

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE RECURSOS NATURAIS – NÍVEL MESTRADO

MATHEUS CEZAR ZANETTI

VARIAÇÃO NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE ANFÍBIOS ANUROS EM
PAISAGENS ANTROPIZADAS

CASCADEL-PR

Dezembro/2021

MATHEUS CEZAR ZANETTI

VARIAÇÃO NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE ANFÍBIOS ANUROS EM
PAISAGENS ANTROPIZADAS

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Nível Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Área de Concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Michel Varajão Garey

CASCAVEL-PR

Dezembro/2021

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Zanetti, Matheus Cezar

Variação na estrutura das comunidades de anfíbios anuros em paisagens antropizadas / Matheus Cezar Zanetti; orientador Michel Varajão Garey. -- Cascavel, 2021.

47 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, 2021.

1. Ecologia. 2. Sucessão ecológica secundária. 3. Anfíbios anuros. I. Garey, Michel Varajão, orient. II. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

MATHEUS CEZAR ZANETTI

Variação na estrutura das comunidades de anfíbios anuros em paisagens antropizadas.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, área de concentração Ciências Ambientais, linha de pesquisa Biologia aplicada e indicadores de qualidade no ambiente terrestre, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



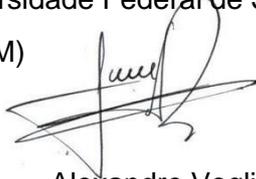
Orientador - Michel Varajão Garey

Universidade Federal da Integração Latino-Americana
(Unila)



Elaine Maria Lucas Gonsales

Universidade Federal de Santa Maria
(UFSM)



Alexandre Vogliotti

Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila)

Cascavel, 23 de setembro de 2021

Dedico este trabalho a minha mãe Elizete e minha avó Dona Otília,
pilares da minha formação como ser humano.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente minha mãe Elizete e minha avó Dona Otília por todo o apoio e carinho ao longo desse caminho. Agradeço também todos os membros da família que de alguma forma contribuíram para o meu desenvolvimento como acadêmico e como pessoa.

Agradeço meu orientador, Professor Michel, por todo o conhecimento compartilhado, toda a paciência e confiança depositada em mim, agindo como um guia ao longo de todo o processo que veio a resultar nesta dissertação. Agradeço também a todos os colegas do Laboratório de Ecologia de Metacomunidades (LEMet) que de alguma forma contribuíram para a construção deste trabalho, seja nas coletas, triagem, identificação, ou qualquer contribuição teórica ao longo do mestrado. Cabe aqui um agradecimento especial aos amigos Yrlan e Vanessa, os dois que sempre estiveram ao meu lado em qualquer imprevisto, mesmo que fosse apenas com uma palavra amiga.

Agradeço a todos os professores do Programa de Conservação e Manejo de Recursos Naturais da UNIOESTE – Campus de Cascavel, tantos aos que tive muito contato através disciplinas cursadas ou conversas inspiradoras, quanto aos que tive pouco contato. Agradeço especialmente o Professor Luciano Lazzarini Wolff por me aceitar como estagiário e auxiliar no desenvolvimento do estágio em docência de modo profissional, mas também com leveza e descontração.

Um agradecimento de coração à secretária do PPRN, Márcia, uma pessoa muito gentil e sempre disposta a ajudar quando eu mais precisava de esclarecimentos sobre o mestrado.

Por último, agradeço a CAPES pelo fornecimento de bolsa de mestrado para o primeiro autor, assim como e UNILA pela infraestrutura e transporte disponibilizados para o desenvolvimento dessa pesquisa.

SUMÁRIO

Resumo.....	vi
Abstract	vii
INTRODUÇÃO.....	
MATERIAL E MÉTODOS.....	
RESULTADOS.....	
DISCUSSÃO.....	
REFERÊNCIAS.....	

RESUMO

A ecologia de comunidades tem como objetivo principal investigar os padrões de distribuição da biodiversidade e compreender os processos e os mecanismos de ação destes processos que geram e mantêm esses padrões. Em ambientes antropizados, as comunidades podem ser afetadas de várias formas, o que torna necessário um maior entendimento da dinâmica das metacomunidades nesses ambientes. Este trabalho teve como objetivo comparar a riqueza e composição de espécies de anuros em um gradiente urbano-rural. Foram amostrados girinos em 39 corpos d'água, em duas temporadas reprodutivas, entre setembro 2017 e março de 2018 e entre setembro de 2018 e março de 2019. Foram registradas 20 espécies, pertencentes a cinco famílias. A área rural apresentou maior riqueza de espécies e maior diversidade beta entre as comunidades locais rurais em comparação com a área urbana. Nós observamos que áreas urbanas abrigam uma menor riqueza e possuem uma menor diversidade beta do que as áreas rurais, sendo que as espécies de anuros que ocorrem em áreas urbanas são um subconjunto das espécies que ocorrem nas áreas rurais, onde há uma maior rotatividade de espécies. A urbanização afeta negativamente as espécies de anuros, de forma que os ambientes rurais mostram um maior potencial para conservação de espécies quando comparado com o ambiente urbano. Concluímos que é possível concentrar esforços de conservação em ambientes urbanizados e usá-los em prol da manutenção da diversidade de espécies através do mantimento de corpos d'água em áreas urbanas dentro de espaços com manchas de vegetação e com uma estruturação vegetacional na margem, dentro e arredores dos corpos d'água podem ajudar na persistência de populações por prover habitats terrestres para adultos e juvenis e aquáticos para girinos. Da mesma forma, sugere-se que a conservação de corpos d'água em paisagens rurais e a manutenção da heterogeneidade dentro dessa paisagem pode ser a melhor maneira de conservar a biodiversidade, bem como o desenvolvimento de políticas agroambientais, onde seja mantido sempre que possível a qualidade do ambiente pensando em aumentar e manter a biodiversidade de anuros.

PALAVRAS-CHAVE: Riqueza de espécies; composição de espécies; diversidade beta; gradiente urbano-rural; Urbanização.

