

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E BIOLÓGICAS – DBIO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

MONIQUE VIEIRA DE FREITAS

**Relação entre o isolamento social (covid-19) e o número de registros de duas espécies de
aves migratórias no estado de São Paulo**

SOROCABA – SP

2024

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E BIOLÓGICAS – DBIO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

MONIQUE VIEIRA DE FREITAS

Relação entre o isolamento social (covid-19) e o número de registros de duas espécies de aves migratórias no estado de São Paulo

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências Humanas e Biológicas da Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientação: Prof. Dr. Augusto João Piratelli.

SOROCABA – SP

2024

Freitas, Monique Vieira de

Relação entre o isolamento social (covid-19) e o número de registros de duas espécies de aves migratórias no estado de São Paulo / Monique Vieira de Freitas -- 2024. 46f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Augusto João Piratelli

Banca Examinadora: Mercival Roberto Francisco, Enzo Coletti Manzoli

Bibliografia

1. Observação de aves. 2. Ecologia urbana. 3. Antropopausa. I. Freitas, Monique Vieira de. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979

MONIQUE VIEIRA DE FREITAS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências Humanas e Biológicas da Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Sorocaba, 26 de janeiro de 2024.

Documento assinado digitalmente
 **AUGUSTO JOAO PIRATELLI**
Data: 29/01/2024 16:08:26-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Orientador

Prof. Dr. Augusto João Piratelli
Universidade Federal de São Carlos

Documento assinado digitalmente
 **MERCIVAL ROBERTO FRANCISCO**
Data: 29/01/2024 13:58:31-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Membro 1

Prof. Dr. Mercival Roberto Francisco
Universidade Federal de São Carlos

Documento assinado digitalmente
 **ENZO COLETTI MANZOLI**
Data: 27/01/2024 13:16:02-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Membro 2

M.Sc. Enzo Coletti Manzoli
Universidade Federal de São Carlos

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, por ser meu exemplo e minha base. Agradeço por todo incentivo e apoio durante esses anos de graduação, serei eternamente grata por todo sacrifício empenhado para que eu chegasse até aqui.

À minha família por fazer parte da minha vida e me apoiar nessa trajetória.

Ao meu companheiro de vida, por me incentivar e apoiar durante todas as etapas da minha trajetória na graduação, desde o vestibular até a conclusão do curso. Muito obrigada pela parceria e carinho durante todos esses anos.

Às minhas amigas do curso, por tornarem a graduação mais leve e divertida. Agradeço pela companhia, risadas, parceria nos trabalhos e momentos inesquecíveis compartilhados.

Ao meu orientador, pela paciência e tempo dedicado a me orientar neste trabalho, além de todos os ensinamentos passados.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia e Conservação – LECO pelo conhecimento compartilhado, em especial, ao Enzo, pela ajuda inestimável com as análises estatísticas realizadas neste trabalho.

A todos os professores, monitores, tutores, e técnicos de laboratório, por todo o conhecimento transmitido durante a graduação, que levarei para vida.

À UFSCar, pela oportunidade e por me proporcionar uma formação completa e diversificada.

RESUMO

Durante a pandemia de covid-19, o isolamento social foi adotado como medida para frear a disseminação do vírus. Como consequência, houve a redução dos distúrbios antrópicos nas cidades (como tráfego de pessoas, poluição sonora, luminosa e atmosférica) em um primeiro momento. Isso poderia ter afetado a presença das aves nas cidades e, eventualmente, os processos migratórios. Neste trabalho, pretendeu-se investigar se o isolamento social causado pela pandemia do covid-19 exerceu efeito no número de registros e padrão migratório de duas espécies de aves, o Suiriri (Tyrannidae) e o Sovi (Accipitridae) no estado de São Paulo. Espera-se que, com o isolamento social, as populações de Suiriri e Sovi tenham sofrido menor impacto antrópico, alterando seus processos migratórios, resultando em uma mudança no período de migração ou retorno. Também espera-se obter maior impacto do isolamento social nos registros de Sovi, visto que é uma espécie mais sensível à urbanização. Para responder às questões deste trabalho, foi feita a coleta dos registros das espécies disponíveis nas plataformas eBird e Wikiaves antes, durante e depois do período de implantação do isolamento social no estado de São Paulo. Também foi feita a coleta dos dados relacionados à duração do dia e índice de isolamento social nos municípios de registro do mesmo estado. Para analisar os dados foram feitas análises de GLMM no programa R Studio. Como resultado, foi possível observar que os padrões migratórios das espécies permaneceram os mesmos independente do isolamento social, refutando a nossa hipótese. Também obteve-se a diminuição dos registros de Sovi em função do aumento do índice de isolamento social no estado. Entretanto, a variação na duração da luz solar foi a variável que influenciou positivamente nos registros de Suiriri, confirmando a previsão de que o isolamento social exerceria maior impacto nos registros de Sovi. Conclui-se que o isolamento social aparentemente não interferiu no padrão migratório das espécies, pois a migração está associada ao ritmo circanual das aves, que não teve alterações durante a pandemia de covid-19. Porém, houve um impacto negativo no número de registros de Sovi, que foi atribuído às limitações impostas pelo próprio isolamento social.

Palavras-chave: Antropopausa; Ciência Cidadã; Ecologia urbana; *Ictinia plumbea*; Observação de aves; *Tyrannus melancholicus*.

ABSTRACT

During the covid-19 pandemic, social distancing was adopted as a measure to curb virus dissemination. As a consequence, there was a reduction in anthropic disturbance in the cities (such as foot traffic, noise, light, and atmospheric pollution). This could have affected the presence of birds in cities and eventually their migratory processes. In this study, it was intended to investigate if social distancing caused by covid-19 pandemic affected the number of records and the migratory pattern of two bird species, the Tropical Kingbird (Birds, Tyrannidae) and the Plumbeous Kite (Birds, Accipitridae) in the state of São Paulo. It was expected that with social distancing, the populations of Tropical Kingbird and Plumbeous Kite would experience less anthropogenic impact, altering their migratory processes, resulting in a change in the migration or return period. Additionally, it was expected to observe a greater impact of social distancing on Plumbeous Kite records, given its sensitivity to urbanization. To answer this research question, records of the species were collected from the eBird and Wikiaves platforms before, during, and after the implementation of social distancing in the state of São Paulo. Data related to day length and social distancing index in the cities of records in the same state were also collected. To analyze the data GLMM analyses were conducted using R Studio. As a result, it was observed that the migratory patterns of the species remained unchanged regardless of social distancing, refuting our hypothesis. A decrease in Plumbeous Kite records was also observed in relation to the increase in the social distancing index in the state. However, the variation in sun length was the variable that positively influenced Tropical Kingbird records, confirming the prediction that social distancing would have a greater impact on Plumbeous Kite records. In conclusion, social distancing apparently did not interfere with the migratory pattern of the species, as migration is associated with the circannual rhythm of birds, which has not changed during the covid-19 pandemic. Nevertheless, there was a negative impact on the number of Plumbeous Kite records, attributed to the limitations imposed by social distancing itself.

Key-words: Anthropause; Birdwatching; Citizen Science; *Ictinia plumbea*; *Tyrannus melancholicus*; Urban ecology.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Suiriri (<i>Tyrannus melancholicus</i>).....	16
Figura 2: Sovi (<i>Ictinia plumbea</i>).....	17
Figura 3a: Total de registros de Sovi (<i>Ictinia plumbea</i>) coletados nos municípios do estado de São Paulo. Mapa gerado através da ferramenta ArcMap versão 10.5.....	21
Figura 3b: Total de registros de Suiriri (<i>Tyrannus melancholicus</i>) coletados nos municípios do estado de São Paulo. Mapa gerado através da ferramenta ArcMap versão 10.5.....	22
Figura 4: Total de registros de <i>Tyrannus melancholicus</i> (à esquerda) e <i>Ictinia plumbea</i> (à direita) separados em três diferentes períodos: 22 meses antes do isolamento social ser estabelecido (maio de 2018 a fevereiro de 2020); 22 meses de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021); e 22 meses após o período de isolamento social (janeiro de 2022 a outubro de 2023).....	22
Figura 5: Variação sazonal do número de registros (mediana e erro padrão) de Sovi (<i>Ictinia plumbea</i>) e Suiriri (<i>Tyrannus melancholicus</i>) no estado de São Paulo entre maio de 2018 e outubro de 2023.....	23
Figura 6a: Quantidade de registros de Sovi (<i>Ictinia plumbea</i>) no estado de São Paulo ao longo dos meses em três períodos diferentes, pré-pandemia (maio de 2018 a fevereiro de 2020), durante a pandemia (março de 2020 a dezembro de 2021) e pós-pandemia (janeiro de 2022 a outubro de 2023).....	24
Figura 6b: Quantidade de registros de Suiriri (<i>Tyrannus melancholicus</i>) no estado de São Paulo ao longo dos meses em três períodos diferentes, pré-pandemia (maio de 2018 a fevereiro de 2020), durante a pandemia (março de 2020 a dezembro de 2021) e pós-pandemia (janeiro de 2022 a outubro de 2023).....	24
Figura 7: Variação do número de registros de Suiriri (<i>Tyrannus melancholicus</i>) em função da duração da luz solar em horas durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.....	25
Figura 8: Variação do número de registros de Sovi (<i>Ictinia plumbea</i>) em função do índice de isolamento social (%) durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.....	26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Resultado da análise GLMM para a variação do número de registros de Suiriri (<i>Tyrannus melancholicus</i>) durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.....	25
Tabela 2: Resultado da análise GLMM para a variação do número de registros de Sovi (<i>Ictinia plumbea</i>) durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.....	26

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
1.1. HIPÓTESES E PREVISÕES.....	14
1.2. OBJETIVOS.....	14
1.2.1. Objetivo geral	14
1.2.2. Objetivos específicos	15
2. MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1. ESPÉCIES SELECIONADAS.....	16
2.2. COLETA DE DADOS.....	18
2.3. ANÁLISE DOS DADOS.....	19
3. RESULTADOS	21
3.1. DA COLETA DOS REGISTROS.....	21
3.2. DAS ANÁLISES GLMM.....	25
4. DISCUSSÃO	27
4.1. REGISTROS.....	27
4.2. PADRÕES DE MIGRAÇÃO.....	29
5. CONCLUSÕES	32
6. REFERÊNCIAS	33
7. APÊNDICES	41

1. INTRODUÇÃO

Com a grande expansão demográfica humana que vem ocorrendo ao longo dos séculos XX e XXI, estima-se que até 2050 a população mundial chegue a 9,73 bilhões de habitantes, dos quais 70% estarão abrigados em cidades (ONU, 2019). O processo de urbanização consiste na conversão de áreas naturais em paisagens antropizadas para atender às necessidades humanas por recursos, como áreas para processos industriais e empreendimentos imobiliários (GILBERT, 1989; NASSAR; BLACKBURN; WHYATT, 2014). Nesse processo, uma série de distúrbios afetam a biodiversidade em função da fragmentação das áreas naturais, que implica na perda de habitats, ocasionando a redução do tamanho das populações e isolamento das mesmas, tornando-as mais suscetíveis à extinção local (CASTRO; FERNANDEZ, 2004).

Além da fragmentação de habitats, a urbanização traz consigo outros distúrbios antrópicos, como a piora na qualidade do ar, água e solo devido a emissão de poluentes; presença de superfícies impermeáveis; e favorecimento de espécies exóticas (CZECH; KRAUSMAN; DEVERS, 2000; SOUZA *et al.*, 2019). Ademais, a urbanização é responsável pelo processo de simplificação da comunidade, pois atua como um filtro, favorecendo somente as espécies mais generalistas em relação à dieta e habitat, que possuem maior tolerância às ações antrópicas, em detrimento das espécies mais especialistas, que não conseguem se estabelecer devido a falta de recursos específicos (GONZÁLEZ-OREJA *et al.*, 2011; SOL *et al.*, 2014). Dessa forma, a expansão urbana é apontada pelos pesquisadores como uma das principais causas de extinção de espécies (CZECH; KRAUSMAN; DEVERS, 2000).

