



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM**

**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PPGZOO**

**Sapos na metrópole: como os anuros diurnos respondem às mudanças da paisagem causadas pela urbanização na Região Metropolitana de Manaus**

**Paulo Mateus Cruz Santos**

**Manaus, Amazonas**

**Fevereiro/2023**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PPGZOO**

**Sapos na metrópole: como os anuros diurnos respondem às mudanças da paisagem causadas pela urbanização na Região Metropolitana de Manaus**

**Discente: Paulo Mateus Cruz Santos**

**Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cintia Cornelius Frische**

**Co-orientador: Prof. Dr. Igor Luis Kaefer**

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

**Manaus, Amazonas**

**Fevereiro/2023**

## Ficha Catalográfica

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

Santos, Paulo Mateus Cruz  
S237s Sapos na metrópole : como os anuros diurnos respondem às mudanças da paisagem causadas pela urbanização na Região Metropolitana de Manaus / Paulo Mateus Cruz Santos . 2023  
41 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Cintia Cornelius Frische  
Coorientador: Igor Luis Kaefer  
Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Anfíbios. 2. Ecologia urbana. 3. Bioacústica. 4. Métricas de paisagem. 5. Cobertura florestal. I. Frische, Cintia Cornelius. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

**PAULO MATEUS CRUZ SANTOS**

**Sapos na metrópole: como os anuros diurnos respondem às mudanças da paisagem causadas pela urbanização na Região Metropolitana de Manaus**

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

Aprovada em: 06/03/2023

**BANCA EXAMINADORA**

---

Dra. Cintia Cornelius Frische (Orientadora)  
Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

---

Dr. Miquéias Ferrão da Silva Junior  
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

---

Dr. Anderson Saldanha Bueno  
Instituto Federal Farroupilha (IFFar)

## AGRADECIMENTOS

Começo enfatizando que a ordem aqui proposta não reflete o tamanho da contribuição de cada um nesta jornada. Cada um de vocês foi de grande importância para a realização deste sonho e saibam que meu coração guardará para sempre o sorriso de vocês e toda a alegria que compartilhamos.

Bom, eu agradeço:

Em primeiro lugar, a todos os professores da minha graduação, em especial ao Amaurício Brandão, por cativar em mim o amor pela Zoologia e por sempre incentivar minhas loucuras e minha fome pelo mundo. Saiba que sempre carrego em meu coração seus ensinamentos e serei eternamente grato por tudo o que compartilhou comigo. Você e toda a equipe do IFCE - Campus Acaraú foram os alicerces deste sonho e a vocês eu devo meu “muito obrigado”.

À Fran (Franciele Xingú) e ao eterno Menin (Marcelo Menin) não só por terem me apresentado ao PPGZool, como também pelo acolhimento quando cheguei em Manaus. Obrigado por terem me tranquilizado nos primeiros meses e por terem se feito presentes nesta nova jornada. Sem vocês para me mostrar este caminho, esta conquista não seria possível.

À Juliana Maria e a Roseli Albuquerque, por estender a mão ao meu sonho de fazer um mestrado e terem sido peças tão importantes no início desta empreitada. Vocês acreditaram nesse sonho antes que me desse conta de que ele era possível e me encheram de vários outros após isso. Obrigado imensamente por tudo.

À Cintia Cornelius e ao Igor Kaefer, não só pelas orientações ao longo deste trabalho, mas pela gama de aprendizagens e experiências que compartilhamos. Lembro que quis trabalhar com o Kaefer ainda na seleção do mestrado e lembro de, ainda muito acuado, entrar em sua sala para nossa primeira conversa. Obrigado por toda a ajuda em me situar no Programa, saiba que foi fundamental. Lembro também que, quando Kaefer me apresentou à Cintia eu fiquei encantado pela elegância que ela exala no andar e pela simpatia. O que eu também gostei (e acredito que ela ainda não saiba) é que o seu sobrenome, Cíntia, é muito parecido com o nome da minha autora favorita, o que me fez acreditar que era uma coisa do universo, energia, essas coisas... A vocês dois, agradeço profundamente por segurarem minha mão ao longo do percurso e por acreditarem no meu trabalho e neste sonho.

À Karina Bruce e Lívia Santos, pelas tardes de conversas e pelas noites de risada, pelas partidas de uno na varanda, pelos perrengues pós aniversário da Lívia, pelas refeições compartilhadas, por me ensinarem a fazer a melhor maionese do mundo, por me apresentarem

Manaus, pelas noites de filé com fritas e milk shake, mas, acima de tudo, por me acolherem como família. Saibam que vocês sempre serão parte do meu lar e que um pedaço do meu coração sempre vai estar com vocês. Amo muito cada jeito e risada de cada uma e serei sempre sua Mateíinha.

À tríade profana, Igor Fernandes, Esteban Koch e Alexander Mônico, por serem um bolo no fim da tarde, um espaço não seguro, mas ótimo para desabafo, por serem um cola tabús, pelas altas risadas e conversas depois das 22:00h, por me acolherem na família de vocês quando cheguei, e acima de tudo, obrigado Esteban por identificar aquela janela. Sem isso, os anos em Manaus teriam sido enlouquecedores. Vocês são pessoas incríveis, cada um do seu jeito e agradeço por tudo que compartilharam comigo ao longo desses anos.

À toda a turma de mestrado, em especial à Patrícia Barbosa, Flávio Costa, Lara de Jesus, Ítalo Renan e a Izabela Sabrina, pelos surtos coletivos, pelas histórias compartilhadas no grupo, pelas visitas e saídas ao shopping, pelas partidas de LoL e, sobretudo, por serem uma rede de apoio. Nosso caminho não foi fácil, mas a caminhada com vocês sem dúvida foi mais tranquila.

Às MAIORES DO MUNDO, Glenda Bernardino (A lenda) e Vanessa Mesquita (Mariposita), por terem feito dos campos uma experiência inesquecível e arrebatadora. Obrigado, Glenda, por ser uma fábrica de memes, por ser uma das pessoas mais doces e fofas que conheci na vida e por ser tanto carinho e amor em uma pessoa só. Te amo muito, amiga e nem 1.000.000 de linhas seriam capazes de descrever o quanto você me faz bem e o quanto tu és luz pra mim. Obrigado, Vanessa, por ser tão perfeita em tudo, por ser uma cobrinha no *timing* perfeito, pela voz mais sexy do mundo e por me acolher tanto em toda essa loucura que era nosso mundo. Eu sempre vou levar todo o carinho que me deu no meu coração e sempre carrego o teu abraço quentinho no peito. Vocês estão entre as melhores pessoas que eu conheci na vida e eu serei eternamente grato por cada momento que compartilhamos.

Ao Renato Salomão, por ouvir minhas crises, por acolher minhas angústias, por ser o mais louco de nós e por sempre estar ao meu lado quando tudo desabava. Obrigado por todo o acolhimento e por apagar todos os meus choros. Obrigado pelos abraços apertados e por toda a luz que compartilhou comigo. Eu sei que tu vai brilhar longe e espero que voe tão alto quanto seus sonhos.

Ao Lucas Silva, por aparecer no finalzinho dessa loucura, mas por encher tudo de alegria. Obrigado por ouvir meus anseios e por xingar os outros junto comigo quando estava irritada. Obrigado pelas risadas, as loucuras que compartilhamos e às horas de *call* em assuntos mais aleatórios que todos nós. Obrigado por tornar tudo tão mais especial. Te amo, amigo.

Ao Laboratório de Biologia da Conservação, por todo o apoio e aprendizagem que compartilhamos. Em especial, agradeço ao Lucas Carvalho e a Milla Rayssa não só pelo suporte em campo, mas pelas conversas e fofocas ao longo dessa jornada. Obrigado por todo o conhecimento que compartilharam comigo e por todas as risadas juntos. A vocês, desejo todo o sucesso do mundo.

Ao Diego Vale, por ter entrado na minha vida de supetão e ter enchido ela de risadas aleatórias e sucos. Obrigado por tornar minha vida mais *fitness* e alegre e por ser a gay mais louca que conheci na vida. Sinto muitas saudades, vizinha, e aguardo seu convite para nos vermos na Europa.

Ao PPGZool, à UFAM e à FAPEAM, por toda a estrutura, apoio e suporte à execução deste trabalho. Obrigado por financiarem este sonho e por possibilitarem minha estadia em Manaus durante a execução deste estudo. Sem isso, nada disso seria possível.

Aos meus amigos, em especial Daiane Lopes, Cássia Silva, Antônia Rocha, Breno Carmo, Davi Lima, Beatriz Araújo, Jamile Ezaú e Larissa Fonteles, por todo o apoio e humor até aqui. Vocês me dão força desde a faculdade e tornam os meus dias mais felizes. Eu nunca conseguirei descrever o quão feliz eu sou por ter cada um de vocês na minha vida e espero que possamos sempre nos encontrar ao longo deste caminho. EU AMO VOCÊS!

À minha família, em especial, Elizângela Cruz e Davi Cruz. Obrigado por tudo o que me ensinaram e por sempre acreditar nas minhas capacidades. Obrigado, mãe, por ter dado seu máximo para que isso tudo fosse possível e obrigado irmão por estar ao meu lado e me ajudar sempre que preciso. Vocês são a base de tudo o que sou hoje e em cada jeito meu tem um pouco de vocês. Obrigado por amarem essa metamorfose ambulante que sou e saibam que eu sempre amarei vocês.

Por fim, e não menos importante, obrigado Francisco Vasconcelos por tudo. Não tenho como citar uma ou dez coisas ao qual sou grato, porque, desde que entrou na minha vida, ela deu tantas voltas e se agregou de tanto significado que só posso agradecer por tudo. Eu te agradeço por sempre estar do meu lado e por sempre acreditar em mim. Por me mostrar que a vida é mais e por me empurrar rumo ao futuro. A vida é imensamente melhor com você ao meu lado e nunca conseguirei te agradecer o suficiente por tudo o que me proporciona. Você foi a luz mais brilhante que eu cheguei a conhecer e obrigado por me permitir brilhar ao teu lado. Eu te amo como um mar calmo em fim de tarde, profundo, quente e imenso.