Variation in the structure of anuran amphibians communities in anthropogenic landscapes

ABSTRACT

The main objective of community ecology is to investigate the distribution patterns of biodiversity and understand the processes and mechanisms of action of these processes that generate and maintain these patterns. In anthropized environments, communities can be affected in various ways, which makes it necessary to better understand the dynamics of metacommunities in these environments. This work aimed to compare the richness and composition of anuran species in an urban-rural gradient. Tadpoles were sampled in 39 bodies of water, in two reproductive seasons, between September 2017 and March 2018 and between September 2018 and March 2019. Twenty species belonging to five families were recorded. The rural area showed greater species richness and greater beta diversity among local rural communities compared to the urban area. We observed that urban areas harbor less richness and have lower beta diversity than rural areas, with frog species that occur in urban areas being a subset of species that occur in rural areas, where there is a higher turnover of species. Urbanization negatively affects anuran species, so that rural environments show a greater potential for species conservation when compared to the urban environment. We conclude that it is possible to concentrate conservation efforts in urbanized environments and use them in favor of maintaining species diversity through the maintenance of water bodies in urban areas within spaces with patches of vegetation and with a vegetation structure on the margin, within and water body arehers can help population persistence by providing terrestrial habitats for adults and juveniles and aquatic habitats for tadpoles. Likewise, it is suggested that the conservation of water bodies in rural landscapes and the maintenance of heterogeneity within that landscape may be the best way to conserve biodiversity, as well as the development of agro-environmental policies, where it is maintained whenever possible the quality of the environment with a view to increasing and maintaining the biodiversity of anurans.

KEYWORDS: Species richness; species composition; beta diversity; urban-rural gradient; urbanization.

INTRODUÇÃO

A ecologia de comunidades tem como objetivo principal investigar os padrões de distribuição da biodiversidade e compreender os processos e os mecanismos de ação destes processos que geram e mantêm esses padrões (Vellend, 2010). A ocorrência simultânea de espécies em um determinado ambiente depende de processos que variam em sua prevalência de acordo com as diferentes escalas espaciais e temporais (Logue et al., 2011; Zhang et al., 2016). A dinâmica destas comunidades é influenciada por interações interespecíficas e/ou entre espécies e meio abiótico, bem como processos regionais como a dispersão de indivíduos (Chensson, 2000; Leibold et al., 2004; Vellend, 2010; Logue et al., 2011). Essa rede de comunidades locais conectadas por dispersão de indivíduos de várias espécies é definida como metacomunidade e, por sua vez, os processos pelos quais as espécies de uma região persistem na metacomunidade é chamado de montagem de comunidades (Wilson, 1992; Leibold et al., 2004; HilleRisLambers et al., 2012). A arcabouço teórico de metacomunidades (Holyoak et al., 2005; Leibold e Chase, 2018), representa um progresso na compreensão da estrutura e dinâmica das comunidades ao considerar que as comunidades locais não estão isoladas das demais comunidades e os processos que atuam em diferentes escalas espaciais (Logue et al., 2011). Na escala local são consideradas as interações interespecíficas e a heterogeneidade ambiental (i.e, fatores ambientais), e na escala regional o processo atuante é a dispersão que conecta as comunidades locais (e.g., fatores espaciais), esses fatores tomados em conjunto favorecem uma maior compreensão da estruturação e das dinâmicas das metacomunidades (Meynard et al., 2013).

Para entendermos melhor a dinâmica das metacomunidades em ambientes antropizados é necessário avaliar o uso do solo na paisagem, pois estes podem influenciar em processos como a dispersão (Almeida-Gomes e Rocha, 2014) e agir como geradores de heterogeneidade espacial (Turner et al. 2001; Leibold e Chase, 2018). As ações antrópicas nos ambientes naturais têm afetado diretamente as comunidades ecológicas, dentre os diferentes impactos antrópicos existentes, um dos mais severos é perda de habitat devido a mudanças no uso do

solo (Gagné e Fahrig, 2010; Daskalova et al., 2020). A conversão de áreas naturais em paisagens urbanas (Marzluff e Ewing, 2001; Mckinney, 2008) ou agrícolas (Suárez et al., 2016) é considerada uma das principais causas da perda de espécies, e conseqüentemente de serviços ecossistêmicos (Stuart et al., 2004; McKinney, 2008; Mitchell et al., 2015). A urbanização pode ser explicada como um processo em que ocorre a transformação gradual de ambientes naturais prístinos ou já antropizados, mas despovoados em áreas habitadas por humanos relativamente permanentes (Marzluff e Ewing, 2001). Esta mudança no uso do solo ocasiona várias mudanças nos gradientes físicos do ambiente, tais como, maior densidade de rodovias, que podem atuar como barreiras à dispersão, poluição do ar, água e do solo, que altera as condições e a disponibilidade de recursos, aumento da temperatura média tanto do ar quanto do solo e compactação e impermeabilização do solo, afetando o ciclo da água e o influxo de matéria orgânica de origem alóctone nos corpos d'água (McKinney, 2002). A conversão de áreas naturais em paisagens agrícolas é caracterizada pela expansão e intensificação de áreas de produção que se transformam em paisagens com vegetação natural reduzida, onde são cultivadas espécies vegetais ou destinadas à criação de animais, restando na paisagem apenas algumas manchas remanescentes dos ecossistemas naturais (Viglizzo et al., 2001; Rabinovich e Torres, 2004; Young, 2006; Aizen et al. 2009; Oesterheld, 2008). A transformação de paisagens naturais em áreas agrícolas resulta em homogeneização biótica (Aizen et al, 2009). O plantio de monoculturas aumenta a homogeneidade dos recursos ambientais, o que favorece conjuntos semelhantes de espécies (Olden et al., 2004). Além disso, o uso intenso de produtos agrotóxicos para aumentar a produção e pode causar declínio e extinções locais (Pérez-Leiva e Anastasio, 2003; Zaccagnini et al., 2007; Bernardos e Zaccagnini, 2011). Estas mudanças afetam a distribuição da biodiversidade de plantas e animais e, conseqüentemente, podem influenciar nos processos de montagem, bem como na dinâmica das metacomunidades. Contudo, os efeitos dependerão das exigências de cada táxon (McKinney, 2002), existindo táxons que serão favorecidos, enquanto outros serão negativamente influenciados (Dornelas et al., 2019; Nielsen et al., 2019).

