



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

**O efeito das mudanças históricas de uso do solo sobre as
comunidades de aves em uma área urbana no Cerrado**

Bianca Becker Kerber



Campo Grande
Abril 2022

The effect of historical land use changes on bird communities in an urban area in the Cerrado

Bianca Becker Kerber

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

Orientador: Mauricio de Almeida Gomes

Banca avaliadora

Dr. Fabio de Oliveira Roque
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Dra. Paula Koeler Lira
Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

Dr. Rudi Ricardo Laps
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Dr. Thomas Püttker
Universidade Federal de São Paulo

Sumário

Resumo	4
Abstract	5
Introdução	6
Métodos	9
Área de estudo	9
Delineamento amostral.....	9
Dados biológicos.....	12
Composição da paisagem	12
Análise de dados	13
Resultados	14
Discussão	18
Conclusões gerais	21
Referências	22

Resumo

Mudanças na estrutura da paisagem podem ter efeitos a curto, médio e longo prazos na estrutura de comunidades. Contudo, devido à falta de dados temporais, os impactos de longo prazo são geralmente investigados com menos frequência do que os impactos de curto prazo. Em áreas urbanas, é esperado um débito de extinção para muitos grupos taxonômicos, devido à conversão de ecossistemas naturais em áreas antropizadas. No presente estudo, avaliamos se a riqueza e dissimilaridade de assembleias de aves na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, são explicadas pela composição da paisagem atual, pela composição da paisagem no passado ou se por uma combinação da composição da paisagem no passado e no presente. Amostramos as aves em 61 hexágonos de 16 ha, nos meses de fevereiro a março em 2016. Além disso, medimos a porcentagem de floresta nativa e de infraestrutura urbana para três períodos distintos (1985, 2000 e 2016). Encontramos um total de 6151 indivíduos de 120 espécies de aves nos 61 hexágonos amostrados. Enquanto a riqueza de espécies de aves foi explicada pela porcentagem de áreas urbanas em 2000, a dissimilaridade de espécies foi explicada pela combinação da porcentagem de floresta nativa em 2000 e da porcentagem de infraestrutura urbana em 2016. Nossos resultados sugerem que possivelmente haja um débito de extinção a ser pago na cidade, e que áreas com maiores quantidades de floresta são mais dissimilares em relação às áreas urbanas. A proteção e restauração de áreas com cobertura de vegetação nativa podem impedir o pagamento desse débito na cidade de Campo Grande.

Palavras-chave: urbanização, riqueza de espécies, composição de espécies, respostas com atraso, débito de extinção

Abstract

Changes in landscape structure can have short, medium and long-term effects on community structure. However, due to the lack of temporal data, long-term impacts are generally investigated less frequently than short-term impacts. In urban areas, a debt of extinction is expected for many taxonomic groups, due to the conversion of natural ecosystems into anthropized areas. In the present study, we evaluated whether the richness and dissimilarity of bird assemblages in the city of Campo Grande, Mato Grosso do Sul, are explained by the composition of the current landscape, by the composition of the landscape in the past, or by a combination of the composition of the landscape in the past and in the present. We sampled birds in 61 hexagons of 16 ha, in the months of February to March in 2016. In addition, we measured the percentage of native forest and urban infrastructure for three different periods (1985, 2000 and 2016). We found a total of 6151 individuals of 120 bird species in the 61 hexagons sampled. While bird species richness was explained by the percentage of urban areas in 2000, species dissimilarity was explained by the combination of the percentage of native forest in 2000 and the percentage of urban infrastructure in 2016. Our results suggest that there is possibly an extinction debt to be paid in the city, and that areas with greater amounts of forest are more dissimilar to urban areas. The protection and restoration of areas with native vegetation cover may prevent the payment of this debt in the city of Campo Grande.

Keywords: urbanization, species richness, species composition, time-lagged responses, extinction debt

Introdução

Os seres humanos são responsáveis por profundas alterações nos ecossistemas nos últimos milênios (Ellis et al. 2010, Dirzo et al. 2014). Essas mudanças de uso e cobertura do solo se intensificaram nas últimas décadas, especialmente para a produção de bens e serviços (Vitousek et al. 1997). A conversão de habitats naturais em áreas antropizadas é reconhecida como a maior ameaça à conservação da biodiversidade (Watson et al. 2016). Essas paisagens modificadas pelo homem são caracterizadas por remanescentes de vegetação nativa de diferentes tamanhos permeados por diversos tipos de matriz, tais como áreas de agricultura, pastos e áreas urbanas (Brook et al. 2008). Essas mudanças na escala da paisagem podem provocar profundas alterações nas comunidades biológicas, determinando quais espécies são capazes de persistir na paisagem. Por exemplo, alguns organismos podem ser extintos localmente devido ao aumento do efeito de borda, que afeta especialmente as menores manchas de habitat (Banks-Leite et al. 2010). Além disso, uma vez que diferentes tipos de matriz oferecem variados graus de resistência à dispersão (Prevedello & Vieira 2010), pode haver uma ausência de efeito-resgate nos remanescentes imersos em matrizes menos permeáveis. Por outro lado, a regeneração da vegetação natural pode favorecer a recolonização de manchas por espécies que já tinham sido extintas, devido ao aumento das taxas de imigração através da paisagem (Hanski 2000).