*“O que aconteceria se o caminho que não escondeu surpresas  
Durante tantos anos decidisse não  
Nos levar para casa, mas andar em zigue zague  
Como o rabo de uma pipa, tão simples  
E sem cerimônias! Se a sua pele de alcatrão  
Fosse apenas uma longa bola de tecido  
Que se desenrola e se adapta à forma  
Do que está enterrado sob ele?  
Se ele mesmo se propusesse novos caminhos  
Por cantos desconhecidos, pelas montanhas,  
Que depois se escalam ao azar;  
Quem não desejaria ir para lá, de qualquer jeito?  
Quem não gostaria de saber como termina uma história  
Ou para onde se dirige afinal um caminho?”*

**Sheenagh Pugh - What if this road**



## RESUMO

A urbanização é um dos principais causadores da perda e redução da biodiversidade global. As alterações na paisagem e a fragmentação da vegetação nativa em função das atividades humanas em áreas urbanas destrói habitats e microhabitats utilizados pelas espécies nativas e gera impactos negativos no equilíbrio e manutenção dos ecossistemas e ambientes naturais. Os anfíbios anuros estão entre os grupos mais afetados devido à estreita relação entre seus processos reprodutivos e ambientes aquáticos e úmidos altamente afetados em processos de urbanização. Em nosso estudo avaliamos as respostas da comunidade de anuros diurnos às mudanças na paisagem causadas pelo processo de urbanização na Região Metropolitana de Manaus, e verificamos qual escala melhor explica os efeitos destas mudanças sobre a assembleia e quais métricas da paisagem e variáveis ambientais locais exercem maior influência sobre a riqueza e composição da comunidade de anuros. Coletamos variáveis locais e métricas de paisagem em 41 sítios, distribuídos em seis cidades localizadas na Região Metropolitana de Manaus. Nestes sítios realizamos coletas de áudio utilizando gravadores autônomos para aferir a riqueza de anuros diurnos e analisar os efeitos das variáveis ambientais locais e da paisagem circundante sobre a comunidade. Utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) para avaliar a influência das variáveis preditoras sobre a riqueza de anuros e escalonamento multidimensional não-métrico para comparar a composição de espécies (presença e ausência) entre os sítios amostrais. Verificamos que as métricas de paisagem em escalas menores responderam melhor à distribuição dos dados. Tanto as variáveis ambientais locais quanto as métricas de paisagem explicaram as variações na riqueza entre os sítios amostrais. Embora não esperado, a cobertura florestal apresentou influência negativa na riqueza de anuros, indicando que as áreas mais urbanizadas e com menor cobertura florestal também contribuem para a diversidade de anuros diurnos nas cidades. Observamos sobreposição entre a composição das comunidades de sítios mais conservados e sítios mais antropizados. As comunidades de anuros de sítios de menor cobertura florestal comportam tanto as espécies resilientes à urbanização como algumas mais sensíveis, o que explicaria a semelhança entre sítios. É necessário o desenvolvimento de mais estudos em paisagens urbanizadas na Amazônia a fim de melhor compreender a resposta dos anuros a outras métricas locais e de paisagem, mas ressaltamos aqui a importância da qualidade dos fragmentos florestais urbanos para a manutenção da biodiversidade.

Palavras-chave: Anfíbios, ecologia urbana, bioacústica, métricas de paisagem, cobertura florestal.

## **ABSTRACT**

Urbanization is one of the main causes of the loss and reduction of global biodiversity. Changes in landscape cover and fragmentation of native vegetation due to human activities in urban areas destroy habitats and microhabitats used by native species and generate negative impacts on the balance and maintenance of ecosystems and natural environments. Amphibian anurans are among the most affected groups due to the close relationship between their reproductive processes and aquatic and humid environments, highly affected by urbanization processes. In our study, we evaluated the responses of the diurnal anuran community to changes in the landscape caused by the urbanization process in the Metropolitan Region of Manaus. We first assessed which scale best explains the effects of landscape metrics on the assemblage and then determined which landscape metrics and local environmental variables exert greater influence on anuran community richness and composition. We collected local variables and landscape metrics in 41 sites, distributed in six cities located in the Metropolitan Region of Manaus. At these sites, we performed audio recordings using autonomous recorders to assess the richness of diurnal anurans and analyzed the effects of local environmental variables and the characteristics of the surrounding landscape on the richness of diurnal anuran assemblages. We used generalized linear models (GLM) to assess the influence of predictor variables on anuran richness and non-metric multidimensional scaling to compare species composition (presence and absence) across sample sites. We found that landscape metrics at smaller scales responded better to data distribution. Both local environmental variables and landscape metrics explained variations in richness across sample sites. Although not expected, forest cover had a negative influence on frog richness, indicating that more urbanized areas with less forest cover also contribute to the diversity of diurnal frogs in cities. We observed an overlap between the composition of assemblages from more conserved sites and more anthropized sites. Possibly the anuran assemblages of sites with reduced forest cover include both sensitive and resilient species to urbanization, which would explain the similarity with sites with less forest cover. It is necessary to develop more studies in urbanized landscapes in the Amazon in order to better understand the response of frogs to other local and landscape metrics, but we emphasize here the importance of the quality of urban forest fragments for the maintenance of biodiversity.

**Keywords:** Amphibian, urban ecology, bioacoustics, landscape metrics, forest cover.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	12
2.1 Área de estudo.....	12
2.2 Delineamento amostral .....	13
2.3 Métricas de paisagem e variáveis ambientais locais.....	16
2.4 Coleta de dados de anuros.....	17
2.5 Análises estatísticas .....	18
<b>3. RESULTADOS</b> .....	23
3.1 Riqueza .....	23
3.2 Relação entre as variáveis de paisagem e locais com a riqueza de espécies .....	25
3.3 Composição de espécies de anuros diurnos e similaridade entre os sítios .....	28
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	30
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	33
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	35

## 1. INTRODUÇÃO

O processo de urbanização é apontado como um dos principais causadores da perda e redução da biodiversidade global (Güneralp *et al.*, 2013; Mazor *et al.*, 2018). As alterações nos elementos da paisagem e a substituição ou fragmentação da vegetação nativa em função das atividades humanas e concentração antrópica em uma área acaba por destruir habitats e microhabitats utilizados pelas espécies nativas (Hanski *et al.*, 2005; Fahrig *et al.*, 2007; Haddad *et al.*, 2015). Estas mudanças geram impactos negativos sobre a biodiversidade e manutenção do funcionamento dos ecossistemas e ambientes naturais (Grimm *et al.*, 2008, Benilde *et al.*, 2015). Os anfíbios se encontram dentre os grupos faunísticos mais afetados pela urbanização devido a sua estreita relação com ambientes úmidos e corpos hídricos que geralmente são degradados durante os processos de desenvolvimento urbano (Becker *et al.*, 2007; Becker *et al.*, 2010). Por este motivo a urbanização e suas mudanças na paisagem são citadas dentre as principais causas do declínio da biodiversidade global de anfíbios nos últimos anos (Wake e Vredenburg, 2008; Güneralp *et al.*, 2013; Heatwole e Rowley, 2018; IUCN, 2023). Devido a essa relativa sensibilidade do grupo e associando-a à ampla distribuição de muitas espécies, baixa capacidade de dispersão, e suas várias conexões dentro da teia trófica, o estudo das comunidades de anfíbios tornou-se uma eficiente ferramenta para a compreensão dos efeitos da urbanização sobre os ecossistemas. O monitoramento dessas comunidades pode atuar como um sistema de alerta precoce de deterioração da qualidade ambiental (Haddad *et al.*, 2008; Cortés-Gomes *et al.*, 2015; Heatwole e Rowley, 2018).

O Brasil é o país com maior riqueza de anuros, com cerca de 1.144 espécies catalogadas (Segalla *et al.*, 2021) e diversas áreas de interesse para o estudo e conservação de anfíbios já foram identificadas na Amazônia Brasileira (Azevedo-Ramos e Galatti, 2001; Brasil, 2002). A região amazônica é conhecida mundialmente por ser um ambiente rico em biodiversidade e endemismo (Verdade *et al.*, 2012; Leivas *et al.*, 2015) e vem sofrendo consideravelmente com crescentes pressões antrópicas como desmatamento (Coelho *et al.*, 2018), manejo de áreas agrícolas e pecuárias (Abadias *et al.* 2020), urbanização (Santos, 2020; Costa *et al.*, 2021; Anjos, 2022), incêndios florestais (Copertino *et al.*, 2019; Gabardo *et al.* 2020) e mineração não regulamentada (Siqueira-Gay e Sánchez, 2020; Fernandes e Dhenin, 2022), processos esses que vêm se intensificando desde 2019 (Silva-Júnior *et al.*, 2021) e que podem resultar em grandes impactos negativos para a conservação da biodiversidade, como a extinção de espécies nativas e a perda de outras ainda não catalogadas (Gabardo *et al.*, 2020).

Embora os efeitos da urbanização tenham sido amplamente estudados para animais altamente móveis, como as aves (Møller, 2009; Bókony, Kulcsár e Liker, 2010; Lazerte, Slabbekoorn e Otter, 2016), ainda pouco se conhece sobre a resposta de animais com mobilidade reduzida, como os anuros, aos efeitos da modificação da paisagem pela urbanização, em especial em um ambiente com alta diversidade e rico em endemismo como a Região Amazônica. Estudos na Amazônia Brasileira já apontam efeitos negativos sobre fisiologia destes animais em função da ocupação de ambientes não favoráveis resultantes da urbanização (Iglesias-Carrasco *et al.*, 2017) e observaram um maior número de anuros com deformidades em áreas urbanas (Pedroso-Santos *et al.*, 2020). Entretanto ainda pouco se compreende sobre a resposta das comunidades aos processos de modificação da paisagem resultantes da urbanização e como essas respostas variam com a escala e ao longo de um gradiente rural-urbano na Amazônia, uma das regiões com a maior diversidade de anuros do planeta (Silvano e Segalla, 2005; Qian, 2009; Calderón-Patrón *et al.*, 2013; Menin *et al.*, 2019).

Neste contexto, nosso estudo busca avaliar as respostas da comunidade de anuros diurnos às mudanças na paisagem causadas pelo processo de urbanização na Região Metropolitana de Manaus, analisando (I) qual escala melhor explica os efeitos das mudanças na paisagem sobre a assembleia e (II) quais variáveis ambientais locais e quais métricas da paisagem exercem maior influência sobre a riqueza e composição da comunidade de anuros. Testamos aqui a hipótese geral de que a assembleia de anuros diurnos apresenta respostas estruturais em função das variações das características ambientais locais e da composição e configuração da paisagem ao longo de um gradiente rural-urbano.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A fim de observar os efeitos das mudanças da paisagem causadas pela urbanização sobre as comunidades de anuros, nosso estudo foi realizado ao longo de um gradiente rural-urbano em seis cidades da Amazônia Central, situadas na Região Metropolitana de Manaus, Brasil: Presidente Figueiredo, Rio Preto da Eva, Itacoatiara, Iranduba, Manacapuru e Manaus, a capital do estado do Amazonas (Figura 1). Os municípios divergem entre si quanto aos seus aspectos populacionais, econômicos e demográficos (Tabela 1), assim como à localização em diferentes regiões biogeográficas em relação aos principais rios da região (Rios Amazonas, Negro e Solimões, Figura 1).

O estado do Amazonas é o maior estado brasileiro, apresentando cerca de 1.559.000 km<sup>2</sup>, e compõe a Amazônia Legal. Na Região Metropolitana de Manaus, o clima local é classificado como equatorial úmido, com temperatura média de 26,7 °C e umidade relativa de 70% e a vegetação é composta predominantemente por floresta ombrófila densa. A região apresenta duas estações bem definidas, uma seca, de junho a novembro, e uma chuvosa, de dezembro a maio, com precipitação média anual de 2300 mm (Fisch, Marengo e Nobre, 1998).

Nas últimas décadas, as cidades amazônicas foram palco de intensas mudanças socioespaciais e serviram como um suporte para gerência de atividades agropecuárias e exploração dos recursos naturais, culminando em um extensivo processo de urbanização e desenvolvimento técnico, científico e informacional da produção urbano-industrial (Sathler *et al.* 2009; Guimarães *et al.* 2014). Projetos políticos do Estado, como exploração mineral, hidrelétricas, infraestrutura portuária, garimpo e a instalação da Zona Franca de Manaus, foram as principais causas dessas modificações territoriais e visaram o crescimento urbano na Amazônia e o estabelecimento de atividades econômicas com foco no mercado exterior (Guimarães *et al.* 2014).