Quanto aos impactos da urbanização e antropização sobre a fauna, as aves representam o grupo de animais mais estudado, devido principalmente ao seu potencial como bioindicador (MORENO *et al.*, 2007). A dinâmica urbana impacta profundamente o comportamento das aves, trabalhos como o de Rosenthal e Stuart-Fox (2012, e Barbosa *et al.* (2020) têm mostrado que o alto nível de poluição sonora proveniente de tráfego de veículos e pedestres é capaz de exercer influência no canto das aves, como mudanças na frequência e estrutura do som para que a comunicação supere a interferência dos ruídos urbanos (ROSENTHAL; STUART-FOX, 2012; BARBOSA *et al.*, 2020). A poluição química do ar ou da água dos centros urbanos é capaz de alterar a fisiologia das aves, interferindo no funcionamento dos sistemas endócrino, imunológico e nervoso, o que também leva a mudanças comportamentais nos aspectos sociais e sexuais dos indivíduos (e.g. agressividade,

dominância, mudanças no cortejo e repertório dos cantos) (JANSSENS *et al.*, 2003; HOGSTAD; PEDERSEN, 2007; MCKAY; MAHER, 2012; GIL; BRUMM, 2014). A poluição luminosa presente nas cidades também é capaz de causar alterações no sistema endócrino, e conseqüentemente no ciclo circadiano e reprodutivo das aves, resultando em mudanças no comportamento de atividades diárias, ciclo sazonal e períodos reprodutivos das espécies, distúrbios como: canto em horários anormais; alterações no horário do início e fim do forrageamento; e mudanças no ritmo de alimentação dos filhotes são descritos na literatura (DOMINONI, 2015).

As aves migratórias são especialmente afetadas pela dinâmica urbana, pois o processo de migração envolve períodos de voo alternados entre paradas de descanso e alimentação (SUTHERLAND; NEWTON; GREEN, 2004); portanto, elas dependem da conservação de diferentes áreas para atingir o destino final. Além disso, o processo de migração requer o acúmulo de grande quantidade de gordura, podendo dobrar a massa corporal do indivíduo (SUTHERLAND; NEWTON; GREEN, 2004). A presença humana pode causar perturbações nas aves, fazendo com que elas precisem se manter em estado de alerta e se locomover várias vezes ao dia para escapar, gerando um gasto de energia que deveria ser poupada para a migração (BARBIERI; PINNA, 2005). Essa perda de energia causa grandes prejuízos ao processo de migração e contribui para a mortalidade e declínio populacional da espécie (DUNN *et al.*, 1988).

Portanto, é evidente que o ambiente urbano atua como uma barreira ecológica para as espécies de aves, de forma que a diversidade, riqueza e abundância de espécies sensíveis da avifauna em centros urbanos são negativamente afetadas (RODRIGUES; BORGES-MARTINS; ZILIO, 2018). Entretanto, as populações da avifauna que convivem em ambientes urbanos podem se adaptar ao contato com a população humana, tornando-se mais tolerantes aos distúrbios e alterando o comportamento de distância de fuga para poupar energia (PIRATELLI; FAVORETTO; MAXIMIANO, 2015). Além disso, algumas espécies encontradas em centros urbanos possuem características que favorecem a sua colonização, como um nicho ecológico mais amplo e dieta generalista (CALLAGHAN *et al.*, 2019). Ainda, algumas populações são capazes de explorar os recursos disponíveis nas cidades, como o uso de construções para nidificação ou até mesmo como fonte de alimento, predando insetos atraídos pela iluminação artificial, bem como exploração de alimentos oferecidos diretamente pelas pessoas, ou indiretamente, através do lixo presente pelas ruas das cidades. (MØLLER, 2010; ROBERTSON *et al.*, 2010; GALBRAITH *et al.*, 2015; CRATES *et al.*, 2016). Sendo assim, as espécies de aves podem ser categorizadas quanto a sua tolerância ao

ambiente urbano em: “evitadoras urbanas” ou *urban avoiders* (i.e., evitam áreas urbanas, mas ocorrem eventualmente, utilizando recursos de áreas naturais espalhadas pela matriz urbana); “usuárias urbanas” ou *urban utilizers* (i.e., podem utilizar alguns recursos do ambiente urbano, mas ainda dependem de recursos extra-urbano); e “moradoras urbanas” ou *urban dwellers* (i.e., se beneficiam do ambiente urbano e não dependem de recursos extra-urbano) (FISCHER *et al.*, 2015).

Outra consequência da destruição de sistemas naturais impulsionada pela expansão urbana é o surgimento de doenças zoonóticas (ALLEN *et al.*, 2017). Com as cidades inseridas nas bordas de fragmentos naturais, maior a proximidade e contato da população humana com as populações da fauna silvestre, e eventualmente, com potenciais transmissores de patógenos (RULLI *et al.*, 2017). Nesse cenário, o coronavírus SARS-CoV-2 foi identificado em 2019 na cidade de Wuhan, na China, após um surto da doença, que se espalhou rapidamente se tornando uma pandemia (FARIAS, 2020). Com a pandemia de covid-19, o isolamento social foi proposto pela Organização Mundial da Saúde – OMS como uma medida para frear a disseminação do vírus, até então sem vacina. Dessa forma, muitos países adotaram medidas restritivas em relação à circulação da população, como o isolamento dentro de suas próprias residências e os *lockdowns* (FARIAS, 2020). No Brasil, o isolamento social foi adotado no estado de São Paulo pelo decreto Nº 64.881, de 22 de março de 2020:

“ [...]

Decreta:

Artigo 1º - Fica decretada medida de quarentena no Estado de São Paulo, consistente em restrição de atividades de maneira a evitar a possível contaminação ou propagação do coronavírus, nos termos deste decreto.

Artigo 2º - Para o fim de que cuida o artigo 1º deste decreto, fica suspenso:

I - o atendimento presencial ao público em estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, especialmente em casas noturnas, “shopping centers”, galerias e estabelecimentos congêneres, academias e centros de ginástica, ressalvadas as atividades internas;

II - o consumo local em bares, restaurantes, padarias e supermercados, sem prejuízo dos serviços de entrega (“delivery”) e “drive thru”.

Artigo 3º - A Secretaria da Segurança Pública atentar-se-á, em caso de descumprimento deste decreto, ao disposto nos artigos 268 e 330 do Código Penal, se a infração não constituir crime mais grave.

Artigo 4º - Fica recomendado que a circulação de pessoas no âmbito do Estado de São Paulo se limite às necessidades imediatas de alimentação, cuidados de saúde e exercício de atividades essenciais.

Artigo 5º - Este decreto entra em vigor em 24 de março de 2020, ficando revogadas as disposições em contrário, em especial:

I - o inciso II do artigo 4º do Decreto nº 64.862, de 13 de março de 2020;

II - o artigo 6º do Decreto nº 64.864, de 16 de março de 2020, salvo na parte em que dá nova redação ao inciso II do artigo 1º do Decreto nº 64.862, de 13 de março de 2020;

III - o Decreto nº 64.865, de 18 de março de 2020.

[...]” (SÃO PAULO, 2020a).

Com o isolamento social, houve a diminuição dos distúrbios antrópicos nas cidades em um primeiro momento. A quantidade de poluentes atmosféricos nos centros urbanos teve uma diminuição significativa devido à redução do tráfego de veículos nas ruas (SOUZA *et al.*, 2022). Também foi possível observar a diminuição da poluição sonora nas cidades gerada pelo trânsito de veículos, tráfego de pessoas e equipamentos utilizados em zonas comerciais (ABE; SANTOS; TELES, 2020). Além disso, ocorreu uma redução da poluição luminosa urbana e melhora na qualidade da água (BUSTAMANTE-CALABRIA *et al.*, 2021; MAHADIKAR; ANAND; REDDY, 2022). Esse período, denominado “antropopausa”, tem sido considerado por pesquisadores como uma oportunidade única de investigar os impactos da presença e mobilidade humana nos diversos ecossistemas e na fauna silvestre (BATES *et al.*, 2020).

A diminuição dos distúrbios antrópicos durante o período de isolamento social afetou positivamente a biodiversidade urbana, pesquisadores apontam que animais silvestres do mundo todo se deslocaram, em média, por distâncias 73% maiores em comparação com o mesmo período no ano anterior ao isolamento social, devido à redução da mobilidade humana, que permitiu maior exploração da paisagem (TUCKER *et al.*, 2023). Entre as aves, foram observadas mudanças comportamentais nas populações que convivem em ambiente urbano em resposta à diminuição dos distúrbios antrópicos. Durante o isolamento social, os indivíduos de determinadas espécies produziram vocalizações mais altas em amplitude menores, maximizando o alcance e tornando a comunicação mais eficiente em função redução da poluição sonora nas áreas urbanas (DERRYBERRY *et al.*, 2020). Também foram observadas mudanças na ocupação espacial das aves durante o período de isolamento social em função da redução da circulação de pessoas, dessa forma, foi possível observar mais espécies de aves em locais que não costumavam ser avistadas, como rodovias e aeroportos (SCHRIMPF *et al.*, 2021). Em relação ao comportamento migratório, as áreas urbanas foram utilizadas com maior frequência como paradas de descanso por algumas populações de aves migratórias durante o período de isolamento social (SCHRIMPF *et al.*, 2021).

Tendo em vista que as espécies de aves podem responder diretamente às mudanças no comportamento humano nas cidades, o presente trabalho teve como objetivo investigar os possíveis impactos que as mudanças no comportamento humano (i.e., isolamento social) causadas pela pandemia de covid-19 exerceram sobre o número de registros e padrões de migração das populações de duas espécies de aves no estado de São Paulo, o Suiriri, *Tyrannus melancholicus* (Vieillot, 1819) e o Sovi, *Ictinia plumbea* (Gmelin, 1788).

1.1. HIPÓTESES E PREVISÕES

- Com o isolamento social e menor número de pessoas nas ruas, as populações de Suiriri e Sovi sofreram menor impacto da população humana, alterando seus processos migratórios, resultando, por exemplo, em uma mudança no período de migração e ou retorno;
- Haveria uma diferença no padrão de registros destas espécies no período do isolamento social, não observada nos períodos anterior e posterior à pandemia, sugerindo variação no comportamento migratório, que poderia ser atribuído ao isolamento social;
- Considerando-se que ambas são migratórias, haveria também diferenças na quantidade de registros em função da sazonalidade, relacionada à duração da luz solar ou mês de registro;
- Considerando-se as diferenças na tolerância ao ambiente urbano entre as espécies, também previu-se que haveria maior interferência do isolamento social nos registros de Sovi, visto que é uma espécie menos tolerante à urbanização que o Suiriri (SICK, 1997; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; FRANCHIN, 2009).

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo geral

- Testar se o isolamento social, ocasionado pela pandemia do covid-19, causou mudanças no número de registros e nos padrões de migração do Suiriri e do Sovi no estado de São Paulo.

1.2.2. Objetivos específicos

- Comparar os registros de Suiriri e de Sovi no estado de São Paulo em três diferentes períodos: antes, durante e após o isolamento social;

- Testar a interferência da sazonalidade na variação do número de registros através das variáveis duração da luz solar e mês do registro;
- Testar se o índice de isolamento social de cada município afetou o número de registros;
- Discutir a interferência do isolamento social nas possíveis mudanças de número de registros e/ou nos padrões migratórios das espécies.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ESPÉCIES SELECIONADAS

O Suiriri, *Tyrannus melancholicus* (Vieillot, 1819), é uma ave da ordem Passeriformes com cerca de 20 cm pertencente à família dos tiranídeos (BITENCOURT *et al.*, 2016). Sua dieta é onívora, alimentando-se predominantemente de insetos voadores, parcialmente de frutas e, eventualmente, de peixes (SICK, 1997; GONZÁLEZ-OREJA; JIMÉNEZ-MORENO, 2018). Ocorre no Cerrado, Cerradão e ambientes de mata densa, principalmente nas bordas de mata e clareiras (OLIVEIRA *et al.*, 2012). É tolerante à urbanização, sendo uma das aves mais frequentemente observadas nas metrópoles (FRANCHIN, 2009). Com a chegada das estações mais frias, algumas populações dessa espécie do sul e sudeste migram entre maio e julho rumo à Amazônia, e retornam a sua origem no início do período chuvoso da primavera e permanecem durante as estações quentes, onde se reproduzem entre setembro e fevereiro (OLIVEIRA *et al.*, 2012; DAROS; DUTRA; DUCA, 2018). É importante salientar que nem todas as populações de Suiriri migram (SICK, 1997) (Figura 1).