As comunidades impactadas podem responder imediatamente a essas mudanças ambientais (Stouffer et al. 2009), como podem também exibir uma dinâmica transitória, onde extinções lentas e imigração atrasam a chegada a um novo equilíbrio (Jackson & Sax 2010). Atrasos no tempo entre mudanças na paisagem e declínios da biodiversidade não são incomuns (Vellend et al. 2006, Kuussaari et al. 2009, Essl et al., 2015). Tilman et al. (1994) introduziram o termo “débito de extinção” para descrever essas respostas

ecológicas com atraso de tempo, definidas como o número ou proporção de espécies existentes que se prevê ser extinta devido à transformação da paisagem no passado. Por outro lado, o número de espécies que irá eventualmente se beneficiar de uma mudança positiva na paisagem, como a regeneração da vegetação nativa, é descrita como “crédito de espécies” (Hanski 2000). Neste caso, a regeneração aumentaria as taxas de imigração geral da paisagem, permitindo a recolonização de áreas florestais por espécies que já foram localmente extintas e o resgate de populações em declínio em áreas florestais (Brown & Kodric Brown 1977, Hanski 2000).

O débito de extinção ou o crédito de espécies podem ser detectados comparando-se a relação entre a estrutura da paisagem no passado e no presente e a riqueza atual de espécies (Kuussaari et al. 2009, Metzger et al. 2009, Lira et al. 2012). Uma suposição crítica por trás dessa abordagem é que a riqueza de espécies estava em equilíbrio antes da transformação da paisagem, e as espécies desaparecerão (ou serão acrescentadas) lentamente até que a comunidade atinja um novo equilíbrio. Diversos estudos têm demonstrado que a estrutura de comunidades biológicas em paisagens fragmentadas pode ter maior relação com a composição da paisagem no passado do que com a composição atual, o que indica a possibilidade de um potencial débito de extinção a ser pago ou um crédito de espécies a ser recebido na área, de acordo com a trajetória da paisagem (Hanski 2000, Metzger et al. 2009, Lira et al. 2012). Consequentemente, as distribuições das espécies atuais podem gerar uma superestimativa de riqueza de espécies e uma subestimativa das ameaças reais de extinção nas paisagens atuais (Hanski & Ovaskainen, 2002).

Em áreas urbanas, é esperado que haja um considerável débito de extinção devido às profundas e recentes mudanças de uso e cobertura do solo (Hahs et al. 2009). Como a maior parte da população estará vivendo nas cidades até o ano de 2030

(UNFPA 2007), e também pela escassez de estudos com respostas ecológicas com atraso em áreas urbanas (Lira et al. 2019), é de extrema importância realizar novos trabalhos que avaliem o impacto da trajetória de mudança de usos do solo nesses ambientes para prevenir futuras perdas de biodiversidade. Do ponto de vista da conservação, o atraso da resposta da comunidade biológica após a perda de habitat oferece uma oportunidade crítica para ação. Se a restauração do habitat for realizada antes que as espécies comecem a desaparecer, danos irreversíveis à comunidade podem ser prevenidos (Brooks et al. 1999; Hanski 2000; Rangel et al. 2012). Esses estudos assumem ainda mais importância em cidades imersas em biomas com elevada biodiversidade e endemismo como o Cerrado, que é considerado um dos *hotspots* mais ameaçados do mundo (Strassburg et al. 2017).

As aves podem ser bons modelos para avaliar o efeito do histórico da paisagem sobre a composição das comunidades em áreas fragmentadas, devido ao fato de ser um grupo altamente diverso e com muitas espécies sensíveis à perda e fragmentação de habitats (Hatfield et al. 2018). Além disso, são relativamente fáceis de serem observadas em campo e são boas indicadoras de qualidade ambiental (Butchart et al. 2010). Por último, apresentam alta diversidade de características ecológicas relacionadas a fatores como uso de habitat, dieta e tamanho corporal, o que permite usarem uma variedade de recursos (Sekercioglu et al. 2016), além de realizarem serviços ecossistêmicos como polinização, dispersão de sementes e controle de pragas (Sekercioglu, 2012).

O objetivo do trabalho foi avaliar o efeito das mudanças históricas no uso e cobertura do solo sobre comunidades de aves em uma área antropizada de Cerrado, no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Nossa hipótese é que a riqueza e a dissimilaridade de espécies de aves serão explicadas pela composição da paisagem no passado, não pela composição da paisagem atual. Isso indicaria um potencial débito de

extinção a ser pago nas áreas com perda de cobertura nativa, onde houve expansão da infraestrutura urbana nas últimas décadas.