Por volta dos anos 1970, passaram a surgir centros urbanos intermediários de acordo com as necessidades e demandas das localidades (Trindade Jr. *et al.* 2009). A evolução das aglomerações urbanas na Amazônia aconteceu concomitantemente ao desenvolvimento das rodovias e no contorno do rio Amazonas até Manaus. Embora estas mudanças tenham ocorrido de maneira rápida e com pouco ou nenhum planejamento territorial, ainda é possível observar grandes porções territoriais na região com pouca ou nenhuma ocupação humana (Guimarães *et al.* 2014).

Tabela 1. Dados demográficos urbanos do IBGE sobre os municípios abrangidos pela pesquisa. Fonte: IBGE, Censo Demográfico 2010; IBGE, Áreas Urbanizadas do Brasil 2019.

<b>Município</b>	<b>Densidade demográfica da área urbana (hab/km<sup>2</sup>)</b>	<b>Arborização de vias públicas (%)</b>	<b>Área Urbanizada (Km<sup>2</sup>)</b>
Irاندuba	1.643,57	22,4	30,25
Itacoatiara	5.254,45	57,9	19,87
Manacapuru	5.492,96	60,2	15,5
Manaus	8.141,40	23,9	277,09
Pres. Figueiredo	3.469,48	48,4	10,98
Rio Preto da Eva	4.716,64	10,6	7,39

## **2.2 Delineamento amostral**

Ao total selecionamos 41 sítios amostrais em áreas florestadas, sempre localizados em floresta de terra firme. Estes sítios representam um gradiente quanto a cobertura de floresta e área urbana no seu entorno variando de áreas florestais contínuas com pouca ou nenhuma cobertura urbana a áreas situadas em fragmentos florestais com grande quantidade de cobertura urbana no seu entorno. Estes sítios estão distribuídos nas seis cidades mencionadas (Figura 2), com 6 a 10 sítios por cidade (Pres. Figueiredo = 6; Rio Preto da Eva = 6; Itacoatiara = 7; Manaus = 10; Irاندuba = 6; Manacapuru = 6) e visam contemplar o gradiente rural-urbano de cada centro urbano. Em cada sítio foi estabelecido um transecto de 300 m ao longo do qual foram coletados os dados biológicos e ambientais, no período de novembro de 2020 a junho de 2021.

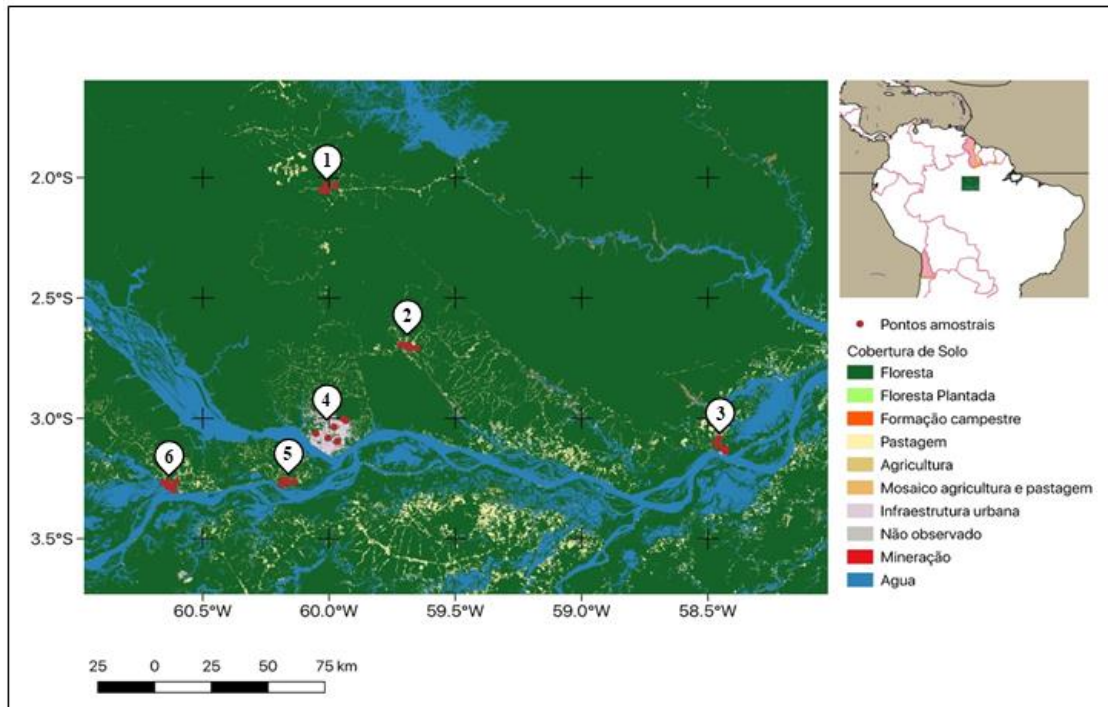


Figura 1 – Áreas de coleta de dados que representam os principais centros urbanos da região metropolitana de Manaus, Amazônia central. Os números o indicam as áreas urbanas amostradas. 1 = Pres. Figueiredo; 2 = Rio Preto da Eva; 3 = Itacoatiara; 4 = Manaus; 5 = Iranubia; 6 = Manacapuru. Mapa coleção 2017 MAPBIOMAS.



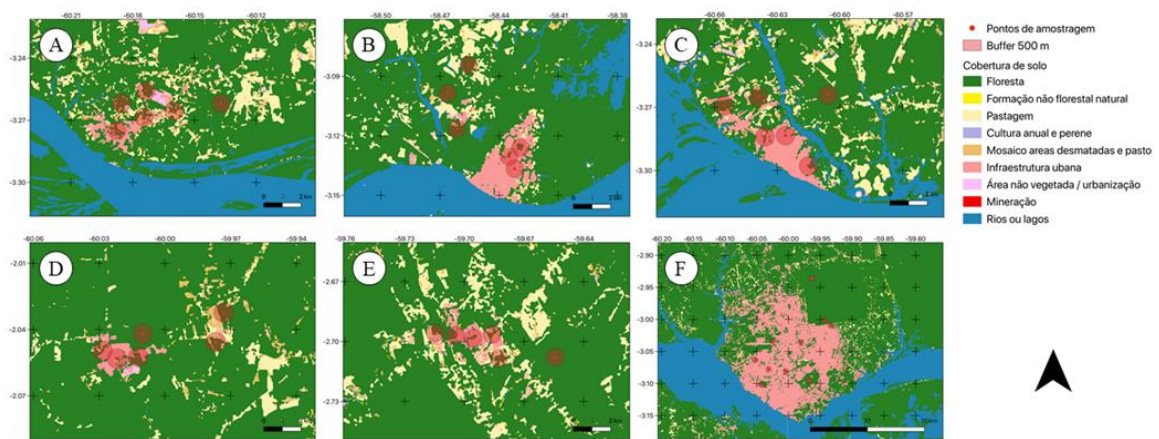


Figura 2 – Sítios de coleta nos seis principais centros urbanos na Região Metropolitana de Manaus (a) Irاندuba, (b) Itacoatiara, (c) Irاندuba, (d) Pdte. Figueiredo, (e) Rio Preto da Eva e (f) Manaus. Em vermelho os 41 sítios de amostragem distribuídos nas seis áreas urbanas e a região circundante aos pontos representam o *buffer* de 500 m que caracteriza o entorno dos sítios amostrais. As áreas representadas são: A = Irاندuba, B = Itacoatiara, C = Manacapuru, D = Presidente Figueiredo; E = Rio Preto da Eva e F = Manaus.

### 2.3 Métricas de paisagem e variáveis ambientais locais

*Métricas de paisagem:* Para cada sítio calculamos métricas que quantificam a estrutura da paisagem no entorno dos pontos de coleta utilizando mapas categóricos de uso de solo com resolução de 30 m (MAPBIOMAS, 2017) com as seguintes coberturas: floresta, pastagens e agricultura, área urbana e água. Para as análises, em vez do percentual de área urbana, utilizamos a porcentagem de cobertura florestal, uma vez que os sítios estão em áreas florestais e a porcentagem de cobertura florestal e cobertura urbana no entorno dos sítios estão fortemente correlacionadas ( $r > 0,7$ ). Além disso, cobertura florestal pode ser utilizada como uma medida de quantidade de habitat para anuros florestais (Almeida-Gomes *et al.* 2019), e alterações nesta métrica geram efeitos significativos sobre a riqueza e composição de assembleias de anuros como já se observou em outros estudos (Werner *et al.*, 2007; Suaréz *et al.*, 2015; Ferrante *et al.*, 2017; Gangenova *et al.*, 2018), inclusive na Amazônia brasileira (Menin *et al.*, 2019). Definimos três variáveis preditoras de paisagem: uma métrica de composição da paisagem, (1) cobertura de floresta (ca) (em ha), e duas métricas de configuração da paisagem, (2) o número de fragmentos (np) e (3) a densidade de bordas (ed) (m/ha). Estas métricas descrevem diferentes componentes da paisagem associados a efeitos da modificação da paisagem. Por exemplo, a cobertura de floresta está diretamente relacionada aos efeitos de perda de habitat, o número de fragmentos indica o grau de fragmentação da paisagem e a densidade de bordas está relacionada aos efeitos de borda que o processo de fragmentação pode causar, sendo que comunidades de plantas e animais em paisagens com mais bordas por m<sup>2</sup> são comumente mais afetadas pelos efeitos de borda (Puetcker *et al.* 2021). Para o cálculo dessas métricas, utilizamos o pacote *landscapemetrics* (Hesselbarth *et al.*, 2019) no programa R (R core team, 2020), onde as métricas são calculadas a partir do mapa categórico raster das paisagens alvo da pesquisa, utilizando como referência o ponto central de cada transecto. Como a priori não existe uma escala específica para estes efeitos, as métricas foram calculadas em diferentes escalas em todos os pontos amostrais utilizando círculos centrados no ponto de amostragem (*buffers*) com raios de 100 m a 1000 m com incremento de 100m para cada escala. Posteriormente determinamos qual delas melhor representa os efeitos da paisagem sobre a comunidade de anuros diurnos utilizando uma abordagem de seleção de modelos.

*Métricas ambientais locais:* Coletamos três variáveis preditoras ambientais locais: (1) profundidade de serrapilheira (em cm), (2) número de troncos caídos e (3) porcentagem de cobertura de dossel. Estas variáveis caracterizam os microambientes disponíveis para anuros e foram obtidas ao longo de um transecto de 300 metros de comprimento instalado em cada um

dos sítios de coleta. Realizamos as medidas em intervalos de 50 metros ao longo do transecto, totalizando 6 medidas em cada sítio. Coletamos os dados de profundidade de serrapilheira utilizando uma régua, enquanto os troncos caídos foram contados manualmente. Para o cálculo da porcentagem de cobertura de dossel, tomamos fotografias do dossel utilizando uma câmera fotográfica e, a partir do aplicativo de *smartphone Gap Light Analysis Mobile* (GLAMA), contabilizamos a quantidade de pixels que representavam a cobertura do dossel. Para as três variáveis ambientais locais calculamos uma média das seis medidas de cada transecto para obter um número mais representativo para cada sítio.

## 2.4 Coleta de dados de anuros

Para estimar a riqueza de anuros em cada sítio, utilizamos gravadores autônomos (Smartphone da marca LG envolto em estojo resistente à água e conectado a um microfone condensador externo Monoprice) instalados no ponto central de cada sítio, fixados em troncos de árvores à 1,5 m de altura do solo e programados para fazer registros auditivos de 1 minuto a cada 5 minutos durante 5 a 9 dias, sendo que todos os sítios foram amostrados por pelo menos 5 dias consecutivos.

