



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



**EFEITOS DO GRADIENTE DE URBANIZAÇÃO SOBRE  
ASSEMBLEIAS DE ANFÍBIOS NO EXTREMO  
OESTE DA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

**WESLEI VALTERAN DOS SANTOS**

**MANAUS, AMAZONAS**

**AGOSTO - 2020**



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



**WESLEI VALTERAN DOS SANTOS**

**EFEITOS DO GRADIENTE DE URBANIZAÇÃO SOBRE  
ASSEMBLEIAS DE ANFÍBIOS NO EXTREMO  
OESTE DA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

**Orientador:** Dr. Marcelo Menin

**Coorientador:** Dr. Sérgio H. Borges

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Amazonas/Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

**MANAUS, AMAZONAS**

**AGOSTO - 2020**

## Ficha Catalográfica

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

S237e Santos, Wesley Valteran dos  
Efeitos do gradiente de urbanização sobre assembleias de anfíbios no extremo oeste da Amazônia brasileira / Wesley Valteran dos Santos . 2020  
50 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Marcelo Menin  
Coorientador: Sérgio Henrique Borges  
Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Ecologia da paisagem. 2. Biodiversidade urbana. 3. Cidades amazônicas. 4. Anfíbios urbanos. 5. Urbano/periurbano/rural/florestal. I. Menin, Marcelo. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

## **DEDICATÓRIA**

À minha família, em especial aos meus pais (José e Serli dos Santos), pelo incentivo e apoio.

Ao professor **Marcelo Menin** (in memoriam) por todo o incentivo, esforço e ensinamento desprendido, que foram fundamentais para a realização desse trabalho, e pela pessoa humana e incrível que foi.

## AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos meus orientadores, Marcelo Menin e Sérgio H. Borges, que depois das orientações, passaram a ser exemplos de profissionais e inspiração ética. Ao professor Menin, pelos ensinamentos, orientação, disponibilidade e dedicação nas correções do texto, que sem sombra de dúvidas, foram fundamentais para o desenvolvimento desse trabalho. Muito obrigado. Ao professor Sérgio, por todo o suporte, pelas conversas, pela paciência e ajuda no planilhamento dos dados e nas análises, que foram fundamentais para chegar aos resultados. Muito obrigado.

Aos (Às) professores (as) que ministraram as disciplinas durante a Pós-Graduação, pois esses ensinamentos foram importantíssimos para o desenvolvimento dessa dissertação.

À turma de Zoologia/UFAM 2018, pela companhia nesses dois anos, pelas discussões nas diversas áreas da Biologia e descontrações.

Ao secretário da pós-graduação, Gildázio (Gil), pela eficiência e prontidão no atendimento de todas as vezes que precisei.

Ao Carlos, André, Fabiano, Andressa e Diana pelo apoio nas atividades de campo, que foi fundamental e decisivo para a coleta de dados.

À Ayra, pela ajuda primordial com o script e as nas análises no programa R e pelo tombamento dos exemplares testemunhos da pesquisa na Coleção Zoológica Prof. Paulo Bührnheim da Universidade Federal do Amazonas.

Aos avaliadores do projeto, Doutores Ulisses Galatti, Bruno Sampaio Sant'Anna e Selvino Neckel de Oliveira pelas críticas e sugestões.

Aos componentes da banca de qualificação, Doutores Marcelo Gordo e Igor L. Kaefer e Doutora Tatiana Schor pelas preciosas sugestões e contribuições.

À Universidade Federal do Amazonas e ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, pela estrutura e oportunidade.

Ao Comando de Fronteira Solimões do Exército Brasileiro, pela autorização para realização da pesquisa na área florestal do 8º Batalhão de Infantaria de Selva.

Ao meu enteado Guilherme, por ter me hospedado em seu apartamento e pelas inúmeras caronas até a UFAM em Manaus.

À minha esposa Leide, pelo companheirismo e incentivo durante toda essa jornada.

À minha família, pelo incentivo e apoio, e por estarem sempre ao meu lado.

## RESUMO

A urbanização promove a fragmentação e degradação da qualidade do habitat, e as variações na paisagem urbana podem atuar como um gradiente ambiental influenciando a composição de espécies, gerando variações na diversidade beta das assembleias de anfíbios ao longo desse gradiente. Foram analisados os efeitos de variáveis locais e da paisagem sobre a riqueza, abundância e a composição de espécies de anfíbios, e se a diversidade beta é promovida pela substituição ou aninhamento das espécies em 22 transectos ao longo de um gradiente urbano/florestal no município de Tabatinga, no extremo oeste da Amazônia brasileira. Foram registradas 52 espécies e 5.481 indivíduos pertencentes a nove famílias de anfíbios. Os ambientes menos perturbados pela urbanização apresentaram as maiores riquezas de espécies, entretanto, a abundância teve um padrão contrário ao esperado para o gradiente, tendo os ambientes mais perturbados as maiores abundâncias de indivíduos. A variação da diversidade beta foi promovida tanto pela substituição de espécies, com a maioria das espécies com baixa abundância e com poucas espécies comuns em todos os ambientes, como pelo aninhamento, com uma perda gradual de espécies ao longo do gradiente, indicando que todas as espécies registradas nos ambientes urbano e periurbano eram um subconjunto das espécies registradas no ambiente rural. Duas variáveis ambientais da paisagem (área verde e distância do rio) influenciaram significativamente a estrutura da comunidade de anfíbios ao longo do gradiente urbano/florestal, e para ambas variáveis, as ordenações de espécies revelaram um padrão significativamente aninhado. As regressões segmentadas enfatizam que, para preservar e conservar uma maior diversidade de espécies e evitar a homogeneização da fauna de anfíbios em ambientes urbanos, é necessário planejar a manutenção de áreas verdes como cobertura florestais maiores que 68 mil m<sup>2</sup> ao longo da paisagem urbana.

**PALAVRAS-CHAVE:** Ecologia da paisagem, biodiversidade urbana, cidades amazônicas, anfíbios urbanos, urbano/periurbano/rural/florestal.

**ABSTRACT**

Urbanization promotes fragmentation and habitat quality degradation. Urban landscape variations can act as an environmental gradient influencing species composition, generating variations in the beta diversity of amphibian assemblages along this gradient. We analyzed effects of local and landscape variables over richness, abundance and composition of anuran species, and whether beta diversity is promoted by the substitution or nestedness of species in 22 transects along a urban/forest gradient in the municipality of Tabatinga, in the extreme western of Brazilian Amazon. We registered 52 species and 5.481 individuals belonging to nine amphibian families. Environments less disturbed by urbanization environments showed the highest richnesses, however, abundance had a pattern different to the expected for the gradient, with the most disturbed environments with the highest abundances of individuals. Beta diversity variation was promoted both by species substitution, with most of species with low abundance and few common species in all environments, as by nestedness, with a gradual loss of species along the gradient, indicating that all registered species at urban and periurban environments were a subset of the registered species at the rural environment. Two environmental variables of landscape (green area and distance from the river) influenced significantly the amphibian community structure along the urban/forest gradient, and for both variables, the species ordinations revealed a significantly nested pattern. Piecewise regression emphasize that, to preserve and conserve a higher species diversity and avoid the amphibian fauna homogenization in urban environments, is necessary to plan the maintenance of green areas as forest cover larger than 68 thousand m<sup>2</sup> along urban landscape.

**KEYWORDS:** Landscape ecology, urban biodiversity, Amazonian cities, urban amphibians, urban/periurban/rural/forest.

**SUMÁRIO**

LISTA DE FIGURAS .....	09
LISTA DE TABELAS .....	10
INTRODUÇÃO .....	11
OBJETIVOS .....	15
OBJETIVO GERAL .....	15
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	15
MATERIAL E MÉTODOS .....	16
ÁREA DE ESTUDO .....	16
AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO DOS ANFÍBIOS .....	17
VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS E DA PAISAGEM .....	19
ANÁLISES DOS DADOS .....	20
RESULTADOS .....	23
CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DE ANFÍBIOS .....	23
PADRÕES DE DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO .....	26
EFEITOS DOS FATORES AMBIENTAIS SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE ANFÍBIOS .....	28
DISCUSSÃO .....	32
CONCLUSÃO .....	38
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	39
APÊNDICES .....	48



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Mapa do Brasil (A) com destaque para o estado do Amazonas e a localização do município de Tabatinga (B).....	16
<b>Figura 2:</b> Imagens de satélite comparativas do município de Tabatinga, estado do Amazonas, do ano de 2002 (A) e do ano de 2019 (B), evidenciando o crescimento urbano.....	17
<b>Figura 3:</b> Transectos de amostragem (barras coloridas) ao longo da paisagem do município de Tabatinga, Amazonas, Brasil.....	18
<b>Figura 4:</b> Curvas de rarefação baseadas no número de amostragens (A) e no número de indivíduos (B) de espécies de anfíbios no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil.....	26
<b>Figura 5:</b> Comparações entre médias da riqueza, abundância, equitabilidade e diversidade de espécies de anfíbios entre os ambientes estudados no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil.....	27
<b>Figura 6:</b> Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado em dados quantitativos (abundância) (A) e dados qualitativos (presença/ausência) (B) de espécies de anfíbios no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil.....	28
<b>Figura 7:</b> Efeito da quantidade de área verde (m <sup>2</sup> ) na composição quantitativa (A), qualitativa (B) e na riqueza de espécies (C) ao longo do gradiente urbano/florestal do município de Tabatinga, Amazonas, Brasil.....	30
<b>Figura 8:</b> Ocorrência de espécies de anfíbios em 22 transectos de amostragem ao longo do gradiente urbano/florestal no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil..	31

**LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1:</b> Abundância, riqueza e constância de ocorrência de anfíbios nos transectos urbanos, periurbanos, rurais e florestais no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil.....	24
<b>Tabela 2:</b> Resultados das análises da regressão linear múltipla.....	29
<b>Tabela 3:</b> Resultados da análise de aninhamento nas assembleias de anfíbios baseada nos índices de sobreposição e preenchimento decrescente (NODF) em matrizes ordenadas por diferentes critérios ao longo do gradiente urbano/florestal do município de Tabatinga, Amazonas, Brasil.....	32

## INTRODUÇÃO

Entre as atividades que causam perda da biodiversidade, o avanço da urbanização figura entre as principais, afetando negativamente a riqueza e a abundância de muitas espécies (McKinney, 2006, 2008). Algumas estimativas não são nada animadoras do ponto de vista ambiental, pois demonstram que haverá um rápido e contínuo aumento da urbanização e que a população urbana mundial chegará a quase 5 bilhões de pessoas até 2030, com grande aumento em países subdesenvolvidos e em cidades com menos de meio milhão de habitantes (UNFPA, 2007). Segundo dados da obra intitulada “*Atlas for the End of the World*” (2017), das 423 cidades localizadas nos pontos críticos de biodiversidade do mundo (*Hotspots*), 383 estão se desenvolvendo e espera-se que continuem a se espalhar diretamente no habitat remanescente desses centros de biodiversidade (Weller *et al.*, 2017).

No entanto, a definição do que é área urbana é um tanto controverso, devido a aplicação do termo em diferentes áreas de conhecimento, como: Ecologia, Sociologia, Economia, Meio ambiente físico e de Planejamento (McIntyre *et al.*, 2000). Entre os principais fatores adotados para definição do termo, estão a densidade humana e a densidade de área construída (edifícios, estradas e outras infraestruturas) (McDonnell e Pickett, 1990; McDonnell *et al.*, 1993; Demographia, 2018). O processo de urbanização não segue um padrão universal e pode ser influenciado por diversos fatores, e apesar de ser considerado o processo mais impactante para a biodiversidade, pois é realizado para atender a necessidade de uma única espécie, a nossa, ele gera um ambiente heterogêneo, com diferentes níveis de urbanização (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012).

Esse aumento de áreas urbanas resulta em significativas e intensas mudanças dos fatores abióticos (umidade, temperatura, pluviosidade e radiação) e, conseqüentemente, afeta a composição da biota local podendo levar a criação de novas coberturas do solo e novas assembleias de plantas e animais (McKinney, 2006). A urbanização promove um conjunto complexo de mudanças no ambiente, porém, no início do surgimento da área urbana, geralmente alguns fragmentos ambientais maiores são mantidos, mas com passar do tempo e com o surgimento de novas áreas periurbanas e rurais, esses fragmentos remanescentes antigos são frequentemente mais fragmentados e isolados, reduzindo as populações restantes residentes de animais (Radeloff, 2005; McKinney, 2002; 2006).

Hahs e McDonnell (2006) contribuíram para o desenvolvimento de um conjunto padrão de medidas para caracterizar a urbanização e retrataram o processo como a

variação de determinadas características ao longo do espaço ambiental (gradiente). Esses autores definiram que, para quantificar e representar o gradiente urbano/rural devem ser consideradas variáveis demográficas e físicas da urbanização e métricas da paisagem para permitir uma compreensão mais detalhada da resposta de sistemas ecológicos para esse gradiente, e que o conjunto de medidas adotado para representar o gradiente de urbanização dependerá do objetivo do estudo em particular.

O gradiente ambiental, isto é a variação de fatores abióticos no espaço ou no tempo ao longo de uma paisagem, atua como um filtro sobre a organização e estruturação das comunidades, moldando a composição das espécies (Janzen, 1967; Navas, 2003), sendo que os locais mais distantes ao longo da paisagem geralmente são os mais dissimilares (Legendre, 1993). As perturbações causadas por atividades humanas, como o processo de urbanização, também fazem parte de exemplos de gradientes ambientais (Kark, 2012; Bellocq *et al.*, 2017). Portanto, as variações na paisagem urbana podem atuar como um gradiente ambiental influenciando a composição de espécies de animais e vegetais. Alguns estudos demonstraram que as características do ambiente urbano como a cobertura vegetal, a área de superfície impermeável, a densidade da população humana, a densidade de estradas e fatores socioeconômicos, e mesmo a presença de animais domésticos, afetaram diretamente a riqueza e a densidade de aves (Fontana *et al.*, 2011; MacGregor-Fors e Schondube, 2011; Luck *et al.*, 2013), de mamíferos (Saito e Koike, 2013, 2015) e de anfíbios anuros (Pillsbury e Miller, 2008; Zhang *et al.*, 2016).