As mudanças antrópicas no uso do solo, seja para atividades agrícolas ou para expansão das cidades, têm resultado em alterações na riqueza e composição das comunidades locais e da metacomunidade (McGill et al., 2015). Em relação a riqueza de espécies, uma revisão feita por McKinney (2008) mostra que a riqueza tende a diminuir ao longo do gradiente urbano-rural, podendo ser visto um efeito diferente para cada táxon avaliado. A grande maioria dos estudos evidenciou uma redução na riqueza quando comparadas as áreas urbanas com áreas rurais circundantes (agricultura, silvicultura, pastagens, entre outros) para diferentes grupos de vertebrados, como mamíferos (Riley et al., 2003; Jedrzejewski et al., 2004), aves (Chace e Walsh, 2006; Sacco et al., 2015; Dale, 2017), répteis (Germaine e Wakeling, 2001) e anfíbios (Gibbs, 1998; Homan et al., 2004; Clark et al., 2007). Por outro lado, alguns estudos mostram um aumento na riqueza de espécies, visto que os humanos importam uma gama diversificada de plantas e animais não nativos para as cidades para os mais diversos fins (Reichard e White, 2001; McKinney, 2008; Nielsen et al., 2014). Já a composição de espécies tende a mudar ao longo do gradiente urbano-rural, visto que as espécies possuem um conjunto distinto de características ecológicas que podem permitir ou não sua persistência em ambientes altamente modificados (Blair, 2001; Johnston 2001; McKinney, 2002). Além disso, os ambientes antropizados, tanto rurais quanto urbanos, servem como a porta de entrada para espécies exóticas (Paul e Meyer, 2001). De maneira geral, ao longo do gradiente urbano-rural, o número de espécies nativas diminui em direção aos centros de urbanização ao mesmo passo que o número de espécies não nativas aumenta, resultando em alterações na composição de espécies (McKinney, 2002; McKinney, 2006) e podendo levar a uma redução na riqueza devido as interações interespecíficas (Tait et al., 2005).

As alterações no uso do solo é uma das principais ameaças a biodiversidade de anfíbios (Collins, 2010). Um número muito alto de espécies de anuros (aproximadamente 1000 espécies) estão ameaçadas de extinção por causa das mudanças no uso do solo para o desenvolvimento urbano e áreas rurais, principalmente para agricultura (Suarez et al., 2016; Maxwell et al., 2016). Devido ao isolamento dos ambientes presentes em uma paisagem urbana, os impactos da urbanização tendem a ser maiores para organismos com baixa

capacidade de dispersão (Johnson et al., 2013), como é o caso dos anuros. Como muitas espécies de anuros utilizam corpos d'água para sua reprodução, além das modificações na paisagem que acabam isolando as comunidades locais, a urbanização ainda tem efeitos diretos nos ecossistemas aquáticos afetando diretamente a distribuição e sobrevivência das espécies (Rubbo & Kiesecker, 2005). Em suma, para os anuros, a urbanização tende a ter efeitos negativos, pois altera a qualidade e a quantidade de ambientes adequados, reduzindo a conectividade ecológica da paisagem (Herrmann et al., 2005), isolando as espécies, e, conseqüentemente, alterando a estrutura e dinâmica das comunidades locais e das metacomunidades. Por exemplo, Knutson et al. (1999) mostraram que o desenvolvimento urbano afetou negativamente tanto os anuros adultos quanto os girinos, devido às modificações na estrutura dos ambientes terrestres e pelo aporte de resíduos alóctones nos corpos d'água. Da mesma forma, as mudanças na paisagem através da urbanização impactam severamente as populações de anuros, afetando negativamente a riqueza de espécies e abundância relativa de várias espécies, devido a eutrofização dos córregos e lagoas que levam a características alteradas da água e afetam tanto os girinos quanto os indivíduos adultos (Ficetola et al., 2011, Youngquist et al., 2017).

Os anuros têm um ciclo de vida bifásico que requer habitats naturais aquáticos e terrestres para atividades como reprodução, alimentação, desenvolvimento larval, dispersão, entre outros (Heyer et al., 1994). Sendo assim, é fundamental que os habitats possuam a disponibilidade de recursos, qualidade e conectividade para sua persistência dos anuros nos ecossistemas (Cushman, 2006). Algumas pesquisas sobre as relações entre anfíbios e atributos da paisagem rural indicam que a perda e fragmentação de habitat resultam em fortes efeitos negativos sobre os anuros (Cushman, 2006). Áreas de floresta ao redor dos corpos d'água, proximidade dos corpos d'água a florestas e distância entre corpos d'água, bem como conectividade entre habitats florestados se mostram como principais preditores da variabilidade regional das populações de anuros, bem como anfíbios em geral (Hecnar e M'Closkey, 1996; Knutson et al., 1999; Houlahan et al., 2000; Marsh e Trenham, 2001; Guerry e Hunter, 2002; Rothermel, 2004; Herrmann et al., 2005). Muitos estudos demonstram que as mudanças locais e da paisagem resultantes da expansão agrícola têm efeitos

negativos sobre a diversidade de anfíbios (Babbitt et al., 2003; Silva et al., 2012). Além disso, a expansão das safras pode impactar negativamente a diversidade de espécies de anuros, reduzindo a riqueza e abundância dos mesmos (Bonin et al., 1997; Mensing et al., 1998; Atauri e de Lucio, 2001).

É visto que quanto maior grau de antropização, maior tende a ser a impermeabilidade da matriz. Deste modo, matrizes urbanas tendem a ser as mais impermeáveis e possuem alterações mais severas, enquanto matrizes com vegetação natural ou até mesmo áreas rurais tendem a ser mais permeáveis (Buskirk, 2012). É esperado que áreas rurais demonstrem maior riqueza que áreas urbanas, assim como a diversidade beta das áreas rurais tende a ser maior quando comparada as áreas urbanas, isso devido a vegetação existente nesses ambientes ser um importante preditor para renovação da diversidade beta (Ganci et al., 2020).