Para o processamento dos dados, utilizamos a plataforma online *Arbimon*, que aplica métodos automatizados de pareamento de áudio para identificação de espécies. A plataforma adota faixas de som previamente anexadas como molde sonoro e “filtra” as gravações em busca de trilhas de áudio com espectro sonoro semelhante para posterior validação do pesquisador. Para a utilização da plataforma de pareamento, realizamos um levantamento das espécies de anuros diurnos da Amazônia a partir do Guia de Sapos da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central (Lima *et al.* 2012) e de artigos mais recentes de descrição de novas espécies de modo a abranger a maior diversidade possível. Com a lista de espécies, buscamos e modulamos as faixas de áudio molde (*templates*) das vocalizações de anúncio dos anuros disponíveis na base de dados Sapoteca do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e em projetos com áudios de livre acesso na própria plataforma *Arbimon*. Para as espécies para as quais não encontramos trilhas de áudio de vocalizações ou que não apresentaram áudios com qualidade razoável, fizemos inicialmente a identificação manual com o auxílio de especialistas a partir de gravações do próprio estudo, e construímos os moldes que anexamos à plataforma para a aplicação da ferramenta de pareamento. Com os *templates* prontos, os áudios resultantes dos gravadores foram inseridos na plataforma e pareados utilizando redes neurais convolucionais

e a ferramenta *pattern matching*, para que em todos os áudios anexados, somente os trechos com vocalizações fossem selecionados (Aide *et al.* 2013).

A ferramenta *pattern matching* foi utilizada com uma malha/filtro em 0.3, de modo a reduzir falsos pareamentos e evitar perdas de dados reais de vocalização. A plataforma foi programada para selecionar, no máximo, 3 combinações (*matches*) por cada gravação de 1 minuto, aumentando as chances de pareamento com as vocalizações dos anuros. A partir da filtragem dos áudios, o aplicativo cria, para cada *template*, uma página com todos os *matches* encontrados. Nesta página é necessário que o pesquisador avalie se as combinações são válidas ou não válidas, conferindo cada *match* e selecionando apenas aqueles validados de forma aural. Após esta etapa, a plataforma disponibiliza tabelas que indicam os locais de ocorrência das espécies, bem como informações adicionais de campo, o que permitiu a identificação das espécies nas assembleias de anuros de cada ponto amostral. Este processo permitiu gerar uma tabela com a presença ou ausência de espécies de anuros diurnos em cada um dos 41 sítios amostrados, assim como a riqueza em cada sítio.

## 2.5 Análises estatísticas

Para a escolha da escala a ser utilizada nas análises sobre o efeito da estrutura da paisagem sobre a riqueza de anuros diurnos, usamos modelos lineares generalizados (GLM) com a família de distribuição de erros de *Poisson*, nas 10 escalas do estudo, onde buscamos observar qual escala melhor representa os efeitos das variáveis sobre a riqueza de anuros diurnos para cada uma das três métricas de paisagem. Para cada métrica a seleção da escala foi realizada com base no valor do Índice de Informação de Akaike (AICc), sendo que o melhor modelo (com  $\Delta AICc = 0$ ) foi considerado como a melhor escala de resposta para cada variável (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da seleção da escala para as três métricas que escrevem a estrutura da paisagem nos 41 sítios amostrados (cobertura florestal, densidade de borda e número de fragmentos).  $w$  = peso do modelo

Cobertura Florestal			Densidade de Borda			Número de Fragmentos		
Escala	$\Delta AICc$	$w$	Escala	$\Delta AICc$	$w$	Escala	$\Delta AICc$	$w$
100	0	0.319	100	0	0.508	200	0	0.16

200	0.4	0.258	900	4	0.069	500	0.3	0.135
300	1.8	0.132	800	4.1	0.066	900	0.5	0.126
400	3.2	0.063	1000	4.1	0.064	300	1.1	0.094
500	3.7	0.051	700	4.4	0.058	1000	1.2	0.089
600	3.9	0.045	200	4.7	0.05	700	1.3	0.084
700	4.3	0.038	300	4.7	0.05	400	1.4	0.079
800	4.5	0.034	400	4.8	0.047	800	1.4	0.078
900	4.7	0.031	600	4.9	0.045	600	1.5	0.077
1000	4.7	0.03	500	4.9	0.044	100	1.5	0.077

---

Para cobertura florestal o melhor modelo foi para a escala de 100 m ( $w = 0.319$ ), para densidade de borda o melhor modelo também foi para a escala de 100 m ( $w = 0.508$ ) e para número de fragmentos a melhor escala foi para 200 m ( $w = 0.116$ ). No entanto, para a métrica número de fragmentos o melhor modelo apresentou uma baixa força de evidência e todas as escalas apresentaram valores de AIC similares e com  $\Delta AICc < 2$  indicando uma alta incerteza sobre o efeito de escala desta variável, e consequentemente esta não foi considerada nas análises (Tabela 2). Portanto, para as análises subsequentes utilizamos duas métricas de paisagem: cobertura de floresta (ca) e densidade de bordas (ed), ambas na escala de 100 m. Realizamos testes de correlação de Pearson entre as variáveis preditoras dentro da escala selecionada a fim de não incluir variáveis correlacionadas ( $r > |0.7|$ ) no mesmo modelo e evitar conclusões redundantes (Figura 3).



Figura 3. Correlação de Pearson entre as variáveis preditoras utilizadas nas análises. ca\_100 = Cobertura Florestal na escala de 100 metros; ed\_100 = Densidade de borda na escala de 100 metros; fec\_dossel = Porcentagem de cobertura de dossel; tr\_caidos = Número de troncos caídos; serrap = Profundidade de serapilheira.

As métricas de paisagem densidade de borda e cobertura florestal apresentaram uma forte correlação entre si ( $r = -0.76$ ) (Figura 3), e por isso não foram incluídas conjuntamente em um mesmo modelo. Todas as variáveis ambientais locais apresentaram baixa correlação entre si e com as variáveis de estrutura da paisagem (Figura 1). Para analisar os efeitos das variáveis preditoras sobre a riqueza de espécies, usamos modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de erros de Poisson. Construímos 24 modelos onde foram analisados os efeitos das variáveis isoladas e das múltiplas combinações entre elas sobre a riqueza considerando apenas as variáveis não correlacionadas nos mesmos modelos (Tabela 3). Além disso, também incluímos um modelo constante ( $R \sim 1$ ) no conjunto de modelos contrastados. A seleção dos modelos foi realizada com base no índice de AICc para determinar qual variável preditora ou qual combinação melhor explicou a variação na riqueza das espécies presentes nos sítios amostrais ao longo do gradiente rural-urbano. Os modelos com os menores valores de AICc ( $\Delta AICc < 2$ ) e maiores pesos (mais próximos de 1) foram considerados os melhores. Assim, para cada modelo calculamos o valor de AICc e seu peso ( $w$ ), medida relativa que se

ajusta entre os modelos de acordo com a quantidade de variáveis utilizadas e demonstra a força de evidência do modelo.

Tabela 3. Conjunto de modelos contrastados para determinar o efeito das variáveis de paisagem e locais sobre a riqueza de anuros diurnos usando AICc. R= Riqueza; ed = Densidade de borda; ca = Cobertura florestal; fec = Porcentagem de cobertura de dossel; tc = Número de troncos caídos; serrap = Profundidade de serrapilheira.

---

<b>MODELOS</b>
R~1
R~ca
R~ca+tc
R~ca+fec
R~ca+serrap
R~ca+fec+serrap
R~ca+fec+tc
R~ca+serrap+tc
R~ca+fec+tc+serrap
R~ed
R~ed+tc
R~ed+fec
R~ed+serrap
R~ed+fec+serrap
R~ed+fec+tc

R~ed+serrap+tc

R~ed+fec+tc+serrap

R~fec

R~fec+tc

R~fec+serrap

R~tc

R~tc+serrap

R~tc+serrap+fec

R~serrap

---

Por fim, para comparar a composição de espécies (presença e ausência) entre os sítios amostrais utilizamos escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), utilizando os valores do índice de Jaccard como métrica de similaridade entre sítios. Para observar agrupamentos e sobreposição de grupos com base na cobertura florestal dos sítios nos quais as espécies foram encontradas subdividimos a cobertura florestal em 3 classes: 0-70%, 71-90% , e 91-100%. Também realizamos a análise de similaridade (ANOSIM) a fim de comparar os conjuntos de dados de presença e ausência para testar possíveis diferenças dentro e entre os grupos.



### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Riqueza

Registramos 4.189 vocalizações de anuros diurnos em 28 sítios dos 41 amostrados. No total identificamos 13 espécies distribuídas em seis famílias: Aromobatidae (n = 3); Bufonidae (n = 2); Dendrobatidae (n = 1); Leptodactylidae (n = 4); Microhylidae (n = 2); Strabomantidae (n = 1) (Tabela 4). A riqueza variou de 0 a 9 espécies nos pontos amostrados, sendo que um ponto em Rio Preto da Eva foi sítio com mais espécies registradas. Os 13 pontos amostrais que não apresentaram registros de espécies de anuros possuem cobertura florestal entre 75,68 e 97,30%. O sítio com maior riqueza possui 59,46% de cobertura florestal. A cobertura florestal em 100 m variou entre os sítios de 18,9% a 100% e a cobertura florestal nos sítios não diferiu entre as cidades ( $R^2 = -0.06$ ,  $P = 0.69$ ) (Figura 4). Quando comparados o número de espécies nos sítios entre as cidades encontramos que Rio Preto da Eva e Itacoatiara apresentaram um maior número de espécies que as demais cidades ( $R^2 = 0.433$ ,  $P < 0.001$ ) (Figura 5).

Tabela 4. Espécies encontradas na amostragem com gravadores autônomos nos 41 pontos amostrados e nas áreas rural-urbanas das seis cidades da Região Metropolitana de Manaus. IR = Iranduba; MC= Manacapuru; PF = Presidente Figueiredo; MA = Manaus; RP = Rio Preto da Eva; IT = Itacoatiara.

Família	Gênero	Epíteto específico	Ocorrência
Aromobatidae	<i>Allobates</i>	<i>femoralis</i>	MC; MA; RP.
		<i>paleovarzensis</i>	IR; MC; PF; MA; RP; IT.
	<i>Anomaloglossus</i>	<i>stepheni</i>	MC; PF; MA; RP.
Bufonidae	<i>Amazophrynella</i>	<i>manaos</i>	IT.
	<i>Rhinella</i>	<i>proboscidea</i>	MA; RP.
Dendrobatidae	<i>Ameerega</i>	<i>trivittata</i>	PF; MA; RP.
Leptodactylidae	<i>Adenomera</i>	<i>andreae</i>	IR; MC; MA; RP; IT.
		<i>hylaedactyla</i>	MC; PF; MA; RP; IT.
	<i>Leptodactylus</i>	<i>petersii</i>	RP; IT.
		<i>stenodema</i>	IR; MC; MA; RP; IT.

Microhylidae	<i>Synapturanus</i>	<i>mirandaribeiroi</i>	MA.
		<i>salseri</i>	RP.
Strabomantidae	<i>Pristimantis</i>	<i>fenestratus</i>	PF; MA; RP; IT.