A capacidade de resposta das espécies às variações das características ambientais ao longo de uma paisagem determina a diversidade beta (diferenças na composição de espécies) de uma comunidade, entre locais de amostragem (Whittaker, 1972; Jost, 2006, 2007; Melo *et al.*, 2009). A diversidade beta pode ser explicada por dois padrões ecológicos distintos: pela substituição aleatória de espécies ou pelo aninhamento das espécies ao longo do gradiente ambiental (Baselga, 2010).

A variação na diversidade beta por substituição (troca) de espécies consiste na perda ou ganho de espécie associado à disponibilidade e ocupação de nichos e a capacidade de colonização, considerando a dificuldade de dispersão da espécie (dispersão limitada) ou a presença de barreiras ecológicas (Qian *et al.*, 2005; Baselga, 2010). A variação na diversidade beta gerada pelo aninhamento das espécies consiste na perda gradual de espécies devido às condições ambientais ao longo do gradiente, onde as áreas com menores riquezas de espécies serão subconjuntos das áreas com maior riqueza de espécies (Wright e Reeves, 1992; Ulrich e Gotelli, 2007). Vale ressaltar que esses padrões variam

dependendo do grupo taxonômico e a diversidade beta pode ser explicada individualmente pela substituição de espécies, pelo aninhamento das espécies ou por ambos (Baselga, 2010; Almeida-Neto *et al.*, 2008; Louzada *et al.*, 2010).

Para os anfíbios esse gradiente de urbanização pode ser determinante na composição das assembleias, gerando variação na diversidade beta, pois favorece ou impede a presença de determinadas espécies de acordo com o grau de alteração do ambiente (Menin *et al.*, 2019). Considerando algumas características peculiares dos anfíbios como a permeabilidade da pele, a maioria das espécies é sensível a quaisquer alterações no ambiente, apresenta baixa capacidade de dispersão, é vulnerável a atropelamentos e é dependente de ambientes aquáticos para a reprodução e de terrestre para a alimentação (Hamer e McDonnell, 2008).

Em estudos desenvolvidos em fragmentos florestais rurais na Amazônia central (Tocher *et al.*, 1997, 2001; Tocher, 1998) em um mosaico de ambientes com diferentes graus de perturbação (floresta primária intacta, floresta de crescimento secundário e área de pastagem) e fragmentos florestais de diferentes tamanhos (100ha, 10ha e 1ha), pode-se detectar diferentes efeitos do processo de fragmentação florestal sobre assembleias de anuros. Esses estudos demonstraram que (i) houve perda de espécies com a perturbação da floresta e ambientes em regeneração tem um importante papel na conservação de espécies; (ii) a riqueza de espécies foi fortemente relacionada à área do fragmento, porém, em comparação com os dados antes do isolamento, a riqueza de espécies aumentou consistentemente nos fragmentos florestais após o isolamento, independentemente do tamanho do fragmento, evidenciando a capacidade de dispersão das espécies pela paisagem e de invasão por espécies de áreas abertas da matriz ao redor dos fragmentos; (iii) o sucesso reprodutivo não estava associado ao tamanho do fragmento, mas sim relacionado à disponibilidade de ambientes para a reprodução, e (iv) algumas espécies caracterizadas como espécies florestais (e.g. *Phyllomedusa tarsius*) (Neckel-Oliveira, 2004), são capazes de usar outros tipos de habitats para reprodução, como habitats em ambientes de área aberta, porém, com uma redução no sucesso reprodutivo, mas permitindo a recolonização e a troca genética entre os fragmentos (Tocher *et al.*, 1997, 2001; Tocher, 1998). Além disso, a transformação de áreas florestais em áreas abertas para a agricultura em uma região de ecótono entre Amazônia e Cerrado revelou uma significativa diferença na diversidade beta de espécies de anfíbios anuros entre os habitats, e uma substituição de espécies tipicamente de florestas amazônicas por espécies

de cerrado nos habitats perturbados, resultando na homogeneização da fauna e na perda da diversidade beta nesses habitats perturbados (Bitar *et al.*, 2015).

Poucos estudos abordaram os anfíbios amazônicos dentro de um contexto urbano. Em um fragmento florestal urbano na Amazônia central, a riqueza de espécies de anuros em parcelas ripárias foi afetada negativamente pela proximidade da borda do fragmento, demonstrando um forte efeito de borda (Tsuji-Nishikido e Menin, 2011). Por outro lado, em uma região da fronteira sul da floresta amazônica, assembleias de anuros em poças temporárias dentro, na borda e próximas do fragmento, não foram afetadas pelo efeito de borda, demonstrando que as assembleias foram temporalmente estáveis e estruturadas, possivelmente, não sendo compostas por espécies colonizadoras generalistas com associações aleatórias (Venâncio *et al.*, 2014). Ambos os estudos citados não consideraram variáveis da paisagem urbana que circundava os fragmentos.

Entre os poucos estudos na região Neotropical ao longo de um gradiente de urbanização (urbano/rural), Oda *et al.* (2017) investigaram a influência da vegetação e das características da paisagem na composição de espécies de anuros para um município no sudeste do Brasil, e encontraram uma riqueza menor nas áreas urbanas e periurbanas do que nas áreas rurais, e sugeriram que algumas espécies foram mais resistentes às alterações ambientais, sendo registradas na maioria dos locais amostrados. Padrão similar foi encontrado por Menin *et al.* (2019) em regiões urbanas e rurais do município de Itacoatiara-AM, onde detectaram diferenças na composição e riqueza de espécies, e que as áreas urbanas foram compostas principalmente por espécies associadas às áreas abertas e bancos de macrófitas, com uma significativa redução na diversidade quando comparada com áreas com menor grau de perturbação humana.

Como mencionado anteriormente, poucos estudos sobre anfíbios foram realizados em contextos urbanos na Amazônia. Neste estudo, investigou-se a anurofauna em um gradiente de urbanização no município de Tabatinga no extremo oeste da Amazônia Brasileira. Tabatinga é uma cidade relativamente pequena com cerca de 64 mil habitantes (IBGE 2018) localizada às margens do rio Solimões. A região apresenta diferentes fitofisionomias (Velooso *et al.*, 1991) que hospedam uma grande diversidade de anfíbios (Godinho e Silva, 2018). Estas características regionais ofereceram uma oportunidade única de se investigar como a diversidade, abundância e composição de espécies de anuros se estrutura ao longo de um gradiente ambiental providenciado pela urbanização em uma região com grande diversidade de anfíbios.

Baseado em outros estudos sobre diversidade de anfíbios em ambientes urbanos, espera-se que: (i) os locais com maiores níveis de urbanização afeta negativamente a riqueza e a abundância das espécies de anfíbios; (ii) a composição de espécies de anfíbios será mais similar nos locais com maiores níveis de urbanização e representarão um subconjunto das áreas com menores níveis de urbanização; e (iii) que variáveis ambientais da paisagem influenciam mais a composição de espécies de anfíbios do que as variáveis ambientais locais. Espera-se que este estudo possa subsidiar estratégias e planejamentos para a conservação de anfíbios em paisagens urbanas na Amazônia.

## **OBJETIVOS**

### **OBJETIVO GERAL**

Analisar os efeitos de variáveis locais e da paisagem sobre a riqueza, abundância e a composição de espécies de anfíbios ao longo de um gradiente de urbanização no município de Tabatinga no estado do Amazonas.

### **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

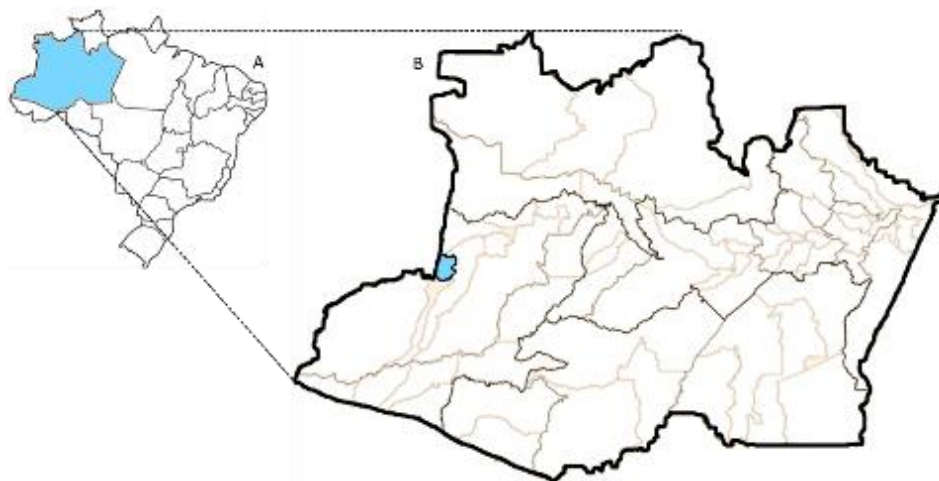
- Estimar a riqueza, abundância, frequência e composição de espécies de anfíbios ao longo de um gradiente de urbanização;
- Determinar se a variação na riqueza e na composição de espécies ao longo do gradiente de urbanização ocorre por processos relacionados com substituição ou aninhamento de espécies;
- Verificar o efeito de variáveis abióticas na composição de espécies ao longo do gradiente de urbanização;
- Avaliar quais níveis de urbanização são mais favoráveis à manutenção e conservação das espécies.

## MATERIAL E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Tabatinga, Estado do Amazonas, em uma região de tríplice fronteira Brasil/Colômbia/Peru, tendo a divisa com o Peru delimitada pelo rio Solimões e com a Colômbia, por uma fronteira seca com a cidade de Letícia. Tabatinga é considerada a principal cidade da macrorregião do Alto Solimões, localizada na margem esquerda do rio Solimões no extremo oeste da Amazônia brasileira (Figura 1). O município abrange uma área total de 3.266,062 km<sup>2</sup> (IBGE, 2017) e sua população está estimada em 65.844 habitantes, com uma densidade de 20 habitantes/km<sup>2</sup> (IBGE, 2019). No último censo realizado em 2010, a população era de 52.272 habitantes e uma densidade de 16,21 habitantes/km<sup>2</sup>, com população rural de 15.908 e urbana de 36.371 habitantes (IBGE, 2011), sendo que sua área urbana cresceu consideravelmente nos últimos 18 anos (Figura 2).

A região do município apresenta uma vegetação dominante do tipo Floresta Ombrófila Aberta Aluvial com a influência de diferentes níveis de inundação e com transições de áreas de várzeas, igapós e mata de terra firme (IBGE, 2012). O clima da região é caracterizado como Equatorial, quente, úmido com temperatura média maior que 18°C em todos os meses do ano, podendo ter de 9 a 12 meses chuvosos e com uma precipitação média anual de 2250 a 3000 mm (IBGE, 2002; 2014).



**Figura 1:** Mapa do Brasil (A) com destaque para o estado do Amazonas e a localização do município de Tabatinga (B). Elaborado a partir da base cartográfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE.





**Figura 2:** Imagens de satélite comparativas do município de Tabatinga, estado do Amazonas, do ano de 2002 (A) e do ano de 2019 (B), evidenciando o crescimento urbano. Linha amarela = fronteira com a cidade de Leticia/Colômbia e Santa Rosa/ Peru. Imagem extraída do Google Earth Pro (versão 7.3.2).

### **AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO DOS ANFÍBIOS**

As amostragens foram realizadas em 22 transectos de 300 m de extensão distribuídos ao longo do gradiente urbano/florestal do município, dividido em quatro ambientes: urbano com nove transectos, periurbano com seis transectos, rural e florestal com cinco e dois transectos, respectivamente (Figura 3). Os transectos correspondiam às ruas do município

(exceto os dois transectos florestais que foram instalados em trilhas). Cada transecto foi amostrado quatro vezes entre os meses de abril e setembro de 2019. Esses meses correspondem a transição do período mais chuvoso para o menos chuvoso.



**Figura 3:** Imagem de satélite do município de Tabatinga, no estado do Amazonas, Brasil (região de tríplex fronteira Brasil/Colômbia/Perú), destacando os 22 transectos de amostragem ao longo do gradiente urbano/florestal, sendo nove transectos (barras vermelhas) no ambiente urbano, seis transectos (barras amarelas) no ambiente periurbano, cinco transectos (barras rosas) no ambiente rural e, dois (barras verdes) no ambiente florestal. Linhas pretas circundando o transecto representa a área de 100 metros de *buffer* onde foram estimadas as variáveis ambientais da paisagem (Percentuais de água, de floresta, de vegetação em regeneração e de superfície impermeável). Dados obtidos pelo programa SIG ArcGIS Online 10.5 (versão gratuita).

Os anfíbios foram registrados por amostragem visual e auditiva simultaneamente (Heyer *et al.*, 1994) e por tempo limitado (Procura Limitada por Tempo; Scott, 1994),

entre 18h e 22h. Cada transecto foi amostrado por, no mínimo, uma hora, e dois transectos foram amostrados em cada noite (exceto os transectos em florestas, amostrados em noites distintas), tendo os horários de amostragem invertidos entre os transectos durante os quatro períodos de amostragem. Ao todo foram realizadas 48 noites e cerca de 428 horas de amostragens. A equipe de amostragem variou de um a cinco pesquisadores que tinham experiência de amostragem de anfíbios em campo, e em 33 noites (68,75%) contou com a colaboração de três ou mais pesquisadores. Os registros auditivos foram feitos por um único pesquisador (WVS) em cinco pontos equidistante ao longo do transecto por 10 minutos em cada ponto. Os registros visuais foram feitos por todos os pesquisadores dos dois lados dos transectos. Foram consideradas quatro faixas de amostragens, estimadas visualmente de distâncias dos lados do transecto, tanto para os registros visuais, como auditivos, sendo a faixa 1 de zero a cinco metros, a faixa 2 de cinco a dez metros, a faixa 3 de 10 a 15 metros e a faixa 4, acima de 15 m de distância.

