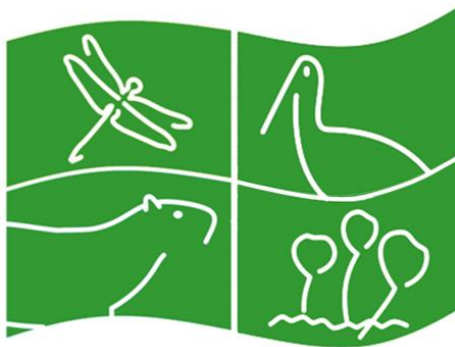


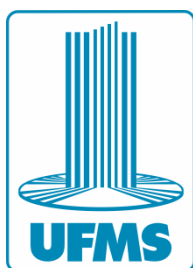


Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**Padrões de coocorrência, períodos de atividade e influência do
uso do solo sobre a probabilidade de ocorrência de anfíbios
anuros da porção centro-sul do Cerrado**

Tainã Lucas Andreani



Campo Grande

Novembro 2022

Padrões de coocorrência, períodos de atividade e influência do uso do solo sobre a probabilidade de ocorrência de anfíbios anuros da porção centro-sul do Cerrado

Tainã Lucas Andreani

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ecologia, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Orientadora: Dra Cynthia Peralta de Almeida Prado

Co-orientador: Dr Alessandro Ribeiro de Moraes

Banca avaliadora

Dr Franco Leandro de Souza

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Instituto de Biociências. Avenida Costa e Silva, s/n, Jd. Universitário, 79070-900 - Campo Grande, MS – Brasil

Dra. Paula Cabral Eterovick

Technische Universität Braunschweig. Mendelsohnsstraße 4 Nordstadt; 38106 - Braunschweig, - Alemanha

Dr. Rogério Pereira Bastos

Universidade Federal de Goiás, Departamento de Ecologia/Instituto de Ciências Biológicas. UFG/ICB, Depto de Ecologia, Av Esperança, s/n. Campus Samambaia – UFG; 74690-900 - Goiânia, GO - Brasil

Dra. Cinthia Aguirre Brasileiro

Universidade Federal de São Paulo, Departamento de Ciências Biológicas. Rua Artur Riedel 275; Eldorado; 09972-270 - Diadema, SP - Brasil

“Pois em prática, essa tática, matemática falou
Enquanto a terra não for livre, eu também não sou”

Principia - Emicida

Agradecimentos

Preciso agradecer primeiramente aos meus pais, a todo apoio e carinho, dedicação e suporte. Por toda a base e orientação que me deram, porque sem vocês eu não teria chegado até aqui. Essa conquista é de vocês também.

Preciso agradecer também aos meus amigos e amigas. Por todo o tempo compartilhado, por todo choro chorado junto e todos os sorrisos repartidos. Por todas as confissões, todos os amparos, por todas as viagens e todas as noites que passamos acordados. E também por todos os cafés. Essa conquista também só é possível por causa de vocês.

Agradeço ao Seixas Rezende Oliveira, ao Bruno Barros Bittar e ao Gustavo Valtuille de Oliveira pelo auxílio nas coletas dos dados em campo. Quantos perrengues, né? Aproveito também para agradecer ao senhor Omar, morador de Luiz Alves, na divisa de Goiás com o Tocantins e Mato Grosso (infelizmente só sei essas informações deles) que nos ajudou a recuperar três gravadores perdidos dentro de matas da região.

Agradeço ao Alejandro Valencia pelo auxílio na construção dos “scripts” utilizados nessa tese e também por sempre estar presente quando preciso.

A todos os meus professores. Em especial à minha orientadora Dra Cynthia Peralta de Almeida Prado e meu co-orientador Dr Alessandro Ribeiro de Moraes. Pela amizade e por todos os ensinamentos, sejam eles referentes à academia ou não.

Por fim, agradeço à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e à FAPEG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás) pelas bolsas de doutorado e DTI, respectivamente.

Índice

Resumo Geral.....	8
General Abstract.....	10
Introdução Geral.....,	11
Capítulo 1.....	14
Resumo.....	15
Abstract.....	17
Introdução.....	18
Métodos.....	20
Resultados.....	26
Discussão.....	34
Capítulo 2.....	40
Resumo.....	41
Abstract.....	42
Introdução.....	43
Métodos.....	44
Resultados.....	48
Discussão.....	48
Capítulo 3.....	55
Resumo.....	56
Abstract.....	57
Introdução.....	58
Métodos.....	60
Resultados.....	65

Discussão.....	70
Conclusão Geral.....	75
Referências.....	77
Material Suplementar.....	94

Resumo geral

A modificação de ecossistemas para fins agrícolas pode desencadear efeitos negativos sobre a biodiversidade por meio de muitos processos, como a perda e fragmentação de habitat, que podem ser observados em diversos táxons. Isto é especialmente importante para as espécies de anfíbios, que apresentam variadas exigências em seus diferentes estágios de vida, levando-os a ser considerados como o grupo de vertebrados mais ameaçados de extinção. Assim, por meio de uma amostragem ao longo da porção centro-sul do Cerrado e utilizando modelos de probabilidade de ocorrência, no capítulo 1 avaliamos a influência dos principais tipos de usos do solo sobre as espécies de anfíbios anuros de áreas abertas. Ao longo do capítulo 2 apresentamos os resultados destas avaliações para espécies encontradas dentro de fragmentos florestais do bioma. Além disso, no capítulo 3 apresentamos os padrões de atividade das espécies, testando a hipótese de retenção de informação filogenética nestes padrões. Neste capítulo também descrevemos as relações de coocorrência espacial e temporal entre as espécies de anuros registradas. No capítulo 1, encontramos que as diferentes porcentagens de cobertura do solo exerceram influência sobre a ocorrência de algumas espécies de anuros ao longo do Cerrado de maneira espécie-específica. Para espécies registradas em fragmentos florestais (capítulo 2), não detectamos efeitos significativos da cobertura florestal sobre a ocorrência de anuros, com exceção de *Barycholos ternetzi*, o que poderia ser explicado pelo hábito generalista da maioria das espécies de Cerrado. Por fim, no capítulo 3, a maioria das coocorrências positivas registradas sugere uma partição das dimensões espacial e temporal do nicho acústico em locais que, provavelmente, atendem às demandas ecológicas similares das espécies. Adicionalmente, detectamos sinal filogenético nos padrões de atividade de vocalização em diferentes horários do dia. Nossos resultados sugerem que mesmo espécies com ampla distribuição pelo Cerrado,

como o caso de *Dendropsophus minutus* e *Boana* sp. (gr. *albopunctata*), podem sofrer efeitos adversos sobre sua ocorrência, causados por alterações antrópicas. A descrição desses resultados é importante para a construção de ações de conservação e manejo de espécies de anuros, especialmente em um bioma considerado como um dos prioritários para a conservação da biodiversidade como o Cerrado.

General abstract

Ecosystem modification for agricultural purposes may trigger negative effects on biodiversity through many processes, such as habitat loss and fragmentation observed in many taxa. This is especially important for many amphibian species, which present a variety of requirements in their different life stages, making them the most threatened vertebrates. Thus, carrying out a sampling throughout the south-central Cerrado and using occurrence probability models, in chapter 1 we evaluated the influence of land use on open habitat anurans. In chapter 2, we present the results of these analyses for anuran species found in forest fragments of the biome. Furthermore, in chapter 3, we describe the species' activity patterns, testing the hypothesis of phylogenetic signal in such patterns. In this chapter, we also describe spatial and temporal co-occurrence patterns for the registered anuran species. In chapter 1, we found that different percent of soil cover exerted influence on the occurrence of some anuran species throughout the Cerrado. For the species registered in forest fragments (chapter 2), we did not find significant effects of forest cover on anurans' occurrence, except for *Barycholos ternetzi*, which could be explained by the generalist habit of most Cerrado species. Finally, in chapter 3, most positive co-occurrences suggest spatial and temporal partition in acoustic niche in sites that probably offer similar ecological conditions required by the species. Additionally, our analyses detected phylogenetic signal in calling activity patterns in different periods of the day. Our results suggest that even species widely distributed in the Cerrado, as *Dendropsophus minutus* and *Boana* sp. (gr. *albopunctata*) may be negatively affected by human habitat modifications. The description of these results is important for anuran conservation and management actions, mainly for a biome considered a priority area for biodiversity conservation, such as the Cerrado.

Introdução geral

Devido os diferentes estágios de vida dos anfíbios (embrionária, larval, juvenil e adulto) necessitarem recursos em diferentes escalas espaciais, populações de anfíbios que se reproduzem em ambientes lênticos são relevantes para a avaliação de processos locais e de ampla escala em seus padrões de ocupação (Scherer et al., 2012).

Adicionalmente, os anfíbios se encontram como o grupo de vertebrados mais ameaçados de extinção (IUCN, 2022) devido a diversos fatores, frequentemente interativos, como a perda e fragmentação de habitats nativos em conversões para usos antrópicos (Signorelli et al., 2016; Ribeiro et al., 2017; Ramalho et al., 2022). Anfíbios ainda estão relacionados a diversos serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e fluxo energético (Hocking & Babbitt, 2014). Como consequência, seus declínios populacionais têm alarmado para mudanças significativas na estrutura e funcionamento de corpos d'água (Whiles et al., 2013; Barnum et al., 2021) que terão consequências sobre os ambientes terrestres adjacentes (Colón-Gaud et al., 2010; Zipkin et al., 2020).

Entre as diversas metodologias atuais que permitem o levantamento de espécies e a avaliação de comunidades de anuros, destaca-se o monitoramento acústico passivo (MAP). Esta técnica oferece amplas possibilidades para amostragens de fauna em ambientes terrestres porque os sensores acústicos permitem coletas de dados de forma não invasiva de uma ampla variedade de espécies de animais que emitem sinais acústicos detectáveis (Browning et al., 2017). Além disto, a natureza autômata da técnica permite a coleta contínua de dados sem vieses do observador (Shonfield & Bayne 2017) também permitindo a cobertura de amplas escalas temporais e espaciais (Sugai et al., 2019). Somado a estes fatores, o desenvolvimento de aparelhos digitais

mais portáteis e baratos durante a última década permitiu que o uso do MAP se popularizasse, sendo aplicado em diversos táxons e abordando diversos tópicos envolvendo ecologia de comunidades, comportamento, uso de hábitat, entre outros (Sugai et al., 2019).

Agroecossistemas podem ser definidos como ecossistemas naturais que foram deliberadamente modificados por ação antrópica com o propósito de produzir bens específicos de valor para os seres humanos, como comida e outros produtos agrícolas (Swift et al., 2004) e atualmente representam a paisagem mais comum no antropoceno (DeClerck et al., 2016). A modificação de ecossistemas para fins agrícolas ocasiona efeitos negativos para a biodiversidade local através de vários processos como a fragmentação e perda de hábitat (Ramalho et al., 2022). Estes efeitos podem ser observados atingindo diversos táxons, como sobre a diversidade taxonômica de mamíferos de médio e grande porte (Rocha et al., 2018), a diversidade taxonômica, filogenética e funcional de pássaros (Belcik et al., 2020; Weideman et al., 2020), a riqueza e abundância de insetos (Outhwaite et al., 2022), a diversidade funcional de aranhas (Potapov et al., 2019), assim como para a distribuição de anfíbios (Signorelli et al., 2016, Ramalho et al., 2021). Nesta tese, iremos discutir como diferentes coberturas do solo modificadas para usos antrópicos como pastagem e agricultura, somados a demais características da paisagem e abióticas, como coberturas de vegetação original e temperatura podem influenciar a ocorrência de espécies de anfíbios anuros a região centro-sul do Cerrado, marcada por histórica alteração antrópica. Posteriormente, também apresentamos padrões de coocorrência entre as espécies de anuros e os padrões diários de atividade destas, uma vez que estudos com monitoramento passivo envolvendo anuros não consideram costumeiramente períodos diurnos de atividade (Sugai et al., 2019). Desta forma, a tese se apresenta em três capítulos:

Ao longo do capítulo 1, abordaremos quais variáveis relacionadas aos principais usos do solo para a região amostrada podem influenciar a probabilidade de ocorrência de diferentes espécies de anfíbios anuros de área aberta. Já durante o capítulo 2, demonstraremos os resultados destes fatores para as espécies que foram registradas vocalizando no interior de fragmentos florestais. Finalizando com o capítulo 3 aonde discutiremos os períodos de atividades diários e os padrões temporal e espacial de coocorrência das espécies.

Capítulo 1

**Efeitos do uso do solo sobre a probabilidade de ocorrência de anfíbios
anuros na porção centro-sul do Cerrado**

Resumo

As pressões antrópicas oriundas da conversão do uso do solo são especialmente críticas aos anfíbios devido às suas características morfofisiológicas e de história natural. Dessa forma, estudos sobre a influência da paisagem e uso do solo sobre a probabilidade de ocupação de anfíbios são de grande interesse, pois permitem conseguir informações confiáveis para estratégias de manejo e conservação. Estas informações são especialmente relevantes para comunidades de anfíbios encontradas na porção central do Brasil, para as quais a biologia básica ainda é pouco conhecida. Este estudo descreve a influência dos principais tipos de uso do solo e da configuração da paisagem sobre as probabilidades de ocorrência das espécies de anuros da região centro-sul do Cerrado, marcada pela crescente expansão agrícola das últimas décadas. Nossa hipótese é de que haja correlação positiva entre porcentagem de cobertura de vegetação nativa e probabilidade de ocorrência das espécies. Alternativamente, esperamos que algumas espécies sejam favorecidas pela expansão de áreas abertas artificialmente. Utilizando monitoramento acústico passivo ao longo de 67 pontos, registramos 57 espécies de anuros, principalmente pertencentes às famílias Hylidae e Leptodactylidae. A probabilidade de ocorrência foi testada para 34 espécies de anuros, nas escalas de 2 km e 500 m. A análise de 262 horas e 39 minutos de gravações de vocalizações, somadas a análises de geoprocessamento, detectaram a influência de variáveis da paisagem e fatores abióticos em 20 espécies. Grande parte das espécies foi influenciada pela temperatura do ar, mostrando limiares ótimos de atividade. Como esperado, a força e direção das pressões variaram de acordo com os requerimentos de habitat e características da história natural das espécies. Nossos resultados sugerem que diferentes usos do solo podem influenciar a distribuição das espécies de anfíbios anuros

pelo Cerrado, indicando que mesmo espécies com ampla distribuição pelo bioma podem estar sofrendo efeitos negativos em decorrência dessas alterações antrópicas.

Abstract

Anthropic pressures that result from land-use conversion are especially critical to amphibians due to their morphophysiology and natural history. Thus, studies about the influence of landscape and land use on species' probability of occupation are of great interest, providing reliable information for managing and conservation actions. Such information are especially important for amphibian communities of Central Brazil, for which basic biology is poorly known. The present study describes the influence of the main types of land use and landscape features on the probability of occurrence of anurans in the south-central Cerrado, a region marked by agricultural expansion in the last decades. Our hypothesis is that occurrence of probability of species will be positively correlated with percent of native vegetation cover. Alternatively, we expect that some species will be favored by expansion of artificial open habitats. Using passive acoustic monitoring throughout 67 points, we registered 57 anurans species, mainly in the families Hylidae and Leptodactylidae. Probability of occurrence was tested for 34 species, in the scales of 2 km and 500 m. The analyses of 262 hours and 39 minutes of calling recordings, along with geoprocessing analyses, detected the influence of landscape variables and abiotic factors on 20 anuran species. The majority of the species was influenced by the air temperature, showing optimal activity limits. As expected, pressure strength and direction varied according to species' habitat requirements and natural history. Our results suggest that different land use covers may affect anuran species distribution along the Cerrado, indicating that even species widely distributed may be negatively affected by such anthropic habitat modification.

Introdução

O Cerrado ocupa, aproximadamente, 23% do território nacional, sendo o segundo maior bioma brasileiro (Ratter et al., 1997). Considerada a savana com a maior diversidade biológica do mundo (Klink & Machado, 2005; MMA, 2022), esse bioma tem importante papel na provisão de serviços ecossistêmicos, tais como o abastecimento de oito das 12 grandes bacias hidrográficas do país (Lima, 2011), estoque de carbono e de biodiversidade (veja Reis et al., 2017). Apesar disso, nas últimas seis décadas, cerca de 50% de sua cobertura vegetal original foi perdida (Silva et al., 2006). Apenas entre os anos de 2000 e 2015, aproximadamente 240 mil km² de área nativa foram convertidas em áreas agricultáveis ou para fins de pecuária (Carneiro Filho & Costa 2016; Reis et al., 2017). Como comunidades ecológicas estão expostas às rápidas alterações da paisagem, muitas espécies declinam (Nowakowski et al., 2018). Esses declínios ocorrem devido à diminuição da disponibilidade de recursos (Sisk et al., 1997), restrição do fluxo gênico entre populações isoladas (Westerbergh & Saura, 1994) e a limitação na dispersão das espécies pelo filtro dispersivo exercido pelos vários tipos de matriz (Ricketts, 2001; Mazerolle & Desrochers, 2005; Becker et al., 2010).

Tais pressões antrópicas de conversão do uso do solo são conhecidamente nocivas para diversidade taxonômica, funcional e filogenética de diversos táxons como artrópodes (Potapov et al., 2019 ;Outhwaite et al., 2022), de mamíferos (Rocha et al., 2018), pássaros (Weideman et al., 2020) entre outros. Estas pressões são especialmente críticas para anfíbios pelas diversas características morfológicas, fisiológicas e de história natural que o grupo apresenta. Entre essas características podemos citar a ectotermia, dependência de água para a reprodução e permeabilidade cutânea (Wells, 2007). Para o Cerrado, são conhecidas atualmente 209 espécies de anfíbios, sendo 108

consideradas endêmicas, a maioria relacionada com ambientes abertos (Valdujo et al., 2012). Estudos sobre a influência da paisagem e uso do solo sobre a probabilidade de ocupação de anfíbios têm sido majoritariamente desenvolvidos para regiões temperadas (por exemplo Gagné & Fahrig, 2007; Scherer et al., 2012; Cauyela et al 2015), e apenas recentemente abordados regiões tropicais (Signorelli et al., 2016; Faggioni et al., 2020). Especialmente para a América do Sul, uma das mais diversas em espécies de anuros (Vasconcelos et al., 2019), tais estudos são importantes dado o conhecimento básico ainda incipiente para a maioria das comunidades localizadas em regiões do interior do Brasil (e.g., Guerra et al., 2018). Nesse contexto, generalizações sobre os processos de ocupação de populações de anfíbios são arriscadas (Zanini et al., 2009) e conseguir informações confiáveis para estratégias de manejo e conservação “in situ” por meio de estudos de populações locais são cruciais (Scherer et al., 2012; Faggioni et al., 2020).

Em prévias avaliações feitas para espécies de anuros do Cerrado, a distância entre manchas de vegetação nativa, a topografia e a conversão antrópica do solo demonstraram forte influência, em diferentes direções, sobre diferentes espécies (Prado & Rossa-Feres, 2014; Signorelli et al., 2016; Nali et al., 2020). Somado a isso, influências de diferentes escalas geográficas vêm sendo relatadas para espécies de anuros (Scherer et al., 2012; Signorelli et al., 2016; Faggioni et al., 2020), apesar anfíbios serem considerados os vertebrados terrestres mais sedentários e com forte filopatria (Blaustein et al., 1994; Wells, 2007). Porém, atualmente, quase metade dos limites de dispersão relatados para as espécies de anuros ultrapassa 1 km, chegando a uma média de 2 km (Smith & Green, 2005).

No presente estudo nós descrevemos a influência dos principais tipos de uso do solo e da configuração da paisagem sobre as probabilidades de ocorrência das espécies de anfíbios anuros da região centro-sul do Cerrado, que é marcada pela crescente

expansão agrícola nas últimas décadas (Sano et al, 2010; Spera et al, 2016).

Especificamente, a nossa expectativa é que a porcentagem de cobertura da vegetação nativa influencie positivamente a probabilidade de ocorrência das espécies, pois proporciona as condições ideais de umidade e recursos para a presença e atividade das espécies. Contudo, a porcentagem de vegetação nativa não é o único fator que pode influenciar a ocorrência de espécies de anuros (Ramalho et al., 2021), pois algumas espécies podem ser beneficiadas pela presença de corpos d'água para reprodução ou mesmo por áreas abertas artificialmente (Guerra & Araújo, 2015). Portanto, iremos avaliar de que forma os diferentes usos do solo pela atividade humana podem influenciar a probabilidade de ocorrência das espécies.

Métodos

Coleta e análises das gravações

Foram selecionados 67 pontos distribuídos na porção centro-sul do Cerrado abrangendo os estados de Tocantins, Mato Grosso, Minas Gerais e Goiás (Figura 1). Os pontos foram selecionados aleatoriamente com o auxílio de imagens de satélite (Google EarthTM) e com reconhecimento dos ambientes em campo, representando uma ampla variedade de áreas abertas propícias para a reprodução de anuros como brejos, represas naturais ou artificiais. Cada ponto foi amostrado uma vez em uma das estações reprodutivas entre os anos de 2017 e 2020, durante a estação chuvosa (outubro a março). Para isto, foi utilizado a técnica de monitoramento acústico passivo (Passive Acoustic Monitoring - PAM), com o uso de gravadores autônomos (marca Tigrinus modelo: GT001-T1.0V) (<http://www.tigrinus.com.br/gravador-de-udio>). Em cada ponto amostral, foi instalado um gravador a 1 m de altura do solo às margens do corpo d'água

programado para realizar gravações com duração de três minutos a cada hora ao longo de quatro dias

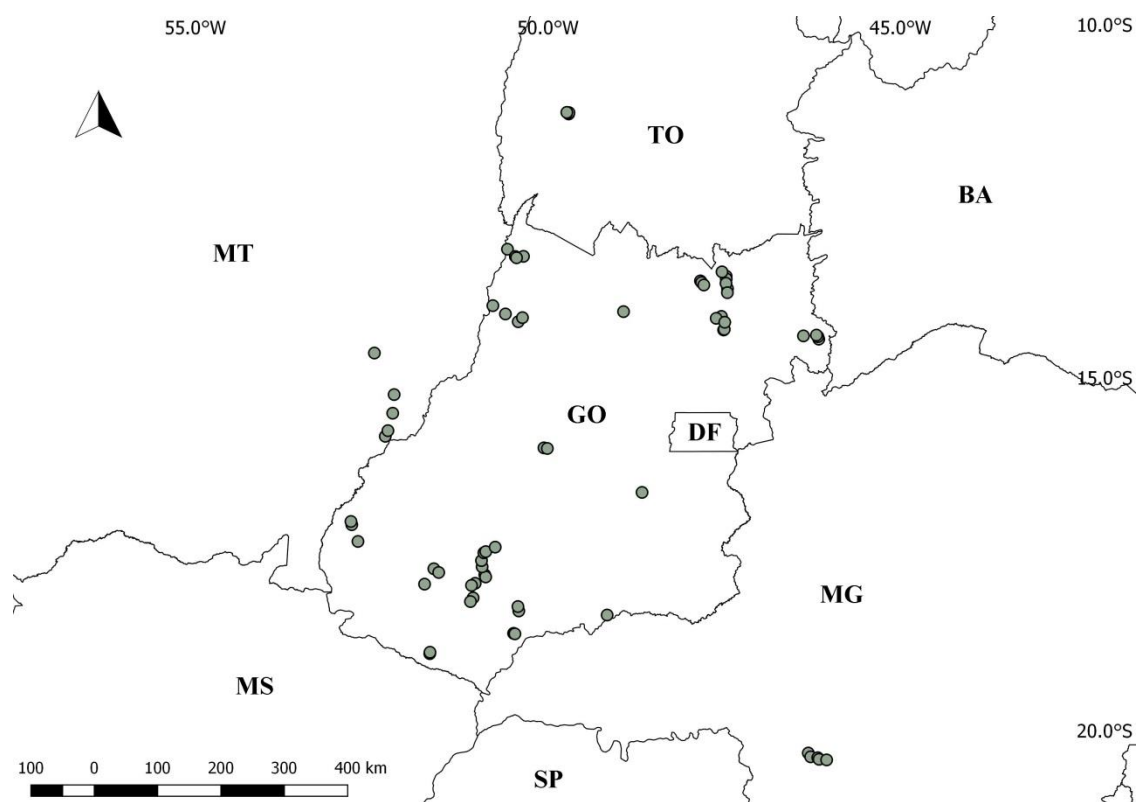


Figura 1. Localização dos 67 pontos amostrados no Cerrado, durante os anos de 2017 a 2020

consecutivos. Os arquivos sonoros foram obtidos no formato WAV a uma taxa de amostragem de 44,1 KHz e com 16 bits de resolução. Juntamente aos gravadores foram instalados “dataloggers” (Marca: Higmed; Modelo: HMS-305) para registros horários de umidade e temperatura no local de amostragem.