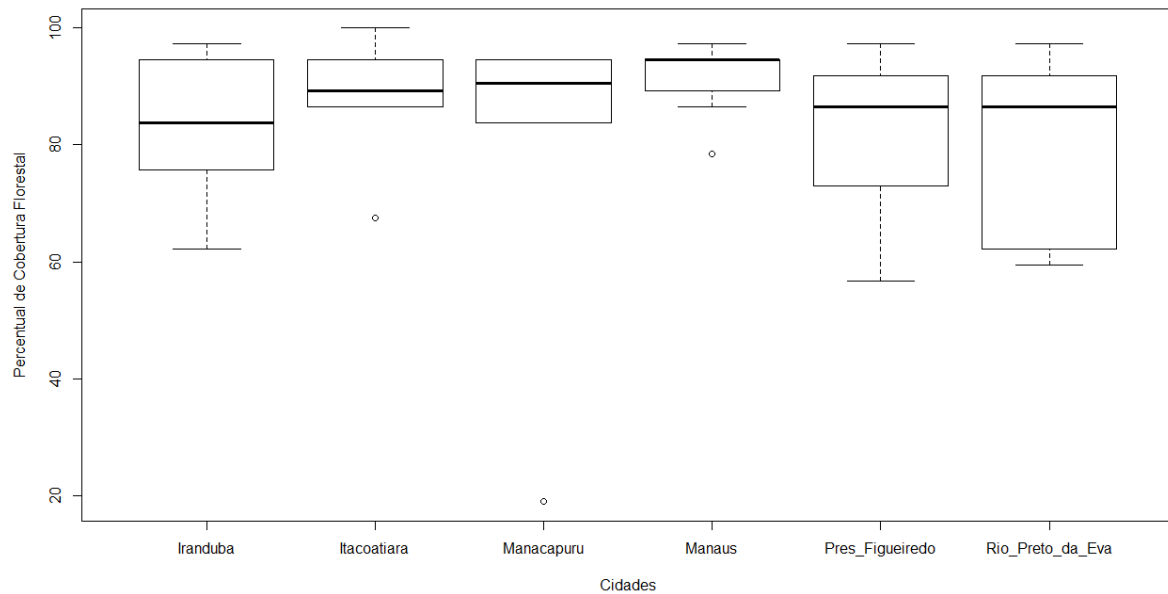


Figura 4. Mediana e variação dos percentuais de cobertura florestal no entorno de 100 m dos sítios amostrados nas seis cidades da Região Metropolitana de Manaus, AM.

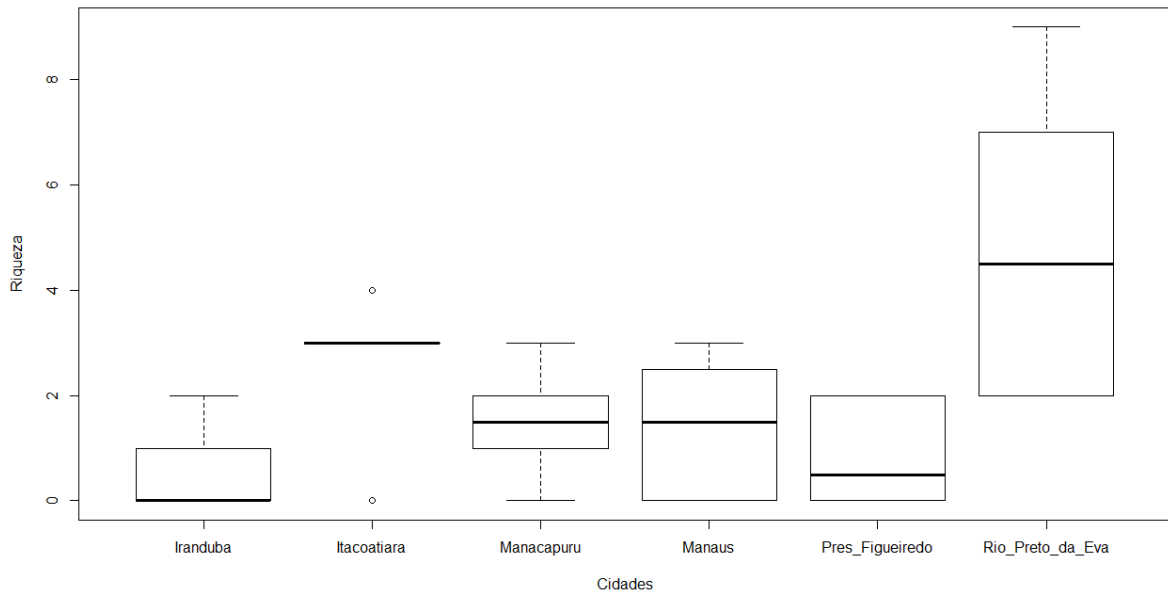


Figura 5. Mediana e variação da riqueza de anuros diurnos no sítios amostrados nas seis cidades da Região Metropolitana de Manaus, AM.

### 3.2 Relação entre as variáveis de paisagem e locais com a riqueza de espécies

Dentre os modelos contrastados para identificar o efeito das variáveis locais e de paisagem sobre a riqueza de espécies de anuros, apenas um modelo foi selecionado (com  $\Delta AICc < 2$ ) (Tabela 5). Este modelo indica que tanto as variáveis de paisagem como as locais são importantes em explicar o número de espécies encontradas em um determinado local. O melhor modelo ( $w = 0,3830$ ) explica a variação da riqueza de anuros em função do percentual de cobertura florestal em um entorno de 100 m e as três variáveis ambientais locais. O segundo modelo, o qual não se encontra dentre os modelos selecionados com  $\Delta AICc < 2$ , apresenta a relação da riqueza de anuros diurnos com a variável de paisagem densidade de borda e as demais variáveis ambientais, indicando que a configuração da paisagem no entorno dos pontos é menos importante que a composição da paisagem. O modelo constante foi um dos piores modelos do nosso conjunto de modelos contrastados indicando alta força de evidência para o melhor modelo do efeito das variáveis preditoras sobre a riqueza de anuros.

Tabela 5. Resultados da seleção dos modelos lineares generalizados (GLM) com base no valor de AICc para avaliar o efeito das variáveis preditoras sobre a riqueza de anuros diurnos nos 41 sítios amostrados na Região Metropolitana de Manaus, AM. O modelo com  $\Delta AICc < 2$  foi o modelo selecionado (destacado em negrito) R= Riqueza; ed = Densidade de borda; ca = Cobertura florestal; fec = cobertura de dossel; tc = Número de troncos caídos; serrap = Profundidade de serrapilheira;  $w$  = peso do modelo

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	$w$
<b>R~ca+fec+tc+serrap</b>	<b>140.9</b>	<b>0</b>	<b>0,3830</b>
R~ed+fec+tc+serrap	143.5	2.6	0,1064
R~ca+serrap+tc	143.6	2.6	0,1019
R~tc+serrap	144	3.1	0,0815
R~ed+serrap+tc	144.5	3.5	0,0654
R~ca+fec	144.7	3.8	0,0583
R~ed+fec	144.7	3.8	0,0579
R~ca+fec+tc	144.7	3.8	0,0414
R~tc+serrap+fec	145.4	4.4	0,0379
R~ca+fec+serrap	145.6	4.6	0,0223
R~ed+fec+tc	146.6	5.7	0,0119
R~ed+tc	147.9	6.9	0,0109
R~ca+tc	148.1	7.1	0,0107
R~ed+fec+serrap	149.6	8.7	0,0050
R~ed	152.6	11.6	0,0011
R~ca	152.7	11.8	0,0011
R~tc	153.2	12.3	<0,001
R~fec+serrap	154.3	13.3	<0,001
R~ca+serrap	154.7	13.7	<0,001
R~ed+serrap	154.7	13.8	<0,001

R~fec+tc	155	14.1	<0,001
R~1	155.3	14.3	<0,001
R~serrap	155.5	14.6	<0,001
R~fec	155.6	14.7	<0,001

Com base no melhor modelo selecionado encontramos que a cobertura florestal e a profundidade de serrapilheira exercem um efeito negativo sobre a riqueza de espécies de anuros diurnos, enquanto que a cobertura de dossel e o número de troncos caídos têm um efeito positivo (Tabela 6). Quanto menor a cobertura florestal no entorno de 100 m e menor a profundidade da serrapilheira maior é a riqueza de anuros, e quanto maior o número de troncos caídos e mais fechado o dossel maior é o número de espécies de anuros encontrados em um ponto (Figura 6 A - D).

Tabela 6. Parâmetros estimados para o melhor modelo selecionado para explicar a variação da riqueza de espécies de anuros diurnos em função das variáveis preditoras locais e de paisagem nos 41 sítios amostrados na Região Metropolitana de Manaus, AM.

Modelo e Efeito	Estimado ( $\beta$ )	E. P.
R ~ ca_100 + fec + tc + serrap		
ca_100	-0.024675	0.009068
fec	0.049487	0.022852
tc	0.107092	0.040482
serrap	-0.297784	0.125598

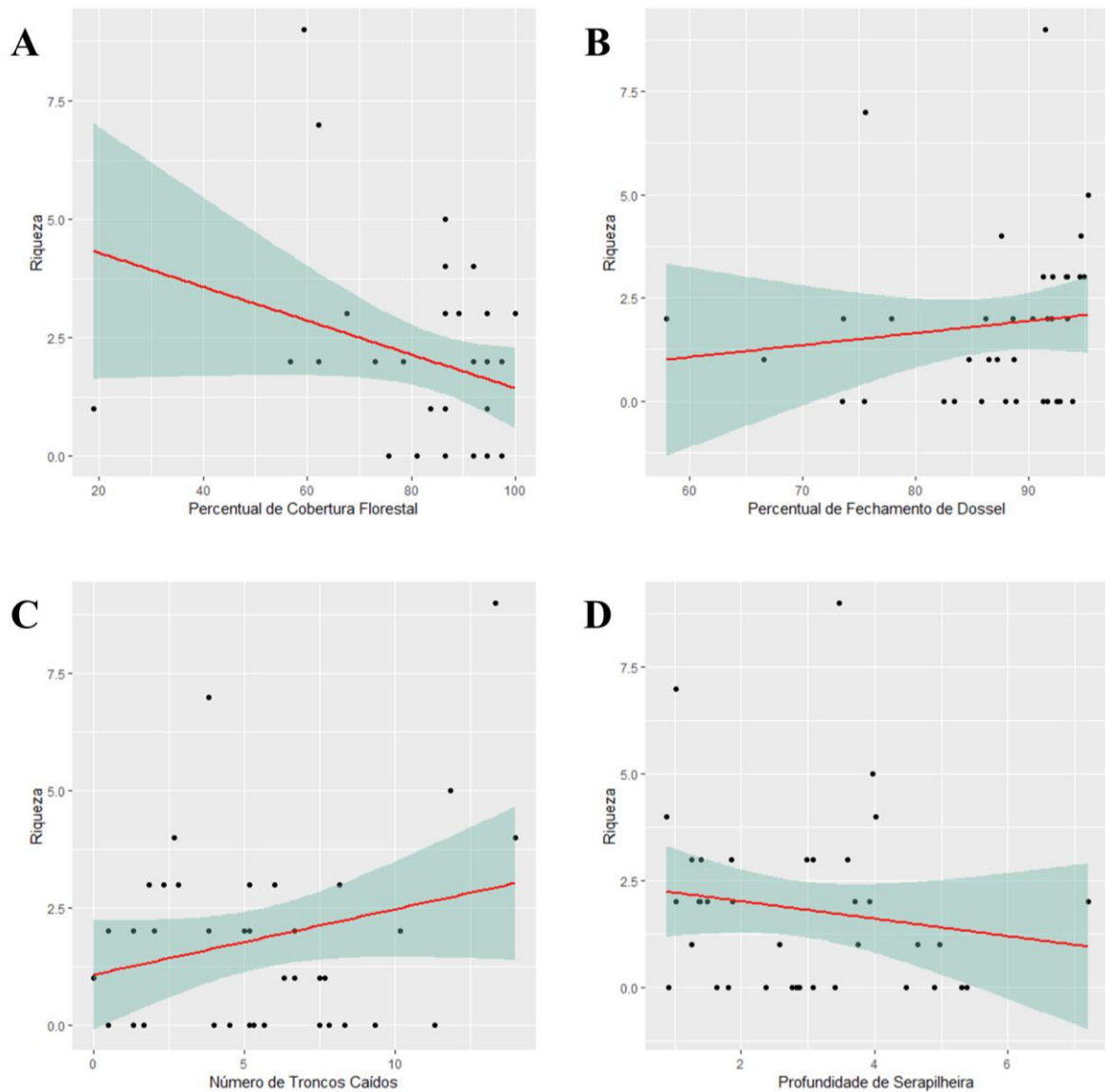


Figura 6. Relação entre as variáveis preditoras do melhor modelo selecionado e a riqueza de anuros diurnos registrada nos 41 pontos amostrados na Região Metropolitana de Manaus, AM.