Foram capturados e fixados 217 exemplares, mediante licença concedida pelo órgão competente (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/SISBIO/ICMBio, licença número 65749-1). Os espécimes foram identificados usando Rodríguez e Duellman (1994), Duellman (2005), Lima *et al.* (2012) e a nomenclatura adotada foi a de Frost (2019). Os espécimes foram anestesiados e mortos com cloridrato de lidocaína a 5%, fixados com solução formalina 10% e armazenados em etanol 70%. Os exemplares foram depositados na Seção de Anfíbios da Coleção Zoológica Prof. Paulo Bührnheim da Universidade Federal do Amazonas (CZPB-AA 2128 a 2344).

## **VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS E DA PAISAGEM**

Entre os meses de abril e maio de 2019 foram coletados dados de cinco variáveis ambientais locais em cada um dos transectos: tipo de rua, número de comércios, número de postes, número de casas e área aproximada dos terrenos baldios.

O tipo de rua foi categorizado em rua de concreto (tipo 1), rua de asfalto (tipo 2) e rua de terra (tipo 3), sendo que os dois transectos florestais, que eram trilhas, foram categorizados como rua de terra (tipo 3). Os números de comércios, postes e casas foram anotados considerando os dois lados do transecto. As áreas aproximadas em metros quadrados dos terrenos baldios foram estimadas visualmente a partir das medidas de profundidade/largura de cada terreno baldio presente dos dois lados do transecto, sendo que as medidas de profundidade e largura foram estimadas visualmente em metros, onde

a estimativa da medida de profundidade de cada terreno baldio foi até no máximo de 100 metros. Foram incluídos nessa variável, áreas de matas, de capoeiras, de plantios e de pastagens (APÊNDICE I).

Imagens de satélites foram utilizadas para obter quatro variáveis da paisagem (percentuais de água, de floresta, de vegetação em regeneração e de superfície impermeável) considerando uma área *buffer* de 100 metros ao redor de cada transecto (Figura 3). Os dados das variáveis ambientais da paisagem foram obtidos utilizando o programa SIG ArcGIS Online 10.5 (versão gratuita que combinada imagens de diferentes satélites no momento do acesso), a partir da ferramenta de classificação não supervisionada com *buffer*, onde, num primeiro momento foram extraídos dados espaciais que foram analisados e corrigidos, conforme coordenadas coletadas em campo com equipamento de Sistema de Posicionamento Global (GPSmap76CSx). Num segundo momento foi utilizada a ferramenta de classificação de imagem supervisionada da área *buffer* de cada transecto para executar a classificação detalhada, sendo que os percentuais de cada variável foram obtidos de acordo com a área do *buffer*, relativo a 100 metros a partir da linha central de cada lado do transecto, e o cálculo de área foi obtido com a ferramenta *dissolver*, para agrupamento e filtro dos dados do respectivo programa (APÊNDICE II). Uma quinta variável da paisagem (distância do rio Solimões) de cada transecto foi medida em metros, usando a ferramenta de régua do programa Google Earth Pro (versão 7.3.2) de um ponto fixo do rio Solimões para o ponto inicial de cada transecto, sendo essa variável um *proxy* do período de tempo da expansão urbana (APÊNDICE III). Tanto as variáveis ambientais locais, como as variáveis da paisagem estão diretamente relacionadas com os níveis de urbanização ao longo do gradiente de urbanização e, assumimos que podem influenciar a capacidade de reprodução, dispersão e manutenção das espécies de anfíbios.

## ANÁLISES DOS DADOS

Para calcular a frequência de cada espécie foi utilizado o índice de constância (Dajoz, 1973) por meio da fórmula  $C = \pi \times 100 / P$ , onde: C é o valor de constância para a espécie;  $\pi$  é o número de amostras nas quais a espécie i foi encontrada; e P é o número total de amostras. De acordo com o índice a espécie foi considerada: Constante, quando C foi > 50%; Acessória, quando C foi  $\geq 25\%$  e  $\leq 50\%$ ; e Acidental, quando C foi < 25%.

Para estimar a riqueza de espécies entre os quatro ambientes e os quatro períodos de amostragem foram calculadas curvas de rarefação baseadas no número de amostras e no

número de indivíduos (Gotelli e Colwell, 2001). As curvas foram obtidas a partir de 999 randomizações usando o índice analítico S (est) (Colwell *et al.*, 2012) no programa EstimateS 9 (Colwell, 2013). Esse método é apropriado para comparar conjuntos de dados contendo diferentes números de indivíduos (Gotelli e Colwell, 2001). Nessas análises, o número total de indivíduos (abundância) considerados foi a soma das quatro amostragens de cada transecto. Para as demais análises que serão citadas, o número de indivíduos (abundância) considerado para cada espécie foi o valor máximo registrado em uma das quatro amostragens de cada transecto, a fim de evitar a contagem de um mesmo indivíduo em diferentes amostragens.

A dominância e a diversidade de espécies foram determinadas através do índice de dominância de Berger-Parker (d) e o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ; Krebs 1999), respectivamente, usando o programa PAST (Hammer *et al.*, 2001).

Os dados de riqueza, abundância, equitabilidade e diversidade de espécies entre os ambientes (urbano, periurbano, rural e florestal) foram comparados através das análises de variância não paramétrica, pelo teste de Kruskal-Wallis (KW), com contraste de Dunn. A equitabilidade foi baseada no índice de Pielou que varia de 0 a 1, onde quanto mais próximo de 1, maior a equitabilidade entre as espécies. Nessas análises os transectos florestais foram excluídos, e foram feitas usando o programa BioEstat, versão 5.3.

Foram realizadas ordenações das espécies ao longo do gradiente urbano/florestal por meio do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), baseadas em dados qualitativos (presença/ausência), usando o índice de Jaccard, e quantitativos (abundância) usando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis sobre a proporção de cada espécie em cada transecto.

Dois variáveis da paisagem (floresta e vegetação em regeneração), dimensionadas em percentuais na área *buffer* de cada transecto foram agrupadas em uma única variável (área verde) e convertidas em hectares. A variável da paisagem “água” foi excluída das análises, devido estar ausente na maioria (13) dos transectos.

Das oito variáveis ambientais testadas quanto a presença de multicolinearidade por meio de correlação de Spearman (variáveis com valores de correlação  $\geq 0,7$  foram consideradas multicolineares) (MacGregor-Fors e Schondube, 2011), apenas três variáveis (distância do rio Solimões, tipo de rua e área verde) não foram correlacionadas e, portanto, mantidas nas análises.

Para testar os efeitos das três variáveis ambientais (variáveis independentes) na composição dos anfíbios nos transectos ao longo do gradiente, foram realizadas análises

de regressão múltipla, para as quais as variáveis dependentes foram a riqueza de espécies e o primeiro eixo das análises NMDS.

Para determinar qual a quantidade da área verde que proporciona uma mudança brusca na composição das espécies de anfíbios ao longo do gradiente, foi usada a regressão segmentada (piecewise regression) baseada na composição quantitativa, qualitativa (eixos do NMDS) e na riqueza de espécies dos anfíbios. A regressão segmentada permite o ajuste de múltiplos modelos lineares aos dados para diferentes intervalos do valor do x, sendo o valor de x o ponto de quebra (mudança) onde a inclinação da reta (função linear) muda. A regressão segmentada foi realizada com o pacote estatístico SiZer, versão 0.1-4 do programa R (R Core Team, 2014), que usa um método não paramétrico para aproximar a função da resposta e suas derivadas. Depois disso, examina como essas funções mudam ao longo da faixa da variável preditora (Sonderegger *et al.*, 2009).

Os dados de abundância foram transformados em percentual e em raiz quadrada, e os dados das variáveis ambientais foram transformados usando a função genérica “scale” (subtraindo a média e dividindo pelo desvio padrão) do programa R (R Core Team, 2014), no qual também foram realizadas a análise do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), da correlação das variáveis ambientais, da regressão múltipla e a da regressão segmentada (piecewise regression).

O grau de aninhamento nas assembleias de anfíbios entre os transectos foi obtido através da análise de sobreposição e preenchimento decrescente (NODF) (Almeida-Neto *et al.*, 2008), que permite quantificar o aninhamento entre locais ou as espécies de forma independente, onde seus valores variam de 0 a 100 e quanto maior o valor, maior será o grau do aninhamento. As matrizes de presença/ausência foram elaboradas de duas maneiras: com todos os transectos e excluindo os transectos florestais. As matrizes foram ordenadas em ordem decrescente por riqueza, quantidade de área verde, distância do rio e abundância. A significância da NODF foi testada através de um modelo nulo onde a ordem das colunas é randomizada (Borges *et al.*, 2017). O teste foi realizado usando o software gratuito Nestedness for Dummies (NeD) desenvolvido por Strona *et al.* (2014) (disponível em <http://purl.oclc.org/ned>).

## RESULTADOS

### CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DE ANFÍBIOS

Foram registrados 5.481 indivíduos pertencentes a 52 espécies de anfíbios distribuídas em nove famílias, sendo a família Hylidae a que apresentou a maior riqueza com 29 espécies (55,7%), seguida pelas famílias Leptodactylidae (7 espécies; 13,4%), Phyllomedusidae (4 espécies; 7,6%), Bufonidae, Craugastoridae e Dendrobatidae com três espécies cada (5,7%) e Eleutherodactylidae, Plethodontidae e Pipidae com uma espécie cada (1,9%). As famílias Craugastoridae, Dendrobatidae, Eleutherodactylidae, Plethodontidae e Pipidae foram registradas exclusivamente nos transectos do ambiente florestal (Tabela 1).

Os dois transectos florestais apresentaram a maior riqueza de espécies (38 espécies; 34,8%), e uma abundância com 362 (6,6%) indivíduos. O número de espécies variou de 21 em um transecto e 33 no outro, e o número de indivíduos variou de 152 e 210 entre os dois transectos florestais. Além disso, esse ambiente apresentou 19 espécies exclusivas (*Amazophrynella minuta*, *Ameerega hahneli*, *Ameerega* sp., *A. trivittata*, *Boana calcarata*, *B. fasciata*, *B. nympha*, *Bolitoglossa altamazonica*, *Dendropsophus parviceps*, *D. sarayacuensis*, *Leptodactylus rhodomystax*, *Leptodactylus* sp., *Oreobates quixensis*, *Osteocephalus* sp., *Phyzelaphryne miriamae*, *Pipa pipa*, *Pristimantis ockendeni*, *Pristimantis* sp. e *Scinax garbei*) (Tabela 1).

Os seis transectos periurbanos apresentaram a segunda maior riqueza com 30 (27,5%) espécies e uma abundância com 2.540 (46,3%) indivíduos, variando de 9 a 24 espécies e de 217 a 566 indivíduos, e com duas espécies exclusivas (*Dendropsophus triangulum* e *Osteocephalus castaneicola*) (Tabela 1). Já os cinco transectos rurais apresentaram a terceira maior riqueza com 27 (24,7%) espécies e uma abundância com 1.142 registros (20,8%), variando de 14 a 21 espécies e de 129 a 293 indivíduos, e com apenas uma espécie exclusiva (*Boana punctata*) (Tabela 1). Os nove transectos urbanos apresentaram a menor riqueza com 14 espécies (12,8%) e uma abundância com 1.437 indivíduos (26,2%), variando de 4 a 11 espécies e de 76 a 399 indivíduos, mas nenhuma espécie foi exclusiva desse ambiente. Apenas oito espécies (*Boana cinerascens*, *B. lanciformis*, *Dendropsophus minutus*, *Leptodactylus petersii*, *Phyllomedusa vaillantii*, *Rhinella marina*, *Scinax ruber* e *Trachycephalus typhonius*) ocorreram nos quatro ambientes (Tabela 1).

Considerando os quatro ambientes, as cinco espécies mais abundantes foram: *Adenomera hylaedactyla* (1.524 indivíduos; 27,8%), *Scinax ruber* (712 indivíduos; 12,99%), *Dendropsophus walfordi* (616 indivíduos; 11,23), *Rhinella marina* (506 indivíduos; 9,23%) e *Boana lanciformis* (453 indivíduos; 8,26%). *Adenomera hylaedactyla* foi a espécie mais abundante para dois ambientes, o urbano (820 indivíduos - 57,06% dos indivíduos desse ambiente) e o periurbano (607 indivíduos; 23,89%). Para o ambiente rural e florestal, as espécies mais abundantes foram *Boana lanciformis* (169 indivíduos; 14,79%) e *Boana cinerascens* (80 indivíduos; 2,09%), respectivamente (Tabela 1).

**Tabela 1:** Abundância, riqueza e constância de ocorrência de anfíbios nos transectos urbanos, periurbanos, rurais e florestais no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. Os números entre parênteses representam o número de transectos. IND = número de indivíduos; CON = constância de ocorrência; CT = constante; ACE = acessória; ACI = acidental.