[This Photo](#) by Unknown Author is licensed under [CC BY-SA-NC](#)

Figura 1: Suiriri (*Tyrannus melancholicus*)

O Sovi, *Ictinia plumbea* (Gmelin, 1788), é uma ave da ordem Accipitriformes com cerca de 35 cm pertencente à família Accipitridae (BITENCOURT *et al.*, 2016). Sua dieta é majoritariamente insetívora, mas também caça pequenas presas como lagartos, serpentes, aves, anuros, moluscos, e morcegos (SEAVY *et al.*, 1997). Ocorre em matas de galeria, bordas de florestas, capoeiras altas, bosques, e matas secundárias. É considerada uma ave menos tolerante à urbanização, podendo ocorrer apenas nas áreas arborizadas das cidades (SICK, 1997; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). As populações do sul, sudeste e centro-oeste do país se deslocam para a região amazônica entre março e abril, onde permanecem durante o período de invernada, e retornam à sua origem em agosto, onde se reproduzem entre agosto e dezembro. Já na Amazônia, as populações são residentes (JACOMASSA, 2011; MENQ, 2018) (Figura 2).



[This Photo](#) by Unknown Author is licensed under [CC BY-SA-NC](#)

Figura 2: Sovi (*Ictinia plumbea*).

As duas espécies foram selecionadas devido às suas características particulares, uma vez que a primeira (*T. melancholicus*) possui maior tolerância ao ambiente urbano, sendo uma das espécies mais avistadas nos centros urbanos do país, enquanto a segunda (*I. plumbea*) é mais sensível às perturbações urbanas, sendo mais comumente avistada em áreas mais arborizadas como fragmentos florestais, parques urbanos ou unidades de conservação inseridas em meio urbano (SICK, 1997; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; FRANCHIN,

2009). Portanto, essa diferença de tolerância ao ambiente urbano possibilitou investigar se uma espécie seria mais afetada pelas mudanças na dinâmica das cidades do que a outra

2.2. COLETA DE DADOS

Para a coleta de dados referentes aos registros das espécies, foram utilizadas informações a partir de registros de imagem, áudio ou vídeo do Sovi e do Suiriri nas plataformas Wikiaves (<https://www.wikiaves.com.br/>) e eBird (<https://ebird.org/home>). Os registros presentes nestas plataformas contém informações sobre a data do registro, o município em que foi feito, e o nome do autor do registro. Então, foram aplicados alguns filtros para a coleta dos registros:

- a) Filtro temporal: O período de amostragem definido para a coleta de dados corresponde a 01 de maio de 2018 a 31 de outubro de 2023. Dessa forma, são englobados três momentos distintos: 22 meses antes do isolamento social ser decretado; 22 meses de isolamento social; e 22 meses após o fim do isolamento social. Assim, foi possível comparar os resultados e investigar se o isolamento social influenciou de alguma forma no padrão migratório das espécies;
- b) Filtros de município: Foram selecionados para coleta de dados apenas os municípios do estado de São Paulo que possuem mais de 10 mil habitantes segundo a estimativa de população do censo do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) de 2022 (IBGE, 2022). O critério para escolha deste filtro é de que provavelmente o isolamento social teria mais impacto na dinâmica urbana de cidades com maior número de habitantes.
 - i) Foram selecionados para coleta de dados apenas os municípios do estado de São Paulo que possuem registros disponíveis em todos os três períodos definidos para amostragem;
 - ii) Foram selecionados para coleta de dados apenas os municípios do estado de São Paulo que possuem informações disponíveis sobre as taxas de isolamento social e duração da luz solar.
- c) Filtro de dados duplicados: Foram excluídos da coleta de dados registros duplicados, ou seja, caso o mesmo usuário submetesse mais de um registro no mesmo dia e no mesmo município, foi contabilizado apenas um registro e os demais foram considerados duplicatas e removidos da planilha de dados.

Após a aplicação dos filtros estabelecidos, os dados foram inseridos em duas planilhas eletrônicas, uma para cada espécie. Os registros foram organizados em mês, ano, município de registro e quantidade de registros por mês nos municípios. Além disso, também foram inseridos nas tabelas as médias mensais das taxas de adesão ao isolamento social e duração da luz solar para cada município. Durante a coleta dos registros, foi feita a verificação visual e auditiva de cada um deles para que não houvesse a coleta de registros com identificação de espécie incorreta (Apêndice 1).

Para coleta de dados referentes à taxa de isolamento social nos municípios, utilizaram-se dados do Sistema de Monitoramento Inteligente do Governo de São Paulo (SIMI-SP), disponíveis no site <https://www.saopaulo.sp.gov.br/coronavirus/isolamento/>. O SIMI-SP coletou informações sobre a tendência de deslocamento da população através de operadoras de telefonia móvel, viabilizado por parceria com a ABR (Associação Brasileira de Recursos em Telecomunicações). Os dados são aglutinados e anonimizados para respeitar a privacidade de cada usuário, e partir disso, foram calculados e georreferenciados, resultando no índice de adesão ao isolamento social em 140 cidades do estado (SÃO PAULO, 2020). A taxa de adesão ao isolamento social foi divulgada semanalmente na plataforma em porcentagem, e para o presente estudo, foi feita a média mensal dos valores.

A duração da luz solar foi escolhida como uma variável para testar o efeito da sazonalidade na variação dos registros, pois a diferença na duração da luz solar ao longo dos meses é um dos fatores que funcionam como um gatilho para iniciar a migração das aves (GWINNER, 2003). A plataforma Sunrise and Sunset (<https://www.sunrise-and-sunset.com/pt>) foi utilizada para coleta de dados sobre a duração da luz solar nos municípios de registro das espécies. A plataforma disponibiliza o horário do nascer e pôr do sol de diversas cidades do Brasil e do mundo, incluindo quantas horas de luz solar se teve no dia (SUNRISE AND SUNSET, 2023). Assim, foi feita a média da duração do dia para cada município e mês de registro.

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

Para avaliar a interferência do isolamento social na variação dos registros, utilizaram-se os Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM), realizados no programa R Studio v. 4.2.1 (THE R CORE TEAM, 2022) (Apêndice 2). Essa análise foi escolhida por ser uma extensão dos Modelos Lineares Generalizados (GLM) que incorpora o efeito aleatório nos modelos, e também devido a sua ampla aplicabilidade em estudos de ecologia para

modelar a variação em resposta a fatores fixos e aleatórios, levando em consideração a estrutura espacial ou temporal dos dados (ZUUR *et al.*, 2009).

Para realizar os modelos, as variáveis preditoras consideradas foram a média mensal da duração da luz solar no município, média mensal da taxa de isolamento social no município, e o mês do registro; O município do registro foi considerado uma variável aleatória; a quantidade mensal de registros no município foi considerada a variável resposta. No total, foram concorridos 7 modelos para o Suiriri e Sovi separadamente, combinando o efeito de 1 ou 2 das diferentes variáveis (duração da luz solar, taxa de isolamento social, e mês de registro) na quantidade de registros mensais. Foram considerados os modelos com valores de ΔAIC menores que 2.0 como plausíveis, e o modelo que obtivesse maior valor de *weight*, seria considerado como a melhor explicação para a variação na quantidade de registros mensais (RODRIGUES, 2011). O valor de ΔAIC expressa a diferença nos valores de AIC (Critério de Informação de Akaike) entre o modelo que melhor explica a variação dos dados e os demais modelos, de maneira que quanto menor esse valor, mais adequado o modelo é para explicar a influência sobre a variável resposta (número de registros) (AKAIKE, 1974; BOZDOGAN, 1987). Já o valor de *weight* é um valor numérico de 0 a 1 que expressa a força de evidência a favor de cada um dos modelos, ou seja, quanto mais próximo de 1, maior a probabilidade de que o modelo é o mais adequado para explicar a variação dos dados (PROVETE; SILVA; SOUZA, 2008; PORTET, 2020).

A análise de GLMM foi realizada utilizando somente os dados de março de 2020 até dezembro de 2021, pois corresponde ao período de 22 meses em que o SIMI-SP publicou os dados sobre o isolamento social (SÃO PAULO, 2020b).

3. RESULTADOS

3.1. DA COLETA DOS REGISTROS

O levantamento dos registros nas plataformas Wikiaves e eBird totalizou 1.879 registros de Suiriri e 495 registros de Sovi no estado de São Paulo (WIKIAVES, 2023. EBIRD, 2023). Em relação aos municípios de registro, foram obtidos dados a partir de 26 municípios durante a coleta dos registros de Sovi, dentre eles, os que obtiveram o maior número de registros foi Campinas/SP com 106 registros, seguido por Ribeirão Preto/SP com 47 registros, e Rio Claro/SP com 39 registros (Figura 3a). Por sua vez, foram obtidos dados a partir de 58 municípios durante a coleta dos registros de Suiriri, dentre eles, os que obtiveram o maior número de registros foi São Paulo/SP com 321 registros, seguido por São José dos Campos/SP com 137 registros, e Campinas/SP com 133 registros (Figura 3b).

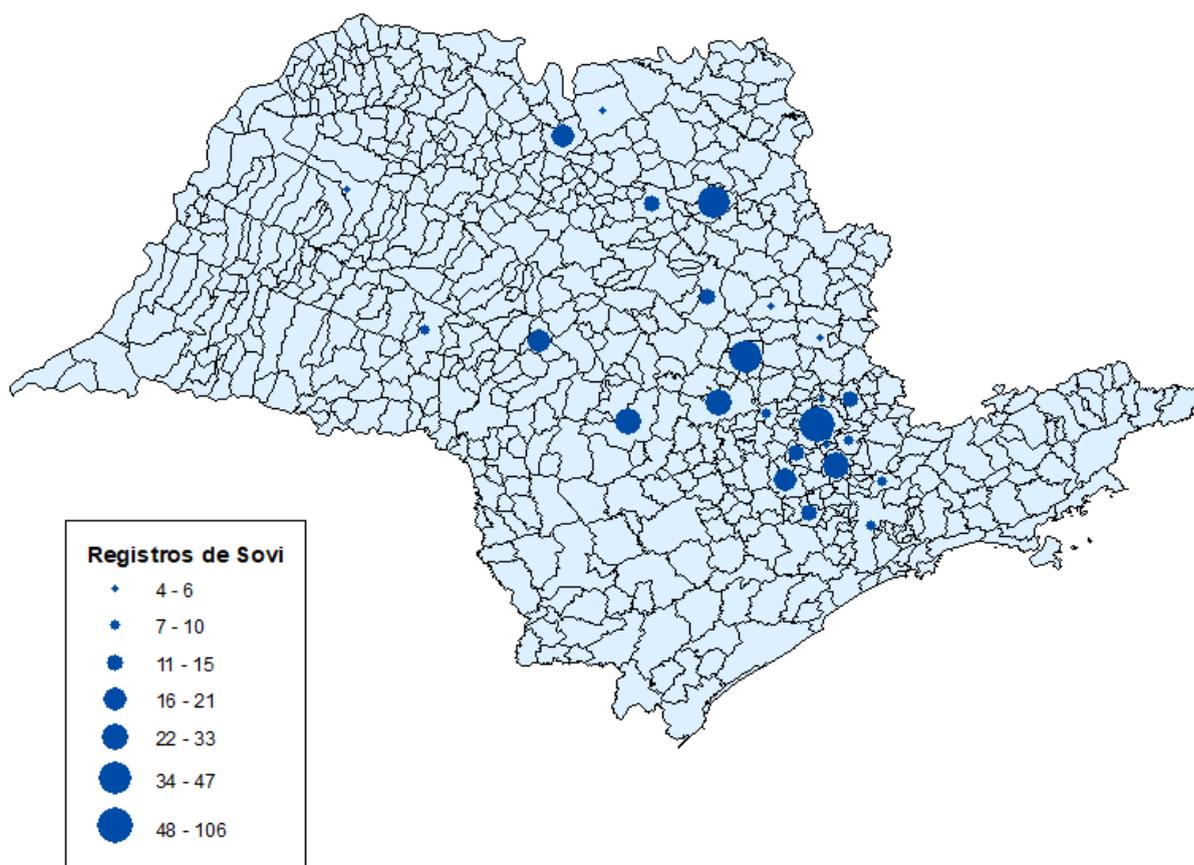


Figura 3a: Total de registros de Sovi (*Ictinia plumbea*) coletados nos municípios do estado de São Paulo. Mapa gerado através da ferramenta ArcMap versão 10.5.