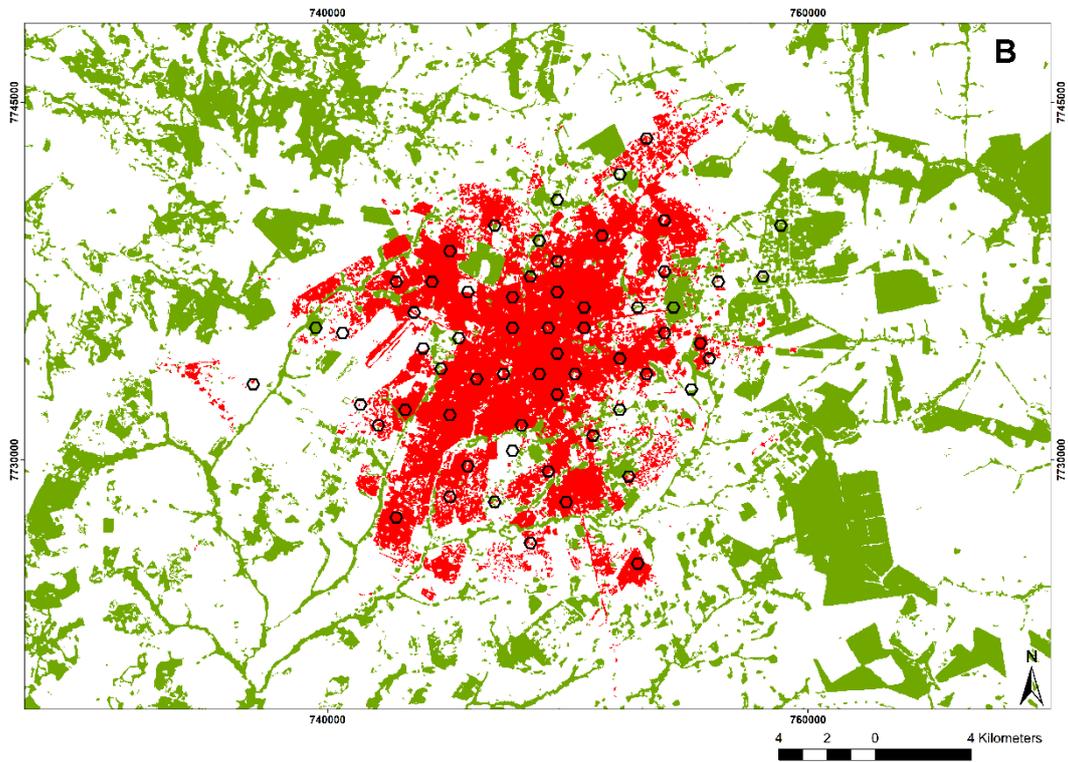
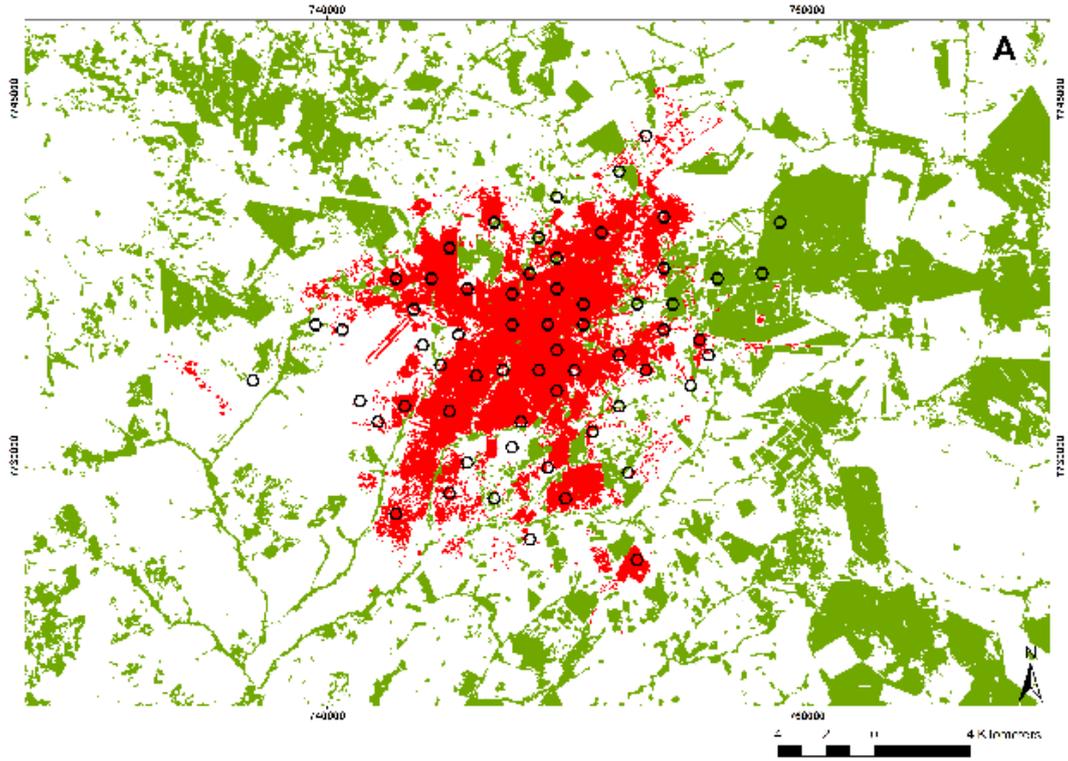
Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Campo Grande (20° 28' 13"S, 54° 37' 25"W), estado de Mato Grosso do Sul, Brasil central. Esta região era originalmente coberta pelo Cerrado, com árvores e arbustos dispersos misturados com formações florestais (Ribeiro e Walter 1998). Atualmente, apenas ~ 21% da cobertura nativa original persiste, enquanto os 79% restantes consistem principalmente em pastagens, campos agrícolas e áreas urbanas (PLANURB 2019). O clima é caracterizado por uma estação seca acentuada (entre abril a setembro) e uma estação chuvosa (outubro a março), com precipitação média anual de 1.530 mm e temperatura média anual variando de 18 °C a 29 °C (Ferreira et al. 2017). A área urbana da cidade abrange 154,4 km², com ~ 900.000 habitantes, e uma densidade populacional média de 104 habitantes/km² (Ferreira et al. 2017).