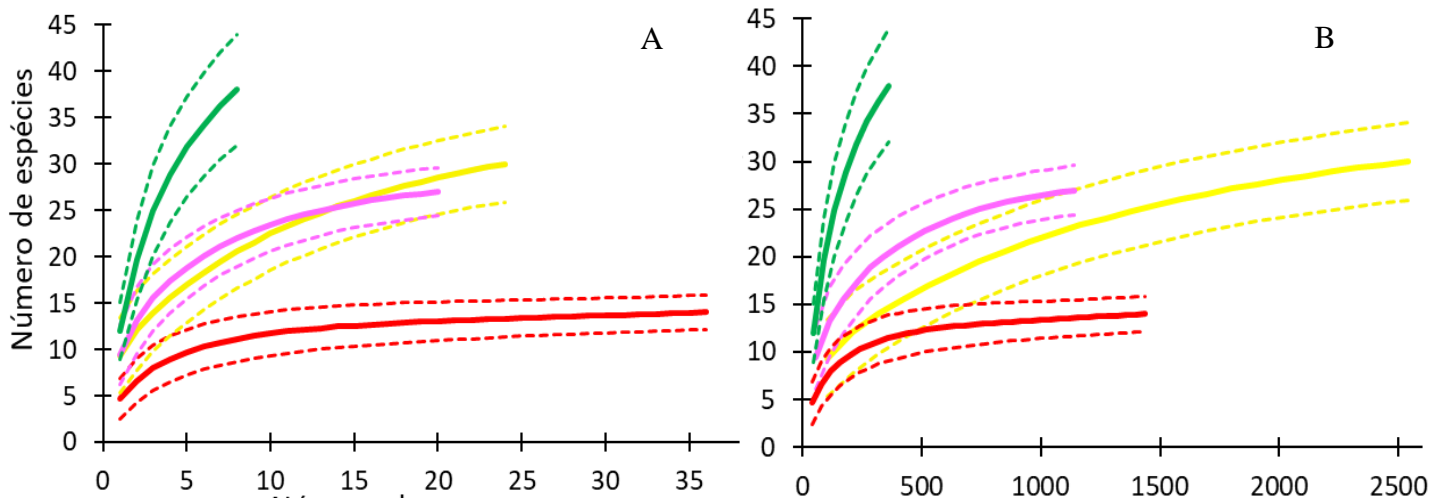
Família/Espécie	Urbano (9)		Periurbano (6)		Rural (5)		Florestal (2)		Geral	
	IND	CON	IND	CON	IND	CON	IND	CON	IND	CON
<b>Bufonidae</b>										
<i>Amazophrynella minuta</i>	-	-	-	-	-	-	11	ACE	11	ACI
<i>Rhinella margaritifera</i>	-	-	-	-	14	CT	2	ACE	16	ACI
<i>Rhinella marina</i>	60	CT	349	CT	93	CT	4	CT	506	CT
<b>Craugastoridae</b>										
<i>Pristimantis ockendeni</i>	-	-	-	-	-	-	5	CT	5	ACI
<i>Pristimantis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1	ACE	1	ACI
<i>Oreobates quixensis</i>	-	-	-	-	-	-	4	CT	4	ACI
<b>Dendrobatidae</b>										
<i>Ameerega hahneli</i>	-	-	-	-	-	-	9	CT	9	ACI
<i>Ameerega</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1	ACE	1	ACI
<i>Ameerega trivittata</i>	-	-	-	-	-	-	5	ACE	5	ACI
<b>Eleutherodactylidae</b>										
<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-	-	-	-	-	-	3	ACE	3	ACI
<b>Hylidae</b>										
<i>Boana boans</i>	-	-	1	ACI	23	CT	28	ACE	52	ACE
<i>Boana calcarata</i>	-	-	-	-	-	-	2	CT	2	ACI
<i>Boana cinerascens</i>	2	ACI	9	ACI	37	CT	80	CT	128	ACE
<i>Boana crepitans</i>	-	-	4	ACI	13	ACE	6	CT	23	ACI
<i>Boana fasciata</i>	-	-	-	-	-	-	17	CT	17	ACI
<i>Boana geographica</i>	-	-	43	ACE	18	CT	2	ACE	63	ACE
<i>Boana lanciformis</i>	31	ACE	232	CT	169	CT	21	CT	453	CT
<i>Boana nympha</i>	-	-	-	-	-	-	5	CT	5	ACI
<i>Boana punctata</i>	-	-	-	-	4	CT	-	-	4	ACI
<i>Dendropsophus frosti</i>	-	-	1	ACI	-	-	5	ACE	6	ACI
<i>Dendropsophus leucophyllatus</i>	56	CT	173	CT	121	CT	-	-	350	CT
<i>Dendropsophus marmoratus</i>	-	-	32	ACI	11	ACI	-	-	43	ACI
<i>Dendropsophus minutus</i>	8	ACI	12	ACE	2	ACI	2	ACE	24	ACE
<i>Dendropsophus walfordi</i>	137	CT	359	CT	120	CT	-	-	616	CT
<i>Dendropsophus parviceps</i>	-	-	-	-	-	-	1	ACE	1	ACI
<i>Dendropsophus sarayacuensis</i>	-	-	-	-	-	-	20	CT	20	ACI
<i>Dendropsophus</i> sp.	-	-	13	ACE	104	CT	-	-	117	ACE
<i>Dendropsophus triangulum</i>	-	-	4	ACE	-	-	-	-	4	ACI



<i>Osteocephalus castaneicola</i>	-	-	4	ACI	-	-	-	-	4	ACI
<i>Osteocephalus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	7	ACE	7	ACI
<i>Scinax boesemani</i>	-	-	6	ACI	-	-	2	CT	8	ACI
<i>Scinax garbei</i>	-	-	-	-	-	-	1	ACE	1	ACI
<i>Scinax nebulosus</i>	-	-	9	ACE	10	ACE	-	-	19	ACI
<i>Scinax ruber</i>	231	CT	316	CT	164	CT	1	ACE	712	CT
<i>Scinax sp.</i>	-	-	10	ACI	8	ACE	-	-	18	ACI
<i>Sphaenorhynchus dorisae</i>	-	-	19	ACE	7	ACI	-	-	26	ACI
<i>Sphaenorhynchus lacteus</i>	15	ACE	33	ACE	-	-	-	-	48	ACI
<i>Trachycephalus coriaceus</i>	-	-	3	ACE	-	-	7	ACE	10	ACI
<i>Trachycephalus typhonius</i>	26	CT	32	CT	35	CT	1	ACE	94	CT
<b>Leptodactylidae</b>										
<i>Adenomera hylaedactyla</i>	820	CT	607	CT	97	CT	-	-	1524	CT
<i>Leptodactylus guianensis</i>	-	-	9	ACE	11	CT	-	-	20	ACE
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	17	ACE	-	-	1	ACI	10	CT	28	ACE
<i>Leptodactylus petersii</i>	15	ACE	173	CT	40	CT	45	CT	273	CT
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	18	ACI	50	CT	2	ACI	-	-	70	ACE
<i>Leptodactylus rhodomystax</i>	-	-	-	-	-	-	2	ACE	2	ACI
<i>Leptodactylus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	1	ACE	1	ACI
<b>Phyllomedusidae</b>										
<i>Callimedusa tomopterna</i>	-	-	13	ACI	5	ACE	25	CT	43	ACI
<i>Phyllomedusa bicolor</i>	-	-	14	ACE	12	CT	5	ACE	31	ACE
<i>Phyllomedusa tarsius</i>	-	-	4	ACI	15	CT	1	ACE	20	ACE
<i>Phyllomedusa vaillantii</i>	1	ACI	6	ACI	6	ACE	11	ACE	24	ACI
<b>Plethodontidae</b>										
<i>Bolitoglossa altamazonica</i>	-	-	-	-	-	-	3	CT	3	ACI
<b>Pipidae</b>										
<i>Pipa pipa</i>	-	-	-	-	-	-	6	ACE	6	ACI
<b>Abundância total</b>	<b>1437</b>		<b>2540</b>		<b>1142</b>		<b>362</b>		<b>5481</b>	
<b>Riqueza total</b>	<b>14</b>		<b>30</b>		<b>27</b>		<b>38</b>		<b>52</b>	

A riqueza média entre todos os transectos foi de 13,18 espécies. Para os urbanos, a média foi de sete espécies, nos periurbanos, 14,5 espécies, nos rurais, 17,2 espécies e, nos florestais, 27 espécies. O índice de constância, quando considerado todos os transectos, revelou 34 espécies acidentais, dez espécies como acessórias e oito espécies como constantes, e por ambiente, revelou que: o ambiente periurbano apresentou maior número de espécies acidentais (11), seguido pelo rural (5) e urbano (4), e nenhuma espécie para florestal; o ambiente florestal apresentou o maior número de espécies acessórias (22), seguido pelo periurbano (10), rural (5) e urbano (4); e o ambiente rural apresentou o maior número de espécies constantes (17), seguido pelo florestal (16), periurbano (9) e pelo urbano (6) (Tabela 1).

As curvas de rarefação individuais para os ambientes não apresentaram tendência à estabilização para os ambientes florestal e periurbano, tanto baseadas no número de amostragens quanto na abundância de indivíduos. Porém, para os ambientes urbano e rural indicam uma pequena tendência de registros de mais espécies nesses ambientes (Figura 4).



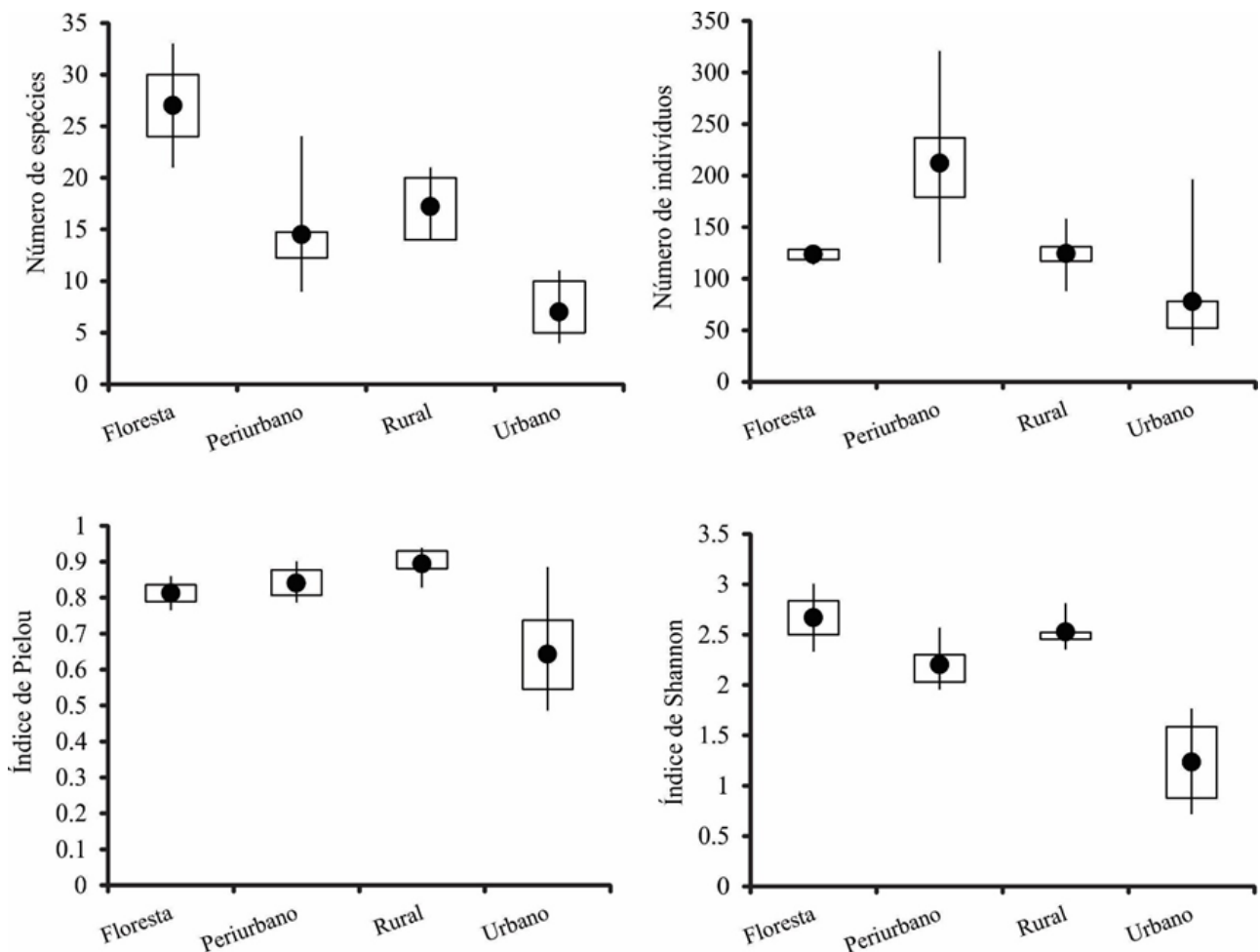
**Figura 4:** Curvas de rarefação baseadas no número de amostragens (A) e no número de indivíduos (B) de espécies de anfíbios no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. Linha verde = Floresta; rosa = Rural; amarelo = Periurbano; e vermelho = Urbano. As linhas contínuas representam a média calculada por 1.000 randomizações e as linhas tracejadas representam os intervalos de confiança superior e inferior de 95%.

### PADRÕES DE DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO

O ambiente florestal apresentou maior diversidade de espécies, com o índice de Shannon ( $H$ ) = 3,01 ( $H$  = 2,86 no ambiente rural,  $H$  = 2,58 no periurbano,  $H$  = 1,64 no urbano). Para o índice de dominância de Berger-Parker ( $d$ ), o ambiente urbano apresentou o maior valor ( $d$ ) = 0,51 ( $d$  = 0,19 no periurbano,  $d$  = 0,17 no florestal,  $d$  = 0,12 no rural).