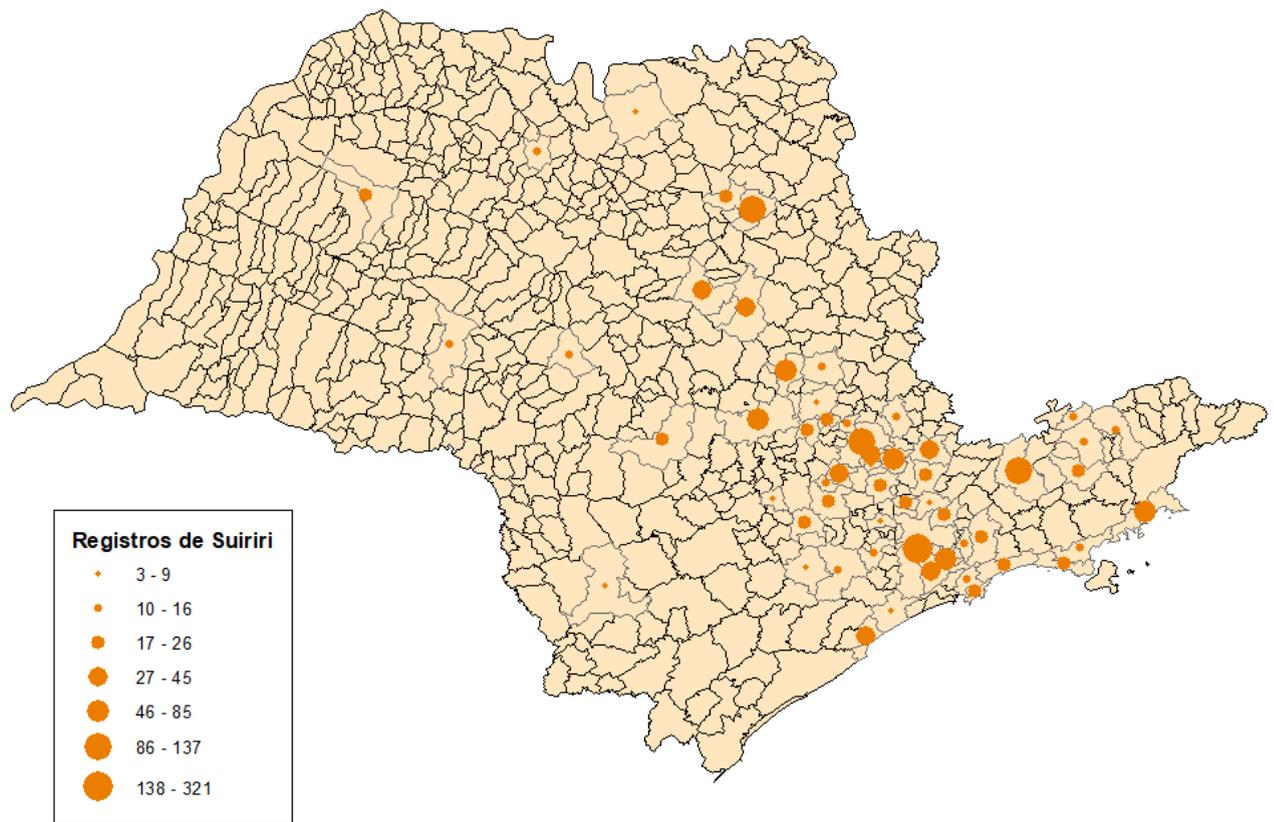


Figura 3b: Total de registros de Suiriri (*Tyrannus melancholicus*) coletados nos municípios do estado de São Paulo. Mapa gerado através da ferramenta ArcMap versão 10.5.

Houve um aumento no número de registros de Sovi (Figura 4.b) no período de isolamento social, ao contrário do Suiriri, cujo pico de registros ocorreu após o fim do período de isolamento social (Figura 4.a).

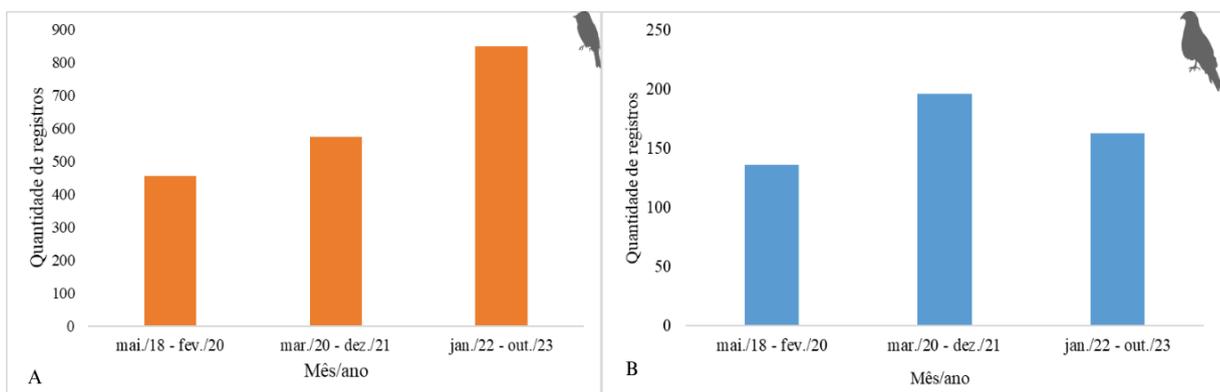


Figura 4: Total de registros de *Tyrannus melancholicus* (à esquerda) e *Ictinia plumbea* (à direita) separados em três diferentes períodos: 22 meses antes do isolamento social ser estabelecido (maio de 2018 a fevereiro de 2020); 22 meses de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021); e 22 meses após o período de isolamento social (janeiro de 2022 a outubro de 2023).

Foi possível observar nos registros de ambas as espécies uma tendência de aumento nos registros a partir do mês de agosto, período que corresponde ao retorno das espécies ao sudeste do país. Também é possível observar a diminuição na quantidade de registros do Suiriri a partir do mês de abril, que se mantém até julho, período que corresponde à migração das populações rumo à Amazônia. Para o Sovi, foi possível observar uma queda abrupta no número de registros a partir de fevereiro, que se mantém muito baixo até agosto, período que corresponde à migração das populações para a região amazônica (SICK, 1997; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; DAROS; DUTRA; DUCA, 2018; MENQ, 2018; SOMENZARI *et al.*, 2018). Essa queda no número de registros é bem mais expressiva para o Sovi do que o Suiriri, chegando a zero em março, abril, junho e julho (figura 5).

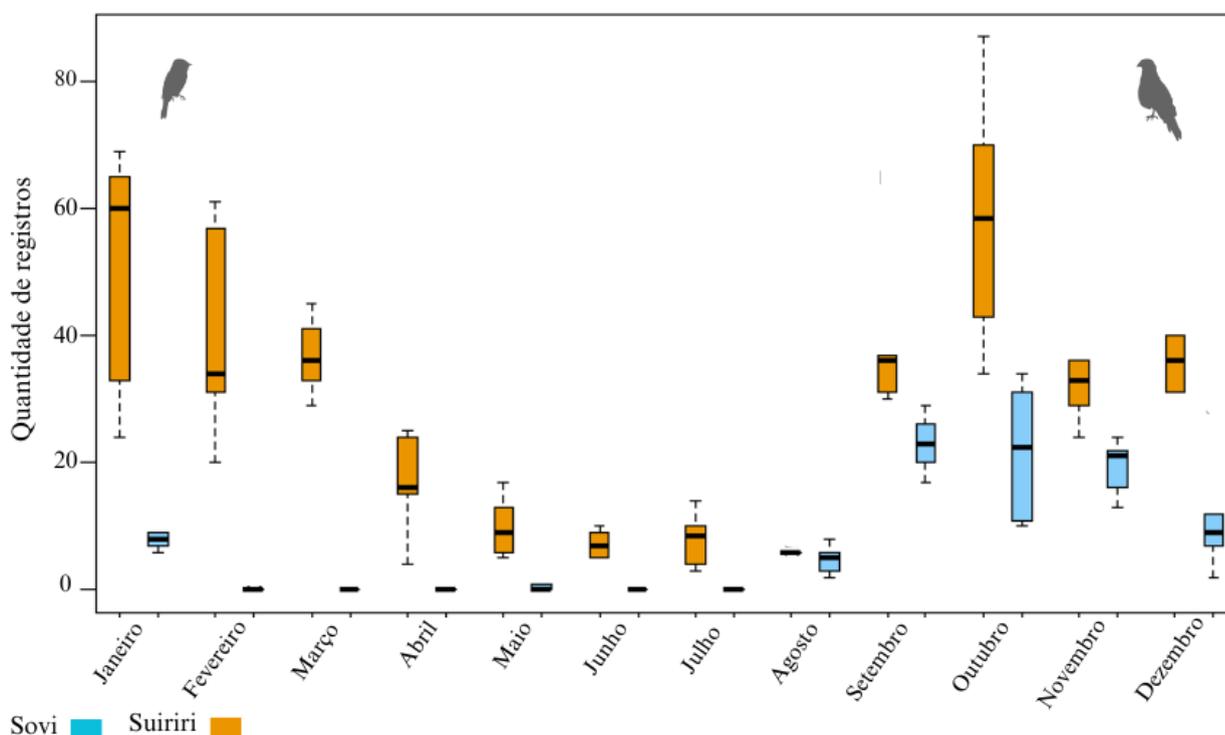


Figura 5: Variação sazonal do número de registros (mediana e erro padrão) de Sovi (*Ictinia plumbea*) e Suiriri (*Tyrannus melancholicus*) no estado de São Paulo entre maio de 2018 e outubro de 2023.

Ao organizar o número de registros em antes, durante e após o estabelecimento do isolamento social, é possível observar que os padrões de distribuição dos registros se mantiveram os mesmos observados na figura 5, com a única diferença aparente entre os períodos sendo a quantidade de registros, que no caso do Sovi, o pico do número de registros ocorreu no período de isolamento social, de março de 2020 a dezembro de 2021 (figura 6a), e com o Suiriri o pico de registros ocorreu após o fim do isolamento social, de janeiro de 2022 a outubro de 2023 (figura 6b).

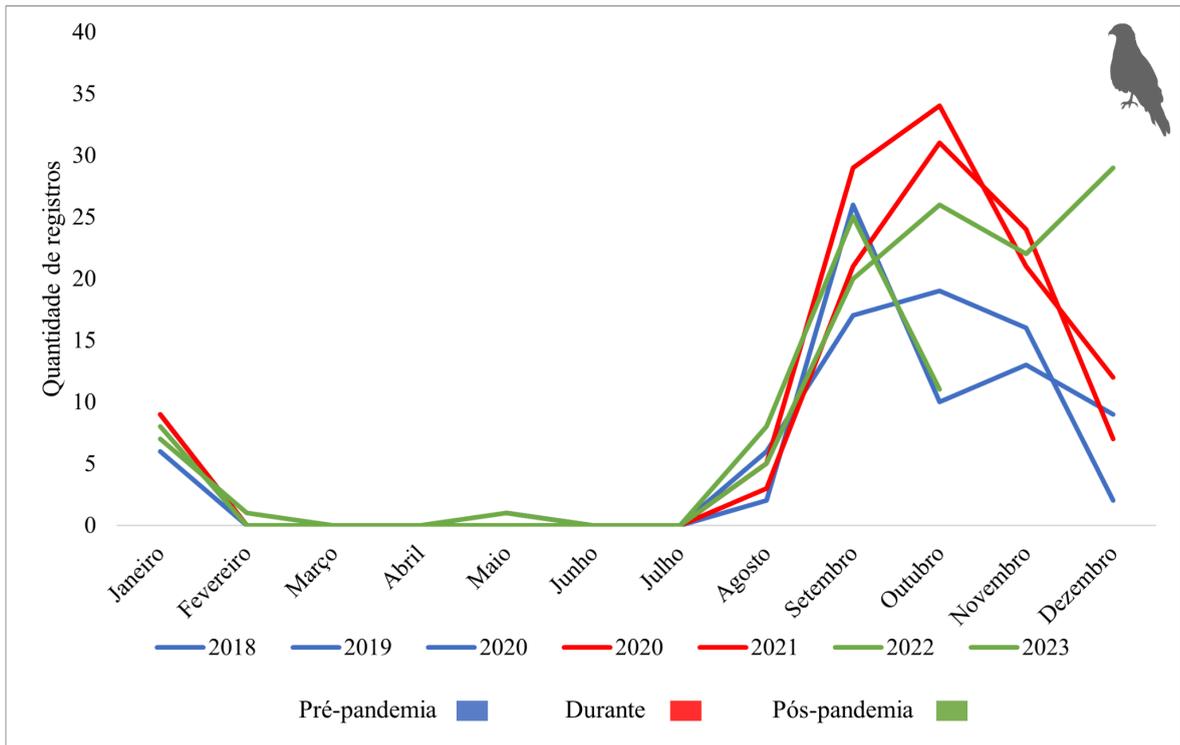


Figura 6a: Quantidade de registros de Sovi (*Ictinia plumbea*) no estado de São Paulo ao longo dos meses em três períodos diferentes, pré-pandemia (maio de 2018 a fevereiro de 2020), durante a pandemia (março de 2020 a dezembro de 2021) e pós-pandemia (janeiro de 2022 a outubro de 2023).