Delineamento amostral

Para amostrar as aves, foram selecionados 61 hexágonos (paisagens locais) de 16 ha na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul (Figura 1). Esse tamanho de hexágono foi escolhido porque a área de vida de algumas espécies de aves do Cerrado varia entre 0,5 a 17,5 ha (Ribeiro et al. 2002; Lopes & Marini 2006; Sousa & Marini 2007; Kanegae 2013). Os hexágonos foram escolhidos de forma a capturar um gradiente de urbanização, desde áreas não urbanizadas até áreas com elevado grau de urbanização. A distância mínima entre os hexágonos foi de aproximadamente 230 m.



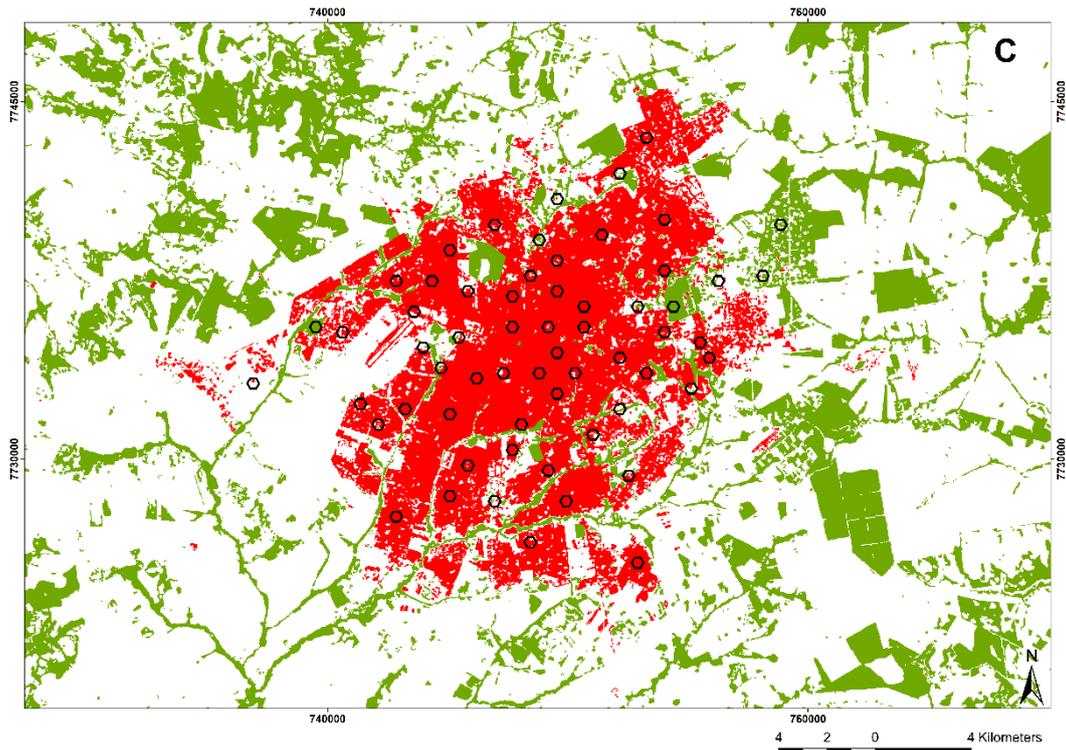


Figura 1. Localização dos 61 hexágonos amostrados na área urbana do município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. As áreas em verde representam a cobertura nativa de Cerrado e as áreas em vermelho representam a infraestrutura urbana para os anos de 1985 (A), 2000 (B) e 2016 (C).

Dados biológicos

A coleta de dados ocorreu entre fevereiro e março de 2016 e foi realizada apenas no período da manhã (primeiras três horas após o amanhecer), porque a maioria das espécies da região está ativa nesse horário. A coleta de dados não ocorreu em dias com condições climáticas adversas (ex: dias chuvosos), pois isso poderia interferir na detectabilidade de algumas espécies. As amostragens de aves foram realizadas usando o método de ponto fixo (Bibby et al. 1993). Quatro pontos de observação (pontos cardeais) foram estabelecidos dentro de cada hexágono com uma distância mínima de 200 m entre si. Dois observadores permaneceram 10 minutos em cada um dos quatro pontos por vez, registrando todas as espécies de aves vistas e/ou ouvidas dentro de um raio de 50 m (Ralph et al. 1995), totalizando 40 minutos para cada observador e, assim, um esforço amostral de 80 minutos. O número de espécies de aves por hexágono foi obtido pela soma dos registros dos quatro pontos de observações em cada hexágono. Embora essas amostragens de curta duração não resultem em inventários completos de espécies, a padronização do esforço amostral nos permite fazer comparações entre essas áreas.

Composição da paisagem

Para cada hexágono (paisagem local), nós medimos a porcentagem de floresta nativa e de infraestrutura urbana para três períodos distintos: 1985, 2000 e 2016 (ano da coleta dos dados). A informação sobre os tipos de uso do solo foi obtida através da plataforma MapBiomas (<http://mapbiomas.org>; coleção 4.0), e as porcentagens foram calculadas usando o programa ARCGIS 10.6.1.

Análise de dados

Utilizamos o fator de inflação de variância (VIF) do pacote `usdm` (Naimi et al. 2014), para checar a colinearidade entre as variáveis e selecionar aquelas que seriam incluídas nos modelos ($VIF < 10$). Através do VIF, cinco variáveis foram selecionadas: floresta nativa em 1985 e 2000 e infraestrutura urbana em 1985, 2000 e 2016.