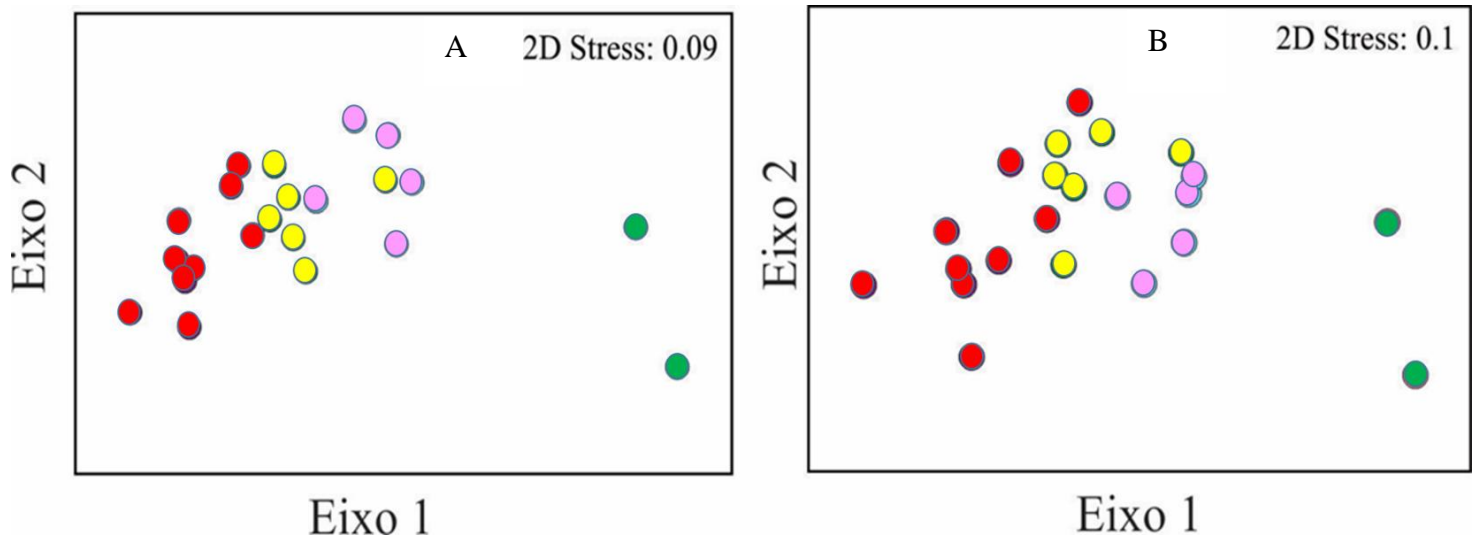
O número de espécies de anfíbios foi estatisticamente distinto entre os ambientes (global,  $H$  = 13,31,  $GL$  = 2,  $P$  = 0,0013), e não houve diferenças significativas no número de espécies entre o ambiente periurbano e rural (Método de Dun,  $P$  > 0,05), mas quando comparado o ambiente urbano com o rural e o periurbano, houve diferenças significativas (Dunn,  $P$  < 0,05 em ambas as comparações) (Figura 5). Para a abundância, diferenças significativas só foram observadas na comparação entre os ambientes periurbano e urbano (Dunn,  $P$  < 0,05). A equitabilidade revelou que no ambiente urbano a maior parte dos indivíduos amostrados representaram poucas espécies (menor equitabilidade e maior dominância), entretanto, as diferenças de equitabilidade entre os ambientes foram significativas somente na comparação entre o ambiente urbano e rural (Dunn,  $P$  < 0,05). As comparações na diversidade de espécies revelaram diferenças significativas entre os ambientes (global,  $H$  = 15,41,  $GL$  = 2,  $P$  = 0,0005), sendo que foi menor no ambiente

urbano, comparada ao ambiente rural e periurbano (Dunn,  $P < 0,05$  em ambas comparações) (Figura 5).



**Figura 5:** Comparações entre médias da riqueza, abundância, equitabilidade e diversidade de espécies de anfíbios entre os ambientes estudados no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. O ponto representa as médias, a caixa o intervalo entre o primeiro e terceiro quartis e a linha os valores mínimos e máximos.

A ordenação da composição das espécies ao longo do gradiente urbano/florestal, baseada tanto nos dados quantitativos (abundância; stress = 0,09;  $r^2$  ajustado = 0,92) quanto nos dados qualitativos (presença/ausência; stress = 0,09;  $r^2$  ajustado = 0,83) revelaram um agrupamento formado pelos transectos urbanos, periurbanos e rurais. Os transectos florestais permaneceram separados dos demais transectos (Figura 6).



**Figura 6:** Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado em dados quantitativos (abundância) (A) e dados qualitativos (presença/ausência) (B) de espécies de anfíbios no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. Círculos vermelhos = transectos urbanos; amarelos = transectos periurbanos; rosas = transectos rurais; verdes = transectos florestais.

### EFEITOS DOS FATORES AMBIENTAIS SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE ANFÍBIOS

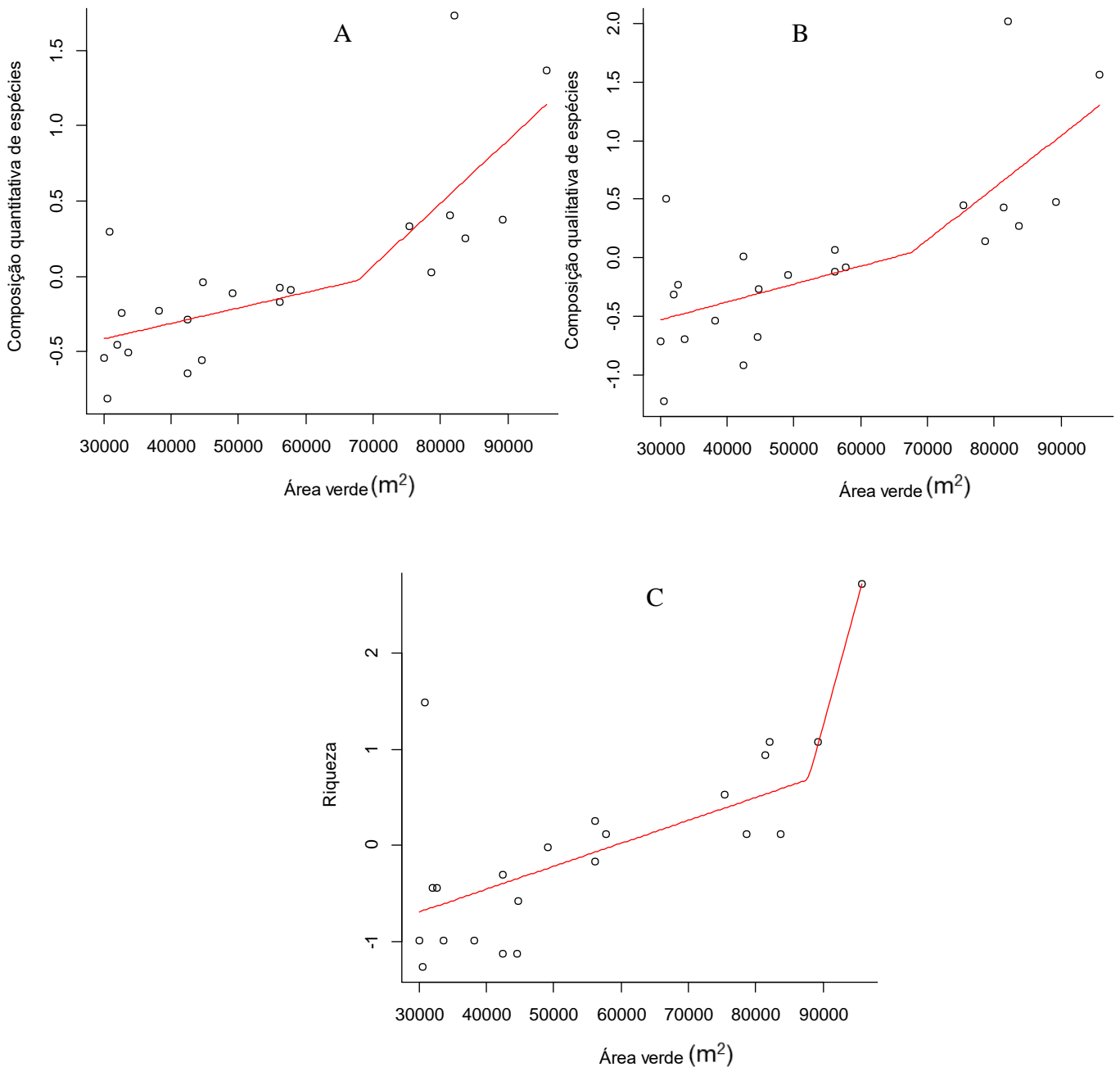
Três variáveis ambientais (uma local e duas da paisagem) independentes não correlacionadas (tipo de rua, distância do rio Solimões e área verde) foram testadas nas análises de regressão múltipla para investigar os efeitos na composição de espécies baseada na abundância, na presença/ausência e na riqueza de espécies nos transectos ao longo do gradiente. Os modelos explicaram cerca de 64% da variação da composição de espécies baseada na abundância, cerca de 58% da variação da composição baseada na presença/ausência e cerca de 53% da variação na riqueza de espécies. Das três variáveis ambientais, apenas a variável “área verde” apresentou valores significativos (Tabela 2) e com um efeito positivo para os três modelos. As outras duas variáveis (distância do rio Solimões e tipo de rua) não contribuíram significativamente para o modelo ( $P > 0,05$  em todos os casos). Quando excluídos os transectos florestais das análises a distância do rio Solimões foi significativa em todos os modelos (Tabela 2).

**Tabela 2:** Resultados das análises da regressão linear múltipla. O  $R^2$  ajustado dos modelos (ajuste do modelo) e os valores de P (probabilidade) estão representados entre parênteses. Valores de P para cada variável em cada modelo da regressão múltipla, com valores significativos ( $P > 0,05$ ) e com efeito positivo, estão destacados em negrito.

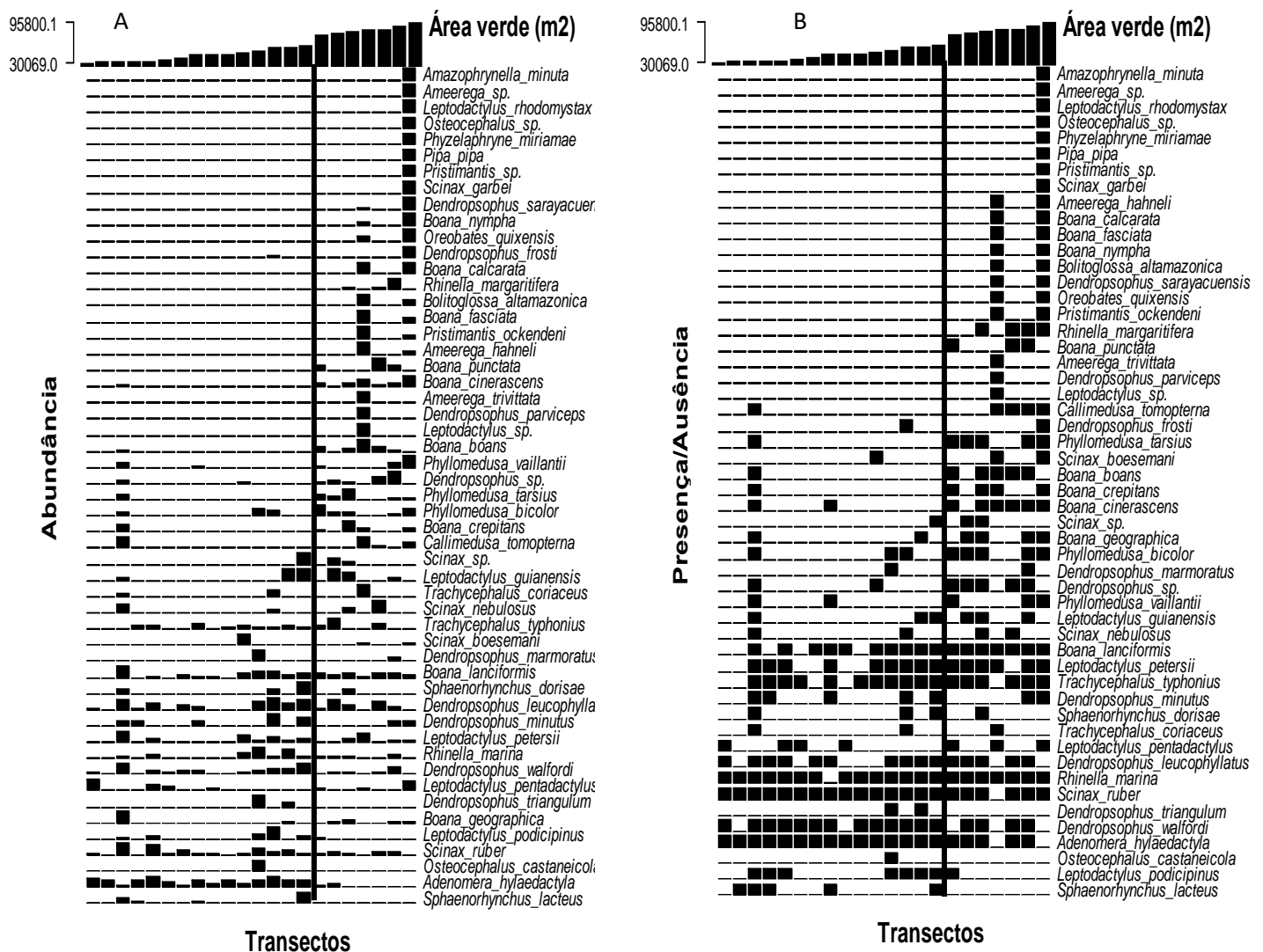
Variáveis ambientais	Abundância	Presença/ausência	Riqueza
Com todos os transectos	( $R^2 = 0,63$ ; $P = 0,0001$ )	( $R^2 = 0,58$ ; $P = 0,0002$ )	( $R^2 = 0,52$ ; $P = 0,0008$ )
Distância do rio Solimões	0,52	0,41	0,40
Tipo de rua	0,05	0,17	0,21
Área verde	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,03</b>
Excluindo os transectos florestais	( $R^2 = 0,82$ ; $P = 0,0001$ )	( $R^2 = 0,62$ ; $P = 0,0002$ )	( $R^2 = 0,55$ ; $P = 0,001$ )
Distância do rio Solimões	<b>0,0001</b>	<b>0,006</b>	<b>0,008</b>
Tipo de rua	0,72	0,42	0,84
Área verde	<b>0,04</b>	0,18	0,61

De acordo com as regressões segmentadas, o efeito da área verde na composição de espécies baseada tanto em dados qualitativos quanto quantitativos, indicou que houve uma mudança mais acentuada a partir de aproximadamente 68 mil  $m^2$  de área verde (dados quantitativos: ponto de mudança = 67.719  $m^2$ ;  $R^2$  ajustado = 0,57;  $P = 0,0001$ ; dados qualitativos: ponto de mudança = 67.575  $m^2$ ;  $R^2$  ajustado = 0,53;  $P = 0,0002$ ). Já a riqueza de espécies apresentou mudança mais acentuada a partir de 88 mil  $m^2$  de área verde (ponto de mudança = 87.750  $m^2$ ;  $R^2$  ajustado = 0,59;  $P < 0,0001$ ) (Figura 7).