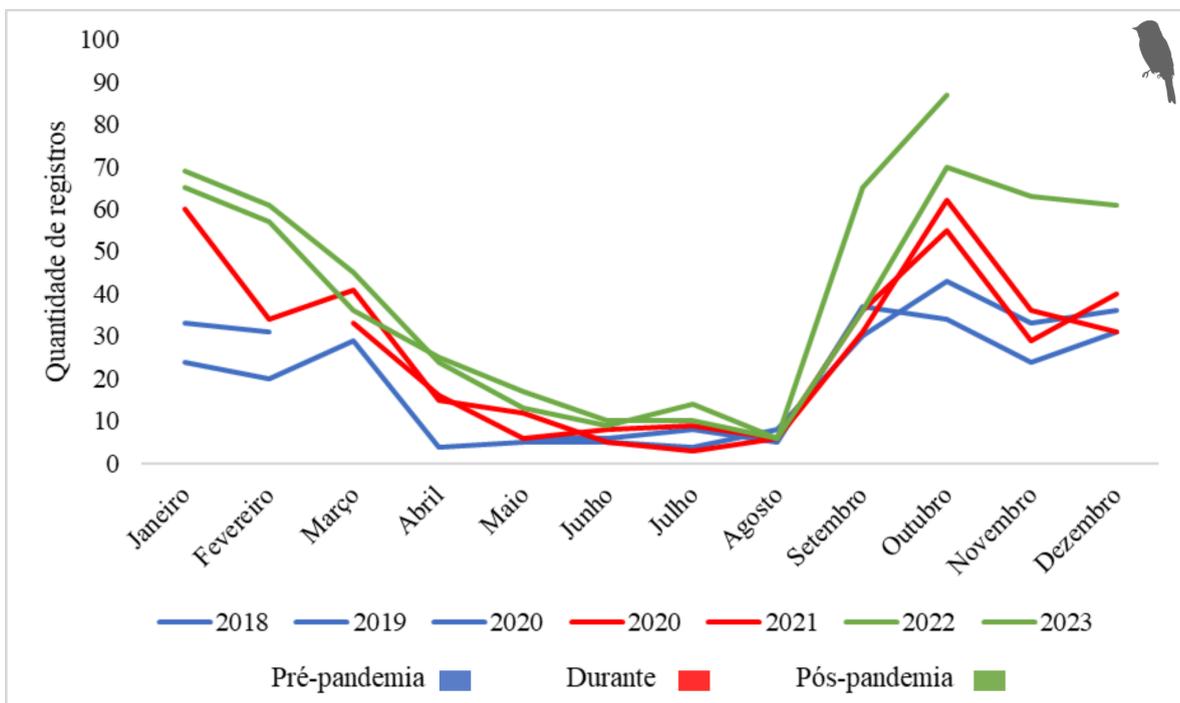


Figura 6b: Quantidade de registros de Suiriri (*Tyrannus melancholicus*) no estado de São Paulo ao longo dos meses em três períodos diferentes, pré-pandemia (maio de 2018 a fevereiro de 2020), durante a pandemia (março de 2020 a dezembro de 2021) e pós-pandemia (janeiro de 2022 a outubro de 2023).

3.2. DAS ANÁLISES GLMM

Os modelos indicam que a variação da luz solar ao longo do ano (Sunlight) melhor explicou a variação do número de registros do Suiriri, indicado pelo baixo valor de dAIC (0.0), e valor de *weight* (0.7050) maior em comparação aos demais modelos. A representação gráfica do resultado do GLMM mostra o aumento do número de registros conforme a duração da luz solar (Sunlight) é maior (Tabela 1; Figura 7).

Tabela 1: Resultado da análise GLMM para a variação do número de registros de Suiriri (*Tyrannus melancholicus*) durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.

Variável resposta	Modelo	AIC	dAIC	df	weight
Registros	~Sunlight	1071.9	0.0	4	0.7239
	~Isolamento + Sunlight	1073.9	2.0	5	0.2671
	~Sunlight + Mes	1082.5	10.6	15	0.0036
	~Null	1083.4	11.5	3	0.0023
	~Isolamento	1084.1	12.2	4	0.0016
	~Mes	1084.9	13.0	14	0.0011
	~Isolamento + Mes	1086.9	15.0	15	<0.001

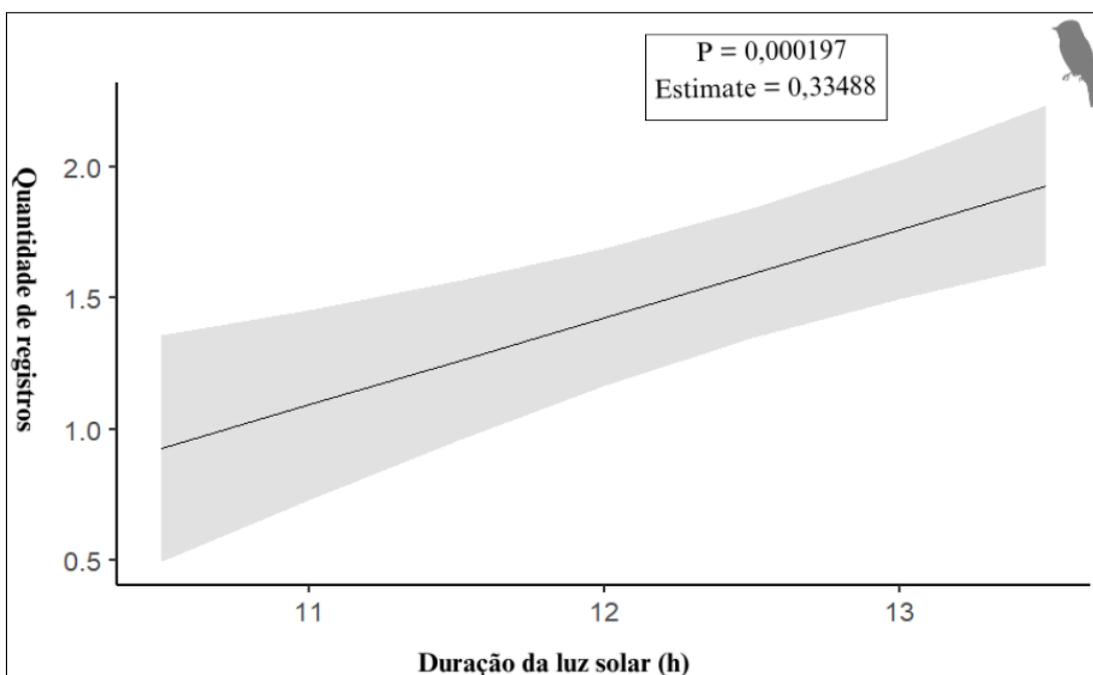


Figura 7: Variação do número de registros de Suiriri (*Tyrannus melancholicus*) em função da duração da luz solar em horas durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.

Os modelos indicam que a variação do índice de isolamento social ao longo dos anos (Isolamento) melhor explicou a variação do número de registros do Sovi, indicado

pelo baixo valor de dAIC (0.0), e valor de *weight* (0.359) maior em comparação aos demais modelos. Através da representação gráfica do resultado do GLMM, é possível observar que o número de registros diminui conforme o índice de isolamento social aumenta (Tabela 2; Figura 8).

Tabela 2: Resultado da análise GLMM para a variação do número de registros de Sovi (*Ictinia plumbea*) durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.

Variável resposta	Modelo	AIC	dAIC	df	weight
Registros	~Isolamento	373.7	0.0	4	0.443
	~Isolamento + Sunlight	375.3	1.6	5	0.197
	~Null	376.3	2.6	3	0.12
	~Isolamento + Mes	376.5	2.8	9	0.11
	~Mes	377.7	4.0	8	0.059
	~Sunlight	378.1	4.4	4	0.048
	~Sunlight + Mes	379.5	5.8	9	0.024

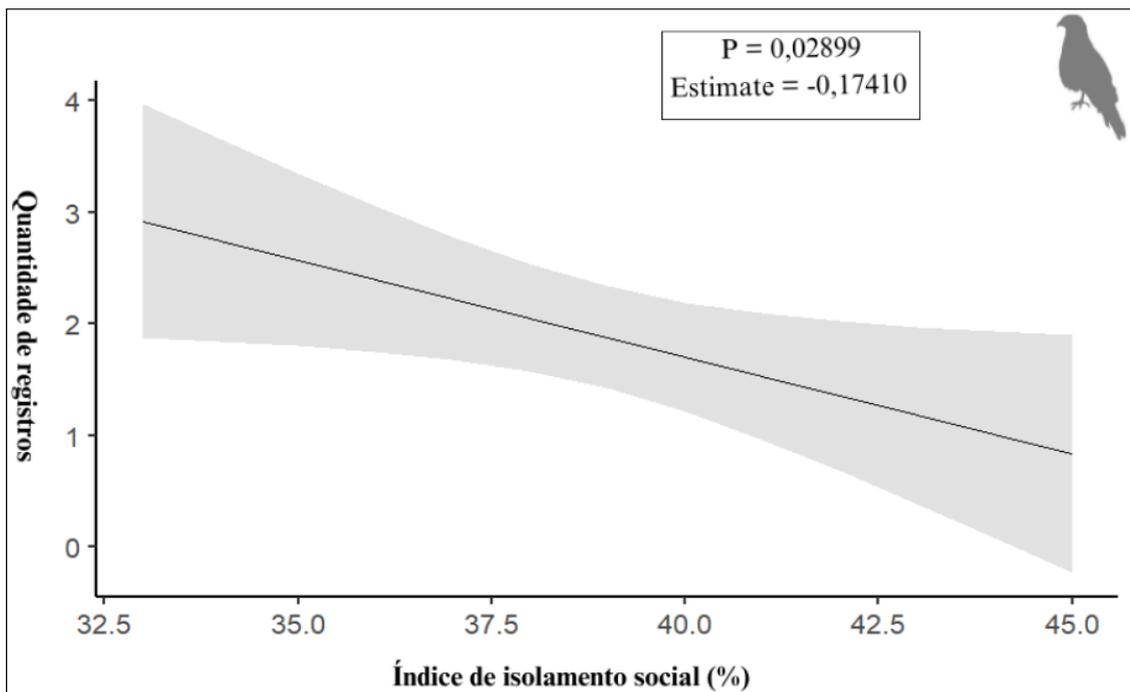


Figura 8: Variação do número de registros de Sovi (*Ictinia plumbea*) em função do índice de isolamento social (%) durante o período de isolamento social (março de 2020 a dezembro de 2021) no estado de São Paulo.

4. DISCUSSÃO

Através dos resultados obtidos, a previsão de que haveria diferenças na quantidade de registros em função da sazonalidade (devido ao processo migratório das espécies) foi confirmada, pois foi possível observar o aumento dos registros de ambas as espécies no estado de São Paulo durante o período reprodutivo: setembro a dezembro para o Sovi, e setembro a março para o Suiriri; E diminuição durante o período de invernada: de março a agosto para o Sovi, e de maio a agosto para o Suiriri. Entretanto, foi possível observar que a queda no número de registros durante a invernada foi muito mais expressiva para o Sovi do que para o Suiriri, o que pode ser explicado pelo fato de que nem todas as populações de Suiriri são migratórias, portanto, muitas populações permanecem no sudeste durante todo o ano, o que permite o registro da espécie independentemente da sazonalidade (SICK 1997; MENQ, 2018; SOMENZARI *et al.*, 2018). Além disso, a previsão de que haveria maior interferência do isolamento social nos registros de Sovi em comparação com o Suiriri, devido às diferenças das espécies em relação à tolerância ao ambiente urbano, foi confirmada através dos resultados obtidos com as análises GLMM (SICK, 1997; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; FRANCHIN, 2009).