O número de espécies de aves por hexágono foi obtido pela soma dos registros dos quatro pontos de observações em cada hexágono. Para quantificar a dissimilaridade de espécies, utilizamos a dispersão multivariada proposta por Anderson et al. (2006), que pode ser medida como a dissimilaridade média de cada unidade amostral para seu centróide de grupo no espaço multivariado (Anderson et al. 2006). Primeiro, nós calculamos o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para cada par de hexágonos, usando a função `vegdist` no pacote `vegan` (Oksanen et al. 2018). Posteriormente, nós extraímos a distância média (dissimilaridade) de cada hexágono ao centróide de grupo, que foi utilizada como medida de dissimilaridade de espécies para cada hexágono. Paisagens locais (hexágonos) com maiores valores indicam comunidades mais distintas em termos de composição de espécies

Para testar o efeito das variáveis de paisagem mencionadas acima sobre a riqueza e dissimilaridade de espécies de aves, utilizamos modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição de Poisson para riqueza e distribuição Gaussiana para a dissimilaridade. Utilizamos o pacote `sjstats` (Lüdecke 2019) para checar a ocorrência de sobredispersão nos modelos com riqueza como variável dependente.

Nós utilizamos quatro cenários para avaliar a importância das variáveis para explicar a riqueza e a dissimilaridade de espécies de aves: 1 – modelo nulo, 2 – riqueza e/ou dissimilaridade são explicadas somente pela composição da paisagem em 2016 (um modelo), 3 – riqueza e/ou dissimilaridade são explicadas somente pela composição

da paisagem no passado (seis modelos) e 4 – riqueza e/ou dissimilaridade são explicadas por uma combinação da composição da paisagem em 2016 e a composição da paisagem no passado (dois modelos). Utilizamos o critério de informação de Akaike para pequenas amostras (AICc) e o pacote MuMIn package (Barton 2016) para ranquear os modelos que melhor explicam a riqueza e a dissimilaridade de espécies de aves, considerando como plausíveis todos os modelos com $\Delta AICc \leq 2$.

Resultados

Foram registrados 6151 indivíduos de 120 espécies de aves pertencentes a 17 ordens (Anexo 1). Esse número de espécies represente cerca de 33.7% das espécies de aves encontradas em todo o município de Campo Grande (N = 356; Souza et al. 2019). As espécies mais abundantes foram *Passer domesticus*, com 897 indivíduos (14.6% do total de indivíduos amostrados), *Columba livia* (554 indivíduos, 9%) e *Brotogeris chiriri* (496 indivíduos, 8.1%). A riqueza de espécies de aves nos hexágonos variou de dez a 37 espécies e a abundância de 54 a 236 indivíduos.

Identificamos um modelo plausível para explicar a riqueza de espécies de aves nos hexágonos ($w_i = 0.616$; $R^2 = 0.686$), contendo a porcentagem de infraestrutura urbana em 2000 (Tabela 1). As variáveis mais importantes foram a porcentagem de infraestrutura urbana em 2000 ($w = 0.82$) e a quantidade de floresta nativa em 2000 (0.23).

Tabela 1 – Seleção de modelos baseada no critério de informação de Akaike para pequenas amostras (AICc) para a riqueza de espécies de aves na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. O modelo plausível está realçado em negrito e o modelo nulo está em itálico. FOR1985 – porcentagem de floresta nativa em 1985; FOR2000 – porcentagem de floresta nativa em 2000; URB1985 – porcentagem de infraestrutura urbana em 1985; URB2000 – porcentagem de infraestrutura urbana em 2000; URB2016 – porcentagem de infraestrutura urbana em 2016. R² de Nagelkerke (1991).

Modelos	LL	AICc	Δ AICc	w _i	R ²
URB2000	-179.511	363.2	0.00	0.616	0.686
FOR2000 + URB2000	-179.488	365.4	2.17	0.209	
URB1985	-181.859	367.9	4.70	0.059	
URB2016	-182.142	368.5	5.26	0.044	
URB2016 + FOR1985	-181.515	369.5	6.22	0.027	
FOR1985 + URB 1985	-181.709	369.8	6.61	0.023	
URB2016 + FOR2000	-181.744	369.9	6.68	0.022	
FOR2000	-195.728	395.7	32.43	0.000	
FOR1985	-198.531	401.3	38.04	0.000	
<i>NULO</i>	<i>-206.743</i>	<i>415.6</i>	<i>52.32</i>	<i>0.000</i>	

Identificamos dois modelos plausíveis para explicar a dissimilaridade de espécies de aves nos hexágonos, contendo a porcentagem de floresta nativa em 2000 e a porcentagem de infraestrutura urbana em 2016 (Tabela 2). As variáveis mais importantes foram a porcentagem de floresta nativa em 2000 ($w = 0.90$) e a porcentagem de infraestrutura urbana em 2016 ($w = 0.29$). Nossos resultados mostraram que as áreas que tinham maior quantidade de floresta em 2000 foram aquelas mais dissimilares em termos de composição de espécies ($r = 0.52$; $P < 0.001$).

Tabela 2 – Seleção de modelos baseada no critério de informação de Akaike para pequenas amostras (AICc) para a dissimilaridade de espécies de aves na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. Os modelos plausíveis estão realçados em negrito e o modelo nulo está em itálico. FOR1985 – porcentagem de floresta nativa em 1985; FOR2000 – porcentagem de floresta nativa em 2000; URB1985 – porcentagem de infraestrutura urbana em 1985; URB2000 – porcentagem de infraestrutura urbana em 2000; URB2016 – porcentagem de infraestrutura urbana em 2016.