As gravações foram analisadas auditivamente e com o auxílio visual de espectrogramas gerados pelo “software” Raven Pro 1.4 (Bioacustics Research Program, 2011), buscando por sonotipos correspondentes às vocalizações das espécies de anuros. Quando necessário, foram utilizadas as coleções sonoras das seguintes plataformas como fontes de comparações para a identificação da espécie: AmphibiaWeb (<https://amphibiaweb.org/>), Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard (<https://www2.ib.unicamp.br/fnjv/>), Fonzoo (<https://www.fonzoo.com/>) e LAFUC (<https://www.lafuc.com/especies-do-df>). Para certas espécies, em que a identificação do epíteto se mostrou incerto pela ocorrência de vocalizações crípticas, as espécies foram reunidas em seus respectivos grupos taxonômicos, seguindo Frost (2021), como uma medida conservativa. Este foi o caso de *Adenomera* sp. (gr. *marmorata*), *Boana* sp. (gr. *albopunctata*), *Elachistocleis* spp., *Pithetocopus* sp. (gr. *hypochondrialis*) e *Scinax* sp. (gr. *ruber*).

Variáveis da paisagem

Mapas com a classificação do uso do solo para os anos de 2017 a 2020 do bioma Cerrado foram obtidos junto ao banco de dados do Mapbiomas (Projeto Mapbiomas, 2022), com uma resolução de 30 metros por pixel. Utilizando destes mapas e considerando a posição de cada gravador como centroide, delimitamos para cada ponto amostrado “buffers” de 2 km e de 500 m de raio. Essas dimensões de “buffers” permitem-nos avaliar fatores que poderiam influenciar a probabilidade de ocorrência de

espécies de anuros, considerando, respectivamente, a média da distância de dispersão das espécies (Smith & Green, 2005) e locais aos sítios de reprodução. Posteriormente, para cada “buffer”, calculamos o número de fragmentos de vegetação nativa remanescente (número de “patches”), assim como as porcentagens de cobertura de vegetação nativa, do solo destinado à pecuária e do solo destinado à agricultura, representando os três principais usos do solo para a região (Carneiro Filho & Costa, 2016). Estes dados foram obtidos utilizando a plataforma R 4.0 (R Core Team, 2020), com os seguintes pacotes “raster” (Hijmans, 2021), “rgdal” (Bivand et al., 2021), “rgeos” (Bivand & Rundell, 2021) e “landscapemetrics” (Hesselbarth et al., 2019).

Adicionalmente, com o uso de imagens de satélite, identificamos o sítio de reprodução mais próximo conectado pelo mesmo corpo fluvial, assim como o sítio de reprodução mais próximo pertencente a outro sistema fluvial. Em seguida, medimos as distâncias destes locais para o ponto amostral, aos quais chamamos de distância C e distância N, respectivamente. Estas distâncias representam formas pelas quais indivíduos presentes em um ponto amostrado poderiam se deslocar para demais locais de reprodução, i.e., seguindo o fluxo hídrico (Distância C) ou atravessando o filtro imposto pela matriz circundante (Distância N), respectivamente.

Análises estatísticas

Com o intuito de avaliar a eficácia do esforço amostral utilizando o método passivo de amostragem, utilizamos o estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem, construído a partir de 100 aleatorizações da riqueza de espécies observada nos pontos amostrais (Krebs, 1999).

Utilizamos uma matriz de presença e ausência sobre a distribuição das espécies (probabilidade de ocorrência). Este parâmetro foi considerado como variável resposta

nas análises posteriores, enquanto que a temperatura do ar e umidade relativa do ar (no momento da gravação), porcentagem de cobertura nativa, porcentagem de área de pecuária, porcentagem de área de agricultura, número de “patches”, distância C e distância N foram definidas como variáveis preditoras. As variáveis preditoras foram padronizadas, como descrito a seguir, para a construção e seleção de modelos.

Para verificar a influência das variáveis preditoras sobre a probabilidade de ocorrência, foram incluídas apenas as espécies registradas em, no mínimo, cinco dos pontos amostrados. Esta abordagem foi adotada para garantir que as espécies utilizadas tiveram uma amostragem espacial e temporal que pudesse minimizar vieses na estimativa da probabilidade de ocorrência das espécies com distribuição e períodos sazonais de atividade mais restritivos. Para cada uma destas espécies, e em cada uma das escalas de buffer, foram realizadas as etapas descritas a seguir: 1) Variáveis preditoras foram padronizadas usando a função “scale” do programa R; 2) Um modelo linear generalizado misto com distribuição binomial, incluindo todas as variáveis preditoras, foi construído para avaliar os pressupostos com a função `glmmTMB` do pacote de R `glmmTMB`, versão 1.1.2.3 (Brooks et al., 2017), utilizando o ponto amostral e o horário de gravação como efeitos aleatórios; 3) Teste de multicolinearidade das variáveis preditoras usando a função “`check_collinearity`” do pacote de R “`performance`”, versão 0.8.0 (Lüdtke et al., 2021). Variáveis com o alto fator de inflação de variância ($VIF > 4.0$) foram excluídas. A umidade relativa do ar foi retirada das análises devido à alta colinearidade com a temperatura do ar. Considerando que todos os modelos apresentaram alta colinearidade negativa entre a porcentagem de vegetação nativa e a porcentagem de área de pecuária e agricultura, construímos dois grupos de variáveis para o passo 6, dado nosso interesse em identificar a influência destas variáveis preditoras sobre as variáveis resposta. O primeiro grupo incluiu todas as

variáveis, exceto a porcentagem de vegetação nativa e umidade relativa do ar (modelo antrópico), enquanto o segundo grupo incluiu todas as variáveis, exceto porcentagem de área de pecuária, porcentagem de área de agricultura e umidade relativa do ar (modelo nativo); 4) Teste de pressuposto de linearidade das variáveis preditoras. Quando necessário, as variáveis preditoras foram convertidas em seus valores polinomiais de segunda ou terceira ordem previamente à sua padronização; 5) Teste de distância de Cook para outliers usando a função “testOutliers” do pacote “DHARMA” (Hartig, 2022). Quando identificados, através da função “model.data” do pacote “broom” (Robinson et al., 2021), os valores foram retirados da construção do modelo; 6) Após passar pelas etapas de testes de pressupostos, foi construído um modelo linear generalizado misto com distribuição binomial (completo), usando a função glmmTMB com as variáveis adicionadas aos dois grupos para a criação dos modelos antrópico e nativo.

O modelo completo foi incluído na função “dredge” do R pacote MuMIn, versão 1.43.17 (Barton, 2020) para construção de submodelos e subsequente a seleção de modelos. Cada modelo foi avaliado através de um teste de critério de informação Akaike (AIC), do qual se mantiveram as combinações de variáveis com $\Delta AIC < 2$. Em seguida, as combinações de variáveis foram sumarizadas, usando a função “model.avg” do R pacote MuMIn, para a obtenção de um modelo final (Burnham & Anderson, 2002). Desta forma, foram considerados os efeitos das variáveis preditoras em que o intervalo de confiança dos coeficientes de regressão parcial não atingissem o valor de zero. As análises seguiram Burnham & Anderson (2002) e Legendre & Legendre (2012).

Resultados

Foram analisadas 262 horas e 39 minutos de gravações, nas quais foram registradas 57 espécies de anuros ao longo da porção centro-sul do Cerrado. As famílias Hylidae e Leptodactylidae foram as mais representativas, com 26 e 19 espécies, respectivamente (Tabela 1). A riqueza de espécies encontradas corresponde ao estimador Jackknife I, porém abaixo das 69 espécies (± 8 espécies) esperadas e ainda sem apresentar uma estabilização da curva do coletor após 67 pontos amostrais (Figura 2). A probabilidade de ocorrência foi testada para 34 espécies, dentre as 57 amostradas, sendo que para 20 delas, detectamos a influência de ao menos uma variável preditora.

Entre as variáveis consideradas, a temperatura apresentou influência sobre um maior número de espécies, em sua maioria uma influência quadrática negativa, demonstrando valores ótimos de atividade para estas espécies, i.e., a maioria das espécies apresentaram baixa ocorrência em temperaturas inferiores a 15°C e superiores a 25°C ou 30°C (Figura 3, Tabela suplementar 1). Apenas *Dendropsophus minutus* e *Bokermannohyla pseudopseudis* tiveram um aumento em suas probabilidades de ocorrência com acréscimo da porcentagem de vegetação nativa para um raio de 2 km e em ambas as escalas, respectivamente. Especificamente, com *B. pseudopseudis* apresentando registros apenas em locais com elevada porcentagem de vegetação nativa. Adicionalmente, *D. minutus* ainda apresentou redução em sua probabilidade de ocorrência com o aumento da porcentagem de área de pecuária e agricultura, tanto na escala de 2 km quanto de 500 m (Figura 3, Tabela suplementar 1). De maneira contrária, *Adenomera* sp. (gr. *marmorata*) e *Physalaemus nattereri* apresentaram diminuição na probabilidade de ocorrência com o aumento da vegetação nativa na escala de 2 km no entorno do sítio de vocalização, enquanto que a probabilidade de *Leptodactylus fuscus*

Tabela 1. Lista de espécies de anfíbios anuros encontrados ao longo da porção centro-sul do Cerrado com o uso de gravadores automáticos, durante os anos de 2017 a 2020.

Família	Espécie
Aromobatidae	<i>Allobates goianus</i> (Bokermann, 1975)
Bufonidae	<i>Rhinella</i> sp. (cf. <i>cerradensis</i>)
	<i>Rhinella</i> sp. (cf. <i>sebbei</i>)
	<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)
	<i>Rhinella rubescens</i> (Lutz, 1925)
Dendrobatidae	<i>Ameerega flavopicta</i> (Lutz, 1925)
Hylidae	<i>Boana caiapo</i> Pinheiro, Cintra, Valdujo, Silva, Martins, Silva, & Garcia, 2018
	<i>Boana crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)
	<i>Boana ericae</i> (Caramaschi & Cruz, 2000)
	<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)
	<i>Boana goiana</i> (Lutz, 1968)
	<i>Boana</i> sp. (gr. <i>albopunctata</i>)
	<i>Boana lundii</i> (Burmeister, 1856)
	<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)
	<i>Boana stenocephala</i> (Caramaschi and Cruz, 1999)
	<i>Bokermanohyla pseudopseudis</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)
	<i>Dendropsophus anataliasiasi</i> (Bokermann, 1972)
	<i>Dendropsophus cruzi</i> (Pombal & Bastos, 1998)
	<i>Dendropsophus elianeae</i> (Napoli & Caramaschi, 2000)
	<i>Dendropsophus jimi</i> (Napoli & Caramaschi, 1999)
	<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)
	<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)
	<i>Dendropsophus rubicundulus</i> (Reinhardt & Lütken, 1862)
	<i>Dendropsophus melanargyreus</i> (Cope, 1887)
	<i>Lysapsus caraya</i> Gallardo, 1964
	<i>Pithecopus</i> sp. (gr. <i>hypochondrialis</i>)
	<i>Pseudis</i> sp. (cf. <i>paradoxa</i>)
	<i>Pseudis bolbodactyla</i> Lutz, 1925
	<i>Pseudis tocantins</i> Caramaschi & Cruz, 1998
	<i>Scinax constrictus</i> Lima, Bastos, & Giaretta, 2005
	<i>Scinax fuscomarginatus</i> (Lutz, 1925)
	<i>Scinax</i> sp. (gr. <i>ruber</i>)
Microhylidae	<i>Elachistocleis</i> spp.
Leptodactylidae	<i>Adenomera</i> sp. (aff. <i>bokermani</i>)
	<i>Adenomera</i> sp. (gr. <i>marmorata</i>)
	<i>Leptodactylus furnarius</i> Sazima and Bokermann, 1978
	<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)
	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)

Tabela 1. Continuação

Família	Espécie
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)
	<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)
	<i>Leptodactylus pustulatus</i> (Peters, 1870)
	<i>Leptodactylus sertanejo</i> Giaretta and Costa, 2007
	<i>Leptodactylus syphax</i> Bokermann, 1969
	<i>Physalaemus centralis</i> Bokermann, 1962
	<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826
	<i>Physalaemus</i> sp. (gr. <i>marmoratus</i>)
	<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)
	<i>Pseudopaludicola</i> sp. (cf. <i>ameghini</i>)
	<i>Pseudopaludicola atragula</i> Pansonato, Mudrek, Veiga-Menoncello, Rossa-Feres, Martins, & Strüssmann, 2014
	<i>Pseudopaludicola</i> sp. (cf. <i>saltica</i>)
	<i>Pseudopaludicola</i> sp. (cf. <i>ternetzi</i>)
	<i>Pseudopaludicola mystacalis</i> (Cope, 1887)
Odontophrynidae	<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt and Lütken, 1862
	<i>Proceratophrys</i> sp. (cf. <i>boiei</i>)
	<i>Proceratophrys</i> sp. (cf. <i>roduntipalpebra</i>)
Strabomantidae	<i>Proceratophrys moratoi</i> (Jim and Caramaschi, 1980)
	<i>Barycholos ternetzi</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)

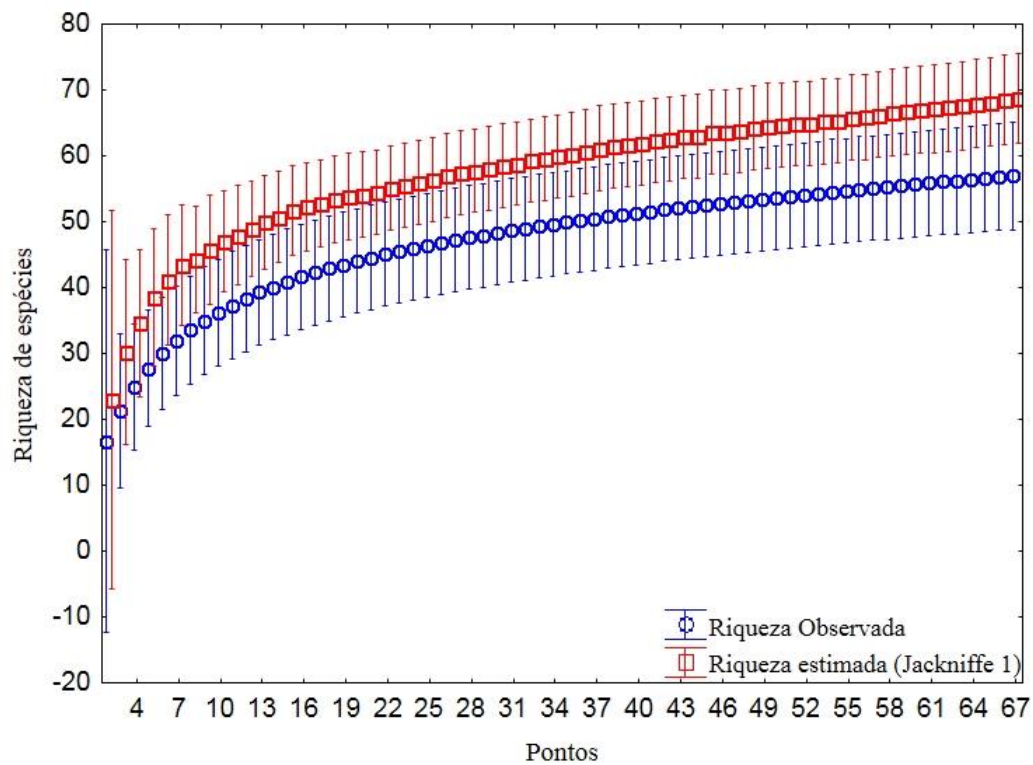


Figura 2. Curva de riqueza de espécies observada e esperada segundo o estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem para a amostragem de espécies de anfíbios anuros da porção centro-sul do Cerrado durante os anos de 2017 e 2020. As barras verticais representam os respectivos intervalos de confiança.

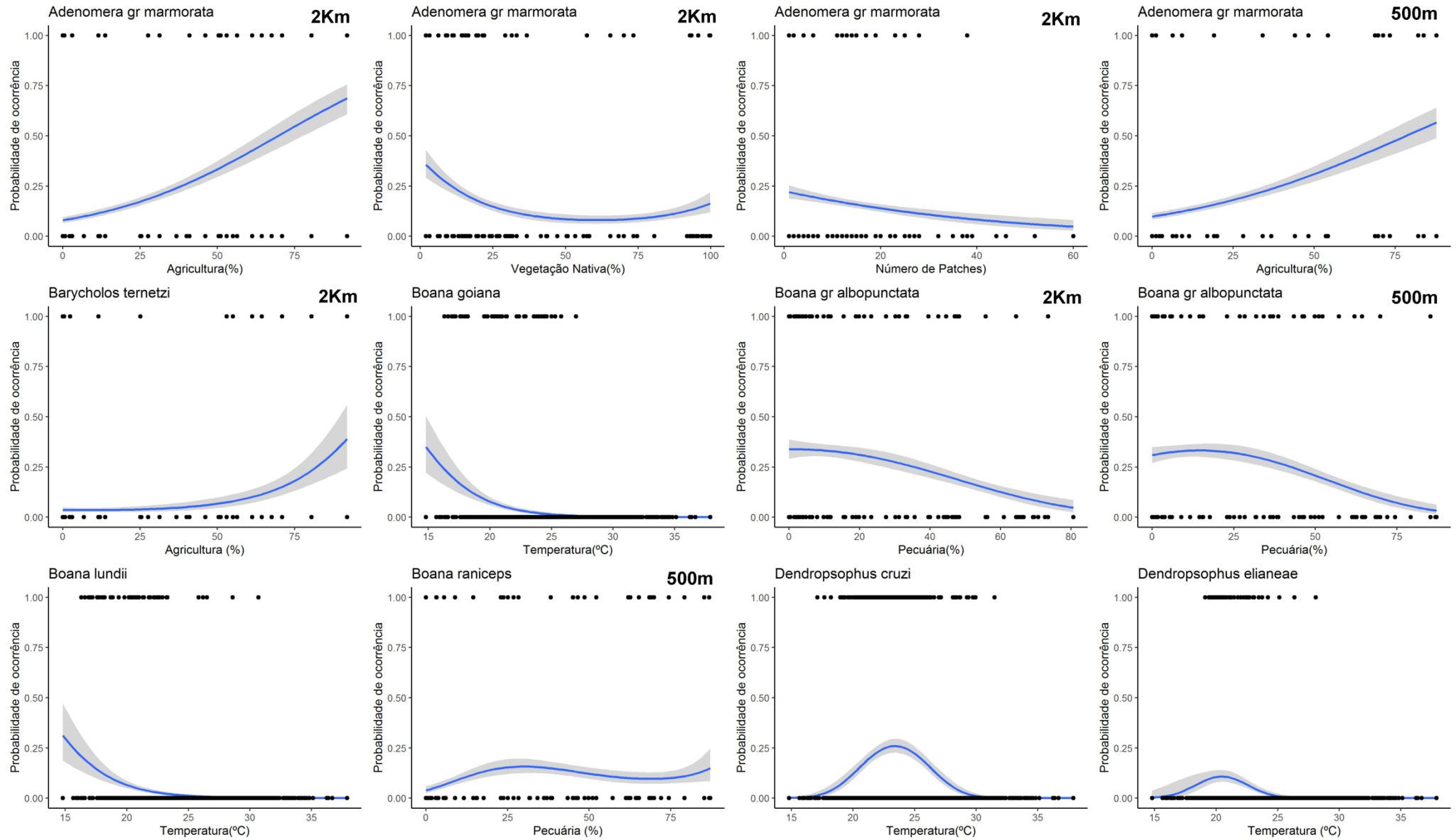


Figura 3. Alterações nas probabilidades de ocorrência de espécies de anfíbios anuros para a porção centro-sul do Cerrado, durante os anos de 2017 a 2020, em função da Temperatura e de variáveis da paisagem.