### 3.3 Composição de espécies de anuros diurnos e similaridade entre os sítios

Para esta análise consideramos os 28 sítios com registros de anuros diurnos. A espécie mais comum entre os sítios foi *Adenomera hylaedactyla*, presente em 12 sítios. O gênero *Adenomera* foi também o mais representativo, com presença em 15 sítios com cobertura florestal variando entre 56,76 e 100 %. *Pristimantis fenestratus* foi a segunda espécie mais comum, presente em 11 sítios com cobertura florestal entre 59,46 e 100 %. As espécies menos comuns foram *Amazophrynella manaos* e *Synapturanus mirandaribeiroi*, ambas presentes em apenas um sítio, cada um com cobertura florestal de 91,89% e 94,59%, respectivamente.

Os três agrupamentos gerados com base na classe de cobertura florestal de cada sítio mostraram bastante sobreposição na análise de NMDS (stress = 0,0997) (Figura 6). Assim, é possível observar que os sítios com maior cobertura florestal (91 a 100% de cobertura florestal) apresentam muitas das espécies observadas nos demais sítios, resultando na relativa sobreposição com os grupos de sítios com menor cobertura florestal (0 a 70% de cobertura florestal e 71 a 90% de cobertura florestal). Não houve diferença significativa entre estes grupos de sítios classificados por quantidade de cobertura florestal (ANOSIM R: -0.03144; P = 0.6042) .

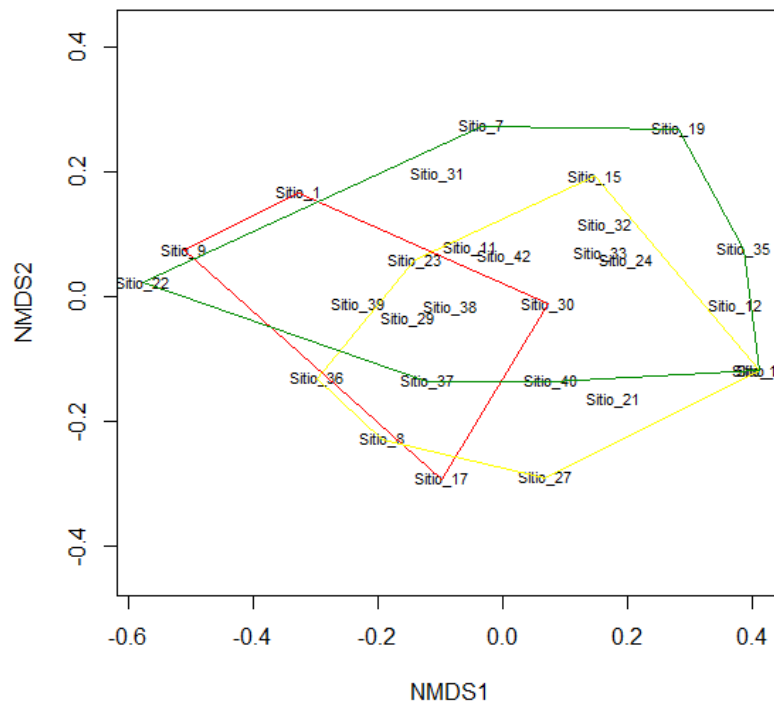


Figura 7. Análise NMDS com relação à composição de espécies (presença e ausência) da assembleia de anuros diurnos nos 41 sítios amostrados na Região Metropolitana de Manaus, AM. Os sítios foram categorizados pela sua cobertura florestal. Linha vermelha = sítios com 0-70% de cobertura florestal; Linha amarela = sítios com 71-90% de cobertura florestal; Linha verde = sítios com 91-100% de cobertura florestal.

#### 4. DISCUSSÃO

Nosso estudo revelou padrões previamente não descritos para assembleias de anuros diurnos nas áreas urbanizadas em uma das regiões com maior diversidade de anuros do planeta, a Amazônia Central. Observamos que a riqueza de anuros diurnos em sítios localizados ao longo de um gradiente rural-urbano é explicada tanto pelas características da paisagem do entorno das áreas amostradas como pelas características ambientais locais dos microambientes. No entanto, diferente do que esperávamos, a cobertura florestal apresentou uma relação negativa com a riqueza. Assim, o maior número de espécies de anuros se encontra em áreas florestadas com dossel mais fechado, com mais troncos caídos e menos serapilheira, porém com menor cobertura florestal no seu entorno.

Observamos que as variáveis locais e de paisagem juntas exercem grande efeito na riqueza da assembleia de anuros em nossa área de estudo. Estudos anteriores já observaram essa ação mista dos fatores locais e de paisagem sobre a riqueza de espécies de anuros (Gagné e Fahrig, 2007; Almeida-Gomes e Vieira, 2016; Iop *et al.*, 2020), entretanto, a relação negativa entre a cobertura florestal e a riqueza é uma novidade. Fahrig (2013), em seu trabalho sobre a hipótese da quantidade de habitat (HAH), sugere que a quantidade de habitat disponível deve ser o principal determinante para a riqueza das espécies, independente da configuração da paisagem. No entanto, aqui mostramos que, para a escala de efeito neste estudo (entorno de 100 m do ponto amostrado), o aumento da quantidade de habitat não levou a um incremento da riqueza e sim a uma diminuição. Isto nos permite levantar a ideia de que os sítios amostrados com menores percentuais de cobertura florestal acabaram apresentando uma maior variedade de ambientes na paisagem, gerando uma maior quantidade de espécies que podem colonizar as áreas florestadas, e conseqüente tornando estas áreas mais ricas em espécies. Iop *et al.* (2020) observaram que as métricas da paisagem, em especial a cobertura florestal, afetam as características locais da paisagem, resultando em maior qualidade de habitat para anuros e conseqüentemente uma maior riqueza de espécies. Entretanto, como não observamos uma forte correlação entre nossas variáveis locais e o percentual de cobertura florestal, a qualidade dos microambientes não está relacionada com a quantidade de habitat na paisagem, e as variáveis locais parecem ser mais relevantes para manter a diversidade da comunidade de anuros do que a quantidade de habitat.

A maior riqueza de anuros diurnos em sítios com maior número de troncos caídos, pode ser explicada pelo uso e importância dessas estruturas no estabelecimento e permanência de algumas espécies. Os troncos caídos na floresta são comumente utilizados por espécies de



anuros como abrigo, bem como em demais interações ecológicas (Jiang *et al.*, 2019; Nunes-Martins e Menin, 2020, Nunes *et al.*, 2021, Malagoli *et al.*, 2021, Jara, 2022) uma vez que fornecem condições favoráveis, como maior umidade, menor incidência de luz, melhor propagação de som, além de serem habitats de invertebrados que compõem a alimentação desses animais. Ademais, alguns trabalhos descrevem a utilização de troncos caídos como poleiro de sinalização visual e acústica em processos reprodutivos (Nascimento *et al.*, 2020; Cubillos-Abrahams, 2021; Betancourth-Cundar e Palacios-Rodriguez, 2022). Estes estudos relatam a dificuldade de encontrar certas espécies diurnas em locais com pouca quantidade de troncos (Rostikawasti *et al.*, 2022) o que reforça ainda mais sua importância ecológica.

Locais com dossel mais fechado também apresentaram maior riqueza de anuros diurnos, o que é coerente com resultados encontrados em outros estudos (Provete *et al.*, 2014, Allingham, 2020; Mkonyi, 2021; Asad *et al.*, 2022), visto que essa característica do microambiente também está associada à manutenção das condições abióticas de microhabitats de anuros, como baixa incidência solar, baixa temperatura e alta umidade (Costa-Campos e Freire, 2019), que é especialmente importante para anuros diurnos (Menin *et al.* 2008). Ainda corroborando nossos resultados, Cortez *et al.* (2008) apontam a pronunciada relevância dessa métrica local na ocorrência de anuros em fragmentos florestais.

A profundidade de serapilheira é uma das métricas mais utilizadas nos estudos de comunidades de liteira, tais como os anuros diurnos, pois esta deve impactar diretamente a diversidade filogenética e funcional de assembleias (Dias-Terceiro *et al.* 2017). Diversos estudos apontam a relação positiva entre a profundidade de serapilheira e a riqueza de espécies (Áureo e Bande, 2019; Allingham, 2020; Alias *et al.*, 2022), possivelmente por conta do incremento na diversidade e disponibilidade de microhabitats promovida pela deposição de serapilheira (Sun *et al.*, 2021). Entretanto, esta característica do ambiente apresentou uma relação negativa com a riqueza de espécies em nosso estudo. Visto que a riqueza e abundância de comunidades de diversos predadores de anuros diurnos tais como lagartos (Faria *et al.* 2019), serpentes (Masseli *et al.* 2019) e aves (Cintra e Naka 2012) também podem apresentar relação positiva com a profundidade da serrapilheira em florestas da Amazônica Central, interações bióticas com tais predadores visualmente orientados podem estar envolvidas no padrão observado.

Como esperado, os resultados apontaram que a variação da riqueza de anuros é melhor explicada pelas características da paisagem em escalas menores. Embora possamos observar uma ampla variação da escala de maior efeito entre os estudos de anuros (Gibbs *et al.*, 2005; Price *et al.*, 2005; Browne *et al.*, 2009; Kruger *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2022), alguns trabalhos

já observaram que escalas menores respondem melhor às questões sobre efeitos das mudanças na paisagem sobre a riqueza de anuros (Duarte *et al.*, 2022; Pelison *et al.*, 2022). A escala de efeito observada pode ser relacionada à baixa capacidade de dispersão do grupo e sua área de uso de habitat que em geral também é muito reduzida. Observando como traços das espécies influenciam na escala de efeito da paisagem, Jackson e Fahrig (2012) reportaram um forte efeito positivo da dispersão sobre a escala, o que corrobora com o resultado encontrado em nosso estudo, uma vez que a baixa vagilidade e frequente territorialidade de anuros diurnos (Lima *et al.* 2012) resulta em um efeito mais pronunciado das variações em escala local sobre as populações e conseqüentemente sobre a riqueza da comunidade, fazendo assim com que encontremos resultados mais conclusivos em escalas menores.