Modelos	LL	AICc	Δ AICc	w_i	R ²
FOR2000	71.921	-137.4	0.00	0.515	0.276
URB2016 + FOR2000	72.218	-135.7	1.70	0.220	0.283
FOR2000 + URB2000	71.921	-135.1	2.29	0.164	
URB2016 + FOR1985	70.405	-132.1	5.32	0.036	
URB2016	69.126	-131.8	5.59	0.032	
FOR1985	68.855	-131.3	6.13	0.024	
FOR1985 + URB1985	68.877	-129.0	8.38	0.008	
URB2000	65.581	-124.7	12.68	0.001	
URB1985	63.439	-120.5	16.96	0.000	
<i>NULO</i>	<i>62.063</i>	<i>-119.9</i>	<i>17.50</i>	<i>0.000</i>	

Discussão

Com a expansão das cidades em todo o mundo, é esperado um débito de extinção no futuro devido aos efeitos deletérios da conversão de ecossistemas naturais em áreas antropizadas. Desta forma, detectar esse débito de extinção e identificar quais são as espécies ameaçadas podem evitar futuras perdas de biodiversidade (Soga & Koike 2013). Nossos resultados mostram que a riqueza e a dissimilaridade de espécies de aves nas paisagens locais na cidade de Campo Grande são mais bem explicadas por variáveis relacionadas com a composição da paisagem no passado, não pela composição atual. Contudo, enquanto a riqueza foi explicada pela porcentagem de infraestrutura urbana no ano de 2000, a dissimilaridade de espécies foi explicada pela combinação da porcentagem de floresta nativa no mesmo ano e da infraestrutura urbana em 2016 (ano das coletas). Dado que entre 2000 e 2016 houve, em média, um aumento da superfície urbana e uma diminuição da quantidade de floresta nativa, nossos resultados sugerem a possibilidade de extinção de algumas espécies de aves na cidade (débito de extinção). A seguir, detalharemos esses resultados.

Diversos estudos encontraram evidências de débito de extinção em áreas urbanas. Por exemplo, Soga & Koike (2013) encontram um grande débito de extinção para borboletas especialistas sazonais e especialistas de manchas na cidade de Tóquio. Os autores argumentam que as borboletas especialistas tendem a ser consideradas sensíveis à fragmentação do habitat e, portanto, mais propensas à extinção em paisagens fragmentadas (Davies et al. 2004), normalmente necessitando de manchas maiores e mais bem conectadas (Öckinger et al. 2010; Soga & Koike 2012). Além disso, em um estudo de síntese, Hahs et al. (2009) compilaram dados de taxa de extinção de plantas em 22 cidades e encontraram que a combinação do desenvolvimento histórico da cidade e a proporção atual de vegetação nativa explicaram a maior parte da variação nas taxas

de extinção de plantas. Nesse mesmo estudo, os autores encontraram que as taxas de extinção foram influenciadas pela quantidade de vegetação nativa remanescente, principalmente em cidades com mais de 200 anos. Por último, Toit et al. (2020) mostraram em seu estudo que os padrões de vegetação existentes estão correlacionados com paisagens passadas através do cálculo das medidas de paisagem urbana para sete períodos de tempo (1938-2019), correlacionados com três eventos de amostragens de vegetação (1995, 2012, 2019).

Nossos resultados mostraram que áreas com maior quantidade de floresta nativa parecem ser mais dissimilares, provavelmente pela presença de espécies florestais que não são encontradas em áreas mais urbanizadas. Por exemplo, Zhang et al. (2016) encontraram diferenças significativas na composição de espécies de plantas lenhosas entre os diferentes tipos de florestas urbanas em Changchun, nordeste da China. Os autores observaram maiores riquezas de espécies e biodiversidade em florestas anexas (árvores próximas a prédios em pátios de escolas, campi, hospitais, distritos comerciais e empresariais, áreas industriais e áreas residenciais), e menores riquezas em florestas de produção e manejo. Além disso, também observaram maior dissimilaridade de espécies entre florestas anexas e florestas de produção e manejo, e a menor dissimilaridade de espécies entre florestas anexas e floresta de paisagem e relaxamento (árvores nos parques públicos, parques florestais, locais históricos e áreas cênicas). Além disso, Chong et al. (2014) encontraram comunidades de aves e borboletas mais diversificadas em áreas com mais cobertura de vegetação natural do que em áreas com alta quantidade de vegetação cultivada.

Estudos apontam taxas alarmantes de conversão de habitat global (Bianchi & Haig 2013, Watson et al. 2016), especialmente em florestas tropicais secas (Hoekstra et al. 2005). Isso é particularmente preocupante, considerando que a perda de habitat é o

maior fator de perda de biodiversidade globalmente (Hoffmann et al. 2010). Com as áreas urbanas tendo quadruplicado nos últimos anos e as taxas de expansão do solo urbano próximo às áreas protegidas serem tão altas quanto em outras regiões (Seto et al. 2011), poderemos esperar mais extinções nesses ambientes, incluindo Campo Grande. Isso levanta a necessidade de mais estudos em áreas urbanas, não apenas com aves, uma vez que diferentes organismos podem apresentar respostas distintas à conversão do uso do solo, de acordo com suas características biológicas e durações de ciclos de vida (Metzger et al. 2009, Krauss et al. 2010, Lira et al. 2012). Com uma percepção mais ampla das respostas ecológicas com atraso podemos obter um maior apoio aos esforços de conservação nos ecossistemas que enfrentam uma rápida degradação causada pela conversão do uso da terra. Enquanto as espécies previstas para extinção ainda persistirem, haverá tempo para medidas de conservação, como restauração de habitat e manejo da paisagem (Kuussaari et al. 2009).

