoas	3.333	2.614	1.275	0.206
	No de veículos	-0.295	1.698	-0.174	0.863
	No de árvores	2.925	1.156	2.531	0.013
Equitabilidade (J)	Intercepto	0.975	0.099	9.815	0.000
	Cobertura de vegetação	9.890	5.840	1.694	0.094
	Densidade de borda	0.000	0.000	-0.120	0.899
	Área média dos fragmentos	0.000	0.001	0.330	0.742
	Diversidade das paisagens	0.059	0.054	1.070	0.284
	Nível de ruído	0.000	0.002	0.140	0.989
	No de pessoas	-0.007	0.012	-0.576	0.566
	No de veículos	-0.006	0.008	-0.750	0.455
	No de árvores	-0.003	0.005	-0.560	0.573
Diversidade (Fisher)	Intercepto	17.720	13.440	1.310	0.191
	Cobertura de vegetação	0.300	0.070	3.810	0.000
	Densidade de borda	0.028	0.010	1.430	0.156

	Área média dos fragmentos	-0.246	0.170	-1.410	0.160
	Diversidade das paisagens	7.169	7.370	0.970	0.334
	Nível de ruído	-0.289	0.210	-1.380	0.171
	No de pessoas	-0.098	1.600	-0.060	0.952
	No de veículos	-0.984	1.040	-0.940	0.350
	No de árvores	0.416	0.710	0.580	0.560
Diversidade (Simpson)	Intercepto	2.431	0.868	2.800	0.006
	Cobertura de vegetação	0.010	0.005	2.820	0.006
	Densidade de borda	0.001	0.001	0.670	0.500
	Área média dos fragmentos	-0.008	0.011	-0.680	0.498
	Diversidade das paisagens	0.857	0.476	1.800	0.076
	Nível de ruído	-0.015	0.014	-1.130	0.258
	No de pessoas	-0.060	0.104	-0.570	0.568
	No de veículos	-0.016	0.068	-0.240	0.809
	No de árvores	0.054	0.046	1.170	0.245
Composição (NMDS - BC)	Intercepto	-0.026	0.110	-0.230	0.816
	Cobertura de vegetação	0.000	0.001	-0.310	0.751
	Densidade de borda	0.000	0.000	2.210	0.030
	Área média dos fragmentos	0.001	0.001	0.480	0.628
	Diversidade das paisagens	-0.062	0.060	-1.030	0.305
	Nível de ruído	-0.001	0.002	-0.390	0.695
	No de pessoas	0.004	0.013	0.270	0.781
	No de veículos	0.002	0.009	0.190	0.845
	No de árvores	0.007	0.006	1.160	0.250
Composição (NMDS - JC)	Intercepto	-0.053	0.109	-0.480	0.632
	Cobertura de vegetação	0.000	0.001	-0.140	0.880
	Densidade de borda	0.000	0.000	2.330	0.022
	Área média dos fragmentos	0.001	0.001	0.790	0.431
	Diversidade das paisagens	-0.039	0.060	-0.650	0.518
	Nível de ruído	0.000	0.002	-0.210	0.829
	No de pessoas	-0.002	0.013	-0.150	0.874
	No de veículos	0.004	0.009	0.520	0.599
	No de árvores	0.004	0.006	0.610	0.543