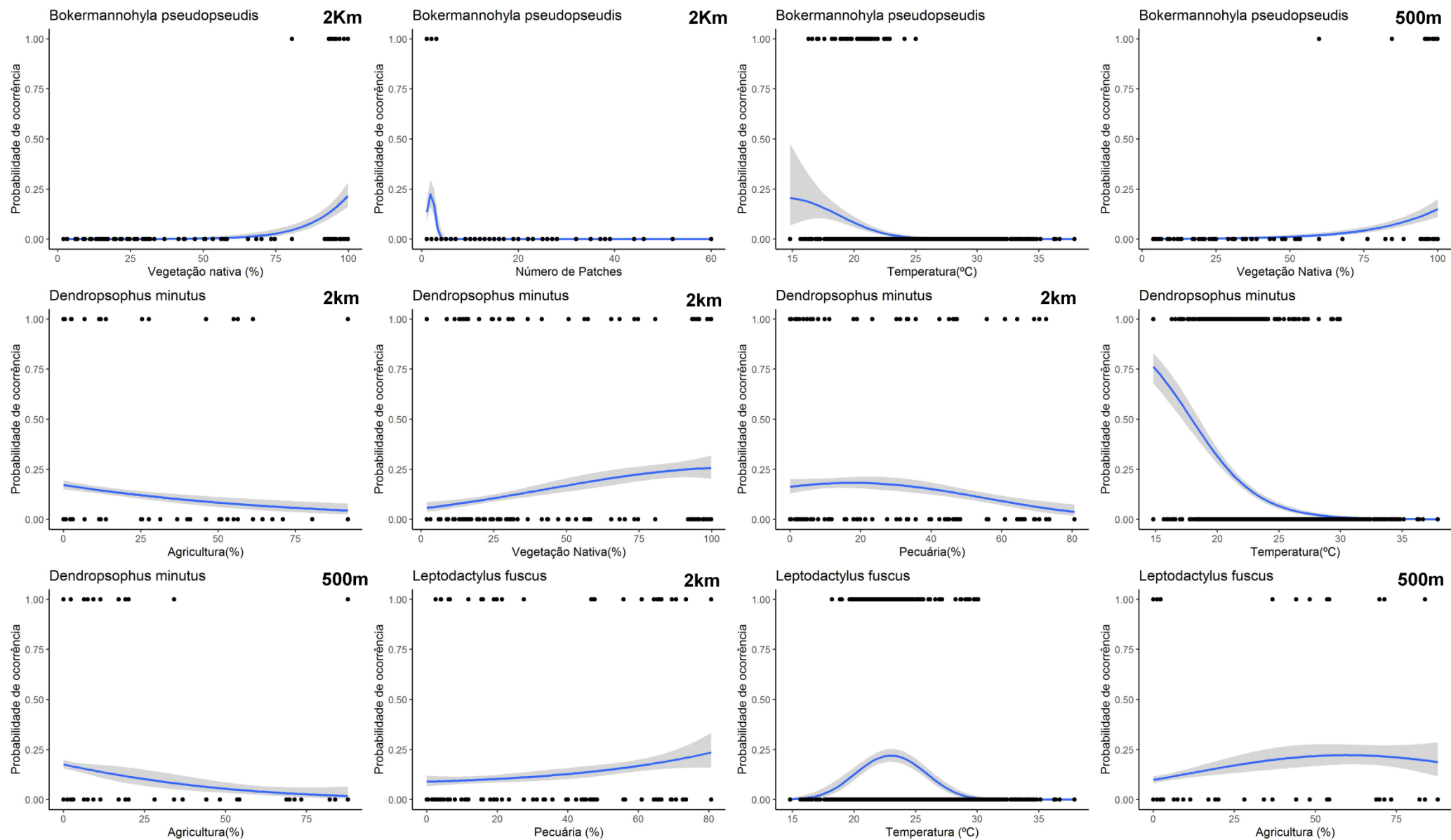


Figura 3. Continuação

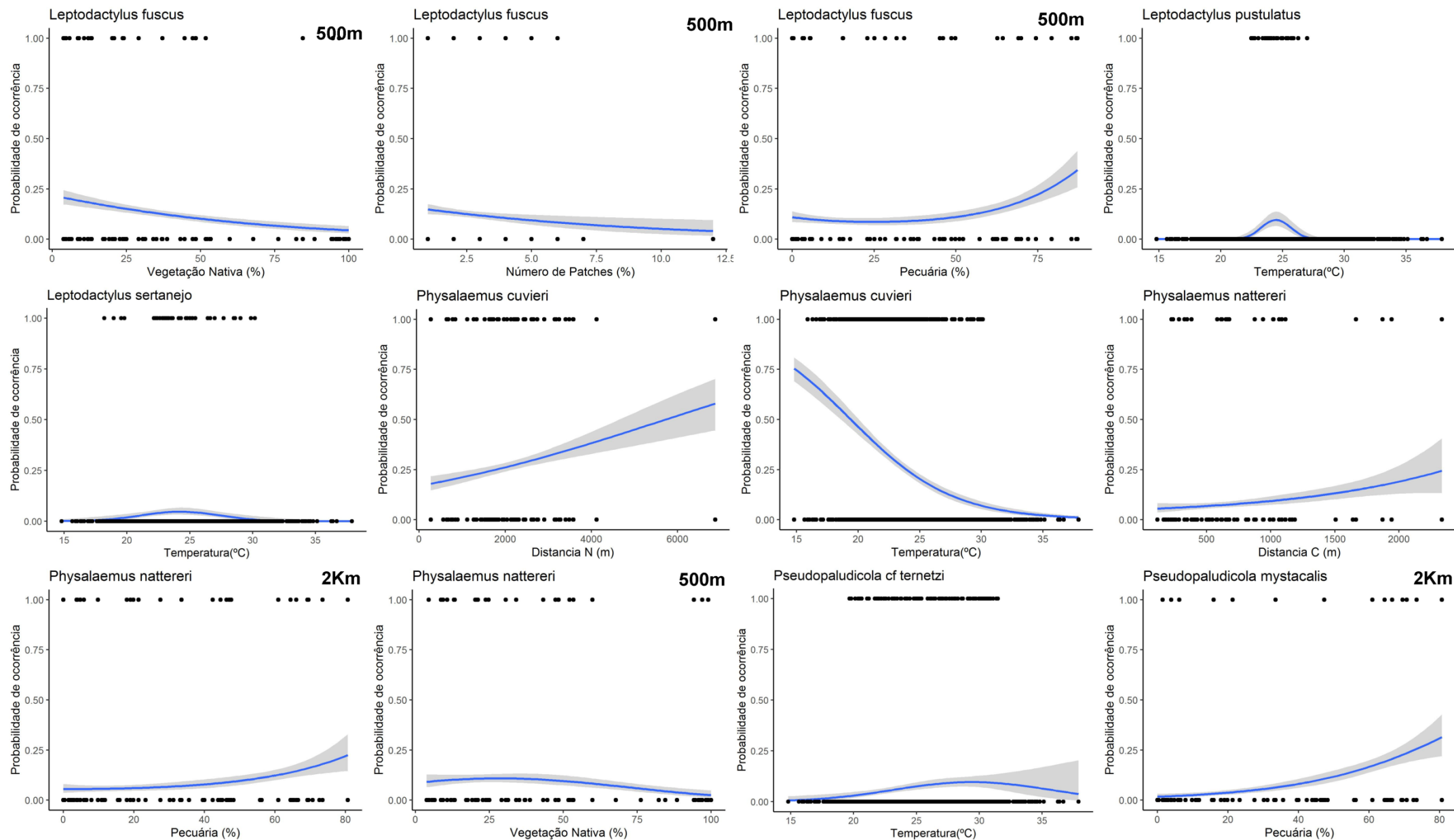


Figura 3. Continuação

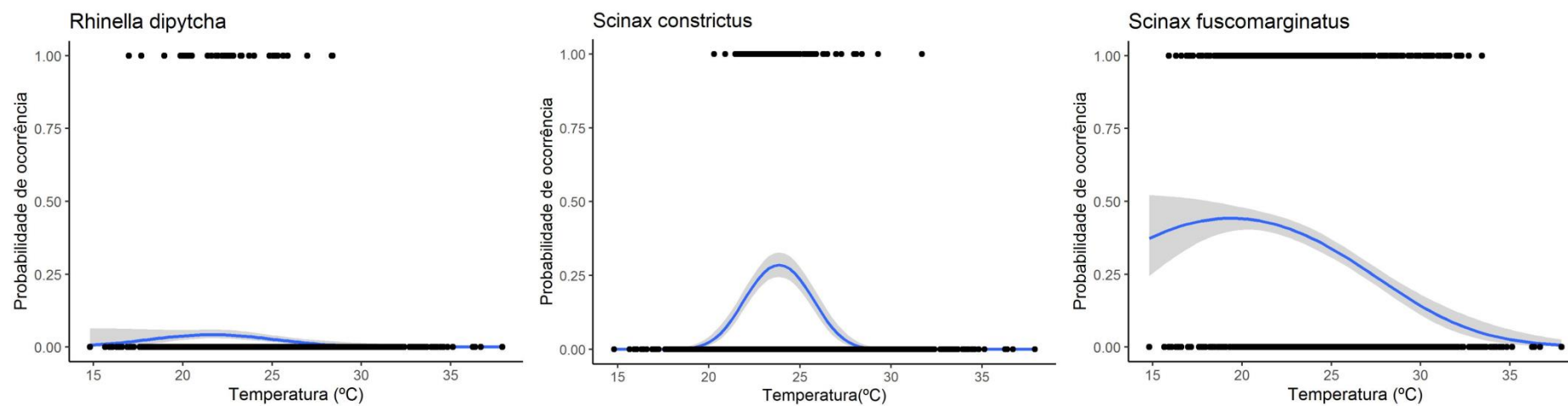


Figura 3. Continuação

ocorrer diminuiu com o aumento da vegetação nativa em um raio de 500 m no entorno de registro da espécie. Estas mesmas espécies, apresentaram acréscimo em suas probabilidades de ocorrência com o aumento da porcentagem de áreas convertidas para agropecuária nas diferentes escalas analisadas (Figura 3, Tabela suplementar 1).

Além destes registros, o acréscimo da porcentagem de área de pecuária em ambas as escalas consideradas no entorno do local de reprodução diminuiu a probabilidade de ocorrência de *Boana* sp. (gr. *albopunctata*), enquanto que as probabilidades de ocorrência de *Boana raniceps* e *Pseudopaludicola mystacalis* aumentaram, considerando 500 m e 2 km de raio, respectivamente. Adicionalmente, o aumento do uso do solo destinado à agricultura promove o acréscimo na probabilidade de ocorrência de *Barycholos ternetzi* considerando a distância média de dispersão de 2 km (Figura 3, Tabela suplementar 1).

Por fim, o número de “patches”, a distância C e a distância N tiveram influência sobre a ocorrência de espécies com hábito terrícola. Enquanto as distâncias permitiram o aumento da probabilidade de ocorrência de *Physalaemus nattereri* e *Physalaemus cuvieri*, o número de “patches” de vegetação nativa foi negativamente correlacionado com a probabilidade de ocorrência para *Adenomera* sp.(gr *marmorata*) e *L. fuscus*, além de apresentar valores ótimos para a ocorrência de *B. pseudopseudis* (Figura 3, Tabela suplementar 1), aonde poucos patches em até 2km de distância do ponto amostrado aumentam a probabilidade de ocorrência desta espécie, porém eventualmente a restringindo com acréscimo do número de patches.

Discussão

De acordo com o último levantamento de espécies de anuros para o Cerrado, 209 espécies são distribuídas ao longo do bioma (Valdujo et al., 2012), das quais

registramos 40 espécies com o epíteto definido e outras 15 espécies com identificação incerta, totalizando 26% das espécies conhecidas para o bioma. Além disto, entre os registros, encontram-se espécies descritas posteriormente à publicação da lista de espécies para o Cerrado, sendo o caso *Pseudopaludicola atragula* (Pansonato et al., 2014) e *Boana caiapo* (Pinheiro et al., 2018), além de uma espécie classificada como ameaçada, *Allobates goianus* (MMA, 2018). O registro dessas espécies evidencia o potencial e eficácia dos gravadores autômatos para a detecção de espécies de anuros, com eventual capacidade de se adaptar para o uso em metodologias com diferentes escalas espaciais e temporais. Diferentemente do que havíamos esperado, nem todas as espécies apresentaram acréscimos em suas ocorrências com o aumento da porcentagem de vegetação nativa na paisagem. Porém, como esperávamos os efeitos das variáveis preditoras foram espécie-específicos.

Para aquelas espécies em que as análises evidenciaram uma influência dos diferentes usos do solo sobre a probabilidade de ocorrência, o efeito das porcentagens de cobertura nativa ou antrópica foram maiores na escala de 2 km de raio, comparada à escala menor no entorno do ponto amostrado (500 m). Um padrão contrário foi detectado apenas para *Leptodactylus fuscus*, onde a cobertura do solo em um raio de 500 m no entorno do local de reprodução apresentou um maior efeito sobre a sua probabilidade de ocorrência. Previamente, Scherer et al. (2012) encontraram correlação entre atributos da paisagem e a probabilidade de ocorrência de espécies de anuros de regiões temperadas à distâncias de até 650 m, em oposição a variáveis medidas em menores escalas relacionadas ao local de reprodução. Em avaliação realizada para o Cerrado, Signorelli et al. (2016) encontraram, para seis de oito espécies avaliadas, uma maior influência da distância entre remanescentes de vegetação e da porcentagem de cobertura nativa, medidos em uma área de até 625 km² e um menor efeito de fatores

locais, tais como vegetação no interior e nas bordas do corpo d'água. No entanto, fatores locais, como hidroperíodo e tamanho do corpo d'água, também podem ter efeitos importantes sobre a ocorrência de espécies de anuros (Prado & Rossa-Feres, 2014). Ao analisar a probabilidade de ocupação de duas espécies terrícolas para o pantanal brasileiro, Faggioni et al. (2020) encontraram a influência do tipo do uso do solo sobre a probabilidade de ocupação de *Leptodactylus bufonius* e *L. chaquensis* em escalas locais, enquanto que em escalas maiores de 400 m, a diminuição da cobertura vegetal nativa limitou a dispersão de *L. bufonius*. Estes resultados demonstram a importância de se conhecer quais fatores e em qual escala eles afetam diferentes espécies para um manejo de uso do solo adequado para a conservação de anfíbios anuros (Signorelli et al., 2016; Faggioni et al., 2020). Considerando-se que as espécies podem ser afetadas em diferentes escalas, possíveis alterações na legislação ambiental relativa ao tamanho de unidades e áreas de conservação podem afetar as comunidades de anfíbios, mesmo quando locais propícios à reprodução são mantidos. Pois estas áreas de vegetação nativa apresentam diferentes funções para as espécies de anuros, como dispersão, proteção à dessecação e áreas de forrageio próximas aos sítios de reprodução (Silva & Rossa-Feres, 2011; Watling & Braga, 2015).

Historicamente, mudanças no uso do solo no Cerrado vêm ocorrendo atreladas às inovações tecnológicas, investimento de capital, energia e conhecimento aplicados com o objetivo de promover a expansão da agricultura intensiva (Klink & Moreira, 2002). Os primeiros incentivos políticos para a expansão sobre o Cerrado datam das décadas de 20 e 40 (Klink & Moreira, 2002), com uma intensificação da conversão a partir dos anos 2000 (Strassburg et al., 2017). Adicionalmente, as espécies avaliadas no presente estudo ocorrem majoritariamente na chamada "diagonal seca", que compreende as áreas abertas da América do Sul (Mittan et al., 2022), sendo anuros com hábitos generalistas

(Prado & Rossa-Feres, 2014, Ramalho et al., 2021) e modos reprodutivos que permitem a colonização desses locais (Nunes-de-Almeida et al., 2021). Estes fatores poderiam explicar a influência positiva da diminuição da cobertura de habitats naturais que detectamos sobre a probabilidade de ocorrência de certas espécies, tais como *Adenomera* sp. (gr *marmorata*), *Leptodactylus fuscus* e *Physalaemus nattereri*. Similarmente, Ramalho et al.(2021) encontraram uma forte relação de *L. fuscus* e *P. nattereri* com ambientes antropizados e estruturalmente menos complexos. Estas espécies são típicas de áreas abertas e tendem a vocalizar e depositar ovos nas margens de ambientes aquáticos rasos, como açudes construídos para fornecimento de água para gado ou lavoura (Rossa-Feres & Jim, 2001). Adicionalmente, outras espécies apresentaram aumento na probabilidade de ocorrência relacionado ao aumento de áreas antropizadas, porém, sem demonstrar relação com a porcentagem de cobertura nativa; este foi o caso de *Boana raniceps*, *Pseudopaludicola mystacalis* e *Barycholos ternetzi*. *Barycholos ternetzi* é uma espécie que vocaliza na borda ou interior de matas (Ramalho et al., 2021, Vaz-Silva et al., 2020), tendo provavelmente sido captada pelos gravadores em áreas de mata próximas às áreas abertas amostradas.

Apesar de *Dendropsophus minutus* e *Boana albopunctata* serem também consideradas como generalistas e de ampla ocorrência no Cerrado (Vaz-Silva et al.,2020), estas espécies demonstraram diminuição de suas probabilidades de ocorrência em razão do acréscimo de áreas de uso antrópico, com *D. minutus* ainda demonstrando uma relação positiva entre áreas de vegetação nativa e probabilidade de ocorrência. Estes resultados corroboram os encontrados por Gonçalves et al. (2019), que encontraram que indivíduos destas espécies presentes em áreas de plantio apresentam maior dano ao material genético do que os indivíduos encontrados em áreas não agrícolas. Adicionalmente, Rezende et al.(2021) registraram *D. minutus*, entre as

espécies avaliadas, como aquela com maior alteração deletéria das gônadas devido à exposição de agrotóxicos utilizados em plantações. Desta forma, estes resultados indiciam um preocupante cenário, onde impactos antrópicos, principalmente oriundos da conversão do solo e uso de agrotóxicos, parecem afetar a reprodução e ocorrência mesmo de espécies consideradas adaptadas à ambientes antrópicos e com ampla distribuição (Silvano et al., 2010; Aquino et al., 2010).

Apenas duas espécies, *Physalaemus nattereri* e *P. cuvieri*, foram influenciadas pelas variáveis de distância, ambas se beneficiando do acréscimo das distância C e distância N, seguindo o fluxo hídrico ou atravessando o filtro imposto pela matriz circundante, respectivamente. Estas espécies são frequentemente descritas como associadas a ambientes abertos (Vaz-Silva et al., 2020) e a maior probabilidade de ocorrência com o aumento do isolamento dos pontos são evidência da alta capacidade de colonização por sua capacidade vágil, uma vez que sendo espécies terrícolas, não necessitariam de fragmentos florestais para dispersão como as espécies arborícolas (Ramalho et al., 2021).

Finalmente, a influência da paisagem sobre *Bokermanohyla pseudopseudis* detectada no nosso estudo está de acordo com outros estudos, pois se trata de uma espécie típica de campos rupestres e dependente de riachos para a sua reprodução (Eterovick & Brandão, 2001; Vaz-Silva et al., 2020). Além de apresentar ocorrência apenas em pontos com alta porcentagem de vegetação nativa, detectamos uma redução acentuada na probabilidade de ocupação com o aumento no número de “patches”, indicando que a espécie é sensível à fragmentação da cobertura nativa. Esta última variável também demonstrou uma influência negativa sobre a ocorrência de *Adenomera* sp. (gr. *marmorata*) e *Leptodactylus fuscus*, porém, por diferente motivo. Estas espécies são típicas de áreas abertas e, frequentemente, encontradas em ambientes alterados

(Vaz-Silva et al., 2020), onde remanescentes de habitats naturais são encontrados em manchas. Acreditamos que o aumento do número de “patches” represente um acréscimo na porcentagem de vegetação nativa dentro dos “buffers”, variável que apresentou uma influência negativa sobre a probabilidade de ocorrência destas duas espécies nas nossas análises.

Como em outras regiões tropicais do planeta, o conhecimento a respeito das influências da paisagem sobre as populações e comunidades de anuros no Cerrado ainda são incipientes (Signorelli et al., 2016; Nali et al., 2020). A resposta das espécies de anuros às alterações da paisagem parecem ser espécie-específicas, refletindo características relacionadas à ecologia e história natural, tais como potencial de dispersão, especificidade de habitat, resistência à dessecação, estratégia reprodutiva, entre outras (Cushman , 2006; Signorelli et al., 2016; Faggioni et al., 2020; Ramalho et al., 2021). Nossos resultados ratificam estes achados e demonstram como diferentes usos do solo influenciam a distribuição das espécies de anfíbios anuros pelo Cerrado. Além disso, nossas análises sugerem que mesmo espécies com ampla distribuição pelo bioma podem sofrer efeitos adversos sobre sua ocorrência, causados por alterações antrópicas. Incentivos para a crescente conversão de áreas naturais do Cerrado são presentes no cenário político atual (Metzger et al., 2019), o que segundo nossos resultados possui potencial para alterar a composição das comunidades de anuros ao longo do bioma e, mesmo, provocar extinções locais (Andreani et al., 2020).

Capítulo 2

**Efeitos de variáveis locais e da paisagem sobre a
probabilidade de ocorrência de anfíbios em formações
florestais da porção centro-sul do Cerrado**

Resumo

Atualmente, os anfíbios são o grupo de vertebrados mais ameaçados do planeta. Entre os fatores responsáveis pelos declínios populacionais, destaca-se a perda e fragmentação de habitats naturais como as ocorridas ao longo dos últimos anos no Cerrado em decorrência, principalmente, do avanço da agricultura. Apesar das recentes contribuições para o conhecimento dos anfíbios do Cerrado, poucos estudos têm se dedicado a investigar os fatores estruturadores de comunidades de anfíbios dependentes de formações florestais presentes no bioma. Assim, este trabalho teve como objetivos registrar as espécies que apresentam atividade reprodutiva dentro de fragmentos florestais do Cerrado e avaliar a influência de características da paisagem sobre a probabilidade de ocorrência destas espécies. Utilizando o método de monitoramento acústico passivo, avaliamos 29 fragmentos florestais distribuídos ao longo da porção centro-sul do Cerrado, totalizando aproximadamente 126 horas de gravações. Registramos a presença de 36 espécies vocalizando no interior destes fragmentos, sendo que 10 ocorreram em mais de cinco pontos amostrados. Dentre as variáveis analisadas, a temperatura foi o fator que mais comumente influente sobre as probabilidades de ocorrência das espécies. Adicionalmente, a espécie *Barycholos ternetzi* apresentou uma relação inversa entre a probabilidade de ocorrência e o tamanho dos fragmentos florestais. Para as demais espécies, nossas análises não detectaram influência da porcentagem de cobertura de nenhuma das matrizes analisadas sobre as probabilidades de ocorrência. Estudos que relacionam a ocorrência de espécies de anuros com diferentes usos do solo ainda são escassos no Cerrado em comparação com biomas florestais e extremamente necessários face às rápidas modificações que o bioma vem enfrentando, podendo gerar informações importantes para planos de conservação e manejo adequados e mais consistentes.

Abstract

Currently, amphibians are the most threatened vertebrates on the planet. Habitat loss and fragmentation, mainly due to advances in agriculture, are among the most important factors responsible for population declines. In the last decades, the Cerrado has been enormously impacted by such land use conversion. Although the recent advances in the knowledge of the Cerrado herpetofauna, few studies have investigated factors structuring amphibian communities in forest formations of the biome. Thus, herein, we aimed to register the anuran species that use forest remnants for calling activity in the Cerrado and evaluated the influence of landscape features on species' occurrence probability. Using passive acoustic monitoring, we sampled 29 forest fragments distributed throughout the south-central Cerrado, totaling approximately 126 hours of recordings. We registered 36 species calling inside the forest fragments and 10 occurred in more than 10 sample sites. Among the analyzed variables, species occurrence probability was mainly influenced by the air temperature. Additionally, probability of occurrence was inversely related with forest fragment size only for *Barycholos ternetzi*. For the remaining species, our analyses did not find any influence of the forest cover on the probability of occurrence. The fact that the anurofauna of the Cerrado is mainly composed by generalist, open habitat species that use water bodies at the forest edges, could explain our results. However, we emphasize that, due to physiological requirements of amphibians, forest remnants are important for population maintenance, providing microclimatic refugia.

Introdução

A fragmentação dos habitats naturais gerada pela conversão do uso do solo para fins antrópicos ocasiona uma série de alterações ambientais, incluindo o aumento do efeito de borda (With, 2019, Pütter et al, 2020) e a diminuição da conectividade entre habitats (Fisher & Lindenmayer, 2006; Becker et al., 2007; Püttker et al., 2020). Outro aspecto importante relacionado ao tipo de uso do solo é a permeabilidade da matrix (Becker et al., 2010; Watling & Braga, 2015), que pode limitar o sucesso de dispersão das espécies (Ricketts, 2001), principalmente daquelas com baixa mobilidade (Becker et al., 2010), levando à redução da diversidade taxonômica dessas paisagens (Silva et al., 2012). Os anfíbios encontram-se entre os animais que podem ser muito afetados pela fragmentação e alteração dos habitats (Cushman 2006; Scherer et al., 2012; Cayuela et al., 2015; Ramalho et al., 2021), pois além de apresentarem baixa mobilidade, também são ectotérmicos e apresentam alta vulnerabilidade à dessecação devido à pele permeável à água e eletrólitos (Duellman & Trueb, 1999).

Atualmente, 41% das espécies de anfíbios estão classificadas em algum grau de ameaça de extinção, o que os torna o grupo de vertebrados mais vulnerável do planeta (IUCN, 2022). Tal fato é preocupante para a manutenção de serviços ecossistêmicos (Hocking & Babbitt, 2014), uma vez que o declínio global de anfíbios poderá causar significativas mudanças na estrutura e funcionamento de habitats de água doce, que por sua vez irá impactar ambientes terrestres próximos (Colón-Gaud et al., 2010). Como mencionado, entre os fatores responsáveis pelos declínios populacionais de anfíbios, destaca-se a perda e fragmentação de habitats naturais relacionadas às alterações do uso do solo (Signorelli et al., 2016; Ribeiro et al., 2017), notadamente como as que vem ocorrendo ao longo dos últimos anos no Cerrado (Reis et al., 2017).

O Cerrado é classificado como um dos hotspots para conservação da biodiversidade devido às ameaças à sua biodiversidade única (Myers et al., 2000). Dentre as principais ameaças, podemos citar as conversões do uso do solo para áreas de plantio e pecuária, intensificadas nas últimas décadas (Carneiro Filho & Costa, 2016; Reis et al., 2017). Apesar do aumento de estudos sobre anfíbios do Cerrado (ver Vaz-Silva et al., 2020), poucos trabalhos têm se dedicado a investigar os fatores estruturadores de comunidades das formações florestais presentes no bioma e os efeitos da fragmentação de habitat sobre os anfíbios (e.g. Valdujo et al., 2013; Dória et al., 2015; Ribeiro et al., 2017; Thomé et al., 2021, Ramalho et al., 2022).

Desta forma, este estudo tem como objetivos realizar o registro das espécies que apresentam atividade reprodutiva no interior de fragmentos florestais do Cerrado e avaliar a influência de características da paisagem sobre a probabilidade de ocorrência destas espécies. As forças e direções de influências das características da paisagem podem variar de acordo com a história natural de cada espécie avaliada, porém, esperamos que áreas com maiores porcentagens de cobertura vegetal e conectadas à rede hídrica da paisagem proporcionem maiores chances de ocupação de sítios (Becker et al., 2007) por anuros que vocalizam em áreas fechadas, independente da escala analisada.

Métodos

Coleta de dados

Foram selecionados 29 pontos, distribuídos em 13 municípios dos estados de Goiás e Tocantins (Figura 1). Os pontos amostrados estão sob influência do bioma

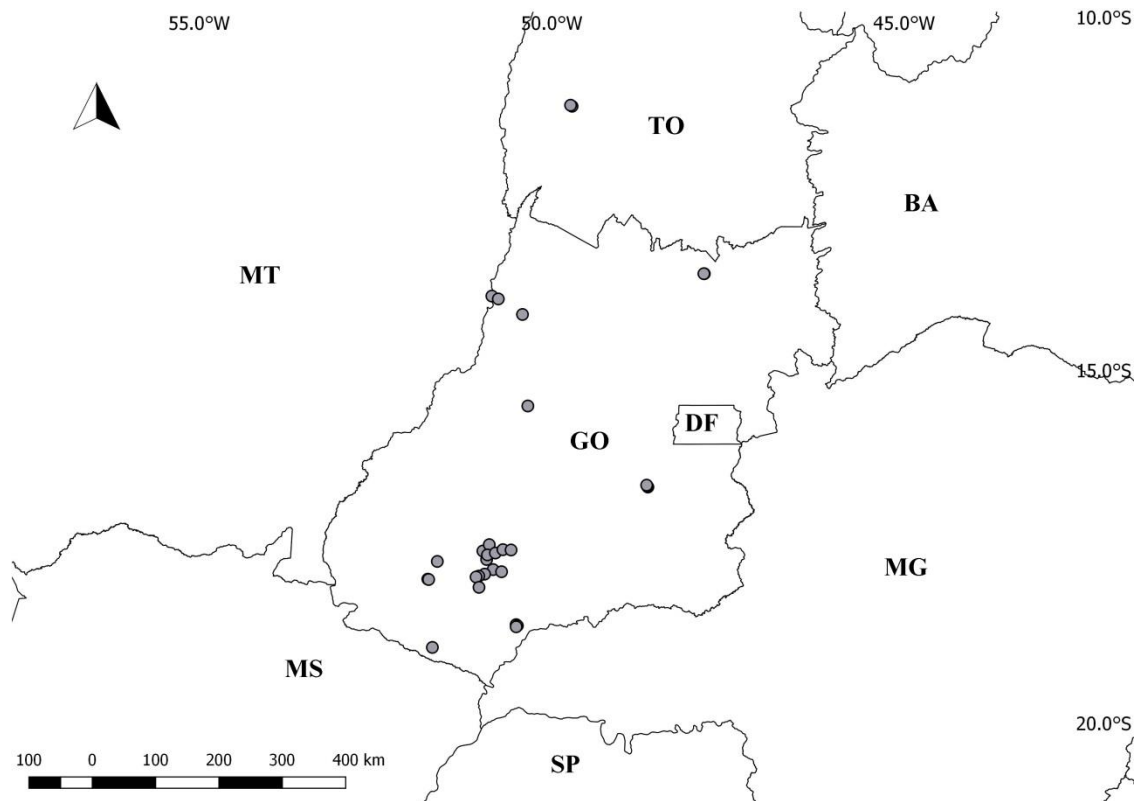


Figura 1. Fragmentos florestais amostrados em 29 localidades ao longo da porção centro-sul do Cerrado, nos estados de Goiás e Tocantins, durante os anos de 2017 a 2020.