Conclusões gerais

Nossos resultados sugerem um potencial débito de extinção de espécies de aves a ser pago pelo município de Campo Grande, provavelmente pela redução das áreas de vegetação nativa devido à expansão do meio urbano. Isso reforça a necessidade de proteger e restaurar as áreas de vegetação nativa na cidade, para impedir ou reduzir o pagamento desse débito de extinção. Contudo, em áreas urbanas, preservar ou restaurar se torna um objetivo de difícil alcance, devido aos altos custos envolvidos. Desta forma, melhorar a qualidade do habitat (como a heterogeneidade do habitat e abundância de recursos) pode ser um meio mais realístico para preservar a biodiversidade em áreas urbanas. Como o estudo de Huth & Possingham (2011) demonstrou, aumentar a qualidade da mancha pode trazer mais benefícios do que aumentar a área da mancha, uma vez que pequenas manchas geralmente são degradadas em qualidade. Além disso, o estudo recente de Souza et al. (2019) apontou que a riqueza geral de espécies de aves é afetada negativamente pela superfície impermeável, de forma que reduzir as superfícies impermeáveis pode ser eficiente na conservação da biodiversidade e que a heterogeneidade da paisagem é importante ser levada em conta ao planejar áreas verdes, sendo relevante levar em conta a composição das espécies vegetais e a heterogeneidade da fisionomia da vegetação. De toda forma, é essencial que medidas de conservação sejam tomadas com certa urgência, de modo a preservar a riqueza de espécies de aves da cidade de Campo Grande.

Referências

- Anderson MJ, Ellingsen KE & McArdle BH. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683–693.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>
- Banks-Leite C, Ewers RM & Metzger JP. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119(6): 918–926.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.18061.x>
- Barton K. MuMIn: Multi-Model inference. R package version 1.15.6. 2016;
<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bianchi CA & Haig SM. 2013. Deforestation trends of tropical dry forests in Central Brazil. *Biotropica*, 45(3): 395-400.
- Bibby CJ, Burgess ND & Hill DA. 1993. Bird census techniques. Academic Press, London. 257 p.
- Brook BW, Sodhi NS & Bradshaw CJA. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23(8): 453–460.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brooks TM, Pimm SL & Oyugi JO. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13(5): 1140-1150.
- Brown JH & Brown AK. 1977. Turnover Rates in Insular Biogeography: Effect of Immigration on Extinction. *Ecology* 58(2): 445–449.
- Butchart SHM, Collar NJ, Stattersfield AJ, & Bennun LA. 2010. Conservation of the world's birds: the view from 2010. *Handbook of the birds of the world* 15: 13-68.
- Chong KY, Teo S, Kurukulasuriya B, Chung YF, Rajathurai S & Tan HTW. 2014. Not all green is as good: Different effects of the natural and cultivated components of

- urban vegetation on bird and butterfly diversity. *Biological Conservation* 171: 299-309.
- Davies KF, Margules CR & Lawrence JF. 2004. A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology* 85: 265–271.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB & Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401–406.
<https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Ellis EC, Goldewijk KK, Siebert S, Lightman D & Ramankutty N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19(5): 589–606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- Essl F, Dullinger S, Rabitsch W, Hulme PE, Pyšek P, Wilson JRU & Richardson DM. 2015. Delayed biodiversity change: No time to waste. *Trends in Ecology and Evolution* 30(7): 375–378. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.05.002>
- Ferreira CMM, de Aquino Ribas AC, de Souza FL (2017) Species composition and richness of anurans in Cerrado urban forests from central Brazil. *Acta Herpetol* 12(2):157–165. https://doi.org/10.13128/Acta_Herpetol-18179
- Hahs AK, McDonnell MJ, McCarthy MA, Vesik PA, Corlett RT, Norton BA, ... & Williams NS. 2009. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters* 12(11): 1165-1173.
- Hanski I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37(4): 271–280.
- Hanski I & Ovaskainen O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16(3): 666-673.

- Hatfield JH, Orme CDL, Tobias JA & Banks-Leite C. 2018. Trait-based indicators of bird species sensitivity to habitat loss are effective within but not across data sets. *Ecological applications* 28(1): 28-34.
- Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH & Roberts C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1): 23-29.
- Hoffmann M, Hilton-Taylor C, Angulo A. et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330: 1503-1509.
- Huth N & Possingham HP. 2011. Basic ecological theory can inform habitat restoration for woodland birds. *Journal of Applied Ecology* 48: 293–300.
- Jackson ST & Sax DF. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(3): 153–160. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.001>
- Kanegae MF. 2013. Home range size of the collared crescentchest, *Melanopareia torquata* (Melanopareidae) during the reproductive period in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 21:109-113.
- Krauss J, Bommarco R, Guardiola M, Heikkinen RK, Helm A, Kuussaari M, Lindborg R, Öckinger E, Pärtel M, Pino J, Pöyry J, Raatikainen KM, Sang A, Stefanescu C, Teder T, Zobel M & Steffan-Dewenter I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13(5): 597–605. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>
- Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R, Öckinger E, Pärtel M, Pino J, Rodà F, Stefanescu C, Teder T, Zobel M & Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24(10): 564–571.