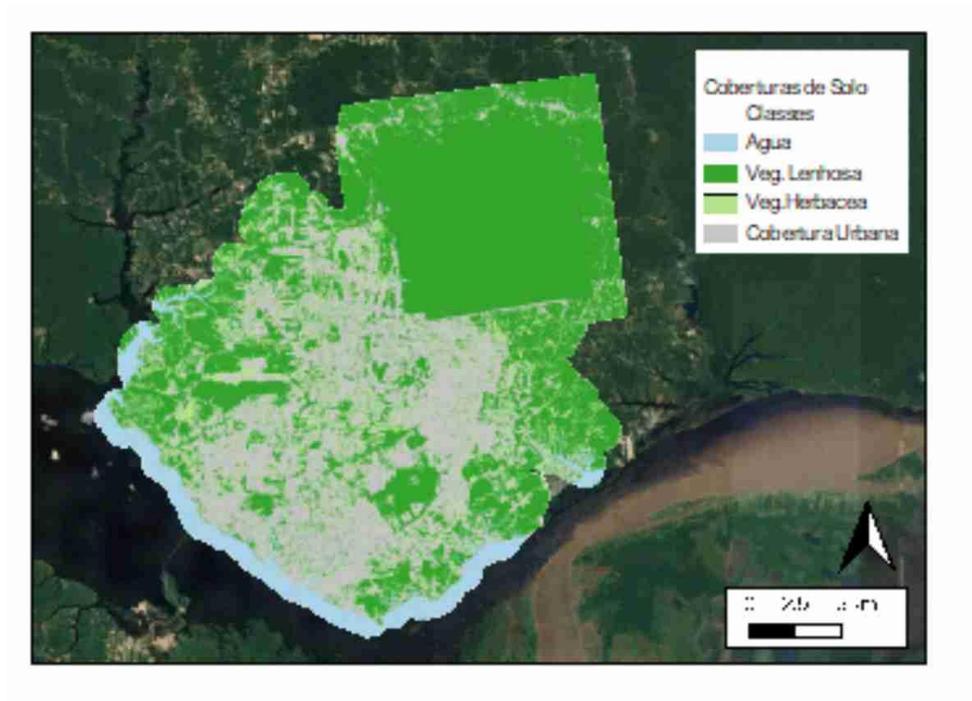


Figura 1S. Classificação supervisionada a partir de imagem do satélite PlanetScope (resolução de 3 m) do ano 2021 da área urbana da cidade de Manaus usando quatro classes de cobertura de solo. A acurácia da classificação e de ~ 90%.

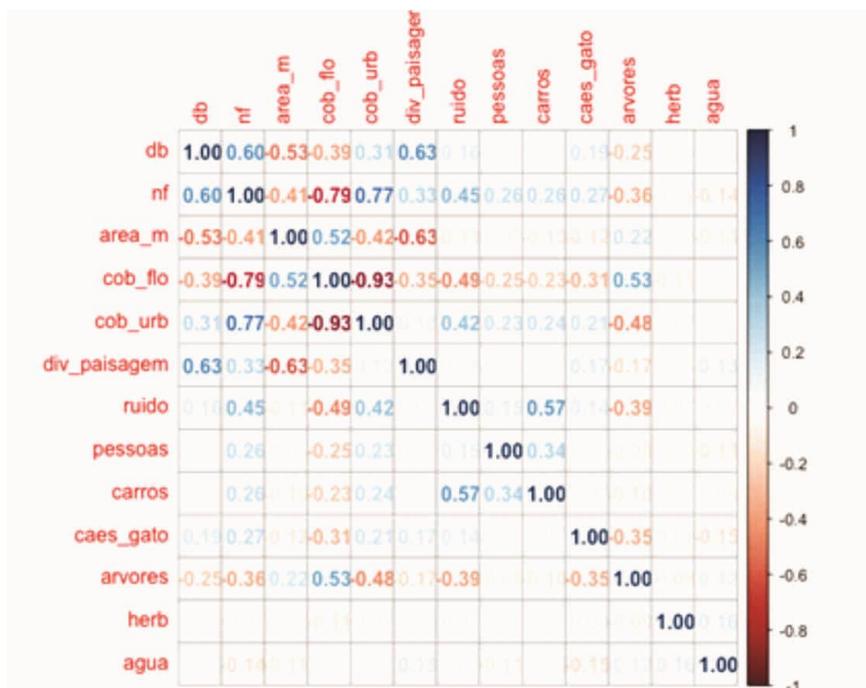


Figura 2S. Matriz de coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis preditoras. As variáveis coletadas em nível de paisagem foram calculadas em um círculo de raio de 500 m centrado no ponto de amostragem (db = densidade de borda, nf = número de fragmentos, área_m = média da área dos fragmentos, cob_flo = cobertura de floresta, cob_urb = cobertura de área urbana, div_paisagem = índice de diversidade de Shannon para as coberturas de solo). As variáveis locais foram medidas em cada ponto de amostragem (ver métodos).