Cerrado, os quais são caracterizados como ambientes florestais (sensu Ribeiro & Walter, 1998), compreendendo as seguintes fitofisionomias: mata de galeria, mata ciliar e cerradão. As amostragens ocorreram durante as estações chuvosas (outubro a março) entre os anos de 2017 e 2020. Em cada fragmento florestal, foi instalado um gravador autômato (marca = Tigrinus; modelo = GT001-T1.0V; detalhes em <http://www.tigrinus.com.br/gravador-de-udio>). Cada gravador foi programado para realizar gravações com duração de três minutos a cada hora ao longo de quatro dias consecutivos. As gravações foram realizadas a uma taxa de amostragem de 44,1 kHz e a uma resolução de 16 bits e salvas em formato WAV. Cada ponto amostral foi selecionado a uma distância mínima de 2 km do ponto amostral mais próximo, uma vez que a distância média de dispersão conhecida para as espécies de anuros alcança este valor (Smith & Green, 2005).

As gravações foram analisadas de forma auditiva usando o software Raven Pro 1.4 (Bioacoustics Research Program, 2011), com o auxílio dos sonogramas gerados pelo software, para a identificação das espécies presentes. Para a identificação, quando necessário, foram consultadas as seguintes sonotecas digitais: AmphibiaWeb (<https://amphibiaweb.org/>), Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard (<https://www2.ib.unicamp.br/fnjv/>), Fonzoo (<https://www.fonzoo.com/>) e LAFUC (<https://www.lafuc.com/especies-do-df>). Ainda assim, em certos casos, a identificação do epíteto se mostrou incerta devido a vocalizações crípticas ou imprecisas relacionadas a problemas intrínsecos à metodologia, como atenuação ou degradação dos sons. Nestes casos, os táxons foram reunidos em seus respectivos grupos taxonômicos, seguindo Frost (2022), como uma medida conservativa. Estes foram os casos para *Adenomera* sp. (gr. *marmorata*), *Boana* sp. (gr. *albopunctata*), *Pithetocopus* sp. (gr. *hypochondrialis*) e *Scinax* sp. (gr. *ruber*).

Seleção de variáveis

Utilizamos como variável resposta a presença ou ausência de determinada espécie ao longo dos 29 pontos amostrados. Para descrevermos as características da paisagem no entorno dos fragmentos florestais, utilizamos as seguintes variáveis preditoras, medidas em “buffers” de 2 km e 500 m, considerando a localização do gravador como ponto central: porcentagem de vegetação nativa, porcentagem de uso do solo destinada à agricultura, porcentagem de uso do solo destinada à pecuária e número de “patches” (fragmentos de mata). Adicionalmente, coletamos as seguintes variáveis preditoras no local de instalação dos gravadores: temperatura do ar, registrada por meio de um datalogger (Marca: Hgmed; Modelo: HMS-305) instalado juntamente ao gravador; altura média da serrapilheira, a partir de 10 medidas realizadas próximas ao local de instalação do gravador, com o auxílio de um paquímetro digital; densidade de árvores, contabilizando todas as árvores com diâmetro à altura do peito acima de 10 cm dentro de 25 m², considerando o gravador como ponto central. Por fim, registramos a distância do fragmento florestal ao corpo de água mais próximo, adotando a distância de 0 aos fragmentos que possuem corpos d’água no seu interior, e medimos a área do fragmento, com o auxílio do software Google Earth Pro (Google Earth, 2009).

Análises estatísticas

Os procedimentos envolvendo as obtenções de imagens, construções de “buffers” e as demais análises estatísticas seguiram aqueles descritos nas seções referentes nos materiais e métodos do capítulo 1. Para as análises de probabilidade de ocorrência, apenas espécies que foram registradas no mínimo em cinco pontos amostrais foram incluídas nos modelos, para minimizar vieses nas estimativas. As análises estatísticas seguiram Burnham & Anderson (2002) e Legendre & Legendre (2012).

Resultados

Ao longo de 125 horas e 51 minutos de gravações, foram registradas 36 espécies de anfíbios anuros vocalizando no interior de fragmentos florestais, compreendendo nove famílias, sendo as famílias Hylidae e Leptodactylidae as mais representativas, com 16 e 11 espécies, respectivamente (Tabela 1). A riqueza de espécies encontrada foi dentro do esperado segundo o estimador Jackknife I, com a curva do coletor iniciando a diminuição da sua inclinação, porém sem estabilização, após 25 pontos amostrais (Figura 2) com 47 espécies estimadas (± 7 espécies). O resultado aponta a possibilidade de alguns novos registros de espécies com o uso do método em fragmentos adicionais. Entre as 36 espécies, 10 puderam ser testadas pelos modelos de probabilidade de ocorrência, sendo que para oito delas as análises detectaram a influência de pelo menos uma variável preditora (Tabela Suplementar 2).

Apenas *Barycholos ternetzi* apresentou alterações em sua probabilidade de ocorrência relacionada às características da paisagem. Contrário ao esperado, nossas análises detectaram uma diminuição na probabilidade de ocorrência de *B. ternetzi* com o aumento da área do fragmento florestal, independente da escala considerada (Figura 3, Tabela Suplementar 2). Adicionalmente, a temperatura influenciou localmente a probabilidade de ocorrência de oito espécies, dentre as quais seis apresentaram relações quadráticas (Figura 3, Tabela Suplementar 2), demonstrando menores probabilidades de ocorrência em temperaturas inferiores a 20°C e superiores a 25°C ou 30°C (Figura 3). A serrapilheira, densidade de árvores e distância de cursos d'água não apresentaram influência sobre nenhuma das espécies consideradas.

Tabela 1. Lista de espécies de anfíbios anuros registrados com o uso de monitoramento acústico passivo ao longo da porção centro-sul do Cerrado, vocalizando no interior de formações florestais, ao longo dos anos de 2017 e 2020.

Família	Espécie
Aromobatidae	<i>Allobates goianus</i> (Bokermann, 1975)
Brachycephalidae	
Bufonidae	<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862) <i>Rhinella rubescens</i> (Lutz, 1925)
Dendrobatidae	<i>Ameerega</i> sp. (cf. <i>berohoka</i>) <i>Ameerega flavopicta</i> (Lutz, 1925)
Hylidae	<i>Boana</i> sp. (gr. <i>albopunctata</i>) <i>Boana lundii</i> (Burmeister, 1856) <i>Boana goiana</i> (Lutz, 1968) <i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862) <i>Dendropsophus cruzi</i> (Pombal and Bastos, 1998) <i>Dendropsophus melanargyreus</i> (Cope, 1887) <i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872) <i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889) <i>Pithecopus</i> sp. (gr. <i>hypochondrialis</i>) <i>Pseudis bolbodactyla</i> Lutz, 1925 <i>Pseudis tocantins</i> Caramaschi and Cruz, 1998 <i>Pseudopaludicola mystacalis</i> (Cope, 1887) <i>Scinax centralis</i> Pombal and Bastos, 1996 <i>Scinax constrictus</i> Lima, Bastos, and Giarretta, 2005 <i>Scinax fuscomarginatus</i> (Lutz, 1925) <i>Scinax</i> sp. (gr. <i>ruber</i>)
Leptodactylidae	<i>Adenomera</i> sp. <i>Adenomera</i> sp. (gr. <i>marmorata</i>) <i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799) <i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824) <i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824) <i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861) <i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862) <i>Leptodactylus syphax</i> Bokermann, 1969 <i>Physalaemus centralis</i> Bokermann, 1962 <i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826 <i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)
Microhylidae	<i>Elachistocleis</i> spp.
Odontophrynidae	<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt and Lütken, 1862
Strabomantidae	<i>Barycholos ternetzi</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)

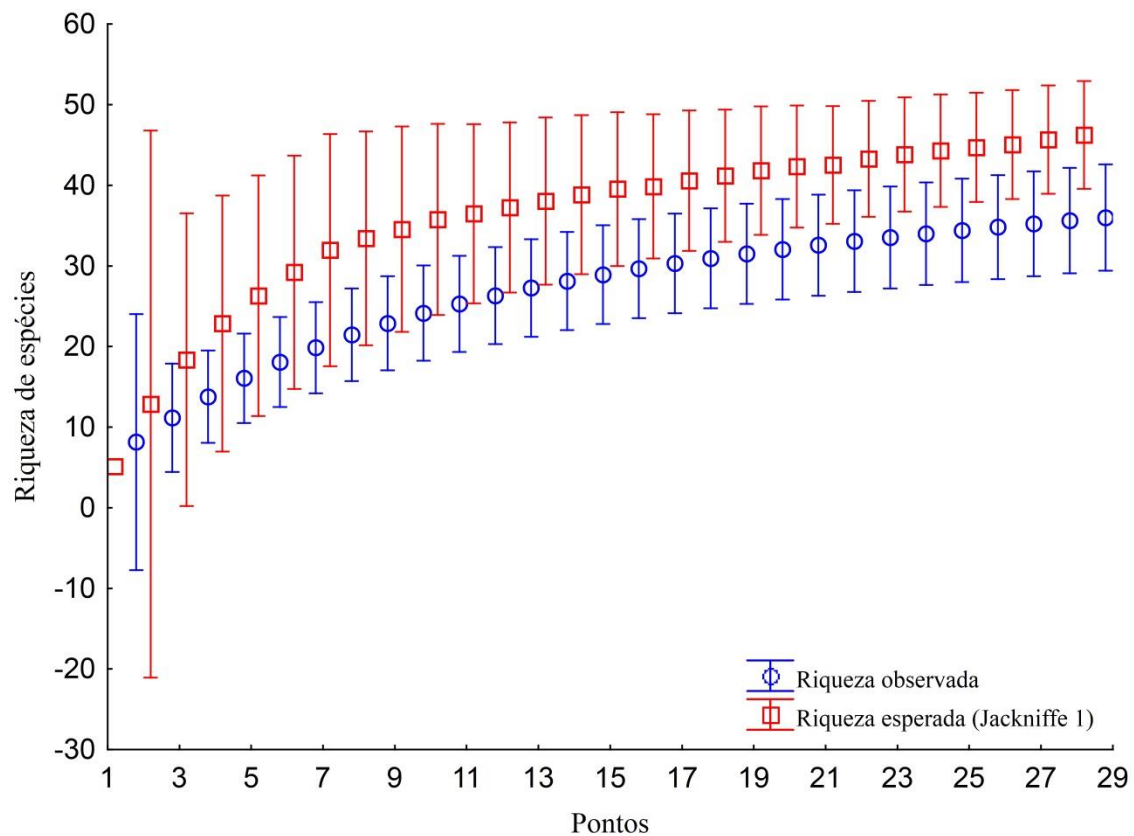


Figura 2. Curva de riqueza de espécies observada e esperada, segundo estimador Jackknife 1, sobre a amostragem de anfíbios anuros em áreas florestais ao longo da porção centro-sul do Cerrado, ao longo dos anos de 2017 a 2020.

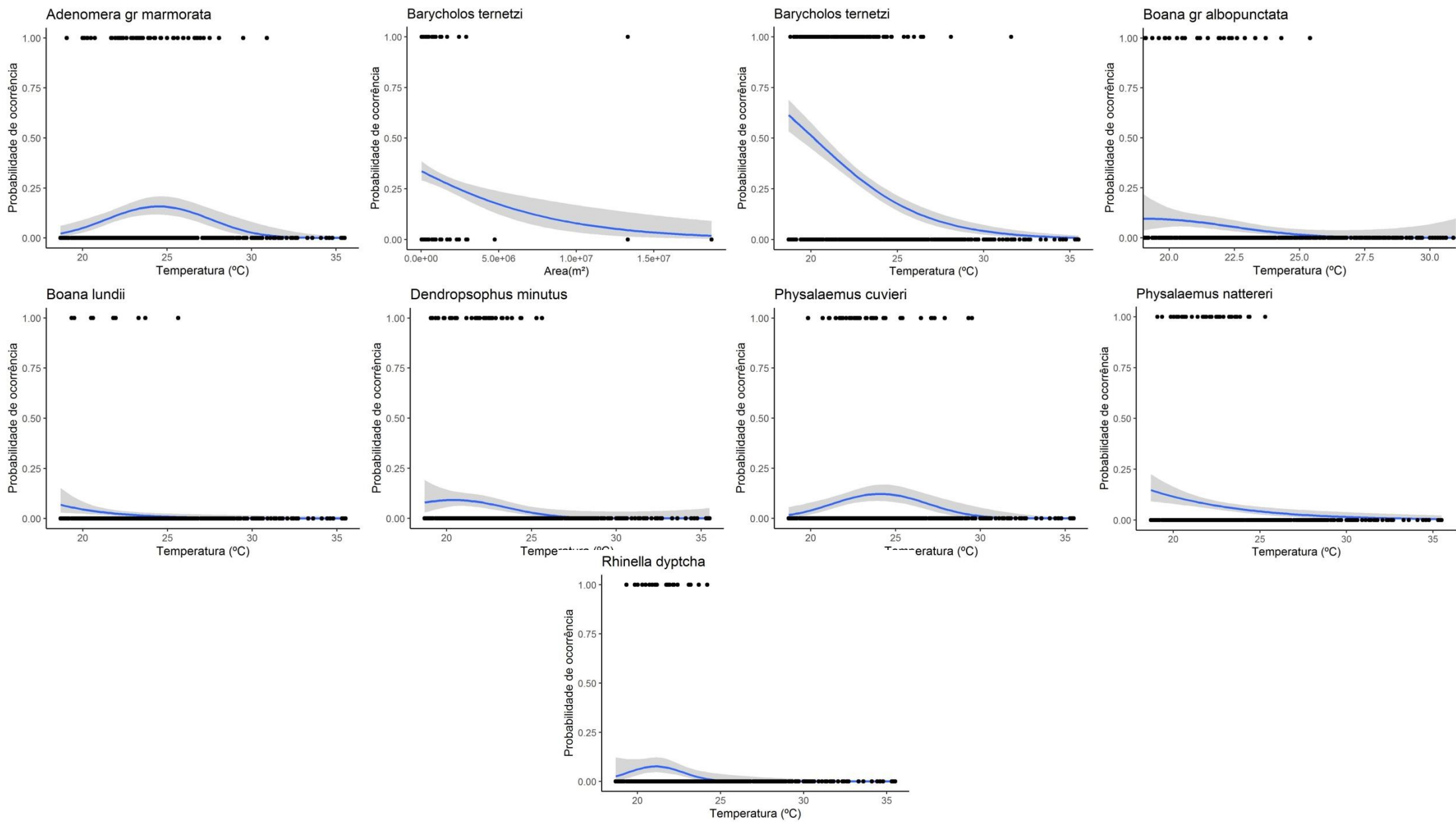


Figura 3. Alterações nas probabilidades de ocorrência de espécies de anfíbios anuros para a porção centro-sul do Cerrado, durante os anos de 2017 a 2020, em função da temperatura e área do fragmento florestal.

Discussão

Durantes as últimas seis décadas, o Cerrado passou por uma intensa conversão de suas áreas naturais em áreas agricultáveis, em decorrência de políticas públicas de incentivo à ocupação humana, principalmente para o cultivo de monoculturas e pecuária, reduzindo em cerca de 50% sua cobertura vegetal original (Silva et al., 2006; Carneiro Filho & Costa, 2016; Reis et al., 2017). Modificações na paisagem, relacionadas à perda e fragmentação de habitats no Cerrado, vem sendo estudadas tanto sob o ponto de vista ecológico quanto genético, mostrando efeitos deletérios sobre populações e comunidades de anfíbios (Telles et al., 2007; Gonçalves et al., 2019; Nali et al., 2020). Nossas análises, porém, não detectaram efeitos significativos das alterações sobre a probabilidade de ocupação de anuros em fragmentos florestais na porção centro-sul do Cerrado. Na verdade, contrariamente à nossa hipótese, encontramos um cenário em que espécies remanescentes parecem estar resistindo ou, até mesmo, se beneficiando da fragmentação, como no caso de *Barycholos ternetzi*.

Os domínios do Cerrado compreendem áreas majoritariamente de ambientes abertos (Ribeiro & Walter, 1998), consequentemente, sua anurofauna é composta principalmente por espécies de anuros de hábitos generalistas e de reprodução aquática em corpos d'água lênticos (Haddad & Prado 2005; Silva et al., 2012; Valdujo et al., 2012). Mesmo espécies de anuros encontradas em ambientes florestais de Cerrado são típicas de ambientes abertos, como as espécies registradas no nosso estudo. Ainda que utilizem os ambientes florestais como refúgio e área de alimentação, um estudo experimental mostrou que os anuros de Cerrado parecem preferir corpos d'água localizados na borda dos fragmentos (Silva et al., 2012). Paisagens altamente fragmentadas, com as do presente estudo, provavelmente possuem remanescentes

florestais compostos, principalmente, por bordas devido ao seu tamanho reduzido (Ribeiro et al., 2009; Haddad et al., 2015), o que poderia explicar a ausência de efeito da paisagem aqui encontrada. No caso de *B. ternetzi*, apesar de ser uma espécie que deposita ovos na serrapilheira e possuir desenvolvimento direto, a atividade de vocalização parece se concentrar em bordas florestais em ambientes antropizados (veja Vaz-Silva et al., 2020), o que poderia explicar nosso resultado de uma maior probabilidade de ocorrência em menores fragmentos. Porém, não podemos descartar que outra possível explicação para a diminuição da probabilidade de ocorrência de *B. ternetzi* com o aumento da área do fragmento seria uma maior limitação do método de monitoramento acústico passivo na detectabilidade desta espécie em áreas maiores, uma vez que o alcance de registro do gravador é limitado.

Como mencionado, as espécies encontradas vocalizando no interior de fragmentos florestais são comumente relacionadas às formações de áreas abertas do Cerrado (Vaz-Silva et al., 2020). Os registros destas espécies em áreas florestais ocorreram em locais no interior do fragmento com condições que atendiam seus requisitos de história natural, como presença de corpos d'água lênticos, formados por represamento natural ou afloramento de lençol freático no interior da mata. Nossas análises detectaram a influência da temperatura do ar sobre a atividade de vocalização nas espécies *Adenomera* sp. (gr. *hylaedactyla*), *Boana* sp. (gr. *albopunctata*), *Dendropsophus minutus*, *Physalaemus cuvieri*, *Physalaemus nattereri* e *Rhinella dipytcha*. Da mesma forma, detectamos influência da temperatura sobre a probabilidade de ocorrência de espécies comumente relacionadas às formações florestais, sendo o caso de *Barycholos ternetzi* e *Boana lundii*. O efeito de fatores climáticos sobre a atividade e distribuição de anfíbios é comumente reportado na literatura (Wells, 2007), devido às características morfofisiológicas deste grupo de animais (Duellman & Trueb, 1994). Portanto, apesar

de adaptados a ambientes abertos, devido ao fato de serem animais ectotérmicos, sujeitos à dessecação e sensíveis à temperatura, remanescentes florestais são importantes para a manutenção das populações de anuros em regiões tropicais, servindo como refúgios microclimáticos (Silva et al., 2012).

Ainda que à primeira vista, a fragmentação de ambientes florestais pareça favorecer espécies de anuros de Cerrado, o impacto das fragmentações sobre a diversidade taxonômica, genética, funcional e sobre a abundância de indivíduos tem sido frequentemente documentada na literatura para diferentes biomas (Dixo et al., 2009; Becker et al., 2010; Silva & Rossa-Feres, 2011; Ramalho et al., 2022). É importante ressaltar que os efeitos da fragmentação e perda de habitat irão variar de acordo com características morfofisiológicas, ecológicas e de história natural das espécies (Becker et al., 2007; Becker et al., 2010; Faggioni et al., 2020). Estudos dessa natureza ainda são escassos no Cerrado (Signorelli et al., 2016; Nali et al., 2020; Ramalho et al., 2021; Ramalho et al., 2022), em comparação com biomas florestais (Becker et al., 2007; Dixo et al., 2009), e extremamente necessários face às rápidas modificações que o bioma vem enfrentando. No presente estudo, o uso do monitoramento passivo acústico permitiu amostragens contínuas em áreas de acesso restrito e de difícil locomoção, como as formações florestais, possibilitando a caracterização das comunidades e registro de espécies que utilizam estas áreas para vocalização. Desta forma, este método se mostra como uma ferramenta promissora e viável para o desenvolvimento de estudos de monitoramento e testes de hipóteses sobre os efeitos da paisagem sobre o padrão de ocorrência, distribuição e riqueza de espécies, gerando informações importantes para planos de conservação e manejo adequados e mais consistentes.

Capítulo 3

Padrões de atividade diária, sinal filogenético e coocorrências espacial e temporal de anfíbios anuros do Cerrado

Resumo

Durante a estação reprodutiva, diversas espécies de anuros se reúnem em coros, onde machos emitem vocalizações para atrair parceiras e repelir rivais. Esta agregação de machos de diferentes espécies intensifica a complexidade do nicho acústico local, podendo favorecer estratégias adotadas para diminuir a sobreposição. Dessa forma, neste estudo avaliamos os padrões de coocorrência espacial e temporal em comunidades de espécies de anuros do Cerrado, descrevemos seus padrões de atividade diária e, também, verificamos a retenção de informação filogenética sobre estes padrões. As amostragens foram realizadas em 97 pontos distribuídos pela região centro-sul do Cerrado, utilizando monitoramento passivo acústico. Como esperado, a maioria das espécies apresentou atividade noturna. Nossas análises encontraram mais pares de espécies com coocorrência positiva do que negativa. Adicionalmente, observamos uma menor tendência de segregação espacial e temporal entre espécies terrícolas em comparação com as espécies arborícolas. Apesar do sinal filogenético sobre a atividade das espécies não estar presente ao longo de todo o dia (24 h), durante dois períodos do dia espécies mais próximas filogeneticamente apresentaram padrões de atividade semelhantes. Finalmente, apresentamos dados novos sobre o período de atividade de vocalização para várias espécies, como *Scinax fuscomarginatus* e de espécies recém-descritas. A descrição de padrões de coocorrência e filogenéticos de conservação de nicho podem contribuir para planejamentos de ações de conservação in situ, fornecendo informações sobre a interação entre espécies, seus requerimentos ambientais e suas demandas fisiológicas. Tais dados são importantes para o Cerrado por ser um bioma prioritário para conservação da biodiversidade; especialmente para as áreas aonde a conversão antrópica de paisagens naturais foi intensificada durante as últimas décadas.

Abstract

During the reproductive period, many anuran species congregate in chorus, where males emit vocalizations to attract females and repel rivals. These aggregations of calling males from different species intensify the complexity of the local acoustic niche, which may favor the adoption of strategies to decrease overlap. Thus, in this study we evaluated the patterns of spatial and temporal co-occurrence in anuran communities throughout the Cerrado. Moreover, we describe their daily activity pattern and also verified the retention of phylogenetic signal in the activity patterns. Sampling was conducted in 97 sites distributed in south-central Cerrado, using passive acoustic monitoring. As expected, most species exhibited a nocturnal calling activity pattern. Our analysis found more species pairs with positive co-occurrence than negative co-occurrence. Furthermore, terrestrial species tended to exhibit less temporal and spatial segregation compared to arboreal species. Although phylogenetic signal was not detected throughout the day (24 h), close related species showed similar activity patterns during two periods of the day. Finally, we present new data on calling activity pattern for many species, such as *Scinax fuscomarginatus* and other recently described species. The description of co-occurrence and phylogenetic conservation niche patterns could contribute to planning conservation actions in situ, providing information about species interactions, environmental requirements, and physiologic demands. Such data are important for the Cerrado, for being a priority biome for the conservation of biodiversity, especially in areas where the anthropic conversion of natural landscapes was intensified in the last decades.