- Lira PK, Ewers RM, Banks-Leite C, Pardini R & Metzger JP. 2012. Evaluating the legacy of landscape history: Extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* 49(6): 1325–1333. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02214.x>
- Lira PK, de Souza Leite M & Metzger JP. 2019. Temporal Lag in Ecological Responses to Landscape Change: Where Are We Now? *Current Landscape Ecology Reports* 4(3): 70–82. <https://doi.org/10.1007/s40823-019-00040-w>
- Lopes LE & Marini MÂ. 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the Central Brazilian cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41: 87-92. <https://doi.org/10.1080/01650520500309826>
- Lüdecke D. 2019. sjstats: Statistical Functions for Regression Models (Version 0.17.3). <http://doi.org/10.5281/zenodo.1284472>
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci, LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG & Pardini R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142(6): 1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>
- Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK & Toxopeus AG. 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography* 37: 191-203. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- Nagelkerke NJD. 1991. A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78: 691–692. doi.org/10.1093/biomet/78.3.691
- Öckinger E, Schweiger O, Crist TO, Debinski DM, Krauss J, Kuussaari M, Petersen JD, Pöyry J, Settele J, Summerville KS & Bommarco R. (2010). Life-history traits

- predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters*. 13: 969–979.
- Oksanen J, Blanchet, FG, Friendly M, Kindt R, Ledengre P, McGlinn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Steven MHH, Szoecs E & Wagner H. 2018. *vegan*: Community ecology package. R package version 2.5-3.
- PLANURB – Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano (2019) In Perfil Socioeconomico Campo Grande, Mato Grosso do Sul 26:41–76.
<http://www.capital.ms.gov.br/sisgran/#/>.
- Prevedello JA & Vieira MV. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19(5): 1205–1223.
<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>
- Ralph CJ, Sauer JR & Droege S. 1995. Monitoring bird populations by point counts. USDA Forest Service, Albany, Ca. doi.org/10.2737/PSW-GTR-149
- Rangel TF. 2012. Amazonian extinction debts. *Science* 337(6091): 162–163.
<https://doi.org/10.1126/science.1224819>
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida Sp. (eds). *Cerrado: ambiente e flora*. Brasilia, DF: Embrapa Cerrados, pp 89–166
- Ribeiro BA, Goulart MF & Marini MÂ. 2002. Aspectos da territorialidade de *Knipolegus lophotes* (Tyrannidae, Fluvicolinae) em seu período reprodutivo. *Ararajuba* 10(2): 231-235.

- Sekercioglu CH. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153(1): 153-161.
- Sekercioglu CH, Wenny DG & Whelan CJ. 2016. *Why birds matter: Avian ecological function and ecosystem services*. University of Chicago Press.
- Stouffer PC, Strong C & Naka LN. 2009. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: Consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity and Distributions* 15(1): 88–97.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00497.x>
- Strassburg BB, Brooks T, Feltran-Barbieri R, Iribarrem A, Crouzeilles R, Loyola R, ... & Soares-Filho B. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1(4): 0099.
- Seto KC, Fragkias M, Güneralp B & Reilly MK. 2011. A meta-analysis of global urban land expansion. *PloS One* 6(8): e23777.
- Soga M & Koike S. 2013. Mapping the potential extinction debt of butterflies in a modern city: implications for conservation priorities in urban landscapes. *Animal Conservation* 16(1): 1-11.
- Soga M & Koike S. 2012. Life-history traits affect the vulnerability of butterflies to habitat fragmentation in urban remnant forests. *Ecoscience* 19: 11–20.
- Souza FL, Valente-Neto F, Severo-Neto F, Bueno B, Ochoa-Quintero JM, Laps RR, ... & de Oliveira Roque F. 2019. Impervious surface and heterogeneity are opposite drivers to maintain bird richness in a Cerrado city. *Landscape and Urban Planning* 192: 103643.
- Tilman D, May RM, Lehman CL & Nowak MA. 1994. Habitat destruction and the Extinction Debt. *Nature* 371(6492): 65–66. <https://doi.org/10.1038/371065a0>

- du Toit MJ, Kotze DJ & Cilliers SS. 2020. Quantifying long-term urban grassland dynamics: biotic homogenization and extinction debts. *Sustainability* 12(5):1989.
- UNFPA 2007. *State of the World Population 2007: Unleashing the Potential Urban Growth*. United Nations Population Fund, New York.
- Vellend M, Verheyen K, Jacquemyn H, Kolb A, Van Calster H, Peterken G & Hermy M. 2006. Extinction Debt of Forest Plants Persists for More than a Century following Habitat Fragmentation. *America* 87(3): 542–548.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J & Melillo JM. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277(5325): 494–499.
<https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Watson JEM, Jones KR, Fuller RA, Di Marco M, Segan DB, Butchart SHM, Allan JR, McDonald-Madden E & Venter O. 2016. Persistent Disparities between Recent Rates of Habitat Conversion and Protection and Implications for Future Global Conservation Targets. *Conservation Letters* 9(6): 413–421.
<https://doi.org/10.1111/conl.12295>
- Zhang D., Zheng H., He X., Ren Z., Zhai, C., Yu X., ... & Wang P. 2016. Effects of forest type and urbanization on species composition and diversity of urban forest in Changchun, Northeast China. *Urban Ecosystems* 19(1): 455-473.