Porém, a previsão de que haveria uma diferença no padrão de registros destas espécies no período do isolamento social, não observada nos períodos anterior e posterior à pandemia, não foi confirmada, pois os padrões de migração se mantiveram os mesmos independente do isolamento social. E, portanto, a hipótese inicial de que as populações de Suiriri e Sovi sofreram menor impacto da população humana durante o período de isolamento social, resultando em mudanças nos padrões migratórios, foi refutada.

4.1. REGISTROS

De forma geral, não houve mudanças no padrão de distribuição dos registros de Sovi e Suiriri em 2020 e 2021. Os picos e quedas do número de registros continuaram seguindo o mesmo padrão dos demais anos, influenciados pelos processos migratórios, ou seja, aumento de registros durante o período reprodutivo e queda nos meses de invernada. Isso refuta a previsão de que haveria uma diferença no padrão de registros no ano de 2020 e 2021 não observada nos anos passados, indicando variação no comportamento migratório que poderia ser atribuído ao isolamento social.

Entretanto, houve o aumento do número de registros de Sovi e Suiriri nos anos de pandemia de covid-19 – 2020 e 2021 – em comparação aos anos anteriores, o que também foi observado em outros trabalhos, e pode ser atribuído ao maior interesse da população pela natureza durante o período de isolamento social (ROSE *et al.*, 2020; RATSCHEN *et al.*, 2020; BASILE *et al.*, 2021). Isso foi evidenciado também no estudo de Benites *et al.* (2020), em que se observou um aumento em mais de 100% no número de participantes do evento de observação de aves Global Big Day em 2020 comparado a 2019. Além disso, houve o aumento do número de observadores de aves postando na plataforma eBird no ano de 2020 (HOCHACHKA *et al.*, 2021). Outro fator que implica no aumento do número de registros é a intensificação da observação de aves durante a pandemia entre aqueles que já praticavam, devido à maior disponibilidade de tempo para realizar essa atividade (RANDLER *et al.*, 2020).

A previsão de que haveria maior influência do isolamento social nos registros de Sovi foi confirmada pelos resultados das análises GLMM. Uma possível explicação a esse resultado é que, como já mencionado anteriormente, o Sovi é uma espécie menos tolerante à urbanização do que o Suiriri, o que significa que não é comum encontrá-lo nos centros urbanos, onde justamente há maior concentração de pessoas (EDUARDO; CARVALHO; MARINI, 2007; BERGAMO, 2018). Portanto, para fazer o registro do Sovi, seria necessário deslocar-se a áreas mais arborizadas (parques urbanos, unidades de conservação, entre outros) (SICK, 1997; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001), o que não foi possível durante o período crítico da pandemia de covid-19, já que as medidas de isolamento social restringiram a movimentação da população (FARIAS, 2020). Isso explicaria também o resultado obtido pelas análises GLMM do Suiriri, em que apenas a sazonalidade interferiu no número de registros no mesmo período, pois se trata de uma espécie mais tolerante à urbanização, e que pode ser facilmente registrada nos centros urbanos, inclusive sem sair de casa (SICK, 1997; FRANCHIN, 2009). Resultados semelhantes foram obtidos no estudo de Basile *et al.* (2021), em que os autores avaliaram quais espécies de aves foram registradas em três países diferentes durante o lockdown de 2020, comparando com o mesmo período nos últimos cinco anos. Obteve-se que as espécies com maior tolerância à urbanização foram mais registradas durante o lockdown de 2020, o que também foi atribuído a restrição do deslocamento dos observadores de aves até as áreas de ocorrência de espécies mais sensíveis à urbanização.

No estudo de Randler *et al.* (2020), os autores investigaram os impactos nos hábitos de observação de aves em função da pandemia de covid-19. Obteve-se que 85% dos entrevistados relataram que a pandemia de covid-19 e as medidas de isolamento social

mudaram suas atividades de observação de aves. Em relação a essas mudanças, 60% dos observadores de aves relataram que alteraram as suas observações no âmbito espacial, ou seja, os locais onde realizaram as observações durante esse período, entre os quais 24,9% relataram que realizaram essa atividade em ambientes mais próximos de casa; 23,9% no quintal ou sacada de casa; e 1,7% através das janelas de casa. Os resultados do estudo de Randler *et al.* (2020) demonstram como o isolamento social alterou o comportamento dos observadores de aves, o que pode ter ocorrido também no estado de São Paulo, comprometendo os registros de Sovi, uma vez que o ambiente urbano afeta negativamente a riqueza de espécies devido a falta de heterogeneidade na paisagem, alternando entre edifícios e vegetação, e presença de superfícies impermeáveis (SOUZA *et al.*, 2019). Dessa forma, pode não ser possível registrar algumas espécies menos tolerantes à urbanização através de sua própria residência.

Hochachka *et al.* (2021) investigaram os impactos da pandemia de covid-19 nos registros de aves na plataforma eBird. Como resultado, se observou um aumento dos registros em áreas urbanizadas publicados durante o mês de abril de 2020, além do aumento das observações estacionárias, ou seja, aquelas realizadas sem percorrer trajetos durante a atividade. Assim como observado nos resultados deste estudo, a diminuição do deslocamento durante a observação de aves em conjunto com o aumento dos registros feitos em áreas urbanas pode ter ocorrido também no estado São Paulo, ocasionando a diminuição dos registros de Sovi paralelo ao aumento do índice de isolamento social.

Em geral, os estudos encontrados na literatura evidenciam o aumento do número de pessoas praticando a observação de aves durante a pandemia de covid-19, principalmente em áreas urbanas e sem muita locomoção (RANDLER *et al.*, 2020; BENITES *et al.*, 2020; HOCHACHKA *et al.*, 2021; BASILE *et al.*, 2021). O que explicaria os resultados obtidos no presente estudo: o aumento do número de registros de ambas as espécies em 2020 e 2021 comparado aos últimos anos, e a diminuição dos registros de Sovi em função do aumento no índice de isolamento social.

4.2. PADRÕES DE MIGRAÇÃO

A migração é um fenômeno presente nos mais variados táxons de seres vivos (BERTHOLD, 2001). A migração das aves consiste no deslocamento de uma população de um local (ou parte dela) até o local de invernada, e seu retorno ao local de partida durante a estação de reprodução (ANTAS, 2017). Esse fenômeno é uma estratégia de sobrevivência desenvolvida em resposta à sazonalidade, pois em diferentes estações do ano os indivíduos

estão sujeitos a diferentes condições ecológicas e ambientais, como oferta de alimento, água, variação na temperatura e duração da luz solar. Portanto, algumas espécies desenvolveram comportamento migratório para escapar de condições desfavoráveis e ir em busca de melhores condições (BERTHOLD, 2001). A migração é estimulada pela sinalização por hormônios com origem na glândula hipófise, responsável por regular grande parte do sistema endócrino das aves (ANTAS, 2017).

Os resultados obtidos neste trabalho mostraram que as mudanças na dinâmica urbana causadas pelo isolamento social aparentemente não foram capazes de interferir nos padrões migratórios das populações de Sovi e Suiriri do estado de São Paulo, visto que não houve mudanças nesses padrões em comparação aos períodos posterior e anterior ao isolamento social. Uma possível explicação para esse resultado é que a diferença na duração da luz solar ao longo das estações possivelmente continuou sendo a principal estimuladora dos processos migratórios, uma vez que o aumento na duração da luz solar nas estações mais quentes estimula a produção de hormônios ligados diretamente à reprodução e migração (GWINNER, 2003; TSUTSUI *et al.* 2006). Isso foi observado através dos resultados obtidos nas análises GLMM, em que houve o aumento de registros de Suiriri em função do aumento da duração da luz solar, visto que o fotoperíodo mais longo estimula a regulação endógena e gera respostas ligadas ao comportamento reprodutivo e migratório, e uma vez que o período reprodutivo se inicia, as populações retornam para o sudeste aumentando a densidade populacional na região, e conseqüentemente, o número de registros, além disso, os indivíduos se tornam mais detectáveis devido às mudanças comportamentais impulsionadas pela reprodução, como intensificação da vocalização e aumento das atividades, influenciando positivamente no número de registros (GWINNER, 1989; HOWELL *et al.*, 2004; DAROS; DUTRA; DUCA, 2018; SOMENZARI *et al.*, 2018). Portanto, é evidente que a migração está associada ao ritmo circanual das aves, que é regulado por mecanismos endógenos estimulados pelo fotoperíodo, e isso não foi alterado mesmo em um momento em que a população humana reduziu os distúrbios causados pela dinâmica urbana (GWINNER, 1989; GWINNER, 2003 TSUTSUI *et al.*, 2006; ABE; SANTOS; TELES, 2020; BUSTAMANTE-CALABRIA *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2022; MAHADIKAR; ANAND; REDDY, 2022). Embora a poluição luminosa presente nas cidades, que diminuiu durante o período de isolamento social, possa interferir na migração das aves, esse distúrbio exerce maior impacto nas espécies migratórias noturnas, que não é o caso das espécies selecionadas neste trabalho, que apresentam hábitos diurnos (BITENCOURT *et al.*, 2016; VAN DOREN *et al.*, 2017; BUSTAMANTE-CALABRIA *et al.*, 2021).

Além disso, alguns pesquisadores consideram a redução da oferta de alimentos durante o inverno como o principal fator determinante para a migração de aves tropicais predominantemente insetívoras, isso também pode explicar os resultados obtidos neste trabalho, pois as espécies selecionadas possuem a dieta majoritariamente insetívora, e possivelmente a oferta de insetos pode ter influenciado nos processos migratórios, resultando no mesmo padrão de migração independente do isolamento social (SEAVY *et al.*, 1997; SICK, 1997; JAHN *et al.*, 2010).

De forma geral, os padrões de migração obtidos neste trabalho correspondem aos descritos para as espécies na literatura (SICK, 1997; MENQ, 2018; SOMENZARI *et al.*, 2018). Entretanto, os mecanismos de migração são complexos e envolvem variáveis que provavelmente não foram afetadas pelo isolamento social, tais como a duração da luz solar em função da sazonalidade e a oferta de alimento, resultando na ausência de mudanças nos padrões migratórios (JAHN *et al.*, 2010; VAN DOREN *et al.*, 2017).

5. CONCLUSÕES

Quanto às limitações do trabalho, destaca-se a inviabilidade de investigar a influência do número de usuários cadastrados nas plataformas eBird e Wikiaves no número de registros de Sovi e Suiriri, uma vez que as plataformas não disponibilizam informações sobre o número de usuários cadastrados ano a ano por estado. Dessa forma, não foi possível investigar a influência dessa variável nos registros das espécies no estado de São Paulo. Além disso, os dados presentes nas plataformas carecem de informações relacionadas ao ambiente do registro, visto que seria relevante incorporar essas informações às análises.

Conclui-se que o isolamento social aparentemente não interferiu nos padrões de migração de Suriri e Sovi no estado de São Paulo, visto que a migração está associada ao ritmo circanual das aves, que não teve alterações durante a pandemia de covid-19. Porém, o índice de isolamento social interferiu negativamente no número de registros de Sovi, o que pode ser atribuído às limitações trazidas pelo próprio isolamento social.

6. REFERÊNCIAS

ABE, G. M.; SANTOS, L. R.; TELES FILHO, R.V. O isolamento social durante a pandemia do Sars-Cov-2 aumenta ou diminui a poluição sonora no ambiente urbano?. **Saúde em Debate**, [S.L.], v. 44, n. 4, p. 319-326, dez. 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/scielopreprints.1369>.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **Ieee Transactions On Automatic Control**, [S.L.], v. 19, n. 6, p. 716-723, dez. 1974. Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE). <http://dx.doi.org/10.1109/tac.1974.1100705>.

ALLEN, T.; MURRAY, K. A.; ZAMBRANA-TORRELIO, C.; MORSE, S. S.; RONDININI, C.; MARCO, M.; BREIT, N.; OLIVAL, K. J.; DASZAK, P. Global hotspots and correlates of emerging zoonotic diseases. **Nature Communications**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 1-10, 24 out. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-00923-8>.

ANTAS, P. T. Z. Migração de aves na região do cerrado do Brasil Central. **Revista do Serviço Público**, [S. l.], v. 40, n. 4, p. 159-162, 2017. DOI: 10.21874/rsp.v40i4.2161.

BARBIERI, E.; PINNA, F. V. Distribuição da batuíra-de-coleira (*Charadrius collaris*) durante o período de 1999 a 2001 na praia da Ilha Comprida. **Revista Brasileira de Ornitologia**, [S.l.], v. 13 n. 2, p. 25–31, dez. 2005.