Introdução

Os machos de anuros utilizam de comunicação acústica para, principalmente, atrair parceiros sexuais (Ryan, 1988) e para resolução de conflitos coespecíficos (Bee et al., 2016), podendo, dessa forma, ser utilizados como sinais confiáveis de seus padrões de atividade reprodutiva (Wells, 2007). Durante a estação reprodutiva, diversas espécies de anuros se reúnem em coros, usualmente em locais onde os recursos requeridos pelas fêmeas são concentrados e em períodos que são favoráveis para a corte e reprodução (Gerhardt & Huber, 2002). Esta agregação de espécies vocalizantes intensifica a complexidade do nicho acústico local, usualmente composto por uma dimensão espacial, temporal e de estruturas do canto (Sinsch et al., 2012). Com isso, espécies sincronotópicas podem adotar diferentes estratégias para diminuir a sobreposição de uma das dimensões do nicho acústico (Lüddecke et al., 2010; Sinsch et al., 2012). Como exemplos, temos espécies do mesmo gênero que apresentam picos de atividade em diferentes horas da noite (Guerra et al., 2020) ou espécies que emitem cantos com diferentes durações (Garey et al., 2018).

Padrões de coocorrência espacial positivos podem revelar a influência de requerimentos ambientais semelhantes entre espécies (teoria do filtro ambiental; Whittaker 1967; Zobel 1997), assim como podem ser devidos a processos neutros (Bell, 2005). Enquanto que padrões de coocorrência negativos têm sido, historicamente, relacionados a fatores relacionados à competição entre espécies (teoria da similaridade limitante; Diamond, 1975; Kamilar & Ledogar, 2010; Camarota et al., 2016), apesar de outros processos reconhecidos, como alterações ambientais e interações entre grupos de espécie, poderem influenciar este padrão (Cazelles et al., 2016; Ramalho 2021). Para anfíbios do Cerrado, Ramalho et. al. (2021) encontraram evidências de filtros

ambientais e de pressões competitivas sobre o padrão de segregação de espécies, com a degradação do hábitat devido à intensificação de práticas agrícolas produzindo filtros ambientais em escalas locais e da paisagem, enquanto a competição aparece como uma força secundária. Apesar disto, as interações competitivas são esperadas em espécies com requerimentos similares de recursos (Simberloff & Dayan, 1991), fato demonstrado, por exemplo, entre espécies de girinos com a mesma especificidade de hábitat (Both et al., 2011). Dessa forma, o uso de guildas é baseado em ideias de que comunidades são construídas com grupos de espécies que dividem similaridades ecológicas e filogenéticas (Blondel, 2003). Além disto, o uso de guildas possibilita análises de coocorrência mais realísticas por permitir avaliações em subconjuntos de espécies com história natural similar (Diamond & Gilpin, 1982; Gotelli & McCabe, 2002)

A análise de dados de presença e ausência de espécies pode informar se o grau de coocorrência, espacial e temporal, na natureza é maior ou menor que o esperado por associação casual entre as espécies, enquanto que análises temporais de presença e ausência podem prover entendimentos adicionais das dinâmicas das comunidades (Veech, 2006). Neste estudo, analisamos o padrão diário e espacial de coocorrência de anuros para o Cerrado verificando tendências de coocorrências negativas (segregação) ou coocorrências positivas entre as espécies de mesma guilda. Adicionalmente, testamos se o período de atividade diário retém sinal filogenético, uma vez que é esperado que espécies filogeneticamente próximas apresentem semelhanças em seus atributos fisiológicos e comportamentais (Harvey & Pagel, 1991) e em suas exigências ecológicas e de nicho (Prinzing et al., 2001).

Métodos

Coleta de dados

A fim de representar os potenciais locais de reprodução das espécies de anuros, foram amostrados 97 pontos localizados ao longo da região centro-sul do Cerrado (Figura 1), sendo 67 deles caracterizados como áreas abertas (como brejos, lagoas, açudes) e 30 pontos no interior de fragmentos florestais (matas de galeria, matas ciliares, cerradões), com uma distância mínima de 2 km entre os pontos de mesma categoria. Em cada ponto foi instalado um gravador automático (marca = Tigrinus; modelo = GT001-T1.0V; detalhes em <http://www.tigrinus.com.br/gravador-de-udio>). Cada ponto foi amostrado ao longo de quatro dias consecutivos, com cada gravador programado para realizar gravações com duração de três minutos a cada hora. As amostragens foram realizadas durante os períodos chuvosos (outubro a março) entre os anos de 2017 e 2020.

As gravações foram analisadas utilizando o software Raven Pro 1.4 (Bioacoustics Research Program, 2011) em busca de vocalizações que permitissem a identificação das espécies de anuros. Para a identificação das espécies, quando necessário, as vocalizações foram comparadas com os registros acústicos presentes nas seguintes fonotecas: AmphibiaWeb (<https://amphibiaweb.org/>), Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard (<https://www2.ib.unicamp.br/fnjv/>), Fono zoo (<https://www.fonozoo.com/>) e LAFUC (<https://www.lafuc.com/espccies-do-df>). Em alguns casos, quando a identificação se mostrou incerta pela presença de vocalizações crípticas, as espécies foram reunidas em seus respectivos grupos taxonômicos, seguindo Frost (2022), como uma medida conservativa. Este foi o caso de *Adenomera* sp. (gr. *marmorata*), *Boana* sp.

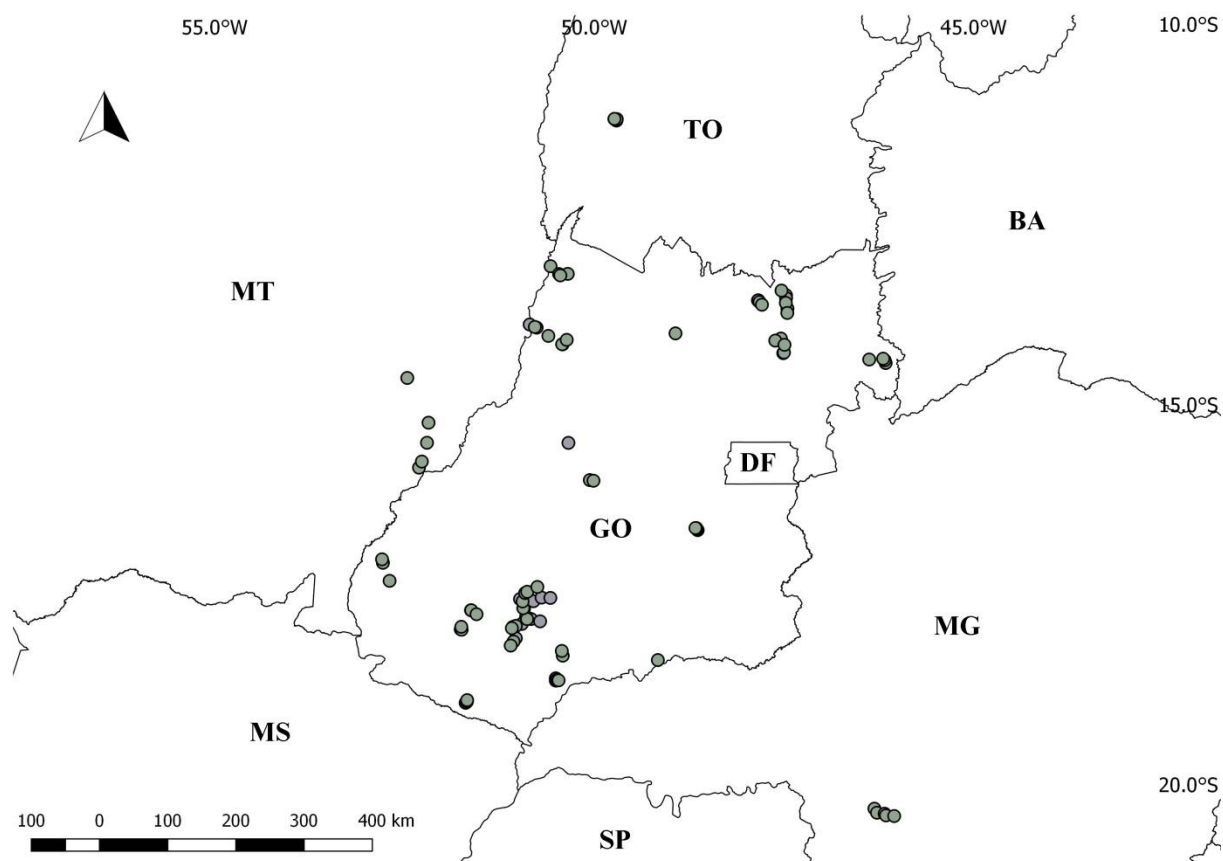


Figura 1. Localização dos 97 pontos amostrados na porção centro-sul do Cerrado, ao longo dos anos de 2017 a 2020.

(gr. *albopunctata*), *Elachistocleis* spp., *Pithecopus* sp. (gr. *hypochondrialis*) e *Scinax* sp. (gr. *ruber*).

Análises estatísticas

As análises utilizadas neste trabalho foram realizadas utilizando a plataforma R 4.0 (R Core Team, 2020), com os determinados pacotes e funções especificados em cada parágrafo a seguir. Para a descrição do período de atividade diário, contabilizamos o número de registros de cada espécie em cada uma das 24 horas amostradas considerando todos os 97 pontos amostrados. Construímos o plot de distribuição temporal da atividade das espécies através da função “poncho” (Dambros, 2020), logaritmizando os números de registros das espécies para diminuir o intervalo de registros entre as espécies mais comumente encontradas e aquelas com apenas alguns registros.

Para análises de coocorrência, foram consideradas apenas as espécies encontradas em ao menos cinco dos pontos amostrados. Além disto, utilizamos apenas as comunidades registradas em áreas abertas, devido a pouca variabilidade de registros de espécies nas áreas florestais. As espécies foram agrupadas em guildas a partir de três grupos de traços funcionais: período diário de atividade (diurno, noturno ou ambos), local de vocalização (arborícola ou terrestre) e período sazonal de reprodução (ao longo de toda estação reprodutiva ou restrita a determinados meses). A classificação das espécies de acordo com o período diário de atividade foi realizada com os dados obtidos em nossas amostragens, enquanto que os dados a respeito do local de vocalização e período sazonal de reprodução foram coletados da literatura (Vaz-Silva et al., 2020). A construção das guildas foi realizada através da distância de dissimilaridade euclidiana (Krebs, 1999), adotando “average” como método de agrupamento por apresentar maior

valor de correlação cofenética em comparação aos demais métodos (Silva et al., 2022). Para este procedimento, utilizamos os pacotes “vegan” (Oksanen et al., 2022) e “factoextra” (Kassambara & Mundt, 2020).

Para as análises de coocorrência, adotamos o modelo probabilístico de avaliação de coocorrência proposto por Veech (2013; 2014). Este modelo é baseado no cálculo o número de formas que duas espécies podem coocorrer em um número x de sítios amostrais dado as ocorrências observadas para as duas espécies dentro do conjunto de pontos amostrais (ver Veech 2014 para detalhes do modelo). O modelo probabilístico determina a probabilidade de duas espécies coocorram em uma frequência maior que o esperado pelo acaso (coocorrência positiva) ou menor que o esperado pelo acaso (coocorrência negativa). Pares de espécies que não são classificadas em nenhuma dessas categorias são nomeadas como coocorrências aleatórias

Para a coocorrência espacial, foi utilizada uma matriz de presença e ausência considerando todos os pontos de área aberta, desconsiderando as combinações de pares de espécies que possuem a ocorrência esperada menor que um (Griffith et al., 2016). Já para a análise de coocorrência temporal, adotamos a abordagem proposta por Veech (2006). Nela, foi calculada uma coocorrência espacial para cada hora amostrada, obtendo-se dessa forma valores de coocorrência observada e esperada (O-E) para cada par de espécies para cada hora. De maneira semelhante à análise espacial, apenas os pares de espécie com coocorrência esperada acima de um em ao menos uma das horas analisadas foram considerados. Em seguida, consideramos apenas as horas em que ao menos um par de espécies apresentou coocorrência esperada acima de um; adotamos este procedimento para excluir as horas do dia em que as espécies não emitem vocalizações devido às restrições fisiológicas (Wells, 2007). Com isto, as análises de coocorrência temporal foram realizadas entre 15:00 da tarde e 06:00 da manhã.

Posteriormente, os valores médios e desvio padrão foram obtidos para cada par de espécies e as relações de coocorrência positiva ou negativa foram determinadas comparando a média final de O-E com um valor crítico. Este valor crítico, segundo Veech (2006), é determinado considerando uma distribuição normal, com significância de 0,05, média igual a zero e desvio padrão igual ao desvio padrão estimado para cada par de espécies. O valor significativo é considerado quando um valor O-E positivo for maior que o valor crítico positivo ou um valor O-E negativo for menor que o valor crítico negativo. As análises de coocorrência foram realizadas utilizando o pacote “cooccur” (Griffith et al., 2016), utilizando o argumento “comb” para os cálculos de probabilidade de coocorrência par-a-par (Veech, 2014).

Para detectar o sinal filogenético dos períodos de atividade das espécies de anuros, utilizamos o teste D, proposto por Fritz & Purvis (2010), usando a função “phylo.d” no pacote “caper” (Orme et al., 2018). Para cada uma das 24 horas, verificamos a existência de sinal filogenético utilizando os dados de presença e ausência em determinada hora para cada uma das 1000 árvores filogenéticas construídas por Jetz & Pyron (2018). A análise consistiu em verificar se o sinal filogenético diferiu de predições feitas baseadas em modelos de movimento Browniano ou aleatórios. Um valor próximo a -1 indica que o traço está fortemente agrupado (mais conservado que pelo movimento Browniano); um valor de D igual a 0, indica que este traço evoluiu seguindo o modelo Browniano (apresentando forte sinal filogenético); enquanto um valor de D igual a 1, demonstra que este traço evoluiu seguindo um modelo aleatório (sem sinal filogenético). Adicionalmente, dois p valores determinam a significância estatística do valor do teste D. O primeiro para a hipótese nula de que $D=0$ (com forte sinal filogenético presente), enquanto o segundo avalia a hipótese nula de $D=1$ (a característica é apresentada aleatoriamente).

Resultados

Foram obtidas 393 horas de gravações, onde foi possível identificar a presença de 51 espécies (Figura 2) distribuídas em oito famílias: Hylidae (26 espécies), Leptodactylidae (17 espécies), Bufonidae (3 espécies), Aromobatidae (1 espécie), Dendrobatidae (1 espécie), Microhylidae (1 espécie), Odontophrynidae (1 espécie) e Strabomantidae (1 espécie). A maioria das espécies apresentou atividade durante o período noturno (18:00 – 06:00), com algumas espécies iniciando atividade acústica no período da tarde (15:00 – 17:00), ou se estendendo durante as primeiras horas do período diurno (07:00 – 10:00) (Figura 2). Enquanto que *Ameerega flavopicta* e *Allobates goianus* tiveram a maioria de seus registros em horas diurnas ou crepusculares, *Scinax fuscomarginatus*, *Adenomera* sp. (gr. *marmorata*), *Leptodactylus podicipinus*, *Pseudopaludicola mystacalis*, *Pseudis tocantins* e *Pseudopaludicola* sp. (cf. *ternetzi*) foram registradas em todas às 24 horas amostradas.

As espécies foram separadas em quatro guildas formadas a partir dos traços selecionados. A primeira guilda foi formada por espécies arborícolas com reprodução prolongada, enquanto que a segunda guilda, também formada por espécies de reprodução prolongada, porém que vocalizam ao nível do chão. A terceira guilda foi formada por espécies que vocalizam ao nível do chão, porém não possuem período reprodutivo prolongado, enquanto que a última guilda foi formada apenas por uma espécie, *Dendropsophus melanargyreus*, que não apresenta período reprodutivo contínuo e vocaliza empoleirada em arbustos.

Coocorrência espacial

Considerando o modelo espacial, foram identificados 92 pares de espécies com coocorrências positivas (Figura 3). Destas, 25 foram demonstradas por pares de espécies

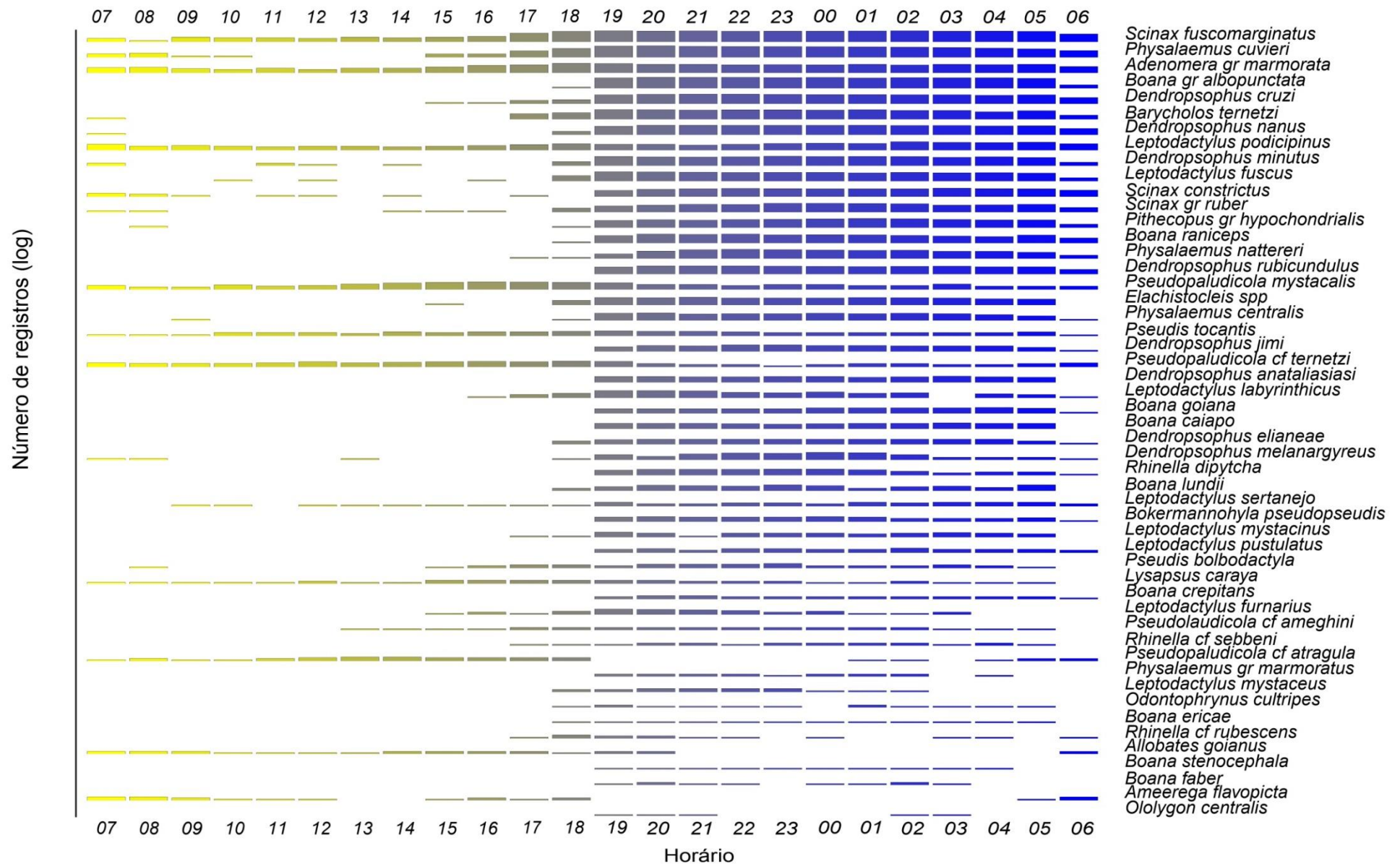


Figura 2. Número de registros, logaritmizados, de atividades diárias das espécies de anfíbios anuros registrados ao longo de 97 pontos amostrados na porção centro-sul do Cerrado, nos Estados de Goiás, Tocantins, Minas Gerais e Mato Grosso durante os anos de 2017 a 2020.

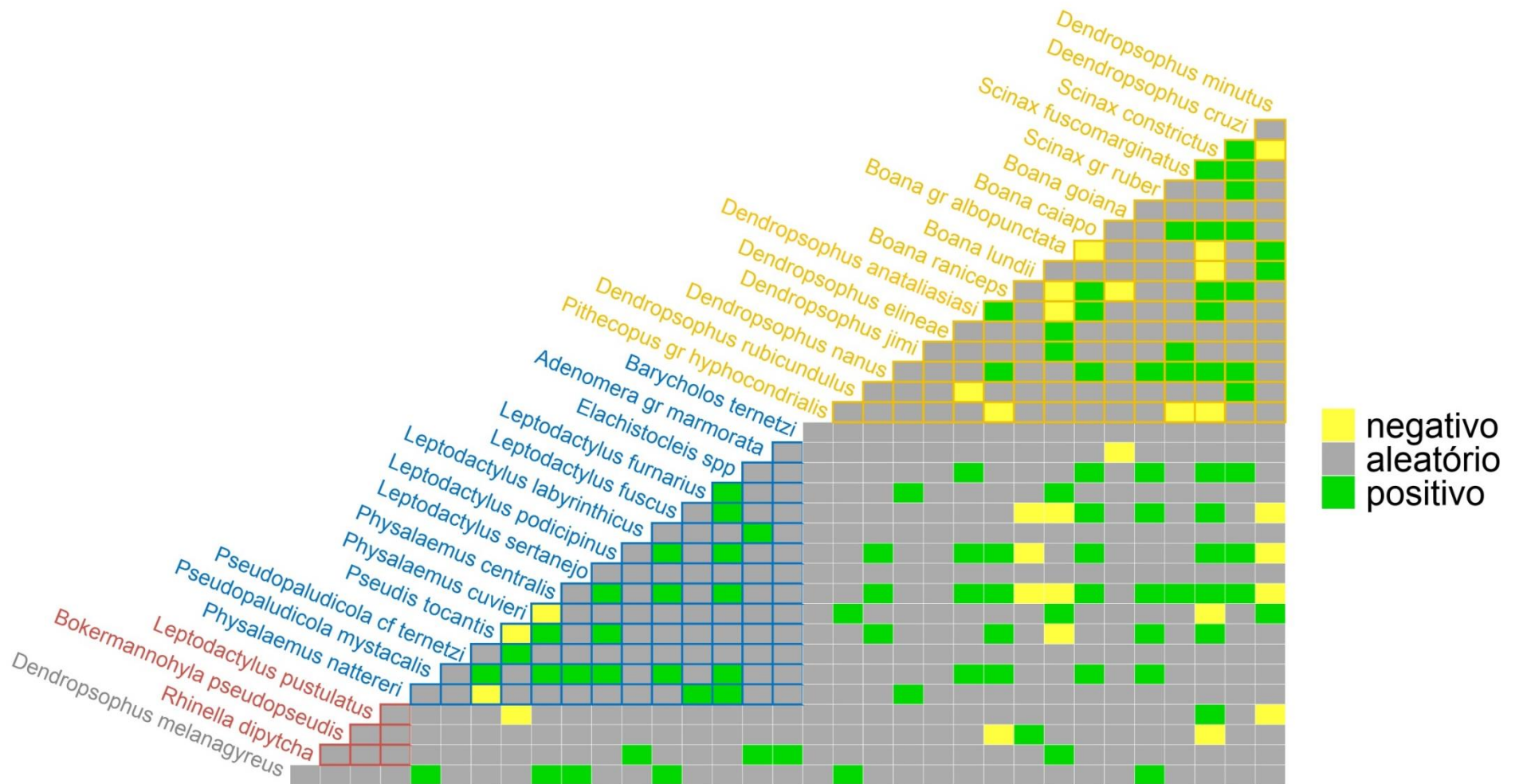


Figura 3. Padrões de coocorrência espacial de pares de espécies de anuros presentes no Cerrado, registradas entre 2017 e 2020. As cores nos nomes das espécies e as respectivas secções representam a separação em guildas (amarelo=espécies arborícolas com reprodução prolongada; azul = espécies terrícolas com reprodução prolongada; vermelho=espécies terrícolas com reprodução não prolongada; cinza=espécie arborícola com reprodução não prolongada).

para a guilda de espécies arborícolas, representando 69,5% das interações não aleatórias desta guilda. Adicionalmente, 19 pares de espécies pertencentes à guilda das espécies terrícolas demonstraram coocorrências maiores que o esperado pelo acaso, representando 86% das interações não aleatórias desta guilda (Figura 3).

Também foram contabilizados 29 pares de espécies com coocorrências menores que o esperado pelo acaso. Destes pares, 11 foram pertencentes à guilda de espécies arborícolas e apenas três pares de espécies para a guilda de espécies terrícolas, representando 30,5% e 13,6% das interações não aleatórias para estas guildas, respectivamente.

Coocorrência temporal

Na análise dos padrões de coocorrência temporal, encontramos que 36 pares de espécies apresentaram coocorrência maior que o esperado ao acaso, com 18 destes pares pertencentes à guilda de espécies arborícolas e cinco à guilda de espécies terrícolas (Figura 4), representando 60% e 100% das interações não aleatórias das guildas, respectivamente. Adicionalmente, 28 pares de espécies demonstraram segregação temporal, com coocorrências menores que o esperado ao acaso. Destes pares, 12 foram pertencentes à guilda de espécies arborícolas, enquanto nenhum par de espécies terrícolas foi segregado temporalmente.