Em nosso estudo, a maioria das espécies encontradas apresentou relativa resiliência a ambientes antropizados ou modificados. *Adenomera hylaedactyla* e *Pristimantis fenestratus* foram registrados em muitos dos pontos amostrados e estiveram presentes desde sítios com vegetação preservada até outros com pouco menos de 60% de cobertura florestal. No estudo de Menin *et al.* (2019) *A. hylaedactyla* foi encontrada em ambientes urbanos na maioria das vezes, além de ser descrita como uma espécie que ocorre em ambientes de vegetação aberta (Heyer e Maxson, 1982), o que é compatível com as ocorrências observadas, diante da variação da cobertura florestal entre os sítios. No estudo de Bernarde e Macedo (2008) *Adenomera andreae* e *Pristimantis fenestratus* apresentaram baixa seletividade de habitat, uma vez que ocorreram em todos os ambientes, corroborando nossos registros para essas espécies. *Amazophrynella manaos* e *Synapturanus mirandaribeiroi* foram as espécies menos frequentes estando presentes em apenas 1 sítio, os quais apresentaram mais de 90% de cobertura florestal. Embora não tenhamos encontrado uma relação positiva entre o percentual de cobertura florestal e a riqueza, este resultado se soma a outros estudos que discorrem sobre o percentual de cobertura florestal agir como um filtro ambiental para espécies (Ganci *et al.* 2020; Zhang *et al.*, 2022) e reforça que as variáveis ambientais atuam de maneiras diferentes de acordo com a espécie considerada (Price *et al.* 2005). Além disso, essas espécies são pouco conhecidas em relação à sua biologia e história natural (Menin *et al.* 2007; Rojas *et al.* 2015), em especial *S. mirandaribeiroi* que, devido seus hábitos fossoriais e reprodução explosiva, é considerada uma espécie difícil de ser localizada e estudada.

Em nosso estudo observamos bastante sobreposição na composição das assembleias dos sítios amostrados indicando que os sítios variam quanto à riqueza mas não se diferenciam com relação à sua composição. Sítios com menor cobertura florestal (e mais urbanizados) apresentaram muitas espécies registradas em sítios mais florestados. Isto nos leva a concluir

que as assembleias de sítios com menor riqueza podem representar subconjuntos daqueles com maior riqueza. Este padrão foi observado tanto por Tsuji-Nishikido e Menin (2011) quanto por Menin *et al.* (2019) quando analisando o compartilhamento de espécies entre as áreas rurais e urbanas em escalas menores na Amazônia. No entanto, Ganci *et al.* (2020) observaram que com o aumento no percentual de urbanização houve substituição de espécies mais sensíveis à urbanização por espécies que melhor exploram os recursos nos ambientes mais antropizados, o que corrobora não só com a sobreposição encontrada entre os grupos, como nos leva a acreditar que *A. manaos* e *S. mirandaribeiroi* são espécies sensíveis à redução da cobertura florestal e que essa redução possa estar agindo como filtro para a ocorrência dessas espécies em demais fragmentos urbanos. Desse modo, é possível que a similaridade entre sítios pode estar explicada mais pela perda de espécies aliada à reduzida substituição (baixa diversidade beta). No entanto, mudanças na cobertura florestal têm se mostrado importantes para a diversidade beta (Ganci et al 2020), o que sugere a grande importância dos remanescentes florestais urbanos para a conservação espécies mais vulneráveis à urbanização.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Observamos que a comunidade de anuros apresenta diferentes respostas às variações ambientais decorrentes da urbanização. As variáveis ambientais, tanto locais como as de paisagem, apresentaram influência na riqueza de anuros, embora os fatores profundidade da serrapilheira e cobertura florestal tenham atuado de forma diferente da esperada e influenciado o número de espécies de maneira negativa. Em concordância com nossas hipóteses, observamos que a variação na riqueza de anuros entre sítios foi melhor explicada pelas características da paisagem em escalas menores e acreditamos que tal resultado deriva da baixa capacidade de dispersão de anuros diurnos, o que também explica a expressiva significância das variáveis locais sobre a riqueza.

Encontramos composições semelhantes entre sítios com menor e maior cobertura florestal, o que reforça a importância de todos os remanescentes florestais para a manutenção da biodiversidade nas cidades. Entretanto, reforçamos a necessidade de mais estudos em fragmentos florestais urbanos e em gradientes rural-urbanos que possam avaliar os efeitos destas métricas sobre as populações, seus processos de dispersão e como demais fatores locais, inclusive bióticos, possam estar afetando a distribuição e permanência de diferentes espécies.

Por fim, ressaltamos que a utilização do monitoramento acústico passivo por meio dos gravadores autônomos mostrou-se uma eficiente ferramenta na obtenção e processamento de dados sobre as comunidades estudadas. Acreditamos que este possa ser um instrumento poderoso no estudo de anfíbios anuros, e que, quando aliada a outras metodologias de campo, possa fornecer *insights* relevantes sobre aspectos ecológicos ainda pouco estudados em comunidades de ambientes urbanos.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abadias, I. M. *et al.* Manejo da Pecuária - Uma Análise sobre impactos ambientais. Humaitá: **EDUCAmazônia -Educação Sociedade e Meio Ambiente**, v. 15: 113-125p., 2020.
- Alias, M. *et al.* Microhabitat and Microclimate Preferences of Anuran Species Inhabiting Restoration and Adjacent Forest of Cameron Highlands, Pahang Darul Makmur, Malaysia. **Sains Malaysiana**, v. 51, n. 6, p. 1635-1651, 2022. DOI: [10.17576/jsm-2022-5106-03](https://doi.org/10.17576/jsm-2022-5106-03)
- Allingham, S. M. The effects of habitat alteration on anuran diversity and assemblages on Mount Mulanje, Malawi. **African Journal of Wildlife Research**: v. 50 (1), p. 20-35, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3957/056.050.0020>
- Almeida-Gomes, M., Rocha, C. F. D., Vieira, M. V. Local and Landscape Factors Driving the Structure of Tropical Anuran Communities: Do Ephemeral Ponds have a Nested Pattern? *Biotropica*, 48(3), 365–372, 2016. DOI: 10.1111/btp.12285
- Anjos, H. D. B. **Impactos da urbanização sobre as assembleias de peixes de igarapés de Manaus, Amazonas, Brasil**: processos ecológicos e perspectivas de conservação. Tese (Doutorado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros) – Universidade Federal do Amazonas. Manaus, p. 50. 2022.
- Asad, S. *et al.* Variable species but similar amphibian community responses across habitats following reduced impact logging. **Global Ecology and Conservation**: v. 35, e02061, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02061>
- Áureo, W.; Bande, M. Impacto da perturbação antropogênica no habitat de anuros e riqueza de espécies em Silago, Southern Leyte, Filipinas. **Revista de Biodiversidade e Ciências Ambientais**, v. 15, n. 1, pág. 38-45, 2019.
- Azevedo-Ramos, C. & Gallati, U. Relatório técnico sobre a diversidade de anfíbios na Amazônia brasileira. Biodiversidade na Amazônia Brasileira. In CAPOBIANCO *et al.* (org.). **Avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. Estação Liberdade, Instituto Socio-Ambiental, São Paulo, p.79-88, 2001.
- Becker, C. G. *et al.* Habitat Split as a Cause of Local Population Declines of Amphibians with Aquatic Larvae. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 287-294, 2010. DOI: <https://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01324.x>
- Beninde, J.; Veith, M.; Hochkirch, A. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. **Ecology Letters**, v. 18, p. 581-593, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Bernarde, P. S.; Macedo, L. C. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. Iheringia. **Série Zoologia**, v. 98, p. 454-459, 2008.

- Betancourth-Cundar, M., Palacios-Rodriguez, P. Reproductive behaviors promote ecological and phenotypic sexual differentiation in the critically endangered Lehmann's poison frog. **Evol Ecol** 36, 1077–1093 (2022). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10682-022-10207-3>
- Bókony, V.; Kulcsár, A.; Liker, A. Does urbanization select for weak competitors in house sparrows?. **Oikos**, v.119, p.437–444, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17848.x>
- Brasil, M. M. A. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: 340p., 2002.
- Browne, C. L.; *et al.* The Relationship of Amphibian Abundance to Habitat Features Across Spatial Scales in the Boreal Plains. **Ecoscience**, 16(2), 209–223, 2009. DOI: 10.2980/16-2-3220
- Calderón-Patrón, J. M. *et al.* Vertebrate dissimilarity due to turnover and richness differences in a highly beta-diverse region: The role of spatial grain size, dispersal ability and distance. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. 1-10, Dezembro 2013. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082905>
- Cintra, R.; Naka, L. N. Spatial Variation in Bird Community Composition in Relation to Topographic Gradient and Forest Heterogeneity in a Central Amazonian Rainforest. **International Journal of Ecology**: v.2012, 25p., 2012. DOI: <https://doi.org/10.1155/2012/435671>
- Coelho, A. *et al.* Impactos das mudanças de uso da terra nas áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no nordeste do estado do Pará, Brasil. **Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, 13(1), 107-120, 2018. DOI: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v13i1.371>
- Copertino, M. *et al.* Desmatamento, fogo e clima estão intimamente ligados na Amazônia. **Ciênc. Culto.**, São Paulo, v. 71, n. 4, pág. 04-05, outubro de 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602019000400002>.
- Cortés-Gomes *et al.* Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. **Universitas Scientiarum**, Vol. 20 (2): 229-245, 2015. DOI: 10.11144/Javeriana.SC20-2.efna
- Cortez *et al.* Edge Effects on Richness, Abundance and Diversity of Frogs in Andean Cloud Forest Fragments. **South American Journal of Herpetology**: v. 3(3), p.213-222, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.2994/1808-9798-3.3.213>
- Costa *et al.* Impacto da urbanização nas águas superficiais de uma microbacia urbana no município de Capanema/PA, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12 n. 2, p. 204-215, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.002.0020>

Costa-Campos, C. E.; Freire, E. M. X. Richness and composition of anuran assemblages from an Amazonian savanna. **Zookeys**: v. 9 (843), p. 149-169, 2019. DOI: 10.3897/zookeys.843.33365.

Cubillos-Abrahams, M. V.; Montes-Correa, A. C.; Vera-Pérez, L. E. First Record of the Greenhouse Frog *Eleutherodactylus planirostris* (Anura, Eleutherodactylidae) from San Andrés, Colombian Caribbean Islands. **Caribbean J. of Science**, v. 51(1):136-145, 2021. DOI: <https://doi.org/10.18475/cjos.v51i1.a16>

Dias-Terceiro, R. G. *et al.* A Matter of Scale: Historical and Environmental Factors Structure Anuran Assemblages from the Upper Madeira River, Amazonia. **Biotropica**: v.47, e.2, p.259-266, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12197>

Duarte, A., Peterson, J.T., Pearl, C.A. *et al.* Estimation of metademographic rates and landscape connectivity for a conservation-reliant anuran. **Landscape Ecol** 35, 1459–1479 (2020). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01030-8>

Fahrig, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1003–1015, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x>

Fahrig, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40(9), 1649–1663, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>

Faria, A. S.; Menin, M.; Kaefer, I. L. Riparian zone as a main determinant of the structure of lizard assemblages in upland Amazonian forests. **Austral Ecology**: v. 44, e.5, p. 850-858, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12754>

Ferrante, L. *et al.* The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. **Journal of Biogeography**, v. 44, n. 8, p. 1911-1922, 2017.