Mesmo a diversidade de anuros sendo fortemente afetada pelas atividades antrópicas, estes ainda estão entre os grupos de vertebrados menos estudados em paisagens urbanas em todo o mundo (McDonnell e Hahs, 2008). Embora o número de estudos sobre anfíbios tenha aumentado, ainda faltam informações para orientar com eficácia a conservação deste grupo na maioria das paisagens com gradiente urbano-rural do mundo (Parris et al., 2018). Este trabalho teve como objetivo comparar a riqueza e composição de espécies de anuros em um gradiente rural-urbano. Buscamos responder a seguinte questão: existe variação na diversidade, riqueza e composição de espécies entre os diferentes tipos de uso solo (urbano e rural)? Levando em conta que as áreas urbanas são caracterizadas por mudanças mais severas (Marzluff e Ewing, 2001), nossas predições acerca da comparação da estrutura das comunidades de anuros entre ambientes rurais e urbanos são: (i) que a diversidade de anuros será maior nas áreas rurais; (ii) as áreas rurais abrigam uma maior riqueza de espécies de anfíbios anuros; (iii) a riqueza de espécies por corpo d'água será maior nas áreas rurais; (iv) e que a composição de espécies será diferente entre os dois tipos de uso de solo; (v) a diversidade beta e seus componentes, turnover e aninhamento, serão maiores entre as comunidades localizadas em áreas rurais em comparação com áreas urbanas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Nosso estudo foi desenvolvido na região oeste do estado do Paraná entre as cidades de Foz do Iguaçu (25°32'32.90"S / 54°35'5.52"W - WGS-84) e Santa Terezinha de Itaipu (25°26'43.41"S / 54°24'4.79"W - WGS-84) (Fig. 1). De acordo com a classificação Köppen-Geiger, o clima dessa região é subtropical úmido mesotérmico (clima temperado úmido com verão quente) com temperatura média anual entre 20° C e 22° C, sendo janeiro o mês mais quente (média de 26° C) e julho o mais frio (média de 16° C) (Fig. 2). A precipitação anual varia entre 1600 e 1900 mm é bem distribuída ao longo do ano, porém mais concentrada entre outubro (média mensal de 186 mm) e março (média mensal de 92 mm) (Alvares et al., 2013). A formação vegetal original desta região é da Floresta Estacional Semidecidual do bioma da Mata Atlântica (FSOSMA e INPE, 2017). Esta formação vegetacional se estendia originalmente por grande parte do meio-oeste do Paraná (Morellato e Haddad, 2000; FSOSMA e INPE, 2017). Atualmente, devido as atividades antrópicas na região, restou o maior remanescente da Floresta Estacional Semidecidual (Parque Nacional do Iguaçu) e pequenos fragmentos florestais em diferentes estados de regeneração imersos em uma matriz agrícola composta principalmente por áreas de cultivo de grãos e pastagem (SOSMA e INPE, 2017).

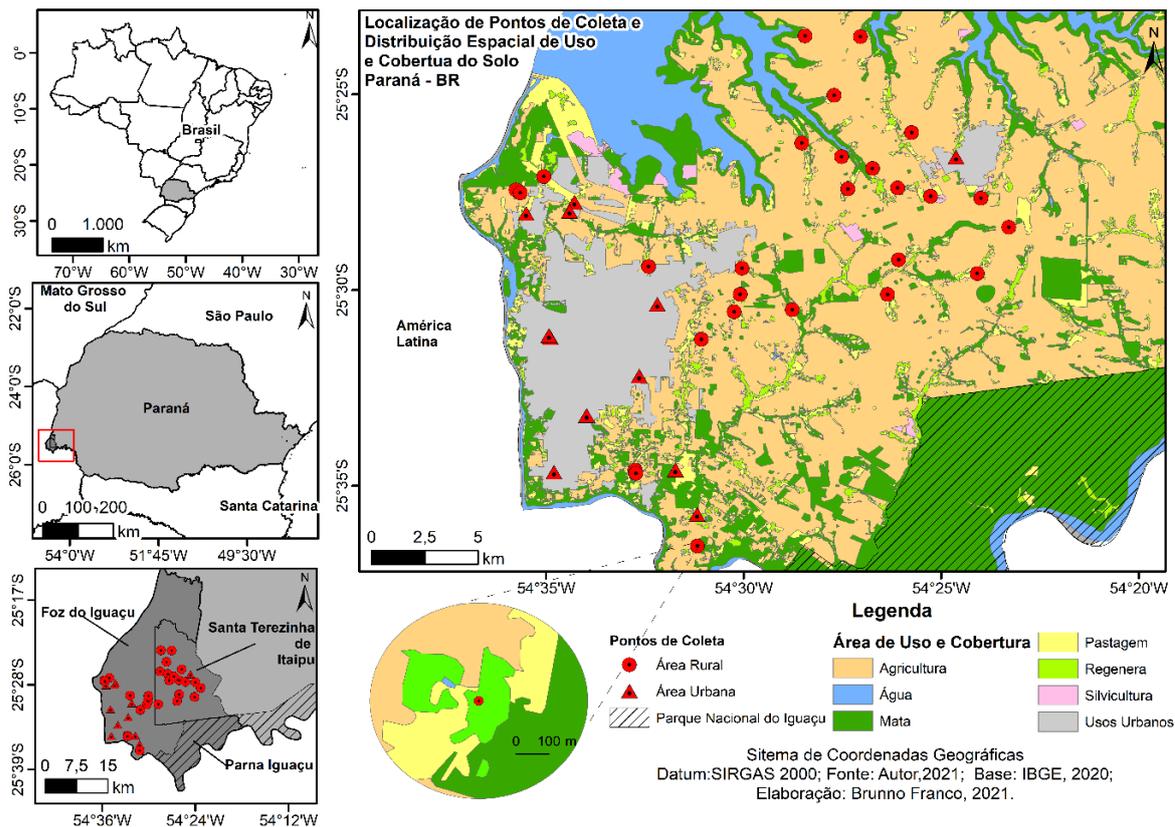


Figura 1. Mapa do Brasil e do estado do Paraná indicando a localização do presente estudo no extremo oeste do estado. No mapa da direita a distribuição dos 40 corpos d'água amostrados em áreas urbanas e rurais entre as cidades de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu. Os círculos e triângulos vermelhos indicam os pontos amostrados e considerados como área rural e urbanos, respectivamente, de acordo com os usos do solo.