Sinal filogenético

Considerando as 24 horas, o D valor apresentou uma média de 0,43. Dois momentos do dia apresentaram evidência de sinal filogenético modelado por movimento browniano, entre 13 e 17 h da tarde e entre 22 e 03 h da noite. Adicionalmente, tal padrão também foi observado às 08 h da manhã. Durante estes períodos diurnos, registramos a atividade de 10 espécies da família Leptodactylidae,

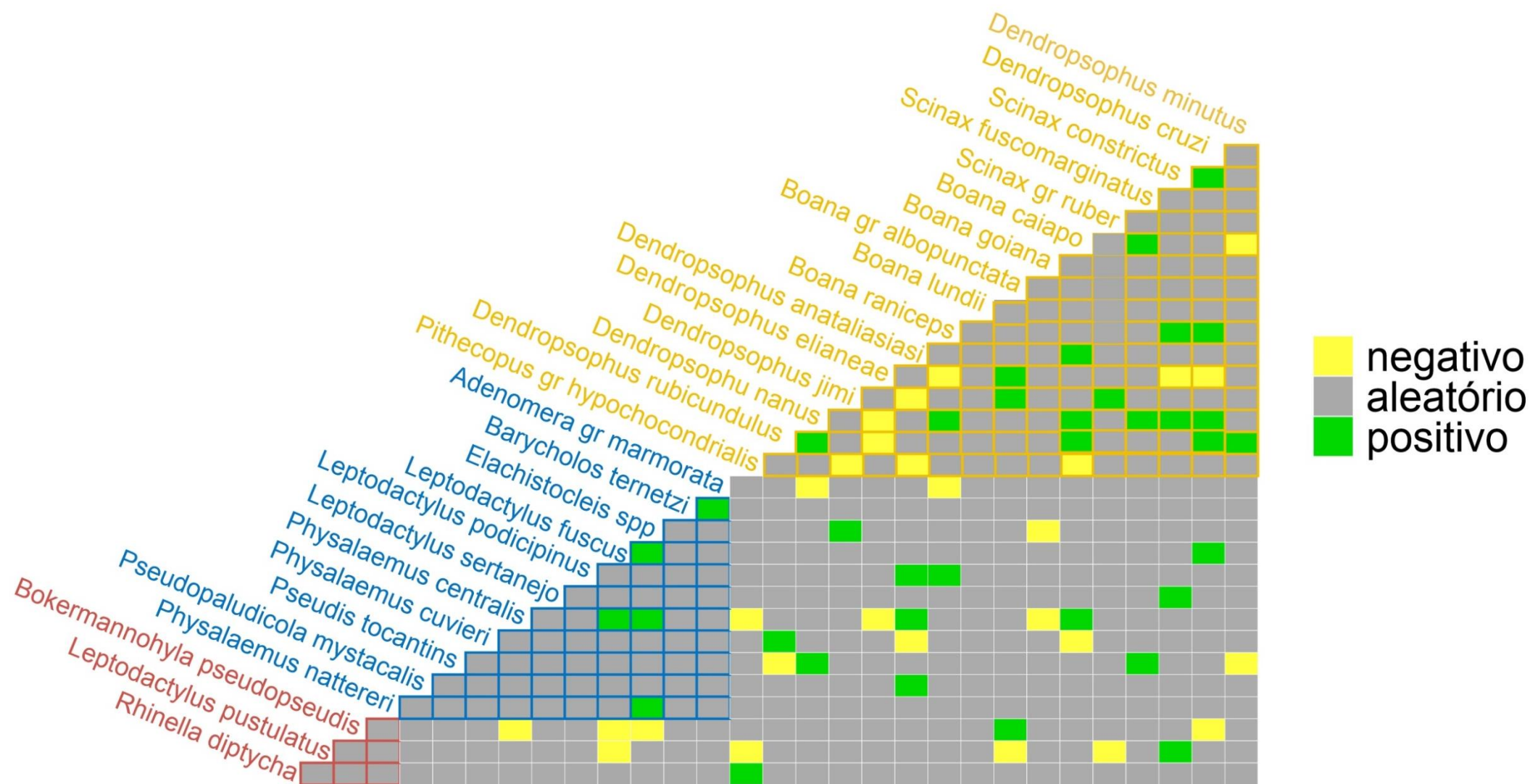


Figura 4. Padrões de coocorrência temporal de pares de espécies de anuros presentes no Cerrado, registradas entre 2017 e 2020, considerando 24 horas do dia. As cores nos nomes das espécies e as respectivas secções representam a separação em guildas (amarelo=espécies arborícolas com reprodução prolongada; azul = espécies terrícolas com reprodução prolongada; vermelho=espécies terrícolas com reprodução não prolongada; cinza=espécie arborícola com reprodução não prolongada).

sendo quatro espécies pertencentes ao gênero *Leptodactylus* e quatro ao gênero *Pseudopaludicola*. Também registramos cinco espécies da família Hylidae em atividade diurna, além das espécies representantes das famílias Dendrobatidae e Aromobatidae. Já durante o período noturno (22 h – 3 h), todas as espécies apresentaram atividades, com exceção de *Ameerega flavopicta* e *Allobates goianus*.

Nos primeiros horários da manhã (05-07h) e às 18h, a retenção filogenética baseada em atividade das espécies demonstrou o resultado oposto, com o caráter consistente com aleatoriedade e sem padrão filogenético. Ambas as hipóteses nulas do teste foram rejeitadas para as demais horas do dia, sendo em sua maioria mais próximas de um padrão aleatório que o esperado (Figura 5).

Discussão

A maioria das coocorrências espaciais intra guildas encontradas em nosso estudo foram positivas independente da guilda considerada. Este padrão sugere que, como tido pela teoria do filtro ambiental (Whittaker 1967; Zobel 1997), espécies com requerimentos ambientais semelhantes tem maior chance de ocorrerem em ambientes que supram as suas demandas ao invés de se excluírem por competição. Este padrão é ainda mais pronunciado para as relações de coocorrência não aleatórias das espécies terrícolas, aonde apenas três pares de espécies demonstraram coocorrências espaciais negativas (*Physalaemus cuvieri* X *Physalaemus centralis*; *P.cuvieri* X *Pseudis tocantins*; *P.tocantins* X *Physalaemus nattereri*). Para a guilda de espécies arborícolas destaca-se as coocorrências negativas de *Boana raniceps* com duas espécies do mesmo gênero, *B. goiana* e *Boana* sp. (gr. *albopunctata*). Além disto, *Pithecopus* sp. (gr. *hyphochondrialis*), apresentou apenas coocorrências negativas, excluindo-se as relações não aleatórias. De maneira contrária, todas as interações não aleatórias de

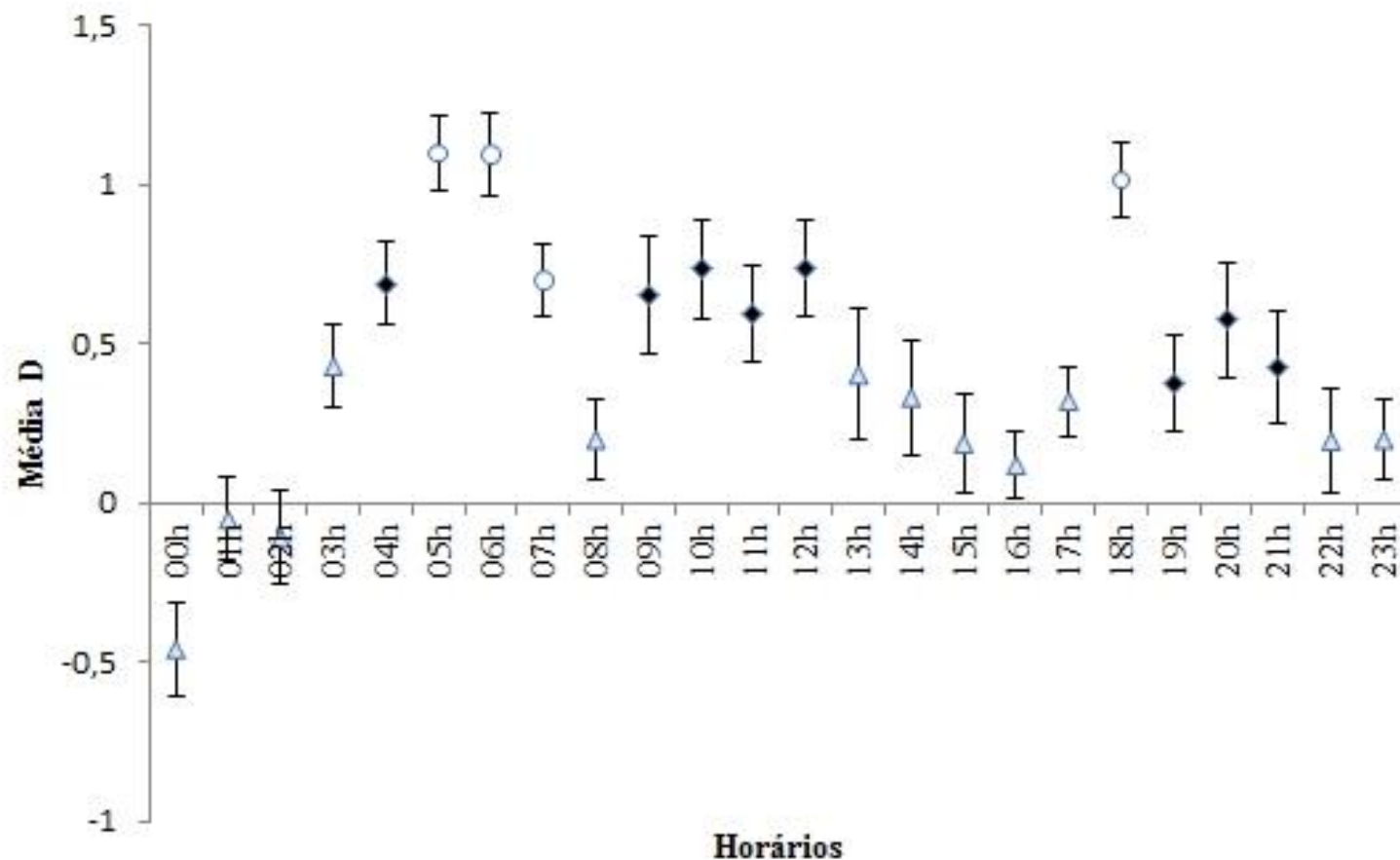


Figura 5. Variação horária da média de sinal filogenético D para anfíbios anuros registrados entre 2017 e 2020, ao longo de 67 pontos amostrados na porção centro-sul do Cerrado. Triângulos simbolizam valores médios diferentes de 1, mas iguais a 0 (p valor 1), representando sinais filogenéticos com tendência ao movimento browniano. Círculos simbolizam valores médios iguais a 1, mas diferentes de 0 (p valor 2), representando ausência de sinal filogenético. Losangos representam sinais com significância indeterminada ($p \neq 1$ e 0).

Dendropsophus cruzi, *Dendropsophus nanus* e *Scinax* sp. (gr. *ruber*) foram positivas.

Em uma meta-análise envolvendo 96 artigos, Gotelli & Mccabe (2002) não encontraram evidências para padrões não aleatórios de coocorrência em anfíbios, sugerindo que as relações de ocorrência entre as espécies seriam sempre devido ao acaso. Nossos resultados se somam a trabalhos que demonstram a presença de padrões de coocorrência não aleatórios entre espécies de anuros (Behangana & Luiselli, 2008; Both et al., 2011; Ramalho et al., 2021).

Adicionalmente, as coocorrências temporais, de forma semelhante às espaciais, apresentaram uma predominância de valores positivos em relação aos negativos, especialmente para as espécies terrícolas aonde nenhuma segregação temporal foi detectada. Isto demonstra que as espécies possuem maior chance de particionarem a dimensão temporal do nicho acústico (ver Sinsch et al., 2012), do que se segregarem temporalmente, com espécies com requerimentos ecológicos equivalentes. Porém, as espécies podem ainda adotar outras estratégias para evitar a sobreposição acústica, como emitir vocalizações com diferentes durações de seus parâmetros temporais (Garey et al., 2018). Este pode ser o cenário para os pares de espécies do gênero *Dendropsophus*, que representaram 40% de todas as coocorrências negativas para a guilda dos arborícolas. Além disto, assim como para as coocorrências espaciais, todas as interações temporais não aleatórias de *Pithecopus* sp. (gr. *hyphocondrialis*) com espécies da mesma guilda foram negativas.

O uso de monitoramento acústico passivo apresenta ferramentas poderosas para o monitoramento da biodiversidade, permitindo uma variedade de aplicações em ecologia e conservação (Farina & Gage, 2017). Com os recentes avanços tecnológicos, essa ferramenta apresenta inúmeras vantagens em levantamentos de espécies, possibilitando amostragens temporais e espaciais mais amplas e com menores vieses do observador

(Sugai et al., 2019). Estudos recentes utilizando monitoramento acústico passivo têm permitido o registro de espécies raras e elusivas (Campos-Cerqueira & Aide, 2016) e novidades sobre padrões de atividades de espécies (Pérez-Granados & Schuchmann, 2021). Tão logo, até onde sabemos, este é o primeiro estudo a demonstrar atividade de vocalização de *Scinax fuscomarginatus* ao longo das 24 horas do dia, o que levantará novas questões fenológicas e comportamentais para esta espécie e, possivelmente, outras do grupo definido por Faivovich et al. (2005). Somado a isso, o uso do monitoramento acústico passivo nos permitiu levantar dados a respeito do período de atividade de *Allobates goianus*, uma espécie atualmente classificada como ameaçada de extinção (MMA, 2018), e *Boana ericae*, que apresenta uma limitada distribuição geográfica (Caramaschi et al., 2004). Além disto, apresentamos o período de atividade de *Boana caiapo*, uma espécie recém descrita (Pinheiro et al., 2018) e com ainda poucos dados sobre sua história natural (veja Vaz-Silva et al, 2020).

Apesar de nossas análises não terem detectado retenção de informação filogenética em todas as horas do dia, dois momentos contínuos mostraram esta tendência. Durante o período vespertino, entre 13 h e 17 h, 28 espécies foram registradas vocalizando em ao menos um horário, com 11 destas espécies apresentando atividade em todos os horários desse período (veja Figura 2). Esse padrão é encontrando, em sua maioria, em espécies que vocalizam ao nível do solo ou na lâmina da água, com metade das espécies pertencentes à família Leptodactylidae. Adicionalmente, entre 22 h e 03 h, 49 espécies apresentaram atividade de vocalização, sendo que a grande maioria (30 espécies) permaneceu vocalizando ao longo de todas as horas da noite. Segundo o movimento *browniano*, isto demonstra um padrão aglomerado de prevalência do traço (Fritz & Purvis, 2010; Hansen, 2017), aonde a maioria das linhagens ou ao menos um dos representantes de cada linhagem apresente

atividades nesses horários, uma vez que várias espécies de anuros apresentam características morfofisiológicas em comum, as quais restringem suas atividades a períodos do dia com temperaturas e umidade do ar mais favoráveis (Wells, 2007).

A descrição dos períodos de atividade diários das espécies baseados em uma ampla amostragem espacial e temporal podem auxiliar em uma melhor compreensão de seus padrões fenológicos. Além disto, permite melhores tomadas de decisões a respeito de planejamentos de amostragens de determinada espécie alvo. Adicionalmente, a descrição de padrões de coocorrência e investigações de padrões filogenéticos de conservação de nicho podem contribuir para planejamentos para a conservação de espécies *in situ*, fornecendo informações sobre a interação entre espécies, seus requerimentos ambientais e suas demandas fisiológicas. Estas informações são importantes para o Cerrado por ser um bioma prioritário para conservação da biodiversidade, devido ao seu alto endemismo de espécies e constantes ameaças à sua biodiversidade (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2005); especialmente para as áreas aonde a conversão antrópica de paisagens naturais foi intensificada durante as últimas décadas (Carneiro-Filho & Costa 2016; Reis et al., 2017).

Conclusão geral

Neste estudo, por meio de uma amostragem ao longo de uma ampla escala espacial pelo centro-sul do Cerrado, conseguimos verificar a influência de diferentes tipos de cobertura do solo (antrópicas e naturais) sobre a probabilidade de ocorrência de espécies de anfíbios anuros, tanto em áreas abertas quanto em formações florestais. Detectamos que mesmo espécies generalistas e com ampla distribuição geográfica apresentaram ganhos em suas probabilidades de ocorrência com o aumento da porcentagem de cobertura natural na paisagem. Em contrapartida, também identificamos quais espécies estão aumentando suas chances de ocorrência com a conversão de paisagens nativas para usos da pecuária e agricultura ocorrida nas últimas décadas no Cerrado. Verificamos, ainda, os valores ótimos de temperatura para estas espécies.

Adicionalmente, apesar de espécies com coocorrências negativas sugerirem a existência de competição espacial e temporal entre as espécies, a maioria das coocorrências positivas indica uma partição dessas dimensões do nicho acústico em locais que, provavelmente, atendem às demandas ecológicas similares dessas espécies. Encontramos, por fim, que as espécies de anuros que vocalizam em áreas abertas apresentam retenção de informação filogenética em relação ao horário de vocalização em diferentes horas do dia e registramos o padrão de atividade de algumas espécies pela primeira vez.

A caracterização dos padrões de atividade e de coocorrência, assim como da influência da paisagem sobre a probabilidade de ocorrência das espécies, permite levantar informações sobre os requerimentos ambientais, as demandas fisiológicas e os impactos das ações humanas sobre as espécies. O Cerrado é considerado uma dos biomas mais biodiversos e ameaçados do mundo em decorrência da intensa modificação

antrópica. Apesar de ser um bioma extremamente ameaçado, estudos dessa natureza são ainda escassos no Cerrado, dificultando a construção de ações de conservação e manejo de espécies. Dessa forma, nosso estudo, além de contribuir com dados importantes para a conservação de anuros do Cerrado, mostra o grande potencial do monitoramento acústico passivo para estudos de ecologia enfocando a fenologia, partilha acústica e influência da paisagem sobre a distribuição das espécies.

Referências

- Andreani TL, Bastos RP, Dias TM, Prado CPA & Moraes AR. 2020. Acoustic variability among male gladiator frogs, *Boana goiana* (Lutz, 1968) (Anura: Hylidae): an 18-year analysis across several reproductive seasons. *Amphibia-Reptilia* 42:43-57.
- Aquino L, Bastos R, Kwet A, Reichle S, Silvano D, Azevedo-Ramos C, Scott N & Baldo, D. 2010. *Hypsiboas albopunctatus* . The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <https://www.iucnredlist.org/species/55378/86178507> Acessado em 15/11/2022.
- Barnum TR, Wootton JT, Bixby RJ, Drake JM, Murray-Stoker D, Colon-Gaud C, Rugenski AT, Frauendorf TC, Connelly S, Kilham SS, Whiles MR, Lips KR & Pringle CM. 2021. Mechanisms underlying lack of functional compensation by insect grazers after tadpole declines in a Neotropical stream. *Limnology and Oceanography* 67: 198-210.
- Barton K.2020. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17 <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> .
- Becker CG, Fonseca CR, Haddad CFB, Batista RF & Prado PI. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318(5857):1775–1777.
- Becker CG, Fonseca CR, Haddad CFB & Prado PI. 2010. Habitat Split as a Cause of Local Population Declines of Amphibians with Aquatic Larvae. *Conservation Biology* 24:287-294.
- Bee MA, Reichert MS & Tumulty J. 2016. Assessment and Recognition of Rivals in Anuran Contests. *Advances in the Study of Behavior* 48:161-249.
- Behangana M & Luiselli L. 2008. Habitat niche community- level analysis of an amphibian assemblage at Lake Nabugabo, Uganda. *Web Ecology* 8:125–134.
- Belcik M, Lenda M, Amano T & Skórka P. 2020. Different response of the taxonomic,

phylogenetic and functional diversity of birds to forest fragmentation. *Scientific Reports* 10.

Bell G. 2005. The codistribution of species in relation to the neutral theory of community ecology. *Ecology* 86: 1757–1770.

Bioacoustics Research Program. 2011. Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software. Version 1.4. The Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York.

Bivand R, Keitt T & Rowlingson B. 2021. rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-27. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal> .

Bivand R & Rundel C. 2021. rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source('GEOS'). R package version 0.5-8. <https://CRAN.R-project.org/package=rgeos> .

Blaustein AR, Wake DB & Sousa WP. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8:60-71.

Blondel J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100:223-231.

Both C, Melo AS, Cechin SZ & Hartz SM. 2011. Tadpole co-occurrence in ponds: When do guilds and time matter? *Acta Oecologia* 37(2): 140-145.

Brooks ME, Kristensen K, van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, Skaug HJ, Maechler M & Bolker BJ. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9(2):378-400.

Browning E, Gibb R, Glover-Kapfer P & Jones KE. 2017. Passive Acoustic Monitoring in Ecology and Conservation. World Wildlife Fund Conservation Technology Series no. 1.

Burnham KP & Anderson DR. 2002. Model selection and multimodel inference: a

practical information-theoretic approach. 2nd ed. New York, Springer-Verlag. 488p.

Camarota F, Powell S, Melo AS, Marquis RJ & Vasconcelos HL. 2016. Co-occurrence patterns in a diverse arboreal ant community are explained more by competition than habitat requirements *Ecology and Evolution* 6(24):8907-8918.

Campos-Cerqueira M & Aide T M. 2016. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modeling. *Methods in Ecology and Evolution* 7(11):1340-1348.

Caramaschi U, Bastos RP, Colli G & Silvano D. 2004. *Hypsiboas ericae*. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T55475A11302121.en>. Acessado em 12/08/2022.

Carneiro Filho A & Costa K. 2016. The expansion of soybean production in the Cerrado: paths to sustainable territorial occupation, land use and production. Disponível em: http://www.inputbrasil.org/wp-content/uploads/2016/11/The-expansion-of-soybean-production-in-the-Cerrado_Agroicone_INPUT.pdf Acessado em 04/08/2022.

Cayuela H, Lambrey J, Vacher JP & Miaud C. 2015. Highlighting the effects of land-use change on a threatened amphibian in a human-dominated landscape. *Population ecology* 57:433-443.

Cazelles K, Araújo MB, Mouquet N & Gravel D. 2016. A theory for species co-occurrence in interaction networks. *Theoretical Ecology* 9: 39–48.

Cólon-Gaud C, Whiles MR, Brenes R, Kilham SS, Lips KR, Pringle M, Connelly S & Peterson SD. 2010. Potential functional redundancy and resource facilitation between tadpoles and insect grazers in tropical headwater streams. *Freshwater Biology* 55: 2077–2088.

Cushman SA. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review

and prospectus. *Biological Conservation* 128(2):231-240.

Dambros CS. 2020. csdambros/R-functions: First release. Available from <https://github.com/csdambros/R-functions/tree/v1.0>.

DeClerck FAJ, Jones SK, Attwood S, Bossio D, Girvetz E, Chaplin-Kramer B, Enfors E, Fremier AK, Gordon LJ, Kizito F, Lopez Noriega I, Matthews N, McCartney M, Meacham M, Noble A, Quintero M, Remans R, Soppe R, Willemen L, Wood SLR & Zhang W, 2016. Agricultural ecosystems and their services: the vanguard of sustainability? *Current Opinion Environmental Sustainability* 23: 92–99.

Diamond JM. 1975. Assembly of species communities. In: *Ecology and Evolution of Communities* (EDS Cody ML, Diamond JM) Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, pp342-444.

Diamond JM & Gilpin ME. 1982. Examination of the “null” model of Connor and Simberloff for species co-occurrences on islands. *Oecologia* 52:64-74.

Dixo M, Metzger JP, Morgante JS, Zamudio KR. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142: 1560-1569.

Dória TAF, Klein W, Abreu RO, Santos DC, Cordeiro MC, Silva LM, Bonfim VMG & Napoli MF. 2015. Environmental Variables Influence the Composition of Frog Communities in Riparian and Semi-Deciduous Forests of the Brazilian Cerrado. *Journal of Herpetology* 10(2):90-103.

Duellman WE & Trueb L. 1994. *Biology of amphibians*. New York: McGraw-Hill. 670p.

Eterovick PC & Brandão RA. 2001. A description of the tadpoles and advertisement calls of members of the *Hyla pseudopseudis* Group. *Journal of Herpetology* 35(3): 442–450.