Fernandes, R. M. S.; Dhenin, M. P. P. Análise da atividade neoextrativista da mineração de ouro no estado do Amapá (2000-2020). **Confins** [Online], v. 54, 2022. DOI: <https://doi.org/10.4000/confins.44899>

Fisch, G.; Marengo, J. A.; Nobre, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 2, p. 101-126, 1998. ISSN 1809-4392.

Gabardo, G. *et al.* Queimadas na Amazônia Brasileira. In: SALES, R. E. S. A Educação Ambiental em uma Perpesctiva Interdisciplinar. **Científica**: 332-343p., 2020. DOI: 10.37885/200800872

Gagné, S. A.; Fahrig, L. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. **Landscape Ecology**, v. 22(2), 205–215, 2006. DOI:10.1007/s10980-006-9012-3

Ganci, Carolina Cunha *et al.* High species turnover shapes anuran community composition in ponds along an urban-rural gradient. **Urban Ecosystems**, v. 25, n. 2, p. 633-642, 2022.

Gangenova, E.; Zurita, G. A.; Marangoni, F. Changes to anuran diversity following forest replacement by tree plantations in the southern Atlantic forest of Argentina. **Forest ecology and management**, v. 424, p. 529-535, 2018.

Gibbs, J. P.; Whiteleather, K. K.; Schueler, F. W. Changes in frog and toad populations over 30 years in New York State. **Ecological Applications**, 15(4), 1148–1157, 2005. doi:10.1890/03-5408

Grimm, N. B. *et al.* Global Change and the Ecology of Cities. **Science**, v. 319, p. 756-760, Fevereiro 2008. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1150195>

Güneralp *et al.* Urbanization Forecasts, Effects on Land Use, Biodiversity, and Ecosystem Services. In: T. Elmqvist *et al.* (org.). Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment. **Cham**: Springer Nature, 2013. DOI: 10.1007/978-94-007-7087-4

Haddad, C. F. B.; Giovanelli, J. G. R.; Alexandrino, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. In: BUCKERIDGE, M. S. **Biologia & mudanças climáticas no Brasil**. 1ª. ed. São Paulo: Dimensão Zoológica, 2008. Cap. 11, p. 5-16

Haddad, N. M.; Brudvig, L. A.; Clobert, J. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Sci Adv**, v. 1:e1500052, p. 1-9, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

Hanski, I. Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. **EMBO rep**, v. 6, n. 5, p. 388-392, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1038/sj.embor.7400398>

Heatwole, H.; Rowley, J. J. L. **Status de Conservação e Declínio de Anfíbios**: Austrália, Nova Zelândia e Ilhas do Pacífico. Victoria: CSIRO, 2018.

Heyer, W. Ronald; Maxson, Linda R. Distributions, relationships and zoogeography of lowland frogs. The *Leptodactylus* complex in South America, with special reference to Amazonia. **Biological diversification in the tropics**, 1982.

Iglesias-Carrasco, M.; Martín, J.; Cabido, C. Urban habitats can affect body size and body condition but not immune response in amphibians. **Urban Ecosyst**, v. 20, p. 1331–1338, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0685-y>

Iop *et al.* The interplay between local and landscape scales on the density of pond-dwelling anurans in subtropical grasslands. **Biotropica**: v. 52 (5), p. 1-15, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12794>

IUCN. Red List Quadrennial Report 2017-2020. Acesso em: 23 de janeiro de 2023. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>

Jackson, H. B.; Fahrig, L. What size is a biologically relevant landscape?. **Landscape ecology**, v. 27, n. 7, p. 929-941, 2012.



Jara, F. G. Reproductive biology of the emerald frog *Hylorina sylvatica* (Anura: Batrachylidae) in northwest Patagonia, Argentina. **Biota Neotropica** 22(4): e20221355, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1355>

Jiang K, Wang K, Wang YF, Li C, Che J. A new species of the endemic Himalayan genus *Liurana* (Anura, Ceratobatrachidae) from southeastern Tibet, China, with comments on the distribution, reproductive biology, and conservation of the genus. **Zool Res.**: v. 40 (3), p. 175-184, 2019. DOI: 10.24272/j.issn.2095-8137.2019.025.

Kruger, D. J. D.; Hamer, A. J.; Du Preez, L. H. Urbanization affects frog communities at multiple scales in a rapidly developing African city. **Urban Ecosystems**, 18(4), 1333–1352, 2015. doi:10.1007/s11252-015-0443-y

Lazerte, S. E.; Slabbekoorn, H.; Otter, K. A. *et al.* Learning to cope: vocal adjustment to urban noise is correlated with prior experience in black-capped chickadees. **Proc. Biol. Sci.**, v. 283, p: e27052–e27052, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1058>

Lima, A. P.; Magnusson, W. E.; Menin, M. *et al.* **Guia de Sapos da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central**. Manaus: Áttema Design Editorial, 2012.

MAPBIOMAS, P. Coleção v3. 1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2017. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 19 Dezembro 2020.

Malagoli, L *et al.* A new reproductive mode in anurans: Natural history of *Bokermannohyla astartea* (Anura: Hylidae) with the description of its tadpole and vocal repertoire. **PLoS ONE**: v. 16(2): e0246401, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246401>

Masseli, G. S.; Bruce, A. D.; Santos, J. G. dos; Vincen, T.; Kaefer, I. L. Composition and ecology of a snake assemblage in an upland forest from Central Amazonia. **Anais Da Academia Brasileira De Ciencias**: v. 91, p. 91: e20190080, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920190080>

Mazor, T.; *et al.* Global mismatch of policy and research on drivers of biodiversity loss. **Nat Ecol Evol**, v. 2, p. 1071–1074, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0563-x>

Menin, M. *et al.* Anuran diversity in urban and rural zones of the Itacoatiara municipality, central Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 49, n. 2, p. 122-130, 2019. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201800284>

Menin, M.; Rodrigues, D. de J.; Lima, A. P. Clutches, tadpoles and advertisement calls of *Synapturanus mirandaribeiroi* and *S. cf. salseri* in Central Amazonia, Brazil. **The Herpetological Journal**, v. 17, n. 2, p. 86-91, 2007.

Menin, M.; Waldez, F.; Lima, A. P. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in Central Amazonia, Brazil. **South American Journal of Herpetology**: v.3, e.1, p.68-81, 2008. DOI: [https://doi.org/10.2994/1808-9798\(2008\)3\[68:TVITAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2994/1808-9798(2008)3[68:TVITAA]2.0.CO;2)

Mkonyi, Felix J. Hotspot de biodiversidade revisitado: conjuntos de répteis e anfíbios das Reservas Florestais da Montanha Uluguru, sudeste da Tanzânia. **African Journal of Herpetology**, v. 70, n. 2, pág. 95-122, 2021.

Møller, A. P. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the western Palearctic. **Oecologia**, v. 159, p. 849–858, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1259-8>

Nascimento, F. A. C. do. Reproductive biology and sexual dimorphism of the poorly known frog *Chiasmocleis alagoana* (Microhylidae, Gastrophryninae), with an updated diagnosis for the species. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**: 57:2, 96-110, 2020. DOI: 10.1080/01650521.2020.1815942

Nunes Martins, R.; Menin, M. Natural history notes of *Rhinella proboscidea* (Anura, Bufonidae) from a non-flooded forest in central Amazon. **Cuad. herpetol.** v. 35 (1): p. 26-34, 2021. DOI: 10.31017/CdH.2020.(2020-036)

Nunes, I. Hidden by the name: A new fluorescent pumpkin toadlet from the *Brachycephalus ephippium* group (Anura: Brachycephalidae). **PLoS ONE**, v. 16 (4): e0244812. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244812>

Pedroso-Santos, *et al.* Anomalies in amphibians from the eastern Amazon region. **Herpetological Bulletin**, v. 153, p. 22-25, 2020. DOI: <https://doi.org/10.33256/hb153.2225>

Pelinson, R. M.; Rossa-Feres, D. D.; Garey, M. V. Disentangling the multiple drivers of tadpole metacommunity structure in different ecoregions and multiple spatial scales. **Hydrobiologia** 849, 4185–4202, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04967-w>

Prince *et al.* The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. **Landscape Ecology**: v. 20, p. 441–454, 2004. DOI: 10.1007/s10980-004-3167-6

Provete, D. B. Broad-scale spatial patterns of canopy cover and pond morphology affect the structure of a Neotropical amphibian metacommunity. **Hydrobiologia**: v. 734, p. 69–79, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1870-0>

Qian, H. Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 47, p. 509-514, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1759-6831.2009.00043.x>

Rojas, Rommel R. *et al.* Two new species of *Amazophrynella* (Amphibia: Anura: Bufonidae) from Loreto, Peru. **Zootaxa**, v. 3946, n. 1, p. 79-103, 2015.

Rostikawati, T.; Prasaja, D.; Handayani, F. Diversity of Amphibians (Order Anura) in Cibodas Resort Tourism Route, Gunung Gede Pangrango National Park. **Jurnal Biodjati**, v. 7(2), 319–330, 2022. DOI: 10.15575/biodjati.v7i2.19238

Santos, W. V. **Efeitos do gradiente de urbanização sobre assembleias de anfíbios no extremo oeste da Amazônia brasileira**. Tese (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal do Amazonas. Manaus, p. 50. 2020.

Sathler, D.; Monte-Mór, R. L.; CARVALHO, J. A. M. As redes para além dos rios: urbanização e desequilíbrios na Amazônia brasileira. **Nova economia**, v. 19, p. 11-39, 2009.

Segalla, M. *et al.* Lista de Anfíbios Brasileiros. **Herpetologia Brasileira**, 10(1), 121–216, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.471617>

Silva Júnior, C.H.L. *et al.* The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. **Nat Ecol Evol**, v. 5, p. 144–145, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x>

Silvano, D.; Segalla, M. Conservation of Brazilian Amphibians. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 653-658, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00681.x>

Siqueira-Gay, J. & Sánchez, L. E. Keep the Amazon niobium in the ground. **Environmental Science & Policy**, vol. 11, p. 1-6, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.05.012>

Suárez, R. P. *et al.* Anuran responses to spatial patterns of agricultural landscapes in Argentina. **Landscape ecology**, v. 31, p. 2485-2505, 2016.

Sun Z. J. *et al.* Spatiotemporal patterns of anuran functional diversity in temperate montane forests. **Zool Res**. 2021 Jul 18;42(4):412-416. doi: 10.24272/j.issn.2095-8137.2020.341.

Wake, D. B.; Vredenburg, V. T. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. **PNAS**, v. 105, p. 11466-11473, Agosto 2008. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0801921105>

Werner, E. E. *et al.* Amphibian species richness across environmental gradients. **Oikos**, v. 116, n. 10, p. 1697-1712, 2007.

Zhang, W.; Li, B.; Yang, G. The Effects of Landscape Heterogeneity on East China Anuran Communities: Identifying Spatial Scales in an Urbanizing Landscape. **Diversity** 2022, 14, 968. <https://doi.org/10.3390/d14110968>