BARBOSA, K. V. de C.; RODEWALD, A. D.; RIBEIRO, M. C.; JAHN, A. E. Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. **Landscape And Urban Planning**, [S.L.], v. 197, p. 103769, 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103769>.

BASILE, M.; RUSSO, L. F.; RUSSO, V. G.; SENESE, A.; BERNARDO, N. Birds seen and not seen during the COVID-19 pandemic: the impact of lockdown measures on citizen science bird observations. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 256, n. 1, p. 109079, abr. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109079>.

BATES, A. E.; PRIMACK, R. B.; MORAGA, P.; DUARTE, C. M. COVID-19 pandemic and associated lockdown as a “Global Human Confinement Experiment” to investigate biodiversity conservation. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 248, p. 108665, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108665>.

BENITES, M.; MAMEDE, S.; CARDOSO, M. A.; VARGAS, I. A. Observação de aves e da biodiversidade durante a pandemia pelo SARS-COV-2: uma ressignificação?. **Revista Brasileira de Educação Ambiental (Revbea)**, [S.L.], v. 15, n. 4, p. 589-609, 6 ago. 2020. Universidade Federal de São Paulo. <http://dx.doi.org/10.34024/revbea.2020.v15.10867>.

BERGAMO, N. C. S. B. **Diversidade e distribuição de aves de rapina diurnas em uma área urbana de Uberlândia-MG**. 2018. 34 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018. Disponível em: <<https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/22134>> Acesso em: 21 set. 2022.

BERTHOLD, P. **Bird Migration: a general survey**. 2. ed. New York: Oxford University Press, 2001. 256 p. (Oxford Ornithology Series).

BITENCOURT, G. C.; RIBEIRO, C. A.; PIRATELLI, A.; DUARTE, D.; MANFREDINI, F. N.; CAMPOS-SILVA, L. A.; SILVA, W. M. C. (org.). **Asas da Cidade: aves de Sorocaba**. Sorocaba: Prefeitura Municipal de Sorocaba, Secretaria do Meio Ambiente, 2016. 190 p. (Sorocaba Sustentável). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/309589773_Asas_da_Cidade_aves_de_Sorocaba. Acesso em: 25 dez. 2023.

BOZDOGAN, H. Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. **Psychometrika**, Charlottesville, v. 3, n. 52, p. 345-370, set. 1987.

BUSTAMANTE-CALABRIA, M.; MIGUEL, A. S.; MARTÍN-RUIZ, S.; ORTIZ, J. L.; VÍLCHEZ, J. M.; PELEGRINA, A.; GARCÍA, A.; ZAMORANO, J.; BENNIE, J.; GASTON, K. J.. Effects of the COVID-19 Lockdown on Urban Light Emissions: ground and satellite comparison. **Remote Sensing**, [S.L.], v. 13, n. 2, p. 258, 13 jan. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs13020258>

CALLAGHAN, C. T.; MAJOR, R. E.; WILSHIRE, J. H.; MARTIN, J. M.; KINGSFORD, R. T.; CORNWELL, W. K.. Generalists are the most urban-tolerant of birds: a phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. **Oikos**, [S.L.], v. 128, n. 6, p. 845-858, 25 jan. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/oik.06158>.

CASTRO, E. V.; FERNANDEZ, F. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**. [s. L.], p. 73-80. 2004.

CRATES, R. A.; FIRTH, J. A.; FARINE, D. R.; GARROWAY, C. J.; KIDD, L. R.; APLIN, L. M.; RADERSMA, R.; MILLIGAN, N. D.; VOELKL, B.; CULINA, A. Individual variation in winter supplementary food consumption and its consequences for reproduction in wild birds. **Journal Of Avian Biology**, [S.L.], v. 47, n. 5, p. 678-689, 4 abr. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jav.00936>.

CZECH, B.; KRAUSMAN, P. R.; DEVERS, P. K. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. **Bioscience**, [S.L.], v. 50, n. 7, p. 593, 2000. Oxford University Press (OUP). [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0593:eaacos\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0593:eaacos]2.0.co;2).

DAROS, H.; DUTRA, W. B.; DUCA, C. Breeding biology of *Tyrannus melancholicus* (Aves: tyrannidae) in a restinga reserve of southeastern brazil. **Zoologia: An International Journal of Zoology**, [S.L.], v. 35, p. 1-10, 14 mar. 2018. Pensoft Publishers. <http://dx.doi.org/10.3897/zoologia.35.e24569>. Disponível em: <<https://zoologia.pensoft.net/articles.php?id=24569>>. Acesso em: 18 mai. 2021.

DERRYBERRY, E. P.; PHILLIPS, J. N.; DERRYBERRY, G. E.; BLUM, M. J.; LUTHER, D. Singing in a silent spring: birds respond to a half-century soundscape reversion during the

covid-19 shutdown. **Science**, [S.L.], v. 370, n. 6516, p. 575-579, 30 out. 2020. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.abd5777>.

DOMINONI, D. M. The effects of light pollution on biological rhythms of birds: an integrated, mechanistic perspective. **Journal Of Ornithology**, [S.L.], v. 156, n. 1, p. 409-418, 29 abr. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10336-015-1196-3>.

DUNN, P. O.; MAY, T. A.; MCCOLLOUGH, M. A.; HOWE, M. A. Length of Stay and Fat Content of Migrant Semipalmated Sandpipers in Eastern Maine. **The Condor**, [S.L.], v. 90, n. 4, p. 824-835, nov. 1988. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.2307/1368839>.

EBIRD. 2023. eBird: **An online database of bird distribution and abundance** [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Disponível em: <<http://www.ebird.org>> Acesso em: 30 out. 2023.

EDUARDO, C., CARVALHO, A., & MARINI, M. (2007). Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. **Bird Conservation International**, 17(4), 367-380. doi:10.1017/S0959270907000822.

FARIAS, H. S. . O avanço da Covid-19 e o isolamento social como estratégia para redução da vulnerabilidade. Espaço e Economia. **Revista brasileira de geografia econômica**, n. 17, 2020. Doi: 10.4000/espacoeconomia.11357

FERGUSON-LEES, J. CHRISTIE, D. A. **Raptors of the World**. Houghton Mifflin Company. 1 ed. Boston, 2001. 992 p.

FISCHER, J. D.; SCHNEIDER, S. C.; AHLERS, A. A.; MILLER, J. R.. Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 29, n. 4, p. 1246-1248, 7 jan. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12451>.

FRANCHIN, A.G. **Avifauna em áreas urbanas brasileiras, com ênfase em cidades do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba**. 2009. 160 f. Tese (Doutorado) – Curso de Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2009. Disponível em: <<http://www.lorb.ib.ufu.br/artigos/tesealex.pdf>>. Acesso em: 19 mai. 2021.

GALBRAITH, J. A.; BEGGS, J. R.; JONES, D. N.; STANLEY, M. C. Supplementary feeding restructures urban bird communities. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 112, n. 20, p. 2648-265, 4 mai. 2015. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1501489112>.

GONZÁLEZ-OREJA, J. A. Birds of different biogeographic origins respond in contrasting ways to urbanization. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 144, n. 1, p. 234-242, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.021>

GONZÁLEZ-OREJA, J. A.; JIMÉNEZ-MORENO, F. J. First record of piscivory in the Tropical Kingbird (*Tyrannus melancholicus*). Huitzil, **Revista Mexicana de Ornitología**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 281-284, 18 ago. 2018. <http://dx.doi.org/10.28947/hrmo.2018.19.2.350>.

GILBERT, O. (1989) **The Ecology of Urban Habitats**. Chapman & Hall. 369p, 1989

GWINNER, E.. Circannual rhythms in birds. **Current Opinion In Neurobiology**, [S.L.], v. 13, n. 6, p. 770-778, dez. 2003. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conb.2003.10.010>.

GWINNER, E. (1986). Synchronization of Circannual Rhythms. **Zoophysiology**, vol 18. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-82870-6_4

HOCHACHKA, W. M.; ALONSO, H.; GUTIÉRREZ-EXPÓSITO, C; MILLER, E.; JOHNSTON, A. Regional variation in the impacts of the COVID-19 pandemic on the quantity and quality of data collected by the project eBird. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 254, p. 108974, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108974>.

HOGSTAD, O.; PEDERSEN, H. C. Heavy metal load and dominance hierarchy in juvenile willow tits during winter. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 147, n. 1, p. 245-247, maio 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.08.004>

HOWELL, C. A.; PORNELUZI, P. A.; CLAWSON, R. L.; FAABORG, J. Breeding density affects point-count accuracy in Missouri forest birds. **Journal Of Field Ornithology**, [S.L.], v. 75, n. 2, p. 123-133, abr. 2004. Association of Field Ornithologists. <http://dx.doi.org/10.1648/0273-8570-75.2.123>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA **Cidades: Brasil, São Paulo**. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>. Acesso em: 16 out. 2023.

ICMBio – INSTITUTO CHICO MENDES DE BIODIVERSIDADE. **Relatório de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias no Brasil**. 3. ed. Cabedelo, PB, 2019. 54 p. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/relatorios/relatorio_de_rotas_e_areas_de_concentracao_de_aves_migratorias_brasil_3edicao.pdf. Acesso em: 18 mai. 2021.

JACOMASSA, F. A. F. Observações em um ninho de Sovi *Ictinia plumbea* (Gmelin, 1788) (Falconiformes: accipitridae) no sul do Brasil. **Biotemas**, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 77-82, 21 fev. 2011. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2011v24n1p77>.

JAHN, A. E.; LEVEY, D. J.; HOSTETLER, J. A.; MAMANI, A. M. Determinants of partial bird migration in the Amazon Basin. **Journal Of Animal Ecology**, [S.L.], v. 79, n. 5, p. 983-992, 5 ago. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01713.x>.

JANSSENS, E.; DAUWE, T.; VAN DUYSE, E.; BEERNAERT, J.; PINXTEN, R.; EENS, M.. Effects of Heavy Metal Exposure on Aggressive Behavior in a Small Territorial Songbird.

Archives Of Environmental Contamination And Toxicology, [S.L.], v. 45, n. 1, p. 121-127, 1 jul. 2003. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-002-0133-7>.

MAHADIKAR, A.; ANAND, K.; REDDY, C. S. Impact of Covid-19 Pandemic on Water Pollution in Indian Rivers-A Case Study. **Environmental And Earth Sciences Research Journal**, [S.L.], v. 9, n. 4, p. 146-150, 31 dez. 2022. International Information and Engineering Technology Association. <http://dx.doi.org/10.18280/eesrj.090403>.

MENQ, W. **Aves de rapina migratórias**. Aves de Rapina Brasil. 2015. Disponível em: <http://www.avesderapinabrasil.com/materias/avesderapina_migratorias.htm > Acesso em 22 set. 2022.

MENQ, W. **Sovi (*Ictinia plumbea*)**. Aves de Rapina Brasil. 2018. Disponível em: <http://www.avesderapinabrasil.com/ictinia_plumbea.htm> Acesso em: 04 ago. 2022.

MCKAY, J. L.; MAHER, C. R. Relationship between blood mercury levels and components of male song in Nelson's sparrows (*Ammodramus nelsoni*). **Ecotoxicology**, [S.L.], v. 21, n. 8, p. 2391-2397, 4 set. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0994-0>.

MØLLER, A. P. The fitness benefit of association with humans: elevated success of birds breeding indoors. **Behavioral Ecology**, [S.L.], v. 21, n. 5, p. 913-918, 7 jun. 2010. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/beheco/araq079>

MORENO, C. E.; ROJAS, G. S.; PINEDA, D.; ESCOBAR, F.. Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. **International Journal Of Environment And Health**, [S.L.], v. 1, n. 1, p. 71, 2007. Inderscience Publishers. <http://dx.doi.org/10.1504/ijenvh.2007.012225>.

MORRIS, Pat. Avian Urban Ecology: behavioural and physiological adaptations, by diego gill & henrik brumm. oxford university press, 2014. hardback. **Zoological Journal Of The Linnean Society**, [S.L.], v. 174, n. 3, p. 650-650, 23 jun. 2015. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/zoj.12161>

NASSAR, A. K.; BLACKBURN, A. G; WHYATT, D. J. (2014) Developing the Desert: The Pace and Process of Urban Growth in Dubai. **Computers, Environment and Urban Systems**, 45, 50-62. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys>.

NEGRET, A. J. Fluxos migratórios na avifauna da reserva ecológica do IBGE, Brasília, D.F., Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, [S.L.] v. 5, n. 2, p. 209-214, 15 ago. 1988. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0101-81751988000200005>.