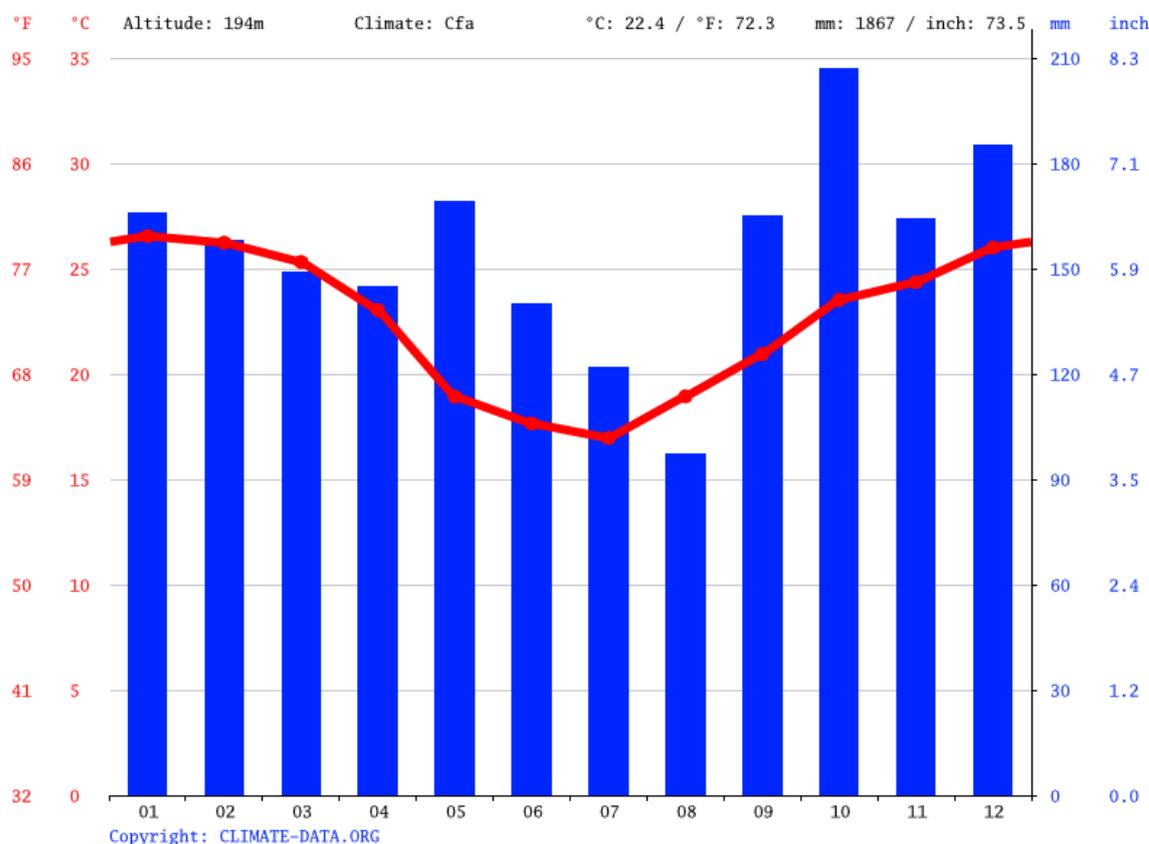


Figura 2. Climograma da região de Foz do Iguaçu do ano de 2020. Fonte: Climate-Data.org

Delineamento amostral

Para este trabalho utilizamos os dados provenientes das coletas já realizadas no oeste do Paraná utilizando um mesmo protocolo de amostragem (i.e., Fernández, 2018; Kardush, 2019). As coletas foram realizadas em duas temporadas reprodutivas, entre setembro 2017 e março de 2018 e entre setembro de 2018 e março de 2019. Por estar dentro do padrão histórico de chuvas da região, o período de amostragem não deve ter sido influenciado pelas variações climáticas da região. No total foram amostrados 44 corpos d'água. Dentre estes corpos d'água já previamente amostrados, selecionamos aqueles onde foram encontrados anuros no estágio larval e que estavam dentro de áreas rurais ou urbanas. A determinação da matriz na qual estes corpos d'água estavam inseridos foi realizada a partir de um buffer de 300 metros, a paisagem foi caracterizada a partir da identificação de dois diferentes usos do solo (urbano e rural). Usamos como critério de seleção das áreas de uso rural áreas com >70%

da cobertura do solo fosse aberta (áreas de cultivo de grãos, corpos d'água lênticos e lóticos, pastagem de gado e silvicultura) e uso urbano áreas com >50% de cobertura do solo fosse caracterizado por edificações. Desta forma, dos 44 corpos d'água amostrados inicialmente, foram incluídos no presente estudo 39 corpos d'água lênticos distribuídos nas áreas rurais, urbanas de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu. Selecionamos ambientes lênticos devido a maioria das espécies da região utilizar esse tipo de ambiente para a reprodução pela possibilidade de delimitação da área do habitat e pelos girinos permanecerem mais tempo nos corpos d'água que os adultos (Leivas et al., 2018).

Cada corpo d'água foi amostrado em três diferentes períodos: uma amostragem no início da estação mais quente e chuvosa (i.e., entre setembro e outubro), outra no meio desta estação (i.e., entre dezembro e janeiro) e a última amostragem no final desta estação (i.e., entre fevereiro e março). Entre cada evento de coleta foi respeitado intervalo de pelo menos 30 dias para aumentar a chance de captura das espécies que apresentam sazonalidade no período de reprodução. As coletas foram realizadas no período de diurno. Desta forma, para cada corpo d'água obtivemos dados sobre a riqueza, composição e abundância de cada espécie em cada corpo d'água.