Apenas sete dos 22 transectos apresentavam área verde superior a 68 mil  $m^2$ , porém, 21 espécies foram exclusivas para esses sete transectos e apenas três espécies (*Dendropsophus triangulum*, *Osteocephalus castaneicola* e *Sphaenorhynchus lacteus*) foram exclusivas para os 15 transectos que apresentam valores inferiores a 68 mil  $m^2$  de área verde. As demais espécies ocorreram ao longo do gradiente de área verde (Figura 8).



**Figura 7:** Efeito da quantidade de área verde (m<sup>2</sup>) na composição quantitativa (A), qualitativa (B) e na riqueza de espécies (C) ao longo do gradiente urbano/florestal do município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. Os eixos do NMDS representam a ordenação pelo escalonamento multidimensional não métrico derivado do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis em A e do índice de Jaccard em B. As linhas vermelhas representam regressões segmentadas com ponto de mudança em A, ~ 67.719 m<sup>2</sup>, em B, ~ 67.575 m<sup>2</sup> e, em C, ~ 87.750 m<sup>2</sup>.



**Figura 8:** Ocorrência de espécies de anfíbios em 22 transectos de amostragem ao longo do gradiente urbano/florestal no município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. Os transectos estão ordenados da esquerda para a direita pela quantidade de área verde, que variou de 30.069 a 95.800,1 m<sup>2</sup>. As barras representam a abundância (A) e presença (B) das espécies listadas à direita dos gráficos. A linha vertical representa o valor da quantidade de área verde (valores obtidos pela regressão segmentada) que influenciaram fortemente as composições baseadas em dados quantitativos (~ 67.719 m<sup>2</sup>) e qualitativos (~ 67.575 m<sup>2</sup>).

A análise de aninhamento das assembleias de anuros ao longo do gradiente urbano/florestal, com matrizes ordenadas por diferentes critérios (riqueza, área verde, distância do rio Solimões e abundância) revelou uma pequena variação nos índices

calculados pelo NODF, tanto nas análises onde foram considerados todos os transectos, quanto nas análises onde os transectos florestais foram excluídos. Vale destacar que os índices foram sempre superiores nas análises sem os transectos florestais, e que a estrutura aninhada das comunidades de anfíbios foi significativa ( $p < 0,001$ ) em todos os critérios, independente da exclusão dos transectos florestais (Tabela 3).

**Tabela 3:** Resultados da análise de aninhamento nas assembleias de anfíbios baseada nos índices de sobreposição e preenchimento decrescente (NODF) em matrizes ordenadas por diferentes critérios ao longo do gradiente urbano/florestal do município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. O valor da probabilidade do NODF foi obtido por 100 randomizações das colunas.

Matriz ordenada por:	NODF index	Z-Score	Aninhado?
<b>Riqueza</b>			
Com todos os transectos	53,792	6,315	Sim ( $p < 0,001$ )
Excluindo os transectos florestais	66,312	6,657	Sim ( $p < 0,001$ )
<b>Área verde</b>			
Com todos os transectos	51,317	3,779	Sim ( $p < 0,001$ )
Excluindo os transectos florestais	61,049	2,921	Sim ( $p < 0,001$ )
<b>Distância do rio Solimões</b>			
Com todos os transectos	51,838	3,424	Sim ( $p < 0,001$ )
Excluindo os transectos florestais	63,199	3,485	Sim ( $p < 0,001$ )
<b>Abundância</b>			
Com todos os transectos	51,652	3,187	Sim ( $p < 0,001$ )
Excluindo os transectos florestais	62,558	3,509	Sim ( $p < 0,001$ )

## DISCUSSÃO

A riqueza total (52 espécies) de anfíbios registrada nesse estudo foi semelhante à de outros estudos realizados na Amazônia brasileira em áreas com ação antrópica (e.g. Estupiñán e Galatti, 1999) ou áreas com florestas pouco perturbadas (e.g. Lima *et al.*, 2012; Miranda *et al.*, 2015), mas menor do que a riqueza registrada em outros estudos em florestas de terra firme (e.g. Bernarde *et al.*, 2011; Waldez *et al.*, 2013), nos quais a maior riqueza está associada ao esforço de amostragem superior e pelo emprego de métodos de amostragem complementares (e.g. “Pitfall” - armadilhas de interceptação e queda) que



permitem o registro de espécies de anfíbios fossoriais e de serapilheira (Cechin e Martins, 2000), que dificilmente são registrados pelo método de Procura Limitada por Tempo (Scott, 1994). O pequeno número de transectos amostrados em ambientes florestais no presente estudo também pode ter contribuído para menor riqueza de espécies.

A riqueza de espécies entre os ambientes urbano, periurbano, rural e florestal ao longo do gradiente do município de Tabatinga foi distinta, onde o ambiente florestal apresentou a maior riqueza (38 espécies) e, o urbano, a menor riqueza (14 espécies). Por outro lado, foi detectada uma maior riqueza no ambiente periurbano (30 espécies) do que no ambiente rural (27 espécies), contrariando nossa hipótese que o ambiente rural, por estar mais próximos às áreas de florestas de terra firme, deveria apresentar maior riqueza que o periurbano. Esse fato pode estar associado ao recente processo de urbanização do ambiente periurbano no município, existindo muitos terrenos baldios e ausência de cercas ou muros na maioria das poucas casas presentes nesse ambiente, permitindo a permanência de espécies florestais e a invasão das espécies de áreas abertas (ver Bonthoux *et al.*, 2014).

A variação na riqueza de espécies ao longo do gradiente de urbanização é consistente com outros estudos em diferentes regiões do planeta (e.g. Lehtinen *et al.*, 1999; Ficetola e De Bernardi, 2004; Riley *et al.*, 2005; Rubbo e Kiesecker, 2005; Pillsbury e Miller, 2008; Zhang *et al.*, 2016; Oda *et al.*, 2017; Menin *et al.*, 2019). Esses resultados estão associados aos efeitos das variáveis ambientais ao longo do gradiente urbano/florestal, que influenciam a capacidade de dispersão e reprodução dos anfíbios, a presença e a estrutura da vegetação (heterogeneidade vegetacional) e a qualidade do ambiente (umidade e temperatura) em áreas urbanizadas (Rubbo e Kiesecker, 2005; Hamer e McDonnell, 2008; Oda *et al.*, 2017).

A abundância de indivíduos entre os ambientes foi surpreendentemente distinta do que o esperado para os efeitos do gradiente de urbanização: os ambientes rural e florestal apresentaram as menores abundâncias (1142 e 362 indivíduos respectivamente) e os ambientes urbano e periurbano apresentaram as maiores abundâncias (1437 e 2540 indivíduos, respectivamente). Fato oposto foi encontrado em áreas urbanas e rurais em Itacoatiara (Menin *et al.*, 2019). Essas diferenças podem estar relacionadas com o desenho amostral em Itacoatiara, que priorizou a presença de fragmentos florestais e corpos d'água nas áreas amostradas (Menin *et al.*, 2019) e o menor esforço amostral despendido no ambiente rural e florestal (cinco e dois transectos de amostragem, respectivamente) no

presente estudo. Além disso, há uma menor detectabilidade dos indivíduos devido a maior quantidade de substratos disponíveis no ambiente florestal e rural, enquanto no ambiente urbano e periurbano, os indivíduos tendem a se aglomerar nos poucos lugares que ainda apresentam vegetação (e.g. terrenos baldios), conforme destacou Bonthoux *et al.* (2014), áreas importantes na manutenção da biodiversidade em ambiente urbano.

Os índices de diversidade registrados entre os ambientes foram condizentes com o esperado, sendo que os ambientes menos impactados pela urbanização (florestal e rural) foram os que registraram as maiores diversidades de espécies do que os mais impactados (urbano e periurbano). No entanto, nos ambientes mais impactados foram registradas espécies dominantes, como *Adenomera hylaedactyla*, típica de ambientes abertos (Lima *et al.*, 2012) e raramente encontrada em áreas florestais. Padrão semelhante foi registrado por Menin *et al.* (2019) para *Rhinella major* e por Pillsbury e Miller (2008) para *Lithobates catesbeianus* em áreas urbanas. Nesse último estudo, a dominância de *L. catesbeianus* em ambiente urbano pode aumentar o efeito da urbanização na persistência de outras espécies devido a capacidade de predação dessa espécie (Kiesecker e Blaustein, 1997; Pearl *et al.*, 2004).

Nem todas as espécies de anfíbios respondem igualmente ao processo de urbanização, onde espécies de áreas abertas podem se beneficiar e colonizar as novas áreas abertas oriundas do processo de urbanização, alterando a composição local das espécies, resultando na substituição de espécies florestais por espécies de área aberta e na redução da diversidade beta, gerando homogeneização da fauna (Bitar *et al.*, 2015).

A substituição de espécies entre os ambientes amostrados foi o principal componente na variação da diversidade beta ao longo do gradiente urbano/florestal. A variação na composição de espécies entre os ambientes foi promovida principalmente pela presença de espécies com baixa abundância, e poucas espécies comuns que ocorreram nos quatro ambientes estudados, corroborando com a hipótese teórica em Ecologia para comunidades em regiões tropicais (Odum, 2001). De fato, outro componente que influenciou a diversidade beta nesse estudo foi a perda gradual de espécies ao longo do gradiente. Quando excluídos os transectos florestais das análises, o padrão de aninhamento foi significativo, indicando que todas as espécies registradas nos ambientes urbano e periurbano eram um subconjunto das espécies registradas no ambiente rural, semelhante aos padrões encontrado por Oda *et al.* (2017) e Menin *et al.* (2019).

Das três variáveis ambientais independentes não correlacionadas (distância do rio Solimões, tipo de rua e área verde) quando considerados todos os 22 transectos, apenas a variável “área verde” foi significativa para os três modelos (baseados em dados quantitativos, qualitativos e de riqueza de espécies). No entanto, quando excluídos os transectos florestais das análises, a “distância do rio Solimões” foi significativa para os modelos. A variável “distância do rio Solimões”, quando excluídos os transectos florestais, afetou negativamente a presença e riqueza de espécies, conforme diminuía a distância para o rio, onde os locais de amostragem seguiam um distanciamento parcialmente gradual na paisagem, sendo que os locais de amostragem urbanos, foram os mais próximos do rio Solimões e tinham uma urbanização mais antiga, os locais periurbanos tinham distâncias intermediárias e uma urbanização mais recente, e os locais rurais tinham as maiores distâncias do rio Solimões.

Gagné e Fahrig (2010) relataram os efeitos negativos na abundância e riqueza de espécies de anfíbios anuros relacionado a idade do desenvolvimento residencial envolta de ambientes de reprodução (lagoas) na paisagem urbana de duas cidades, e destacaram que os efeitos da urbanização nas lagoas remanescentes se intensificam ao longo do tempo após o desenvolvimento urbano, promovendo um declínio constante para a maioria das espécies de anfíbios anuros. Por outro lado, os autores também destacam que algumas espécies podem ter uma resposta em forma de “U”, com um declínio inicial devido a diminuição drástica da qualidade do habitat, mas com o envelhecimento urbano e uma melhoria gradual na qualidade do habitat, a espécie se recuperaria. Baseando nisso, é provável que com o passar do tempo e intensificação da urbanização do ambiente periurbano do município do presente estudo, ocorrerá um declínio na riqueza e na abundância da maioria das espécies registradas.

A quantidade de área verde está inversamente relacionada com o aumento da densidade de urbanização e com o envelhecimento da área urbana, onde as áreas verdes remanescentes serão cada vez mais reduzidas, afetando a presença, abundância e riqueza de espécies (Radeloff, 2005; McKinney, 2006; Ewers e Didham, 2006; Gagné e Fahrig, 2010) devido a intensificação de construções e estradas, aumentando a extensão de superfície impermeável, e a redução de terrenos baldios, o que reduz ainda mais a área disponível para plantas e animais (McKinney, 2008; Bonthoux *et al.*, 2014).