OLIVEIRA, L. M.; MARQUES, R. L.; NUNES, C. H.; MARÇAL JÚNIOR, O. Forragemaneto de *Pitangus sulphuratus* e de *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) em habitats urbanos. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 6, n. 28, p. 1038-1050, dez. 2012. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/14404/11130>>. Acesso em: 18 mai. 2021.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. 2019. **World Population Prospects 2019**. 2019. Disponível em: <<https://population.un.org/wpp/>>. Acesso em: 26 mai. 2021.

PIRATELLI, A. J.; FAVORETTO, G. R.; MAXIMIANO, M. F. A. Factors affecting escape distance in birds. **Sociedade Brasileira de Zoologia**, [S.L.], v. 32, n. 6, p. 438-444, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1984-46702015000600002>.

PORTET, S. A primer on model selection using the Akaike Information Criterion. **Infectious Disease Modelling**, [S.L.], v. 5, p. 111-128, 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.idm.2019.12.010>.

PROVETE, D. B.; SILVA, F. R.; SOUZA, T. G. **Estatística aplicada à ecologia usando o R**. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. São José do Rio Preto/SP, 2008.

RANDLER, C.; TRYJANOWSKI, P.; JOKIMÄKI, J.; KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M-L; STALLER, N. SARS-CoV2 (COVID-19) Pandemic Lockdown Influences Nature-Based Recreational Activity: the case of birders. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 17, n. 19, p. 7310, 7 out. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph17197310>.

RATSCHEN, E., SHOESMITH, E., SHAHAB, L., SILVA, K., KALE, D., TONER, P. *et al.* 2020. Human-animal relationships and interactions during the Covid-19 lockdown phase in the UK: Investigating links with mental health and loneliness. **PLoS One**, 15, e0239397. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0239397>

R CORE TEAM (2022). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.

RODRIGUES, A. G.; BORGES-MARTINS, M.; ZILIO, F. Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. **Iheringia. Série Zoologia**, [S.L.], v. 108, p. 1-11, 11 jun. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4766e2018017>.

RODRIGUES, R. C. **Uso de modelos de distribuição de abundância na análise da relação entre diversidade de aves e variáveis ambientais e antrópicas**. 2011. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20012012-160435/publico/Rodolpho_Rodrigues_CORRIG.pdf. Acesso em: 01 fev. 2022.

ROSENTHAL, G.; STUART-FOX, D. Environmental disturbance and animal communication. **Behavioural Responses To A Changing World**, [S.L.], p. 16-31, 14 jun. 2012. Oxford University Press. <http://dx.doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199602568.003.0002>.

ROSE, S.; SURI, J.; BROOKS, M.; RYAN, P. G. COVID-19 and citizen science: lessons learned from southern africa. **Ostrich**, [S.L.], v. 91, n. 2, p. 188-191, 2 abr. 2020. National Inquiry Services Center (NISC). <http://dx.doi.org/10.2989/00306525.2020.1783589>.

RULLI, M. C.; SANTINI, M.; HAYMAN, D. T. S.; D'ODORICO, P. The nexus between forest fragmentation in Africa and Ebola virus disease outbreaks. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 41613-41621, 14 fev. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep41613>

SÃO PAULO (Estado). Assembleia Legislativa. **Decreto nº 64.881, de 22/03/2020**. 2020a. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/norma/193361>> Acesso em: 09 mai. 2021.

SÃO PAULO (Estado). Sistema de Monitoramento Inteligente – SIMI-SP. **Adesão ao isolamento social em São Paulo**. 2020b. Disponível em: <<https://www.saopaulo.sp.gov.br/coronavirus/isolamento/>>. Acesso em: 05 jan. 2022.

SCHRIMPF, M. B.; BRISAY, P. G. Des; JOHNSTON, A.; SMITH, A. C.; SÁNCHEZ-JASSO, J.; ROBINSON, B. G.; WARRINGTON, M. H.; MAHONY, N. A.; HORN, A. G.; STRIMAS-MACKEY, M.. Reduced human activity during COVID-19 alters avian land use across North America. **Science Advances**, [S.L.], v. 7, n. 39, p. 1-11, 24 set. 2021. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abf5073>.

SEAVY, N. E.; SCHULZE, M. D.; WHITACRE, D. F.; VASQUEZ, M. A. Diet and hunting behavior of the Plumbeous Kite. **Wilson Bulletin**, Albuquerque, v. 109, n. 3, p. 526-532, 1997.

SICK, H.. **Ornitologia Brasileira**. 3. ed. Nova Fronteira. Rio de Janeiro, 1997. 910 p.

SOL, D.; GONZÁLEZ-LAGOS, C.; MOREIRA, D.; MASPONS, J.; LAPIEDRA, O. Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. **Ecology Letters**, [S.L.], v. 17, n. 8, p. 942-950, 19 maio 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12297>.

SOMENZARI, M.; AMARAL, P. P.; CUETO, V. R.; GUARALDO, A. C.; JAHN, A. E.; LIMA, D. M.; LIMA, P. C.; LUGARINI, C.; MACHADO, C. G.; MARTINEZ, J. An overview of migratory birds in Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, [S.L.], v. 58, p. 3, 20 fev. 2018. Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/1807-0205/2018.58.03>.

SOUZA, E. G.; LAZUTA, A. M.; SOUZA, T.; MARQUES, L. C.; LEANDRO, D.; NADALETI, W. C. Análise espacial e temporal da concentração de dióxido de nitrogênio (NO₂) no Brasil (2017-2021): impacto das medidas de restrição da pandemia de Covid-19 na redução da poluição atmosférica. **Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, n. 39, p. 59-77, 2022.

SOUZA, F. L.; VALENTE-NETO, F.; SEVERO-NETO, F.; BUENO, B.; OCHOA-QUINTERO, J. M.; LAPS, R. R.; BOLZAN, F.; ROQUE, F. O. Impervious surface and heterogeneity are opposite drivers to maintain bird richness in a Cerrado city. **Landscape**

And Urban Planning, [S.L.], v. 192, p. 103643, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103643>.

SUNRISE AND SUNSET (2023). **Sunrise and Sunset: Sunrise, sunset, moonrise and moonset times for cities all over the world**. Disponível em: <<https://www.sunrise-and-sunset.com/pt>> Acesso em 30 out. 2023.

SUTHERLAND, W. J.; NEWTON, I.; GREEN, R. E.. **Bird Ecology and Conservation: a handbook of techniques**. Oxford University Press. 1 ed. New York, 2004. 405 p.

TSUTSUI, K.; UBUKA, T.; YIN, H.; OSUGI, T.; UKENA, K.; BENTLEY, G. E.; CICCONE, N.; INOUE, K.; CHOWDHURY, V. S.; SHARP, P. J. Mode of action and functional significance of avian gonadotropin-inhibitory hormone (GnIH): a review. **Journal Of Experimental Zoology Part A: Comparative Experimental Biology**, [S.L.], v. 305, n. 9, p. 801-806, 10 ago. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jez.a.305>.

TUCKER, M. A. *et al.* Behavioral responses of terrestrial mammals to COVID-19 lockdowns. **Science**, [s. l], v. 380, n. 6649, p. 1059-1064, 08 jun. 2023. <https://doi.org/10.1126/science.abo6499>

VAN DOREN, B. M.; HORTON, K. G.; DOKTER, A. M.; KLINCK, H.; ELBIN, S. B.; FARNSWORTH, A.. High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 114, n. 42, p. 11175-11180, 2 out. 2017. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1708574114>.

WikiAves (2023). **WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil**. Disponível em: <<https://www.wikiaves.com.br/index.php>> . Acesso em: 30 out. 2023.

ZUUR, Alain F.; IENO, Elena N.; WALKER, Neil; SAVELIEV, Anatoly A.; SMITH, Graham M.. Mixed effects models and extensions in ecology with R. **Statistics For Biology And Health**, [S.L.], 584 p., 2009. Springer New York. <http://dx.doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.

7. APÊNDICES

APÊNDICE A – Acesso às planilhas de dados

Link de acesso:

<https://drive.google.com/drive/folders/11o9ij1jQUPWEPvVMayU1rE5T2CeVBZm7?usp=drive_link>

APÊNDICE B – *Script* das análises GLMM (Linguagem R)

1. Suiriri

```
library(nlme)
library(ape)
library(lme4)
library(lattice)
library(arm)
library(ggplot2)
library(sjPlot)
library(mgcv)
library(visreg)
library(dplyr)
library(bbmle)
library(gam)
library(usdm)
require(see)
require(car)
require('TMB')
require(glmTMB)
require(MASS)
require(MuMIn)
require(performance)
library(ggeffects)
library(ggplot2)
require('dplyr')
require('AICcmodavg')
require('MuMIn')
getwd()
setwd("C:/Users/moniq/Desktop/TCC")
dados_monique <- read.csv("PlanilhaSuiriri.csv", sep = ';', h=T )
summary(dados_monique)
glimpse(dados_monique)
```

```

dados_monique$Mes = as.factor(dados_monique$Mes)
dados_monique$Municipio = as.factor(dados_monique$Municipio)
dados_monique$Isolamento = as.numeric(dados_monique$Isolamento)
dados_monique$Sunlight = as.numeric(dados_monique$Sunlight)
dados_monique$Registros = as.numeric(dados_monique$Registros)
str(dados_monique)
M0 <- glmmTMB(Registros ~ 1 + (1 | Municipio), family = 'gaussian', data=dados_monique)
M1 <- glmmTMB(Registros ~ Isolamento + (1 | Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M2 <- glmmTMB(Registros ~ Sunlight + (1 | Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M3 <- glmmTMB(Registros ~ Mes + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M4 <- glmmTMB(Registros ~ Isolamento + Sunlight + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M5 <- glmmTMB(Registros ~ Isolamento + Mes + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M6 <- glmmTMB(Registros ~ Sunlight + Mes + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
ICtab(M0, M1, M2, M3, M4, M5, M6, type="AIC", weights=T, base=T)
require(emmeans)
require(ggplot2)
require(dplyr)
require(ggeffects)
library(grid)
library(cowplot)
Luzdodia=ggemmeans(M2, ~Sunlight) %>% plot+theme_classic(20)
(Duracaododia=Luzdodia+labs(title="x='Sunlight',y='Registros'))
?ggemmeans

```

2. Sovi

```

library(nlme)
library(ape)

```

```
library(lme4)
library(nlme)
library(lattice)
library(arm)
library(ggplot2)
library(sjPlot)
library(mgcv)
library(visreg)
library(dplyr)
library(bbmle)
library(gam)
library(usdm)
require(see)
require(car)
require("TMB")
require(glmmTMB)
require(MASS)
require(MuMIn)
require(performance)
library(ggeffects)
library(ggplot2)
require('dplyr')
require('AICcmodavg')
require('MuMIn')
getwd()
setwd("C:/Users/moniq/Desktop/TCC")
dados_monique <- read.csv("PlanilhaSovi.csv", sep = ';', h=T)
summary(dados_monique)
glimpse(dados_monique)
dados_monique$Mes = as.factor(dados_monique$Mes)
dados_monique$Município = as.factor(dados_monique$Município)
dados_monique$Isolamento = as.numeric(dados_monique$Isolamento)
dados_monique$Sunlight = as.numeric(dados_monique$Sunlight)
dados_monique$Registros = as.numeric(dados_monique$Registros)
```

```

str(dados_monique)
M0 <- glmmTMB(Registros ~ 1 + (1 | Municipio), family = 'gaussian', data=dados_monique)
M1 <- glmmTMB(Registros ~ Isolamento + (1 | Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M2 <- glmmTMB(Registros ~ Sunlight + (1 | Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M3 <- glmmTMB(Registros ~ Mes + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M4 <- glmmTMB(Registros ~ Isolamento + Sunlight + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M5 <- glmmTMB(Registros ~ Isolamento + Mes + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
M6 <- glmmTMB(Registros ~ Sunlight + Mes + (1| Municipio), family = 'gaussian',
data=dados_monique)
ICtab(M0, M1, M2, M3, M4, M5, M6, type="AIC", weights=T, base=T)
summary(M1)
require(emmeans)
require(ggplot2)
require(dplyr)
require(ggeffects)
library(grid)
library(cowplot)
Isolamento=ggemmeans(M1, ~Isolamento) %>% plot+theme_classic(20)
(Isolamento_sovi=Isolamento+labs(title="",x='Isolamento',y='Registros'))
?ggemmeans

```