Para as coletas dos girinos, foram utilizados puçás de cabo longo com aro de 32 cm de diâmetro e malha metálica de 3 mm², quando não era possível utilizar os puçás devido a pequena profundidade, utilizamos peneiras plásticas com 10 cm de diâmetro e 2 mm² de malha (Shaffer et al., 2011). Em cada ambiente a coleta durou 60 minutos, buscando amostrar os girinos ao longo de todo o corpo d'água, totalizando um esforço de 3 horas por corpo d'água. Os girinos coletados foram fixados e conservados em solução 1:1 álcool 70% e formalina a 10%. Todos os espécimes coletados estão depositados na Coleção de Anfíbios – Girinos da Universidade Federal da Integração Latino-Americana (CA-G/UNILA) (Licença SISBIO 60073-1 e 42012-1). Os girinos coletados foram identificados até o nível de espécie utilizando chaves de identificação (e.g., Rossa-Feres e Nomura, 2006), artigos de descrição de girinos, consultando as espécies já coletadas e depositadas na Coleção CA-G/UNILA e da Coleção DZSJRP-Amphibia-tadpoles da Universidade Estadual Paulista, campus de São

José do Rio Preto (UNESP/Ibilce) e através da consulta à especialista em girinos, Prof. Dr. Denise Cerqueira Rossa-Feres.

Análise de dados

Inicialmente, para avaliar a suficiência amostral dos girinos em nossa base de dados utilizamos uma curva de rarefação baseada em indivíduos, com 100 aleatorizações. Como a curva atingiu a assíntota, logo, nossa amostragem foi representativa da metacomunidade (Fig. 3). Desta forma, utilizamos os dados de riqueza observada para as análises subsequentes. Para comparar a riqueza acumulada de espécies de anuros entre as áreas urbanas e rurais rodamos a análise de rarefação baseada em indivíduos, com 1000 aleatorizações, para as comunidades locais urbanas e rurais (Gotelli e Colwell, 2001).

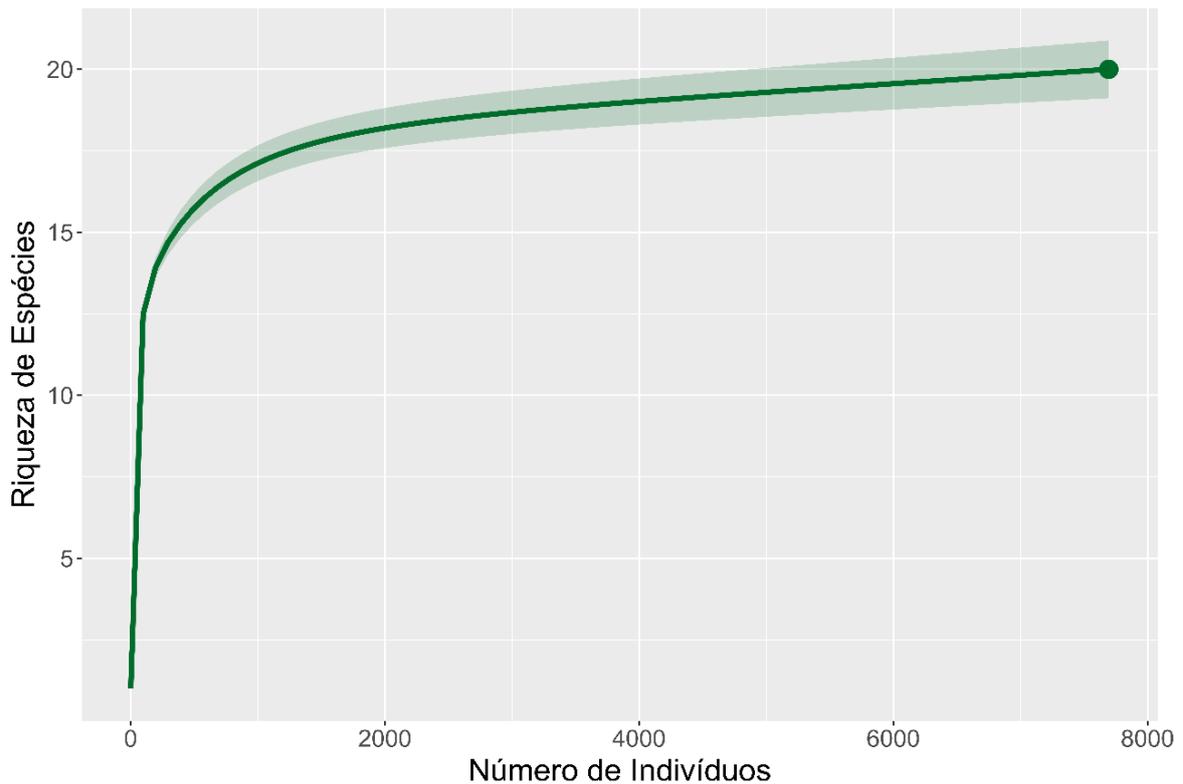


Figura 3. Curva de rarefação total indicando um esforço amostral suficiente para a área de estudo.

Para comparar a riqueza média anuros no estágio larval por corpo d'água nas metacomunidades urbana e rural realizamos um teste T de Student. Previamente a realização do teste T, utilizamos um teste de Shapiro-Wilk para verificar se os dados possuíam uma distribuição normal (Shapiro e Wilk, 1965) e utilizamos o teste de Levene para verificar homogeneidade de variância (Levene, 1960). Como não obtivemos normalidade nos dados, mas obtivemos homogeneidade de variância, optamos mesmo assim por utilizar um teste T paramétrico, pois o teste T é robusto a quebra de premissa da normalidade (Srivastava, 1958).