Pillsbury e Miller (2008) relataram que a composição e a configuração da matriz circundante de áreas úmidas ao longo de um gradiente urbano-rural influenciaram mais a

estrutura da comunidade de anuros do que as variáveis locais das áreas úmidas, onde o aumento da densidade urbana (extensão e conectividade dos habitats e densidade de estradas) circundante das áreas úmidas teve uma influência negativa significativa na abundância e diversidade das espécies de anuros. Os mesmos autores também verificaram que quanto maior a densidade de estradas circundantes às áreas úmidas, maior era a redução na quantidade e conexão dos habitats e mais urbanizado era o ambiente. Resultados similares foram encontrados no presente estudo, onde quanto menor a quantidade de área verde circundante e menor a distância do rio Solimões do local de amostragem, mais antigo é ambiente urbano e maior é a densidade urbana, o que influenciou também negativamente na estrutura da comunidade dos anfíbios.

De forma semelhante, a abundância e a riqueza de espécies de anuros em lagoas de áreas verdes ao longo de um gradiente urbano/rural da cidade de Xangai, China, diminuíram constantemente com o aumento da densidade urbana, e a riqueza de espécies de anuros nas lagoas foi influenciada principalmente por variáveis da paisagem (índice urbano e a distância do pantanal mais próximo – isolamento da lagoa) circundante da lagoa, e que a variação na abundância total de anuros foi influenciada por variáveis da paisagem (índice urbano) e por variáveis locais (idade da lagoa e vegetação aquática da lagoa) (Zhang *et al.*, 2016)

O efeito do aumento da densidade da urbanização sobre a anurofauna também foi revelado pela análise de aninhamento. Tanto pelos transectos ordenados pela variável “área verde” quanto pela “distância do rio Solimões”, a análise revelou um padrão aninhado das assembleias de anfíbios. Quando excluídos os transectos florestais, os valores de NODFs foram superiores, revelando um padrão ainda mais aninhado para essas duas variáveis ambientais. Padrões semelhantes de aninhamento de assembleias de espécies foram apresentados para outros grupos de vertebrados ao longo de um gradiente urbano/florestal ou de áreas com diferentes tamanhos (e.g. tamanho de fragmentos florestais), como os apresentados para mamíferos de médio e grande porte na área metropolitana de Tóquio (Saito e Koike, 2015). Nesse estudo, a composição das espécies na paisagem urbana foi um subconjunto da assembleia na área florestal e características ecológicas (e.g. capacidade reprodutiva e hábito alimentar) foram responsáveis por esse efeito aninhado, onde espécies com baixa capacidade reprodutiva e com hábito alimentar herbívoro ocorreram em áreas florestadas e intermediárias, mas não na área urbana (Saito e Koike, 2015). Para assembleia de aves, Borges *et al.* (2017) revelaram que comunidades

de aves em manchas (fragmentos) de Cangas na Floresta Nacional de Carajás, no sudeste da Amazônia brasileira, apresentaram estrutura aninhada (valores de NODFs estatisticamente significativos) em relação à riqueza de espécies e ao tamanho das manchas (fragmentos).

Para anfíbios numa paisagem da Mata Atlântica, com fragmentos de diferentes tamanhos e de floresta contínua, houve uma perda ordenada de espécies, gerando um conjunto de comunidades funcionalmente e composicional aninhadas em relação a variável quantidade de habitat florestal (cobertura florestal), indicando que a perda de espécies e suas características funcionais não era aleatória, mas sim, influenciada pela perda de habitat (Almeida-Gomes *et al.*, 2019). Além disso, o aninhamento funcional era impulsionado principalmente pelo aninhamento composicional, e esse efeito (perda de habitat) foi muito mais forte para as espécies florestais com ocorrência e reprodução estreitamente relacionadas a córregos ou rios dentro de floresta, ambientes presentes apenas em áreas florestais contínuas ou em grandes fragmentos (Almeida-Gomes *et al.*, 2019). Esse padrão é equivalente aos efeitos da quantidade de área verde e da distância do rio Solimões na comunidade de anfíbios do presente estudo, onde os ambientes mais perturbados, com menores quantidades de área verde e mais próximos do rio (ambientes urbanos mais antigos), ocorreram espécies predominantemente de áreas abertas e uma redução de espécies florestais, que vivem associadas a riachos ou que tem especializações em habitat de reprodução.

As regressões segmentadas indicaram um efeito mais intenso na composição de espécies a partir de aproximadamente 68 mil m<sup>2</sup> de área verde, tanto para dados quantitativos e qualitativos, e 88 mil m<sup>2</sup> para a riqueza de espécies no presente estudo. A ordenação da ocorrência de espécies de anfíbios, baseada nessa variável, revelou que apenas sete dos 22 transectos apresentavam área verde superior a 68 mil m<sup>2</sup>, e que 21 espécies foram exclusivas para esses sete transectos. Embora exista uma grande incerteza para entender como a área verde está influenciando a composição das espécies, pois, não foram quantificadas e analisadas variáveis locais dos transectos (e.g. tipo de vegetação e disponibilidade de sítios reprodutivos), já que a variação nas assembleias de anfíbios, também pode ser explicada pelas diferenças nas características ambientais locais (Cole *et al.*, 2013). No entanto, as regressões segmentadas evidenciam a importância de uma quantidade mínima de área verde circundante para a ocorrência dessas espécies. Esse tipo de análise é uma ferramenta essencial para auxiliar em medidas e estratégias de

planejamento para conservação de espécies em áreas em processo de urbanização, que promove a perda e fragmentação de ambientes naturais (e.g. Bueno *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2019). Faria *et al.* (2019), usando o mesmo tipo de análise, indicaram que a distância da zona ripária de uma floresta tropical na Amazônia central brasileira influenciou significativamente a composição e a abundância de espécies de lagartos. As assembleias de lagartos mudaram abruptamente a partir de uma faixa de 200 m da margem dos corpos d'água (Faria *et al.*, 2019). No entanto, a legislação ambiental brasileira estabelece políticas para a conservação prevendo apenas a obrigatoriedade de manutenção de 30 m de mata ciliar para corpos d'água com até 10 m de largura (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012), métrica ineficaz para promover a conservação de espécies de vertebrados como os lagartos.

O padrão de aninhamento da composição de espécie, o resultado da regressão segmentada e a ordenação das espécies influenciada pela quantidade de área verde circundante de cada local de amostragem ao longo do gradiente urbano/florestal do presente estudo, indicam que, para preservar espécies sensíveis a ambientes alterados e evitar a homogeneização da fauna de anfíbios em ambientes urbanos, é necessário a manutenção de áreas verdes como remanescentes florestais maiores que 68 mil m<sup>2</sup>, as quais disponibilizam uma maior variação de habitat. Espécies florestais, que apresentam aspectos reprodutivos associados aos igarapés dentro de florestas parecem ser as mais sensíveis à perda de habitat promovida pelo processo de urbanização, sendo registradas somente em áreas de florestas contínuas ou em grandes fragmentos florestais (Almeida-Gomes e Rocha, 2015).

## **CONCLUSÃO**

A riqueza total de anfíbios registrada foi semelhante à de outros estudos na Amazônia, e a variação na riqueza de espécies ao longo do gradiente de urbanização foram consistentes com outros estudos em diferentes regiões do planeta. Entretanto, em contradição com nossa hipótese inicial, o ambiente periurbano apresentou maior riqueza que o ambiente rural. A abundância de indivíduos foi surpreendentemente distinta do que o esperado para os efeitos do gradiente urbano/florestal. Os ambientes menos impactados pela urbanização apresentaram as maiores diversidades com diversas espécies raras, enquanto os mais impactados apresentaram as menores diversidades e espécies dominantes.

A variação da diversidade beta ao longo do gradiente urbano/florestal foi promovida por dois componentes: pela ‘substituição’ de espécies, com a maioria das espécies com baixa abundância e com poucas espécies comuns em todos os ambientes; e pelo ‘aninhamento’, com uma perda gradual de espécies ao longo do gradiente, indicando que todas as espécies registradas nos ambientes urbano e periurbano eram um subconjunto das espécies registradas no ambiente rural.

A composição, abundância e riqueza de espécies ao longo do gradiente foram afetadas por duas variáveis ambientais da paisagem: área verde e distância do rio Solimões. Quantidades de área verde maiores ou iguais a 68.000 m<sup>2</sup> foram fundamentais para a manutenção da diversidade de anfíbios. As assembleias de anfíbios ao longo do gradiente urbano/florestal também apresentaram um padrão aninhado, quando ordenados por essas duas variáveis da paisagem.

Embora existam muitas incertezas para entender como a ‘área verde’ circundante de cada transecto de amostragem está influenciando a composição das espécies ao longo do gradiente urbano/florestal do presente estudo, é possível indicar que, para preservar e conservar uma maior diversidade de espécies e evitar a homogeneização da fauna de anfíbios em ambientes urbanos, é necessário planejar e manter áreas verdes, como cobertura florestais maiores que 68 mil m<sup>2</sup>, os quais disponibilizarão uma maior variação de habitat, permitindo a manutenção de espécies florestais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida-Neto, M.; Guimarães, P.; Guimarães Jr, P.R.; Loyola, R.D.; Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117: 1227-1239.
- Almeida-Gomes, M.; Rocha, C.F.D. 2015. Habitat loss reduces the diversity of frog reproductive modes in an Atlantic forest fragmented landscape. *Biotropica*, 47: 113–118. (disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12168>).
- Almeida-Gomes, Vieira, M.V.; Rocha, C.F.D.; Melo, A.S. 2019. Habitat amount drives the functional diversity and nestedness of anuran communities in an Atlantic Forest fragmented landscape. *Biotropica*, 00: 1–11. (disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12687>).
- Anderson, M.J. 2001. “A New Method for Non-Parametric Multivariate Analysis of Variance.” *Austral Ecology*, 26 (1): 32–46.

- Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D.L.; Santos, A.S. 2007. Bioestat 5.0 - Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas. ONG Mamiraua, Belém, PA. 364p.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 134–143.
- Belloq, M.I.; Leveau, L.M.; Filloy, J. 2017. Urbanization and Bird Communities: Spatial and Temporal Patterns Emerging from Southern South America. p. 35-54 In: Murgui, E.; Hedblon, M. (Eds.). *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Springer International Publishing Switzerland.
- Bernarde, P.S.; Machado, R.A.; Turci, L.C.B. 2011. Herpetofauna da área do Igarapé Esperança na Reserva Extrativista Riozinho da Liberdade, Acre – Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3): 117-144 (doi: 10.1590/S1676-06032011000300010).
- Bitar, Y.O.C.; Juen, L.; Pinheiro, L.C.; Santos-Costa, M.C. 2015. Anuran Beta Diversity in a Mosaic Anthropogenic Landscape in Transitional Amazon. *Journal of Herpetology*, 49: 75–82.
- Borges, S.H.; Santos, M.P.D.; Soares, L.M.S.; Da Silva, A.S. 2017. Avian Communities in the Amazonian Cangas Vegetation: Biogeographic Affinities, Components of Beta-Diversity and Conservation. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 89(3): 2167-2180. (disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720160048>).
- Bonthoux, S.; Brun, M.; Di Pietro, F.; Greulich, S.; Bouché-Pillon, S. 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132: 79–88.
- Bueno, A.S.; Bruno, R.S.; Pimentel, T.P.; Sanaiotti, T.M.; Magnusson, W.E. 2012. The width of riparian habitats for understory birds in an Amazonian forest. *Ecological Applications*, 22(2): 722–734.
- Cechin, S.Z.; Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragem de anfíbios e répteis no Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 17: 729-740. (disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752000000300017>).
- Cole, C.J.; Townsend, C.R.; Reynolds, R.P.; MacCulloch, R.D.; Lathrop, A. 2013. Amphibians and reptiles of Guyana, South America: illustrated keys, annotated species accounts, and a biogeographic synopsis. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 125: 317–578.



- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. (disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>).
- Colwell, R.K.; Chao, A.; Gotelli, N.J.; Lin, S-Y.; Mao, C.X.; Chazdon, R.L.; Longino, J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5: 3–21.
- Dajoz, R. 1973. *Ecologia Geral*. 2nd ed. Ed. Vozes Ltda and EDUSP, São Paulo, 480p.
- DEMOGRAPHIA, 2018. Demographia World Urban Areas. Built Up Urban Areas or World Agglomerations. 14th Annual Edition: 201804. (disponível em: <http://www.demographia.com/db-worldua.pdf>).
- Duellman, W.E. 2005. *Cusco Amazónico: the lives of amphibians and reptiles in an Amazonia rainforest*. Cornell University Press, Ithaca, USA, 488p.
- Estupiñán, R.A.; Galatti, U. 1999. La fauna anura em areas con diferentes grados de intervención antrópica de la Amazonia Oriental Brasileña. *Revista de La Academia Colombiana de Ciências Exactas Físicas y Naturales*, 23: 275–286.
- Ewers, R.M.; Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.*, 81: 117–142.
- Faria, A.S.; Menin, M.; Kaefer, I.L. 2019. Riparian zone as a main determinant of the structure of lizard assemblages in upland Amazonian forests. *Austral Ecology*, 44: 850–858.
- Ficetola, G.F.; De Bernardi, F. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119: 219-230.
- Fontana, C.S.; Burger, M.I.; Magnusson, W.E. 2011. Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosyst*, 14: 341–360.
- Frost, D.R. 2019. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0. American Museum of Natural History, New York, USA. (disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>).
- Gagné, S.A.; Fahrig, L. 2010. Effects of time since urbanization on anuran community composition in remnant urban ponds. *Environmental Conservation*, 37 (2): 128–135.
- Godinho, M.B.C.; Silva, F.R. 2018. The influence of riverine barriers, climate, and topography on the biogeographic regionalization of Amazonian anurans. *Scientific Reports*, 8, 3427.

- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379–391.
- Hahs, A.K.; McDonnell, M.J. 2006. Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban–rural gradient. *Landscape and Urban Planning*, 78: 435–448.
- Hamer, A.J.; McDonnell, M.J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanizing world: a review. *Biological Conservation*, 141: 2432–2449.
- Hammer, O.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1–9.
- IBGE. 2002. Mapa do Estado do Amazonas – Climático. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociências. Base cartográfica. (disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/climatologia.html>).
- IBGE. 2012. Mapa do Estado do Amazonas – Vegetação. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociências. Base cartográfica. (disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/vegetacao.html>).
- IBGE. 2014. Mapa: Potencial de agressividade climática na Amazônia. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociências. Base cartográfica. (disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/climatologia.html>).
- IBGE. 2018. Estatísticas – Por cidade e estado. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Estatísticas. (disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/por-cidade-estado-estatisticas.html?t=destaques&c=1304062>).
- Janzen, D.H. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics. *The American Naturalist*, 113: 81-101.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363–375.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88: 2427–2439.
- Kark, S. 2012. Ecotones and ecological gradients. p. 147-160 In: Leemans, R. (Ed.). *Ecological Systems: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. Springer New York, USA.
- Kiesecker, J.M.; Blaustein, A.R. 1997. Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs. *Ecology*, 78: 1752-1760.

- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd. ed. Menlo Park, Addison-Wesley Educational Publishers, 624p.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673.
- Lehtinen, R.M.; Galatowitsch, S.M.; Tester, J.R. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, 19:1-12.
- Lima, A.P.; Magnusson, W.E.; Menin, M.; Erdtmann, L.K.; Rodrigues, D.J.; Keller, C.; Hödl, W. 2012. *Guia de Sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central / Guide to the Frogs of the Reserva Adolpho Ducke, Central Amazonia*. 2nd. ed. Editora INPA, Manaus, 187p.
- Louzada, J.; Gardner, T.; Peres, C.; Barlow, J. 2010. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. *Biological Conservation*, 143: 1102–1109.
- Luck, G.W.; Smallbone, L.T.; Sheffield, K.J. 2013. Environmental and socio-economic factors related to urban bird communities. *Austral Ecology*, 38: 111–120.
- MacGregor-Fors, I.; Schondube, J.E. 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, 12: 372–381.
- McDonnell, M.J.; Pickett, S.T.A. 1990. The study of ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71: 1231–1237.
- McDonnell, M.J.; Pickett, S.T.A.; Pouyat, R.V. 1993. The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. p. 175–189 In: M.J. McDonnell & S.T.A. Pickett (eds.) *Humans as components of ecosystems: subtle human effects and the ecology of populated areas*. Springer-Verlag, New York.
- McIntyre, N.E.; Knowles-Yáñez, K.; Hope, D. 2000. Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems*, 4: 5–24.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*, 52: 883–890.
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247–260.
- McKinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst*, DOI 10.1007/s11252-007-0045-4.
- Melo, A.S.; Rangel, T.F.L.V.; Diniz-Filho, J.A.F. 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography*, 32: 226–236.

- Menin, M.; Ferreira, R.B.; Melo, I.B.; Gordo, M.; Hattori, G.Y.; Sant'Anna, B.S. 2019. Anuran diversity in urban and rural zones of the Itacoatiara municipality, central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica* (disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201800284>).
- Menin, M.; Lima, A.P.; Magnusson, W.E.; Waldez, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 539–547.
- Menin, M.; Waldez, F.; Lima, A.P. 2011. Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. *Herpetological Journal*, 21: 255–261.
- Miranda, D.B.; Albuquerque, S.; Turci, L.C.B.; Bernarde, P.S. 2015. Richness, breeding environments and calling activity of the anurofauna of the lower moa river forest, state of Acre, Brazil. *Zoologia*, 32 (2): 93–108. (Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702015000200001>).
- Navas, C.A. 2003. Herpetological diversity along Andean elevational gradients: links with physiological ecology and evolutionary physiology. *Comparative Biochemistry and Physiology A*, 133: 469-485.
- Neckel-Oliveira, S. 2004. Effects of landscape change on clutches of *Phyllomedusa tarsius*, a neotropical treefrog. *Biological Conservation*, 118: 109–116.
- Neckel-Oliveira, S.; Gordo, M. 2004. Anfíbios, lagartos e serpentes do Parque Nacional do Jaú. p.161–176 In: Borges, S.H.; Iwanaga, S.; Durigan, C.C.; Pinheiro, M.R. (Eds.) *Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú – uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia*. Fundação Vitória Amazônica, Manaus.
- Oda, F.H.; Gonçalves, S.; Oda T.M.; Tschope, L.C.R.; Briso, A.L.F.; Oliveira, M.R.F.; Takemoto, R.M.; Vasconcelos, T.S. 2017. Influence of vegetation heterogeneity and landscape characteristics on anuran species composition in aquatic habitats along an urban-rural gradient in southeastern Brazil. *Zoology and Ecology*, 27:(3-4) 235-244.
- Odum, E.P. 2001. *Fundamentos de Ecologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisbon, 927p.
- Pearl, C.A.; Adams, M.J.; Bury, R.B.; McCreary, B. 2004. Asymmetrical effects of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on native Ranid frogs in Oregon. *Copeia*, 2004: 11-20.
- Pereira, L.G.A.; Capavede Jr., U.D.; Tavares, V.C.; Magnusson, W.E.; Bobrowiec, P.E.D.; Baccaro, F.B. 2019. From a bat's perspective, protected riparian areas should be wider than defined by Brazilian laws. *Journal of Environmental Management*, 232: 37-44.

- Pillsbury, F.C.; Miller, J.R. 2008. Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure along an urban-rural gradient. *Ecological Applications*, 18: 1107–1118.
- Podani, J.; Schmera, D. 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos*, 120: 1625–1638.
- Qian, H.; Ricklefs, R.E.; White, P.S. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, 8: 15–22.
- Radeloff, V.C.; Hammer, R.B.; Stewart, S.I. 2005. Rural and suburban sprawl in the US Midwest from 1940 to 2000 and its relation to forest fragmentation. *Conservation Biology*, 19: 793–805.
- Riley, S.P.D.; Busted, G.T.; Kats, L.B.; Vandergon, T.L.; Lee, L.F.S.; Dagit, R.G.; Kerby, J.L.; Fisher, R.N.; Sauvajot, R.M. 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California Streams. *Conservation Biology*, 19: 1894-1907.
- Rodríguez, L.O.; Duellman, W.E. 1994. Guide to the frogs of the Iquitos region, Amazonian Peru. *University of Kansas, Special Publications*, 22: 1–80 + plates 1–12.
- Rubbo, M.J.; Kiesecker, J.M. 2005. Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, 19: 504-511.
- Saito, M.; Koike, F. 2013. Distribution of Wild Mammal Assemblages along an Urban–Rural–Forest Landscape Gradient in Warm-Temperate East Asia. *PLoS ONE*, 8(5): e65464.
- Saito, M.U.; Koike, F. 2015. Trait-dependent changes in assemblages of mid-sized and large mammals along an Asian urban gradient. *Acta Oecologica*, 67: 34-39.
- Scott Jr., N.J. 1994. Complete species inventories. p.78–84 In: Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.A.C.; Foster, M.S. (Eds). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2012. *Panorama da Biodiversidade nas Cidades – Ações e Políticas: Avaliação global das conexões entre urbanização, biodiversidade e serviços ecossistêmicos*. Convention on Biological Diversity/Stockholm University/ICLEI.
- Sonderegger, D.L.; Wang, H.; Clements, W.H.; Noon, B.R. 2009. Using SiZer to detect thresholds in ecological data. *Front. Ecol. Environ.* 7: 190–5.

- Strona, G.; Galli, P.; Seveso, D.; Montano, S.; Fattorini, S. 2014 Nestedness for Dummies (NeD): a user-friendly web interface for exploratory nestedness analysis. *Journal of Statistical Software*, 59:1–9.
- Tocher, M.D. 1998. Diferenças na composição de espécies de sapos entre três tipos de floresta e campo de pastagem na Amazônia Central. p. 219–232 In: Gascon, C; Montinho, P. (Eds.). *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Editora INPA, Manaus.
- Tocher, M.D.; Gascon, C.; Meyer, J. 2001. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitat aquatic sites. p. 235–247 In: Bierregaard, Jr.; R.O.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Mesquita, R.C.G. (Eds.). *Lesson from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, USA.
- Tocher, M.D.; Gascon, C.; Zimmerman, B.L. 1997. Fragmentation Effects on a Central Amazonian Frog Community: A Ten-Year Study. p. 124–137 In: Laurance, W.C.; Bierregaard Jr, R.O. (Eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago, Chicago, USA.
- Tsuji-Nishikido, B.M.; Menin, M. 2011. Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia. *Biota Neotropica*, 11: 63–70.
- Ulrich, W.; Gotelli, N.J. 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88: 1824–1831.
- UNFPA, 2007. State of the World Population 2007: Unleashing the Potential Urban Growth. United Nations Population Fund. New York. (disponível em: [https://www.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/695\\_filename\\_sowp2007\\_eng.pdf](https://www.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/695_filename_sowp2007_eng.pdf)).
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124p.
- Venâncio, N.M.; Lima, A.P.; Souza, M.B.; Magnusson, W.E. 2014. Between-year consistency of anuran assemblages in temporary ponds in a deforested areas in Western Amazonia. *Herpetological Journal*, 24: 155–160.
- Waldez, F.; Menin, M.; Vogt, R.C. 2013. Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. *Biota Neotropica*, 13: 300–316.
- Weller, R.J.; Hoch, C.; Huang, C. 2017. Atlas for the End of the World. (disponível em: <http://atlas-for-the-end-of-the-world.com>.)
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213–251.

- Wright, D.H.; Reeves, J.H. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, 92: 416–428.
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall. 5ed. 947p.
- Zhang, W.; Li, B.; Shu, X.; Pei, E.; Yuan, X.; Sun, Y.; Wang, T.; Wang, Z. 2016. Responses of anuran communities to rapid urban growth in Shanghai, China. *Urban Forestry e Urban Greening*, 20: 365–374.

## APÊNDICES

**APÊNDICE I** - Variáveis ambientais locais coletadas para cada transecto de amostragem ao longo do gradiente urbano/florestal do município de Tabatinga, no estado do Amazonas, Brasil. O tipo de rua foi categorizada em rua de concreto (1), rua de asfalto (2) e rua de terra (3). O número de comércios, de postes e de casas foram anotados considerando os dois lados da rua (transecto). As áreas dos terrenos baldios foram estimadas em metros quadrados, considerando uma faixa de distância de aproximadamente 100 metros de cada lado da rua, sendo incluído nessa variável, áreas de matas, de capoeiras, de plantios e de pastagens.

<b>Transecto</b>	<b>Tipo de rua</b>	<b>Número de comércios</b>	<b>Número de postes</b>	<b>Número de casas</b>	<b>Área aproximada (m<sup>2</sup>) dos terrenos baldios</b>
U1	1	11	11	30	1280
U2	1	6	7	9	20360
U3	2	5	16	33	2080
U4	2	15	12	38	0
U5	2	6	11	37	480
U6	2	10	11	37	5930
U7	1	3	10	18	30360
U8	1	11	10	29	8700
U9	3	3	11	28	14100
P10	3	1	11	29	12160
P11	1	1	8	4	39960
P12	3	1	11	29	14480
P13	1	2	9	28	15980
P14	3	0	9	15	30000
P15	3	0	11	12	11040
R16	3	0	8	3	32800
R17	3	0	7	0	60000
R18	3	1	7	7	56000
R19	3	0	7	2	57000
R20	3	0	7	3	58000
F21	4	0	0	0	60000
F22	4	0	0	0	60000



**APÊNDICE II** - Transectos de amostragem (barras coloridas) ao longo da paisagem do município de Tabatinga, Amazonas, Brasil. Em destaque estão apresentados um transecto de cada ambiente. Linha roxas = transectos urbanos, verdes = periurbanos, azuis = rurais e rosas = florestais. Imagem de satélite extraída do Google Earth Pro (versão 7.3.2).



**APÊNDICE III** - Variáveis ambientais da paisagem coletadas para cada transecto de amostragem ao longo do gradiente urbano/florestal do município de Tabatinga, no estado do Amazonas, Brasil. As variáveis foram estimadas por imagens de satélites, considerando uma área *buffer*, circundando aproximadamente 100 metros em cada transecto. As variáveis (água, floresta, vegetação em regeneração e de superfície impermeável) foram estimadas em percentuais e a distância do rio Solimões, foi estimada em metros.

Transecto	Área em hectares	Água	Floresta	Vegetação em regeneração	Superfície impermeável	Distância do rio Solimões
U1	9,121	0	2,6	32,5	64,9	154,4
U2	9,207	0	1,8	46,6	51,6	366,61
U3	9,287	0	6,1	39,6	54,3	863,3
U4	9,541	0	0,8	31,2	68,0	739,68
U5	9,252	0	2,2	30,3	67,5	1076,85
U6	9,784	0	0,6	33,7	65,7	1225,03
U7	9,383	0	3,1	37,6	59,3	1905,85
U8	9,259	0,1	7,1	38,7	54,1	1859,05
U9	9,611	0	0,6	33,3	66,1	2903,56
P10	9,316	3,2	4,3	56,0	36,5	2559,35
P11	9,252	0,7	8,5	54	36,8	3183,64
P12	9,616	0	13,2	37,9	48,9	3033,12
P13	9,231	0	3,9	56,9	39,2	3730,16
P14	8,956	0,4	1,5	33,0	65,1	4254,87
P15	8,563	0	20,3	32,0	47,7	4754,51
R16	9,269	4,0	10,4	74,4	11,2	3600,85
R17	9,421	3,2	27,4	59,0	10,4	3851,09
R18	9,346	1,3	20,9	59,7	18,1	4247,28
R19	9,244	0,3	16,0	74,6	9,1	4713,62
R20	9,570	0	17,2	76,1	6,7	5234,21
F21	8,502	3,5	87,0	9,5	0	4346,5
F22	10,340	7,35	92,65	0	0	2645,96