- Faggioni GP, Souza FL, Filho AP, Gamarra RM & Prado CPA. 2020. Amount and spatial distribution of habitats influence occupancy and dispersal of frogs at multiple scales in agricultural landscape. *Austral Ecology* 46:126-138.
- Faivovich J, Haddad CFB, Garcia PCA, Frost DR, Campbell JA & Wheeler WC. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylineae: a phylogenetic analysis and taxonomic revision. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 294:1–240.
- Farina A & Gage SH. 2017. *Ecoacoustics: The Ecological Role of Sounds*. Wiley, New York. 352p
- Fisher J & Lindenmayer DB. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112(2):473-480.
- Frost, Darrel R. 2022. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.1. American Museum of Natural History, New York, USA. Disponível em <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. Acessado em 15/19/2022.
- Fritz SA & Purvis A. 2010. Selectivity in mammalian extinction risk and threat types: a new measure of phylogenetic signal strength in binary traits. *Conservation Biology* 24(4): 1042-1051.
- Gagne SA & Fahrig. 2007. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landscape Ecology* 22:205-215.
- Garey MV, Provete DB, Gonçalves-Souza T, Ouchi-Melo LS, Haddad CFB, Rossa-Feres, DC. 2018. Phylogenetic and adaptive components of the anuran advertisement call correlate with temporal species co-occurrence. *Biological Journal of the Linnean Society* 125:292–301.
- Gerhardt HC, Huber F. 2002. *Communication in Insects and Anurans*: commom

problems and diverse solutions. The university of Chicago Press. 542 p.

Gonçalves MW, Campos CBM, Godoy FR, Gambale PG, Nunes HF, Nomura F, Bastos RP, Cruz AD, Melo-e-Silva D. 2019. Assessing genotoxicity and mutagenicity of three common amphibian species inhabiting agroecosystem environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 77:409–420.

Google Earth. <https://earth.google.com/web/>.2009.

Gotelli NJ & McCabe DJ. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* 83:2091-2096.

Griffith DM, Veech JA & Marsh CJ.2016. cooccur: Probabilistic Species Co-Occurrence Analysis in R. *Journal of Statistical Software* 69(2):1-17.

Guerra C & Aráoz E. 2015. Amphibian diversity increases in an heterogeneous agricultural landscape. *Acta Oecologia* 69:78-86.

Guerra V, Llusia D, Gambale PG, Morais AR, Márquez R & Bastos RP. 2018. The advertisement calls of Brazilian anurans: Historical review, current knowledge and future directions. *Plos One*. 13(1).

Guerra V, Costa NQ, Llusia D, Márquez R & Bastos RP. 2020. Nightly patterns of calling activity in anuran assemblages of the Cerrado, Brazil. *Community Ecology* 21:33-42.

Haddad CFB & Prado CPA. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55 (3):207-217.

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song D & Townshend JR. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2).

- Hansen TF. 2017. stabilizing selection and the comparative analysis of adaptation. *Evolution* 51 (5):1341-1351.
- Hartig F. 2022. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.5. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA> .
- Harvey PH & Pagel MD. 1991. The comparative method in evolutionary biology. Oxford Univ. Press, Oxford, U.K. 248p.
- Hesselbarth MHK, Sciaini M, With KA Wiegand K & Nowosad J. 2019. Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. – *Ecography* 42:1648-1657(ver. 0).
- Hijmans RJ. 2021. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.5-2. <https://CRAN.R-project.org/package=raster> .
- Hocking DJ & Babbitt, KJ. 2014. Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology* 9(1):1–17.
- IUCN. 2022. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1*. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acessado em 10/09/2022.
- Jetz W & Pyron RA. 2018. The interplay of past diversification and evolutionary isolation with present imperilment across the amphibian tree of life. *Nature Ecology & Evolution* 2:850-858.
- Kamilar JM & Ledogar JA. 2010. Species co-occurrence patterns and dietary resource competition in primates. *American Journal of Physical Anthropology* 144:131-139.
- Kassambara A & Mundt F. 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7.
- Klink CA & Machado RB. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19: 707–713.

- Klink CA & Moreira AG. 2002. Past and current human occupation, and land use . In: The Cerrados of Brazil (EDs PS Oliveira & RJ Marquis.pp. 68–88. New York: Columbia University Press.
- Krebs CJ. 1999. Ecological Methodology. California. Benjamin/Cummings, Menlo Park, San Francisco. 620 pp.
- Legendre P & Legendre L. 2012. Numerical Ecology. Elsevier:Amsterdam 1006p.
- Lüddeck H, Amézquita A, Bernal X & Guzmán F 2010.Partitioning of vocal activity in a Neotropical highland-frog community. Studies on Neotropical Fauna and Environment 35(3):185-194.
- Lima JEFW.2011. Situação e perspectivas sobre as águas do Cerrado. Ciência e Cultura 63 (3).
- Lüdecke D , Ben-Shachar MS, Patil I, Waggoner P & Makowski D. 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. Journal of Open Source Software 6(60).
- Mazerolle MJ & Desrochers A. 2005. Landscape resistance to frog movements. Canadian Journal of Zoology 83(3): 455-464.
- Metzger JP, Bustamante MMC, Ferreira J, Fernandes GW, Líbran-Embid F, Pillar VD, Prist PR, Rodrigues RR, Vieira ICG, Overbeck GE. 2019. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. Perspectives in Ecology and Conservation 17(3):104-116.
- Mittan CS, Zamudio KR, Thomé MTC, Camurugi F, Colli GR, Garda AA, Haddad CFB & Prado CPA. 2022.Temporal and spatial diversification along the Amazonia-Cerrado transition in Neotropical treefrogs of the *Boana albopunctata* species group. Molecular Phylogenetics and Evolution 175.
- Mittermeier RA, Gil PR, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, Mittermeier CG, Lamoreux J & Fonseca GAB. 2005. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most

Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX, Mexico City. 392p.

MMA.2018 Ministério do Meio Ambiente,Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I .Brasília DF.492 p

MMA.2022. Ministério do meio ambiente. Disponível em:

<https://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado.html#:~:text=O%20Cerrado%20%C3%A9%20o%20segundo,de%2022%25%20do%20territ%C3%B3rio%20nacional>. Acessado em 28/02/22.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

Nali RC, Becker CG, Zamudio KR & Prado CPA .2020. Topography, more than land cover, explains genetic diversity in a Neotropical savanna tree frog. *Diversity and Distributions* 26, 1798–812.

Nowakowski AJ, Frishkoff LO, Thompson ME, Smith TM & Todd BD. 2018.

Phylogenetic homogenization of amphibian assemblages in human-altered habitats across the globe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115(15): 3454-3462.

Nunes-de-Almeida CHL, Haddad CFB & Toledo LF.2021.A revised classification of the amphibian reproductive modes. *Salamandra* 57(3):413-427.

Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, Caceres M, Durand S, Evangelista HBA, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill MO, Lahti L, McGlinn D, Ouellette MH, Cunha ER, Smith T, Stier A, Braak CJFT & Weedon J. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-2. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.

- Orme D, Freckleton R, Thomas G, Petzoldt T, Fritz S, Isaac N. & Pearse W. 2018. The caper package: comparative analysis of phylogenetics and evolution in R. <https://cran.r-project.org/web/packages/caper/vignettes/caper.pdf>.
- Outhwaite CL, McCann P & Newbold T. 2022. Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature* 605:97-102.
- Pansonato A, Mudrek JR, Veiga-Menoncello ACP, Rossa-Feres DC, Martins IA & Strüssmann C. 2014. A new species of *Pseudopaludicola* Miranda-Ribeiro, 1926 (Anura: Leptodactylidae: Leiuperinae) from northwestern state of São Paulo, Brazil . *Zootaxa* 3861: 249–264.
- Pérez-Granados C & Schuchmann KL.2021. Passive Acoustic Monitoring of Chaco Chachalaca (*Ortalis canicollis*) Over a Year: Vocal Activity Pattern and Monitoring Recommendations. *Tropical Conservation Science* 14(4).
- Pinheiro PDP, Cintra CED, Valdujo PH, Silva HLR, Martins IA, Silva NJ & Garcia PCA. 2018. A new species of the *Boana albopunctata* group (Anura: Hylidae) from the Cerrado of Brazil. *South American Journal of Herpetology* 13: 170–182.
- Potapov AM, Dupérré N, Jochum M, Drecko K, Klarner B, Barnes AD, Krashevskaya V, Rembold K, Kreft H, Brose U, Widyastuti R, Harms D & Scheu S. 2019. Functional losses in ground spider communities due to habitat structure degradation under tropical land-use change. *Ecology* 101(3).
- Prado VHM & Rossa-Feres DC. 2014. Multiple Determinants of Anuran Richness and Occurrence in an Agricultural Region in South-Eastern Brazil. *Environmental Management* 53: 823-837.
- Prinzing A, Durka W, Klotz S & Brandl R. 2001. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. *Proceedings of the Royal Society of London Series Biological Sciences* 268:2383– 2389.

Projeto MapBiomás Alerta.2022 Sistema de Validação e Refinamento de Alertas de Desmatamento com Imagens de Alta Resolução. Version 6.0 disponível em <https://code.earthengine.google.com/> acessado em 20/02/2022.

Puttkera T, Crouzeilles R, Almeida-Gomes M, Schmoeller M, Maurenza D, Alves-Pinto H, Pardini R, Vieira MV, Banks-Leite C, Fonseca CR, Metzgeri JP, Accacio GM, Alexandrino ER, Barrose CS, Bogonik JA, Boscolol D, Brancalion PHS, Bueno AA, Cambuim ECB, Canale GR, Cerqueira R, Cesar RG, Colletta GD, Delciellos AC, Dixo M, Estavillo C, Esteves CF, Falcão F, Farah FT, Faria D, Ferraz KMPMB, Ferraz SVB, Ferreirau PA, Graipel ME, Grelle, Hernández MIM, Ivanauskas N, Laps RR, Leal IR, Lima MM, Lion MB, Magioli M, Magnago LFS, Mangueira JRAS, Marciano-Jr E, Mariano-Neto E, Marquesa MCM, Martinsa SV, Matos MA, Matosa FAR, Miachira JI, Morante-Filho JM, Olifiersa N, Oliveira-Santos LGR, Paciencia MLB, Paglia AP, Passamani M, Peres CA, Leitir CMP, Porto TJ, Queridoa LCA, Reis LC, Rezendea AA, Rigueira DMG, Rocha PLB, Rocha-Santos L, Rodrigues RR, Santos RAS, Santos JS, Silveira MS, Simonelli M, Tabarelli M, Vasconcelos RN, Viana BF, Emerson MV & Prevedello JA. 2020. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biological Conservation* 241.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramalho WP, Prado VHM, Signorelli L & With KA. 2021. Multiple environmental filters and competition affect the spatial co-occurrence of pond-breeding anurans at both local and landscape scales in the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology* 36(6): 1663-1683.

- Ramalho WP, With KA, Mesquita GS, Arruda FV, Guerra V, Ferraz D, Andrade MS & Prado VHM. 2022. Habitat fragmentation rather than habitat amount or habitat split reduces the diversity and abundance of ground-dwelling anurans within forest remnants of the Brazilian Cerrado. *Journal for Nature Conservation* 69.
- Ratter JA, Ribeiro JF & Bridgewater S. 1997. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany* 80(3):223-230.
- Reis T, Russo G, Ribeiro V, Moutinho P, Guimarães A, Stabile M, Alencar A, Crisostomo AC, Silva D & Shimbo J. 2017. Climate changes and opportunities in the brazilian Cerrado. Disponível em: <http://ipam.org.br/wp-content/uploads/2017/11/PB-Cerrado-COP23-web.pdf>. Acessado em 10/11/2022.
- Rezende WR, Santos LRS, Franco_Belussi L & Oliveira C. 2021. Testicular morphometric changes in neotropical anurans from agroecosystems. *Environmental Pollution* 271.
- Ribeiro JF & Walter BMT. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Em: *Cerrado ambiente e flora*. (Eds Sano SM, Almeida SP). Distrito Federal. Embrapa.pp 89-166.
- Ribeiro J, Colli GR & Soares AMVM. 2017. The anurofauna of a vanishing savanna: the case of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 29: 1993-2015.
- Ricketts TH. 2001. The Matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158 (1): 87-99.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ & Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- Ricketts TH. 2001. The Matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*. 158: 87-99.
- Robinson D, Hayes A & Couch S. 2021. broom: Convert Statistical Objects into Tidy

- Tibbles. R package version 0.7.5. <https://CRAN.R-project.org/package=broom>
- Rocha EC, Brito D, Silva PM, Silva J, Bernardo PVS & Juen L. 2018. Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal species in the Brazilian Savanna of Goiás State. *Biota Neotropica* 18(3):1-9.
- Rossa-Feres DC & Jim J. 2001. Similaridade no sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18:439–454.
- Ryan MJ. 1988. Constraints and Patterns in the Evolution of Anuran Acoustic Communication. In: *The Evolution of the Amphibian Auditory System* (Eds Frittsch B, Ryan M, Wilczynski W, Walkowiak W). New York, John Wiley and Sons Inc. pp.637-677.
- Sano EE, Rosa R, Brito JLS & Ferreira LG. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring Assessment* 166: 113–124.
- Scherer RD, Muths E & Noon BR. 2012. The importance of local and landscape-scale processes to the occupancy of wetlands by pond-breeding amphibians. *Population Ecology* 54(4): 487-498.
- Shonfield J & Bayne EM. 2017. Autonomous recording units in avian ecological research: current use and future applications. *Avian Conservation and Ecology* 12: 1–13.
- Signorelli L, Bastos RP, De Marco Jr P & With KA. 2016. Landscape context affects site occupancy of pond-breeding anurans across a disturbance gradient in the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology* 31(9): 1997-2012.
- Silva, JF, Farinas MR, Felfili JM & Klink CA. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33:536-548.
- Silva FR & Rossa-Feres DC. 2011. Influence of terrestrial habitat isolation on the

diversity and temporal distribution of anurans in an agricultural landscape. *Journal of Tropical Ecology* 27(3):327-331.

Silva FR, Oliveira TAL, Gibbs JP & Rossa-Feres DC.2012. An experimental assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. *Landscape Ecology* 27: 87-96.

Silva FR, Gonçalves-Souza T, Paterno GB, Provete DB, VAncine MH. 2022.

ANÁLISES ECOLÓGICAS NO R. Clube de Autores. Santa Catarina. 640p.

Silvano D, Azevedo-Ramos C, La Marca E, Coloma LA, Ron S, Langone J, Baldo D & Hardy J. 2010. *Dendropsophus minutus*. IUCN Red List Threat Species. Disponível em <https://www.iucnredlist.org/species/55565/11332552> Acessado em 15/11/2022.

Simberloff D & Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 115-143.

Sinsch U, Lümke K, Rosar K, Schwarz C & Dehling M.2012. Acoustic niche partitioning in an anuran community inhabiting an Afrotropical wetland (Butare, Rwanda). *African Zoology* 47:60-73.

Sisk TD, Haddad N M & Ehrlich PR.1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications* 7 (4):1170–1180.

Smith MA & Green DM. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28:110–128.

Spera SA, Galford GL, Coe MT, Macedo, MN & Mustard JF. 2016. Land use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global Change Biology* 22: 3405–3413.

- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, Iribarrem A, Crouzeilles R, Loyola R, Latawiec AE, Oliveira-Filho FJB, Scaramuzza CAM, Scarano FR, Soares-Filho B & Balmford A. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1.
- Sugai LSM, Silva TSF, Ribeiro Jr JW & LLusia D. 2019. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. *Bioscience* 69: 5-11.
- Swift MJ, Izac AMN & Noordwijk V. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 113–134.
- Telles MPC, Diniz-Filho JAF, Bastos RP, Soares TN, Guimarães LA & Lima LP. 2007. Landscape genetics of *Physalaemus cuvieri* in Brazilian Cerrado: Correspondence between population structure and patterns of human occupation and habitat loss. *Biological Conservation* 139: 37-46.
- Thomé MTC, Martins M & Brasileiro CA. 2021. Higher Diversity in Open Cerrado Supports the Role of Regional Processes in Shaping an Anuran Assemblage in Southeastern Brazil. *South America Journal of Herpetology* 19:1-7.
- Valdujo PH, Silvano DL, Colli G & Martins M. 2012. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a neotropical hotspot. *South American Journal of Herpetology* 7(2):63-78.
- Valdujo PH, Carnaval ACOQ & Graham CH. 2013. Environmental correlates of anuran beta diversity in the Brazilian Cerrado. *Ecography* 36(6):708-717.
- Vasconcelos TS, Silva FR, Santos TG, Prado VHM & Provete DB. 2019. *Biogeographic Patterns of South American Anurans*. Springer, Switzerland. 155p.
- Vaz-Silva W, Maciel NM, Nomura F, Morais AR, Batista VG, Santos DL, Andrade SP, Oliveira AÂB, Brandão RA, Bastos RP. 2020. Guia de identificação das espécies de

- anfíbios (Anura e Gymnophiona) do estado de Goiás e do Distrito Federal, Brasil Central. Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia. Zoologia: guias e manuais de identificação series. 223 p.
- Veech JA. 2006. A probability-based analysis of temporal and spatial co-occurrence in grassland birds. *Journal of Biogeography* 33(12):2145-2153.
- Veech JA. 2013. A probabilistic model for analysing species co-occurrence. *Global Ecology and Biogeography* 22(2): 252-260.
- Veech JA. 2014. The pairwise approach to analysing species co-occurrence. *Journal of Biogeography* 41(6):1029-1035.
- Watling JI & Braga L. 2015. Desiccation resistance explains amphibian distributions in a fragmented tropical forest landscape. *Landscape Ecology* 30: 1449–1459.
- Weideman EA, Slingsby JA, Thomson RL & Coetzee BTW. 2020. Land cover change homogenizes functional and phylogenetic diversity within and among African savanna bird assemblages. *Landscape Ecology* 35:145-157.
- Wells KD. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press, Chicago. 1162 p.
- Westerbergh A & Saura A. 1994. Gene flow and polinator behaviour in *Silence dioca* populations. *Oikos* 71: 215-224.
- Whiles MR, Hall RO, Dodds WK, Verburg P, Huryn AD, Pringle CM, Lips KR, Kilham SS, Colón-Gaud JC, Rugenski AT, Peterson S & Conelly S. 2013. Disease-driven amphibian declines alter ecosystem processes in a tropical stream. *Ecosystems* 16:146–157.
- Whittaker RH. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews Cambridge Philosophical Society* 42:207–264.
- With KA. 2019. *Essentials of Landscape Ecology*. New York, USA: Oxford University

Press. 656p

Zanini F, Pellet J & Schmidt BR. 2009. The transferability of distribution models across regions: an amphibian case study. *Diversity and Distributions* 15:469–480.

Zobel M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: An alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology and Evolution* 12:266–26

Zipkin EF, DiRenzo GV, Ray JM, Rossman S, Lips KR. 2020. Tropical snake diversity collapses after widespread amphibian loss. *Science* 367(6479): 814-816.

Tabela Suplementar 1. Coeficientes de regressão parcial (betas) e respectivos 95% dos intervalos de confiança das variáveis preditoras nos diferentes modelos analisados (2km Antrópico; 2km nativo; 500m Antrópico, 500m Nativo) para espécies de áreas abertas. Valores em negrito representam betas significativos (valores sem asterisco representam relações lineares; enquanto que *= relação polinomial de segunda ordem e **= relação polinomial de terceira ordem).

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Adenomera gr marmorata</i>									
	2km	Antrópico			2,74	-0,81	-0,05	0,17*	-0,01
					1,43; 4,05	-2,48; -0,19	-1,56; 0,75	-0,56; 1,73	-0,62; 0,40
		Nativo	-0,07 *			-0,18	<0,01	<0,01*	0,01
			-0,13; -0,02			-0,32; -0,04	-0,004; 0,002	-0,002; 0,001	-0,17; 0,10
	500 m	Antrópico		-0,06	2,72	0,01*	-0,09	0,34*	-0,01
				-1,72; 1,06	1,23; 4,21	-1,34; 1,61	-1,66; 0,81	-0,43; 2,19	-1,34; 1,61
		Nativo	-0,08*			-0,02*	-0,03	-0,02*	-0,01
			-1,94; 0,94			-1,44; 1,16	-1,60; 1,14	-1,47; 1,18	-0,59; 0,46
<i>Barycholos ternetzi</i>									
	2km	Antrópico		0,14	2,04*	-0,10*	0,02*	-0,21	-0,42
				-0,96; 2,41	0,20; 3,89	-3,19; 1,96	-1,19; 1,73	-3,17; 1,14	-2,32; 0,41
		Nativo	-0,30*			-0,20*	0,01*	-0,17	-0,43
			-3,35; 1,25			-4,52; 2,15	-1,40; 1,61	-3,10; 1,32	-0,98; 0,40
	500 m	Antrópico		0,11*	1,35*	-0,03*	0,01*	0,14	-0,41
				-0,94; 2,31	-0,36; 3,79	-3,49; 2,69	-1,32; 1,67	-3,06; 1,38	-2,34; 0,40
		Nativo	-0,23*			-0,05*	0,01*	0,19	0,37
			-3,29; 1,35			-3,73; 2,66	-1,40; 1,61	-3,10; 1,32	-2,31; 0,44
<i>Boana caiapo</i>									
	2km	Antrópico		0,28**	-5880,97**	-0,09*	0,04	-0,09	-0,05*
				-1,53; 4,69	-830994; 74066	-7,50; 5,79	-2,25; 3,04	-50,2; 3,37	-3,87; 2,82
		Nativo	-0,04**			-0,11*	0,05	-0,11	-0,07*
			-4,17; 3,55			-7,50; 5,79	-2,25; 3,04	-5,02; 3,37	-3,87; 2,82
	500 m	Antrópico		0,16*	-1,42		0,05	-0,21*	-0,07*
				-1,60; 3,59	-129,68; 109,62		-2,25; 3,04	-10,15; 7,00	-3,87; 2,82
		Nativo	-0,04*				0,06	-0,25	-0,08*
			-3,89; 3,34				-2,25; 3,04	-10,15; 7,00	-3,87; 2,82

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Boana goiana</i>	2km	Antrópico					-0,21	-0,26	-5,20
		Nativo					-4,33; 2,25	-5,58; 3,28	-8,15; -2,25
	500 m	Antrópico		-2,50*		-1,48*	-4,33; 2,25	-5,58; 3,28	-8,15; -2,25
				-		-39,08; 21,40	-0,14	-0,17	-5,15
				147,74; 121,09			-4,33; 2,55	-5,58; 3,28	-8,09; -2,22
		Nativo	0,14* -3,02; 4,91			-1,55* -39,08; 21,40	-0,14	-0,17	-5,15 -8,09; -2,21
<i>Boana gr albopunctata</i>	2km	Antrópico		-3,53* -5,09; -1,97	0,17* -0,64; 2,36	0,07 -0,93; 2,02	0,09 -0,86; 2,12	-0,02 -1,77; 1,43	-0,05 -1,59; 0,76
		Nativo	0,03* -1,31; 1,84				0,06 -1,18; 2,06	-0,02 -1,96; 1,63	-0,20 -1,93; 0,43
	500 m	Antrópico		-3,08* -4,76; -1,41	0,08* -0,88; 2,10	-0,25 -2,28; 0,59	0,10* -0,81; 2,20		-0,18; -1,85; 0,55
		Nativo	-0,23* -2,55; 0,93			-1,89 -3,84; 0,06	0,01* -1,40; 1,60	-0,03 -1,97; 1,39	-0,59 -2,17; 0,29
	2km	Antrópico		-0,07* -2,63; 1,56	0,01 -1,37; 1,55	-0,15* -3,56; 1,75	0,12 -0,74; 2,12	0,01 -1,28; 1,48	-1,50 -2,42; -0,59
		Nativo	0,09* -0,90; 1,95			0,16* -3,56; 1,75	0,13 -0,74; 2,12	0,01 -1,28; 1,48	-1,50 -2,42; -0,58
	500 m	Antrópico		0,04 -1,92; 1,32		0,09* -0,99; 2,05	0,10* -0,81; 1,95	0,01 -1,28; 1,48	-1,50 -2,42; -0,59
		Nativo	0,10 -0,86; 1,99			0,09* -0,99; 2,05	0,10* -0,81; 1,95	0,01 -1,28; 1,48	-1,50 -2,42; -0,58
<i>Boana lundii</i>	2km	Antrópico		1,24** -0,25; 3,72	-0,17* -2,82; 1,24	-0,05* -1,96; 0,94	0,04 -1,12; 1,99	-0,04 -1,95; 1,03	-0,03* -1,18; 0,63
		Nativo							
<i>Boana raniceps</i>	2km	Antrópico							
		Nativo							