Para comparar se a diversidade girinos variou entre as áreas rurais e urbanas geramos uma curva de perfil de diversidade também conhecida como Série de Hill (Hill, 1973). Estas curvas representam uma comunidade teórica com a mesma complexidade da comunidade observada (Jost e González-Oreja, 2012). Para o cálculo da diversidade de ordem 0 ($0q$), um peso igual é atribuído a todas as espécies presentes na comunidade, ou seja, $0q$ é equivalente à riqueza de espécies. Para calcular a diversidade de ordem 1 ($1q$), cada espécie é ponderada de acordo com sua abundância relativa. $1q$ é equivalente ao exponencial do índice de Shannon e representa a diversidade de espécies típicas (Chao et al., 2014). Para o cálculo da diversidade de ordem 2 ($2q$), espécies raras são desconsideradas, logo $2q$ é equivalente ao índice de Gini-Simpson e representa a diversidade de espécies dominantes (Chao et al., 2014). Desse modo, os valores $q < 1$ atribuem um peso maior às espécies raras e os valores $q > 1$ atribuem um peso maior às espécies dominantes (Jost e González-Oreja, 2012).

Para avaliar se existe uma diferença composição das espécies entre as comunidades das áreas urbanas e rurais aplicamos a análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) com um fator (i.e., uso do solo) (Anderson, 2001), com base em 1000 aleatorizações (Anderson e ter Braak, 2003). A PERMANOVA foi calculada com base na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (Legendre e Legendre, 2012). Para verificar graficamente os resultados apresentados pela análise de PERMANOVA, utilizamos o método de Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS), com base também na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (Minchin, 1987).

Para calcular a diversidade beta dos diferentes usos do solo, criamos uma matriz para área urbana e outra para área rural, aplicamos o teste de Sorensen modificado por Baselga (2012). Utilizando a função *beta.pair* do pacote *Betapart* (Baselga et al., 2021), esta análise retorna três matrizes de dissimilaridade que são: *beta.sor*, que é a matriz de dissimilaridade total, *beta.sim*, uma matriz de dissimilaridade pela rotatividade espacial (substituição) de espécies pura; e *beta.sne*, uma matriz de dissimilaridade do componente aninhamento puro de espécies. A diversidade beta total e a de cada componente das comunidades de áreas urbanas e rurais foram comparadas por teste T (não obtivemos normalidade nos dados, mas obtivemos homogeneidade de variância), conforme relatado acima para a riqueza de espécies.

Em todas as análises utilizados um valor de alfa igual a 5%. Os valores são apresentados como média \pm desvio padrão (amplitude). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (versão 4.1.0) (R Core Team 2021) com os seguintes pacotes: devtools (Wickham, Hester e Chang, 2021), iNEXT (Hsieh, Ma e Chao, 2020), ggplot2 (Wickham, 2016), stats (R Core Team 2021), vegan (Oksanen et al., 2012), car (Fox e Weisberg, 2019), ecodist (Goslee e Urban, 2007) e betapart (Baselga et al., 2021).

RESULTADOS

Foram registradas 20 espécies pertencentes a cinco famílias: Hylidae (12 espécies), Leptodactylidae (quatro espécies), Odontophrynidae (duas espécies), Microhylidae (uma espécie) e Bufonidae (uma espécie) (Tabela 1). Tanto em área rural como em área urbana observamos uma grande dominância de uma única espécie cada, *Rhinella diptycha* (n=2771) e *Scinax fuscovarius* (n=1053), respectivamente. Ambas as espécies representaram mais de 50% da abundância dos indivíduos coletados (Fig. 4). Em segundo lugar, *Physalaemus cuvieri* representou 11% dos indivíduos coletados para área rural, enquanto *Scinax squalirostris* foi a segunda espécie mais abundante nas áreas urbanas, chegando a quase 10% do total de indivíduos coletados (Fig. 4). *Dendropsophus nanus* foi a espécie que ocorreu em mais corpos d'água entre as metacomunidades urbana e

rural, estando presente em mais da metade dos pontos de amostragem, sendo estes 19 ambientes rurais e 6 ambientes urbanos. De forma semelhante, *Physalaemus cuvieri* estava presente em 13 ambientes rurais e 8 urbanos (Fig. 4). As espécies com menor abundância e mais raras foram *Odontophrynus americanus* (n = 9), seguida por *Odontophrynus* sp. (n = 1), e *Scinax berthae* (n = 1), estando presente em apenas um corpo d'água cada (Fig. 4).

Tabela 1. Distribuição espacial dos anuros no ambiente rural e urbano na região de Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil. Urb = urbano, Rur = rural. A cores de preenchimento indicam estágio com maior distribuição de abundância das espécies nos estágios; em branco = espécie ausente; cinza = menos de 50% da abundância foi registrado nesse ambiente; preto = ambiente onde mais de 50% da abundância da espécie foi registrada.

Espécies	Abrev.	Urb	Rur
Família Hylidae			
<i>Boana albopunctata</i>	b.alb	Preto	Cinza
<i>Boana bischoffi</i>	b.bis	Preto	Cinza
<i>Boana faber</i>	b.fab	Branco	Preto
<i>Boana punctata</i>	b.pun	Cinza	Preto
<i>Boana raniceps</i>	b.ran	Branco	Preto
<i>Boana semiguttata</i>	b.sem	Branco	Preto
<i>Dendropsophus minutus</i>	d.min	Cinza	Preto
<i>Dendropsophus nanus</i>	d.nan	Cinza	Preto
<i>Scinax berthae</i>	s.ber	Branco	Preto
<i>Scinax cf. fuscovarius</i>	s.cf.fus	Cinza	Preto
<i>Scinax fuscovarius</i>	s.fus	Preto	Cinza
<i>Scinax squalirostris</i>	s.squ	Preto	Cinza
Família Leptodactylidae			
<i>Leptodactylus aff. chaquensis</i>	l.aff.fus	Branco	Branco
<i>Leptodactylus fuscus</i>	l.fus	Preto	Cinza
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	l.pod	Cinza	Preto
<i>Physalaemus cuvieri</i>	p.cuv	Cinza	Preto
Família Odontophrynidae			
<i>Odontophrynus americanus</i>	o.am	Branco	Preto
<i>Odontophrynus</i> sp.	o.sp	Branco	Preto
Família Bufonidae			
<i>Rhinella dyptycha</i>	r.dip	Cinza	Preto
Família Microhylidae			
<i>Elachistocleis bicolor</i>	e.bic	Cinza	Cinza