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Boana raniceps</i>	2Km	Nativo	-0,04* -1,70; 1,03			-0,04* -1,75; 1,18	0,05 -1,20; 1,99	-0,05 -1,95; 1,23	0,04* -1,17; 0,64
	500 m	Antrópico		1,40** 0,07; 3,52	-0,03* -1,71; 1,10	0,31 -0,69; 2,95	0,01* -1,47; 1,69	-0,05 -1,87; 0,99	-0,01* -1,05; 0,83
	500 m	Nativo	-0,46* -2,58; 0,003			0,52* -0,62; 3,13	0,08* -1,51; 2,43	-0,06 -1,80; 1,15	-0,01* -1,06; 0,82
<i>Bokermannohyla pseudopseudis</i>	2km	Antrópico		-0,41* -18,80; 12,89	-0,69 -48,24; 37,64	-195,87* -386,80; -4,94	0,08* -0,49; 1,34	0,16 -0,67; 2,15	-2,25* -3,49; -1,02
		Nativo	0,80 0,85; 10,19			-174,75* -390,32; 18,8	0,09* -0,49; 1,34	0,18 -0,67; 2,15	-2,25* -3,48; -1,01
	500 m	Antrópico		-2,60* -13,94; 4,67		-0,41* -10,79; 6,05	0,28* -0,99; 2,94	0,28* -1,42; 3,56	-2,05 -3,19; -0,91
		Nativo	3,82 0,43; 7,21				0,66* -0,29; 2,52	0,37 -0,76; 2,73	-1,93 -3,00; -0,85
<i>Denropsophus anataliasiasi</i>	2km	Antrópico		0,37 -2,75; 6,70	-3,56 -232,12; 183,50	-0,12* -7,79; 5,79		-0,07* -6,80; 5,49	-0,16* -4,68; 2,31
		Nativo	-0,08* -4,51; 3,48			-0,15 -7,79; 5,79		-0,09 -6,80; 5,49	-0,21* -4,68; 2,31
	500 m	Antrópico		0,11* -1,67; 3,23	-64,98* -8066,25; 7176,56	-0,09* -8,32; 6,83		-0,08* -6,80; 5,49	-0,18* -4,68; 2,31
		Nativo				-0,13* -8,32; 6,83		-0,11* -6,80; 5,49	-0,25* -4,68; 2,31

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Dendropsophus cruzi</i>									
	2km	Antrópico		0,04*	0,03*	-0,02	0,05		-1,00*
		Nativo	-0,08*	-1,35; 1,89	-1,28; 1,74	-1,78; 1,48	-1,19; 1,86		-1,91; -0,09
			-2,02; 1,20			-0,03	0,06		-1,00*
						-1,78; 1,48	-1,19; 1,86		-1,91; -0,09
	500 m	Antrópico		0,03	0,05	-0,02	0,05		-1,00*
		Nativo	-0,08*	-1,39; 1,81	-1,21; 1,88	-1,78; 1,48	-1,91; -0,09		-1,91; -0,09
			-2,02; 1,20			-0,03	0,06		-1,00*
						-1,78; 1,48	-1,19; 1,86		-1,91; -0,09
<i>Dendropsophus elineae</i>									
	2km	Antrópico		0,42*			-0,11*	-0,18*	-7,45*
		Nativo	2,19	-2,18; 6,05			-5,51; 4,26	-11,87; 9,69	11,66; -3,25
			-16,98; 8,75						-7,57*
	500 m	Antrópico		0,27		0,06*	-0,09*	-0,08	-11,89; -3,26
		Nativo	-0,96	-2,09; 5,03		-2,14; 3,05	-5,51; 4,26	-7,15; 6,03	-7,45*
			-10,29; 3,89			0,06*	-0,08*	-0,07	-11,66; -3,25
						-2,14; 3,05	-5,51; 4,26	-7,15; 6,03	7,51*
									-11,77; -3,25
<i>Dendropsophus jimi</i>									
	2km	Antrópico		-0,03	0,04*	0,03*		-0,06*	-0,18*
		Nativo	0,22*	-2,40; 1,91	-1,21; 1,90	-1,42; 1,94		-4,55; 3,41	-1,66; 0,28
			-4,15; 2,34			0,03*		-0,06*	0,27*
						1,42; 1,94		4,55; 3,41	1,67; 0,27
	500 m	Antrópico				-0,03		-0,06;	-0,24*
		Nativo	-0,24*			-2,58; 2,14		-2,84; 2,06	-1,66; 0,28
			-4,30; 2,40			-0,02		-0,04	-0,27*
						-2,58; 2,14		-2,84; 2,06	-1,67; 0,27

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Dendropsophus melanargyreus</i>									
	2km	Antrópico		0,06 -1,09; 1,94	0,01 -1,38; 1,57	0,03 -1,29; 1,69		-0,04 -2,05; 1,46	0,03* -0,76; 1,19
		Nativo	-0,04 -1,79; 1,30		0,03 -1,29; 1,69	-0,04 -2,05; 1,46	0,03* -0,76; 1,19		
	500 m	Antrópico	-0,04 -1,79; 1,30		0,03 -1,29; 1,69	-0,04 -2,05; 1,46	0,03* -0,76; 1,19		
		Nativo	-0,02 -1,61; 1,39		-0,09 -2,62; 1,52	-0,04 -2,05; 1,46	0,03* -0,76; 1,19		
	<i>Dendropsophus minutus</i>								
		2km	Antrópico		-1,32* -2,52; -0,13	-1,35 -2,53; -0,17	-0,03 -1,27; 0,85	0,29* -0,29; 1,64	0,64* -0,09; 1,86
Nativo			1,23* 0,06; 2,41		0,11 -0,93; 1,68	0,33 -0,31; 1,68*	0,96* -0,05; 1,98	-1,16 -1,71; -0,60	
500 m		Antrópico		-0,05* -1,53; 0,90	-1,46* -2,61; -0,30	0,31* -0,35; 1,64	0,52* -0,19; 1,82	0,40* -0,28; 1,73	1,23 -1,80; -0,66
		Nativo	0,93* -0,05; 2,28		1,02* -0,07; 2,11	0,82* -0,06; 2,05	0,71* -0,12; 1,96	-1,20 -1,77; -0,63	
<i>Dendropsophus nanus</i>									
		2km	Antrópico		0,08* -1,12; 2,17	-0,05* -2,20; 1,41	0,02 -1,38; 1,66		-0,11* -3,66; 2,12
	Nativo		-0,02 -1,63; 1,39		0,02 -1,38; 1,66	-0,14* -3,66; 2,12	-0,01 -1,23; 1,09		
	500 m	Antrópico		0,06* -1,14; 2,18	-0,02* -1,79; 1,46	0,42* -1,17; 4,13	-0,19* -3,73; 2,03	-0,01* -1,23; 1,09	

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Dendropsophus nanus</i>	500 m	Nativo	-0,04 -1,90; 1,30			0,48* -1,17; 4,13		-0,22* -3,73; 2,03	-0,01* -1,23; 1,09
<i>Dendropsophus rubicundulus</i>	2km	Antrópico		0,02* -1,43; 1,76	-0,03* -2,29; 1,70		0,07* -1,25; 2,31	-0,02* -2,07; 1,78	-0,18* -1,91; 0,36
		Nativo					0,09* -1,25; 2,31	-0,02* -2,07; 1,78	-0,23* -1,91; 0,36
	500 m	Antrópico		0,05* -1,16; 1,97	0,04* -1,18; 1,96	0,13* -1,32; 3,21	0,07* -1,27; 2,37	-0,01 -1,75; 1,58	-0,05* -1,56; 0,75
		Nativo	-0,06* 2,37; 1,44			0,15* -1,32; 3,21	0,08* -1,27; 2,37	-0,01 -1,75; 1,58	0,06* -1,56; 0,75
<i>Elachistocleis spp</i>	2km	Antrópico		0,24* -0,78; 2,75	-0,01* -1,80; 1,60		0,03 -1,37; 1,75		-0,03* -1,28; 0,83
		Nativo	-0,27* -3,83; 1,64				0,03 -1,37; 1,75		-0,04* -1,28; 0,83
	500 m	Antrópico		0,12* -0,98; 2,25		-0,04 -2,09; 1,60	0,03 -1,37; 1,75		-0,03* -1,28; 0,83
		Nativo	-0,21* -3,66; 1,61			-0,03 -2,09; 1,60	0,03 -1,37; 1,75		-0,03* -1,28; 0,83
<i>Leptodactylus furnarius</i>	2km	Antrópico		0,03* -1,63; 2,06	0,05 -1,31; 2,07			-0,02 -2,25; 1,99	-0,13 -1,22; 0,27
		Nativo	-0,58* -7,91; 4,28					-0,01 -2,25; 1,99	-0,20 -1,23; 0,26

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura	
<i>Leptodactylus fuscus</i>	500 m	Antrópico		0,02*	0,01*	-0,10		-0,03*	-0,12*	
				-1,65; 2,03	-1,69; 1,90	-4,05; 2,42		-3,23; 2,72	-1,22; 0,26	
		Nativo	-0,51*			-0,30		-0,02*	-0,15*	
			-6,20; 3,10			-5,62; 2,68		-3,23; 2,72	-1,22; 0,26	
	2km	Antrópico		2,55*	0,61	0,06	0,06	-0,13	-1,43*	
				0,57; 4,54	-0,86; 3,38	-1,57; 2,32	-1,28; 1,95	-2,14; 0,94	-2,17; -0,68	
		Nativo	-0,63*			0,06*	0,05	-0,10	-1,40*	
			-3,00; 0,57			-1,34; 2,35	-1,16; 2,07	-2,03; 1,14	-2,15; -0,66	
	500 m	Antrópico		2,85*	2,14*	-1,04	-0,04	-0,13	-1,07*	
				1,22; 4,48	0,46; 3,81	-3,06; 0,30	-1,70; 1,14	-2,06; 0,83	-1,71; -0,43	
		Nativo	-2,86*			-2,21		-0,31	-1,10*	
		-4,47; -1,25			-4,22; -0,20		-2,63; 0,99	-1,74; -0,46		
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	2km	Antrópico		0,03*	0,04*	0,01	0,26*		0,10*	
				-1,05; 1,58	-1,05; 1,75	-1,21; 1,35	-0,71; 2,55		-0,36; 1,09	
		Nativo	-0,26*			0,01	0,39*		0,09*	
			-2,86; 0,95			-1,21; 1,35	-0,65; 2,64		-0,36; 1,09	
	500 m	Antrópico		0,09*	0,36*	-0,01*	0,28*		0,10*	
				-0,93; 2,15	-0,78; 2,77	-1,53; 1,33	-0,67; 2,54		-0,36; 1,09	
		Nativo	-1,09*			-0,10*	0,40*		0,10*	
			-4,24; 0,97			-3,14; 1,80	-0,51; 2,46		-0,36; 1,08	
	<i>Leptodactylus podicipinus</i>	2km	Antrópico		0,08*		-0,03*	0,01*	-0,06	-0,09*
					-1,19; 2,40		-2,38; 1,90	-1,51; 1,73	-2,71; 1,70	1,31; 0,38
			Nativo	-0,08			-0,03*	0,01*	-0,06	-0,09*
			-2,79; 1,57			-2,38; 1,90	-1,51; 1,73	-2,71; 1,70	-1,31; 0,38	

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Leptodactylus pustulatus</i>	500 m	Antrópico		0,01*	0,04	-0,02	0,01*	-0,06	-0,08*
				-1,67; 1,86	-1,24; 2,00	-2,28; 1,84	-1,51; 1,73	-2,71; 1,70	-1,31; 0,38
		Nativo	-0,04*			-0,03	0,01*	-0,06	-0,09*
			-2,42; 1,73			-2,28; 1,84	-1,51; 1,73	-2,71; 1,70	-1,31; 0,38
	2km	Antrópico		0,42*				-0,16	-3,54*
				-2,01; 5,07				-5,31; 3,71	-5,82; -1,26
		Nativo	-0,25*					-0,17	-3,53*
			-5,08; 2,99					-5,31; 3,71	-5,81; -1,25
	500 m	Antrópico		0,11	-0,06*	0,03*		-0,12	-3,52*
				-2,49; 3,90	-8,39; 7,55	-2,01; 2,44		-5,31; 3,71	-5,78; -1,25
<i>Leptodactylus sertanejo</i>		Nativo	-0,09*			0,04*		-0,15	-3,52*
			-3,75; 2,71			-2,01; 2,44		-5,31; 3,71	-5,79; -1,25
	2km	Antrópico		0,12*	-12,85		0,12*	-0,04*	-1,20*
				-1,22; 2,67	-686,83; 554,61		-1,22; 2,66	-3,86; 3,19	-2,13; -0,26
	2km	Nativo	0,03*				0,15*	-0,06*	-1,19*
			-1,85; 2,17				-1,22; 2,66	-3,86; 3,19	-2,13; -0,26
	500 m	Antrópico		0,05	-0,93		0,12*	-0,05*	-1,19*
				-1,77; 2,51	-43,15; 32,67		-1,22; 2,66	-3,86; 3,19	-2,13; -0,26
		Nativo					0,18	-0,07	-1,19*
							-1,22; 2,66	-3,86; 3,19	-2,13; -0,26
<i>Physalaemus centralis</i>	2km	Antrópico		0,90*		-0,05*	-0,06	-0,25	-0,01*
				-0,84 3,93		-3,09; 1,96	-2,79; 1,57	-3,47; 1,48	-1,19; 1,06
		Nativo	-0,04*			-0,03	0,02	-0,13	
			-2,02; 1,51			-1,89; 1,50	-1,47; 1,70	-2,92; 1,47	
	500 m	Antrópico		0,18*	-0,03*	-0,02	0,01	-0,11	
				-0,86; 2,68	-2,25; 1,71	-2,06; 1,69	-1,47; 1,70	-2,92; 1,47	

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Pseudis tocantins</i>									
	2km	Antrópico		0,02*	-4,47*	-0,02*	-0,07*	-0,17*	0,05
				-2,33; 2,71	-389,16; 322,69	-3,51; 3,12	-5,51; 4,31	-8,45; 5,56	-0,54; 1,26
		Nativo	0,05*			-0,02*	-0,08*	-0,19*	0,06
			-1,92; 2,77			-3,51; 3,12	-5,51; 4,31	-8,45; 5,56	-0,54; 1,26
	500 m	Antrópico		-0,04*	-1,02		-0,07*	-0,19*	0,05*
				-3,51; 2,91	-72,58; 58,64		-5,51;4,31	-8,45; 5,56	-0,54; 1,13
		Nativo	0,07*			-0,09*	-0,22*	0,05*	
			-1,87; 4,31			-5,51; 4,31	-8,45; 5,56	-0,54; 1,13	
<i>Pseudopaludicola cf ternetzi</i>									
	2km	Antrópico				0,04*	-0,08*	0,02	1,07*
						-1,67; 2,11	-3,78; 2,84	-2,00; 2,25	0,61; 1,53
		Nativo	-0,44			0,03*	-0,06*	0,02	1,07*
			-6,22; 2,55			-1,67; 2,11	-3,78; 2,84	-2,00; 2,25	0,61; 1,53
	500 m	Antrópico			0,11*	0,03*	-0,07*	0,02	1,07*
					-1,03; 2,23	-1,46; 1,84	-3,78; 2,84	-2,00; 2,25	0,61; 1,53
		Nativo	-0,45*			0,03*	-0,07*	0,02	1,07*
			-8,54; 4,44			-1,46; 1,84	-3,78; 2,84	-2,00; 2,25	0,61; 1,53
<i>Pseudopaludicola mystacalis</i>									
	2km	Antrópico		1,73*	0,02*	-0,91	0,02*	-0,02	0,07*
				0,06; 3,86	-1,31; 1,72	-3,80; 0,69	-1,08; 1,60	-1,86; 1,44	-0,29; ,86
		Nativo	-0,03*			-0,08	0,04*	-0,02	0,06*
			-1,87; 1,42			-2,45; 1,29	-1,10; 1,67	-1,81; 1,49	-0,27; 0,88
	500 m	Antrópico		0,45*	-0,04*	-0,18	0,02*	-0,01*	0,07*
				-0,73; 3,19	-2,60; 1,72	-3,39; 1,53	-1,10; 1,67	-2,18; 1,81	-0,27; 0,88
		Nativo	-0,04*			-0,04	0,04*	-0,02*	0,06*
			-2,02; 1,37			-2,26; 1,54	-1,10; 1,67	-2,18; 1,81	-0,27; 0,88

Espécie			Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Rhinella diptycha</i>									
	2km	Antrópico			1,17*			-0,22	-1,91*
		Nativo	-4,31*		-0,26; 3,65		-4,19; 2,17	-3,47; -0,35	
	500 m		-29,57; 14,91			-0,21*	-0,31	-1,95*	
		Antrópico		0,02*	1,36*	-4,47; 1,96	-4,63; 2,34	-3,51; -0,38	
		Nativo	-0,84*	-2,54; 2,94	-0,25; 3,64	0,05	-0,13	-1,94*	
			-13,33; 6,75		-1,32; 2,19	-3,19; 2,49	-4,37; 2,44	-3,50; -0,37	
<i>Scinax constrictus</i>	2km	Antrópico		0,02*	0,03	0,02	-0,18*	-3,37*	
		Nativo	-0,23	-0,86; 3,56	-1,67; 2,16	-1,66; 2,02	-6,29; 3,79	-5,11; -1,63	
	500 m		-3,17; 1,22			0,03	-0,22*	-3,37*	
		Antrópico		0,07*	0,15	-1,66; 2,02	-6,24; 3,79	-5,11; -1,63	
		Nativo	-0,20	-1,72; 2,51	-1,10; 2,52		-0,23*	-3,35*	
			-3,02; 1,45			-6,29; 3,79	-5,09; -1,61		
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	2km	Antrópico		0,02*	-0,25	-0,01	0,01	-0,09*	-0,90*
		Nativo	0,01	-0,92; 1,35	-2,01; 0,44	-1,27; 1,01	-1,01; 1,24	-1,48; 0,68	-1,40; -0,40
	500 m		-1,02; 1,23			-0,02	0,02	-0,07	-0,90*
		Antrópico		-0,05*	-0,10	-1,27; 1,01	-1,01; 1,24	-1,45; 0,71	-1,40; -0,40
		Nativo	0,04	-1,49; 0,80	-1,77; 0,63	-0,05	0,01	-0,05*	-0,90*
			-0,88; 1,37			-1,55; 0,85	-1,01; 1,24	-1,45; 0,71	-1,40; -0,40
<i>Scinax gr ruber</i>	2km	Antrópico		0,01	0,01*	0,06	0,04	-0,04*	-0,07*
			-1,28; 1,57	-1,35; 1,60	-1,20; 2,15	-1,29; 1,94	-1,90; 1,26	-1,12; 0,31	

Espécie		Porcentagem Nativa	Pecuária	Agricultura	Número de Patches	Distância C	Distância N	Temperatura
<i>Scinax gr ruber</i>	500 m	Nativo	-0,02		0,06	0,04	-0,04*	-0,08*
			-1,52; 1,25		-1,20; 2,15	-1,29; 1,94	-1,90; 1,26	-1,12; 0,31
		Antrópico	0,01		-0,15*	0,04	-0,04*	-0,08*
			-1,32; 1,57		-3,56; 1,27	-1,29; 1,94	-1,90; 1,26	-1,12; 0,31
		Nativo	-0,02		-0,15*	0,04	-0,04*	-0,08*
			-1,56; 1,26		-3,56; 1,27	-1,29; 1,94	-1,90; 1,26	-1,12; 0,31

Espécie			Porcentagem Nativa	Agricultura	Pecuária	Número de Patches	Área do Fragmento	Altura Serrapilheira	Densidade de Árvores	Distância de corpos d'água	Temperatura
<i>Boana lundii</i>	500 m	Antrópico		-0,05*			-0,05*	-0,10*	-0,03*		-1,12*
		Nativo		-2,50; 1,86			-3,31; 2,59	-2,74; 1,58	-2,47; 2,04		-2,22; -0,01
<i>Dendropsophus cruzi</i>	2km	Antrópico		-2,98*	5,58		-0,06*	-0,11*	-0,04*		-1,11*
				-59,26; 32,34	-10,17; 35,60		-3,31; 2,59	-2,74; 1,58	-2,47; 2,04		-2,22; -0,01
		Nativo				0,06		1,62*		-0,63*	
						-4,66; 5,53		-3,95; 14,29		-536,4; 521,30	
	500 m	Antrópico		-0,98	0,24		0,11	0,10*	-0,13	-1,15*	
		Nativo	-0,06 -5,04; 4,03	-76,77; 62,72	-3,32; 6,46		-2,30; 4,00	-2,77; 4,04	-5,78; 4,15	-536,24; 521,30	
<i>Dendropsophus minutus</i>	2km	Antrópico		-0,31*	0,21*	0,14*	0,09	-0,07*	0,05*		-3,01*
		Nativo	-3,55* -23,77; 7,45	-5,73; 2,01	-1,17; 3,85	-1,92; 4,29	-1,69; 3,37	-2,99; 1,70	-2,06; 3,02		-5,04; -0,97
						0,22*	1,89	-0,16*	0,04*		-2,99*
						-1,82; 4,11	-2,44; 11,26	-4,68; 2,68	-2,06; 3,02		-5,02; -0,95
	500 m	Antrópico		-0,17*	0,13*		0,10*	-0,07	0,05*		-3,00*
		Nativo	-0,06* -3,34; 2,35	-4,69; 2,21	-1,45; 3,42		-1,69; 3,37	-2,99; 1,70	-2,06; 3,02		-5,03; -0,97
<i>Leptodactylus fuscus</i>	2km	Antrópico		-0,11*	0,16	1,26*	0,05*	-0,15*	0,03*		-1,07*
				-3,22; 1,20	-1,16; 3,05	-0,29; 3,81	-1,46; 2,69	-3,34; 1,50	-1,74; 2,44		-2,48; 0,18
		Nativo				1,28*	0,07*	-0,21*	0,04*		-1,04*
						-0,29; 3,90	-1,46; 2,69	-3,34; 1,50	-1,74; 2,44		-2,49; 0,18

Espécie			Porcentage m Nativa	Agricultura	Pecuária	Número de Patches	Área do Fragmento	Altura Serrapilheira	Densidad e de Árvores	Distância de corpos d'água	Temperatura
<i>Leptodactylus fuscus</i>	500 m	Antrópico		-0,12* -3,22; 1,69	0,19* -1,25; 2,90	0,78* -0,44; 3,57	-0,02* -2,73; 2,21	-0,36* -4,04; 1,42			-1,18* -2,52; 0,16
		Nativo	-0,13* -2,96; 1,60			0,71* -0,48; 3,61	-0,02* -2,73; 2,21	-0,34* -3,99; 1,52			-1,17* -2,51; 0,16
<i>Physalaemus cuvieri</i>	2km	Antrópico		-0,44* -9,55; 3,90	0,30* -1,78; 5,50	0,18* -3,45; 6,48	0,18* -2,05; 4,88	-0,25* -4,92; 1,85			-4,56* -8,25; -0,87
		Nativo	-0,10* -6,08; 4,61			0,23* -3,45; 6,48	0,22* -2,05; 4,88	-0,32* -4,92; 1,85			-4,57* -8,29; -0,84
	500 m	Antrópico		-1,10 -40,82; 28,45	0,23* -1,96; 5,25	0,07 -2,68; 3,90	0,18* -2,05; 4,88	-0,26* -4,92; 1,85			-4,55* -8,24; -0,86
		Nativo				0,10 -2,68; 3,90	0,26* -2,05; 4,88	-0,38* -4,92; 1,85			-4,57* -8,29; -0,84
<i>Physalaemus nattereri</i>	2km	Antrópico		1,78* -1,61; 7,71	4,50 -0,06; 9,05	0,02 -1,98; 2,50		-0,09 -3,22; 2,17	0,32 -1,30; 3,83	-0,06* -4,99; 3,63	-5,64 -9,62; -1,66
		Nativo	-0,99* -13,07; 5,56			0,10 -2,03; 3,97	0,63* -2,68; 7,84	-0,07 -3,23; 1,79	0,18 -1,41; 4,20		-4,99 -8,62; -1,37
	500 m	Antrópico			1,31 -0,49; 4,81	1,25* -0,46; 4,65	0,18* -1,35; 3,63	-0,04 -2,73; 1,68	0,23 -1,66; 3,78		-5,33* -9,15; -1,51
		Nativo	-0,04 -3,26; 2,22			0,73* -0,73; 4,69	0,26 -1,39; 3,96	-0,06 -3,23; 1,79	0,24 -1,56; 4,00	-0,07* -5,64; 3,93	-4,97* -8,54; -1,41
<i>Rhinella diptycha</i>	2km	Antrópico		0,70* -0,62; 4,21	-0,09* -4,04; 2,47	-0,02* -2,64; 2,21		-0,04* -2,37; 1,63		-0,15* -4,28; 2,07	-2,49* -4,63; -0,36
		Nativo	-0,17* -3,90; 2,17			-0,04* -2,64; 2,21		-0,06* -2,37; 1,63			-2,53* -4,69; -0,37
	500 m	Antrópico		0,42* -0,77; 3,40	-0,05* -3,13; 2,18	-0,43 -5,95; 2,74		-0,04* -2,37; 1,63			-2,49* -4,63; -0,36
		Nativo	-0,03* -2,29; 1,89			-0,26 -5,86; 2,98	0,14 -1,25; 2,85	-0,05* -2,37; 1,63			-2,52* -4,67; -0,37