Verificamos que a metacomunidade de anuros de áreas rurais abrigaram uma maior riqueza de anuros do que as de áreas urbanas (Fig. 5). Na área rural foram registradas 19 espécies, enquanto na área urbana 13 espécies. Contudo, a riqueza média de anuros por corpo d'água nas áreas rurais foi de $3,6 \pm 2,02$ (9-2)

enquanto nas áreas urbanas foi de $5,0 \pm 1,943$ (8-1) espécies, apesar da riqueza média na área rural ser 1,38 vezes maior que a da área urbana, a riqueza entre elas não diferiu do acaso ($t = -1,883$, $gl = 16,73$, $p = 0,077$; Fig. 6). As curvas de perfil de diversidade se sobrepuseram na ordem $q=2$, o que evidencia que, apesar das diferenças na riqueza e na diversidade de espécies raras, quando a comparação entre áreas é feita dando um maior peso para equitabilidade, não podemos assumir que as comunidades de anuros de áreas rurais foram mais diversas que de áreas urbanas (Fig. 7).

A composição de espécies diferiu entre as metacomunidades de áreas urbanas e rurais ($F_{1, 35} = 2,68$, $r^2 = 0,07$, $p = 0,004$), sendo que as comunidades inseridas em áreas urbanas são um subconjunto da metacomunidade de área rural (Fig. 8). Das 20 espécies registradas, 13 foram encontradas tanto na área rural quanto na área urbana. Por sua vez, na área rural foram encontradas 6 espécies exclusivas, que não estavam presentes na área urbana e nenhuma espécie ocorreu exclusivamente na área urbana (Fig. 9). As espécies mais amplamente distribuídas na área rural foram *Physalaemus cuvieri* e *Dendropsophus nanus*, as quais estiveram presentes em 13 e 19 corpos d'água respectivamente. Já as espécies *Odontophrynus americanus*, *Odontophrynus* sp., *Boana bischoffi*, *B. semiguttata* e *Scinax berthae* ocorreram restritamente em um único corpo d'água. Na área urbana, as espécies mais bem distribuídas foram *P. cuvieri* e *Scinax fuscovarius* sendo encontradas em 8 corpos d'água cada, enquanto *Leptodactylus podicipinus*, *Scinax* cf. *fuscovarius*, *Rhinella diptycha* e *Boana bischoffi* foram restritas a apenas um único corpo d'água cada.

Comparando a diversidade beta entre áreas urbanas e rurais, verificamos que houve uma maior diversidade beta entre as comunidades das áreas rurais em comparação as comunidades de áreas urbanas ($t = 4,32$, $gl = 54,56$, $p = 0,00006$; Fig. 10), sendo que a diversidade beta foi 1,3 vezes maior nas áreas rurais do que nas áreas urbanas. Avaliando separadamente os diferentes componentes da diversidade beta, verificamos que houve uma maior substituição de espécies entre as comunidades locais das áreas rurais em comparação as comunidades das áreas urbanas ($t = 3,20$, $gl = 60,45$, $p = 0,002$; Fig. 11), onde a substituição de espécies foi 1,4 vezes maior entre as comunidades locais das áreas rurais do que nas comunidades locais das áreas urbanas. Contudo, o grau de aninhamento não

diferiu entre as comunidades locais dos diferentes tipos de uso do solo ($t= 0,42$, $df= 63,63$, $p= 0,677$; Fig. 12).

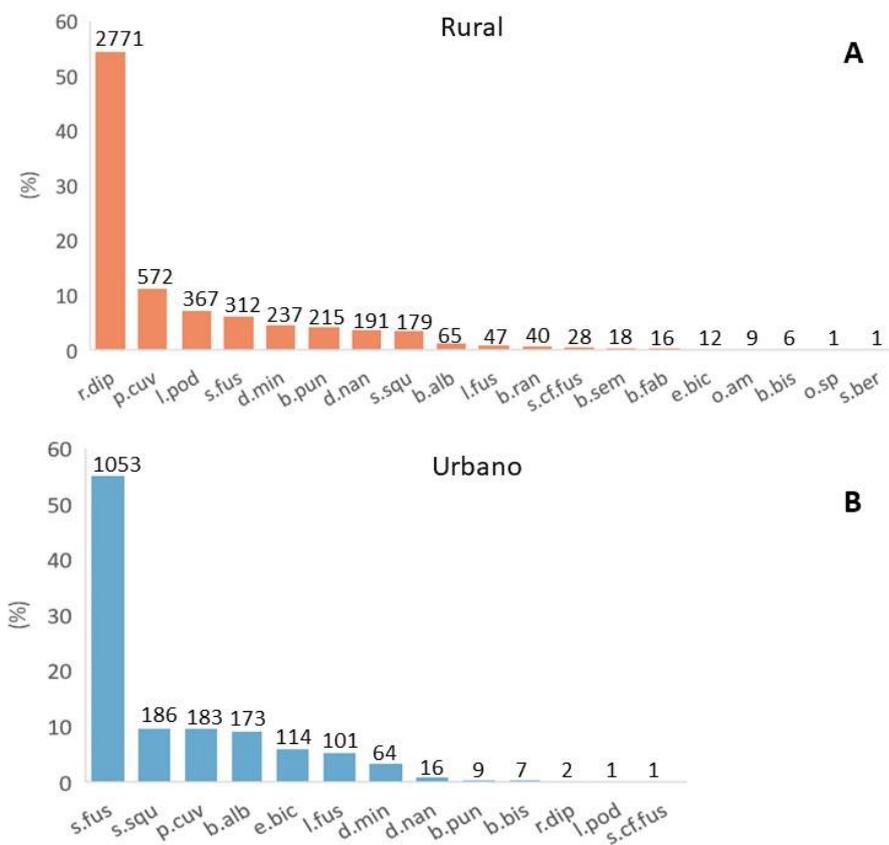


Figura 4. Abundância relativa das espécies de anuros registrados na região de Foz do Iguaçu (A = metacomunidade de áreas rurais; e B = metacomunidade de áreas urbanas). A abundância absoluta de indivíduos para cada espécie é indicada acima de cada barra.

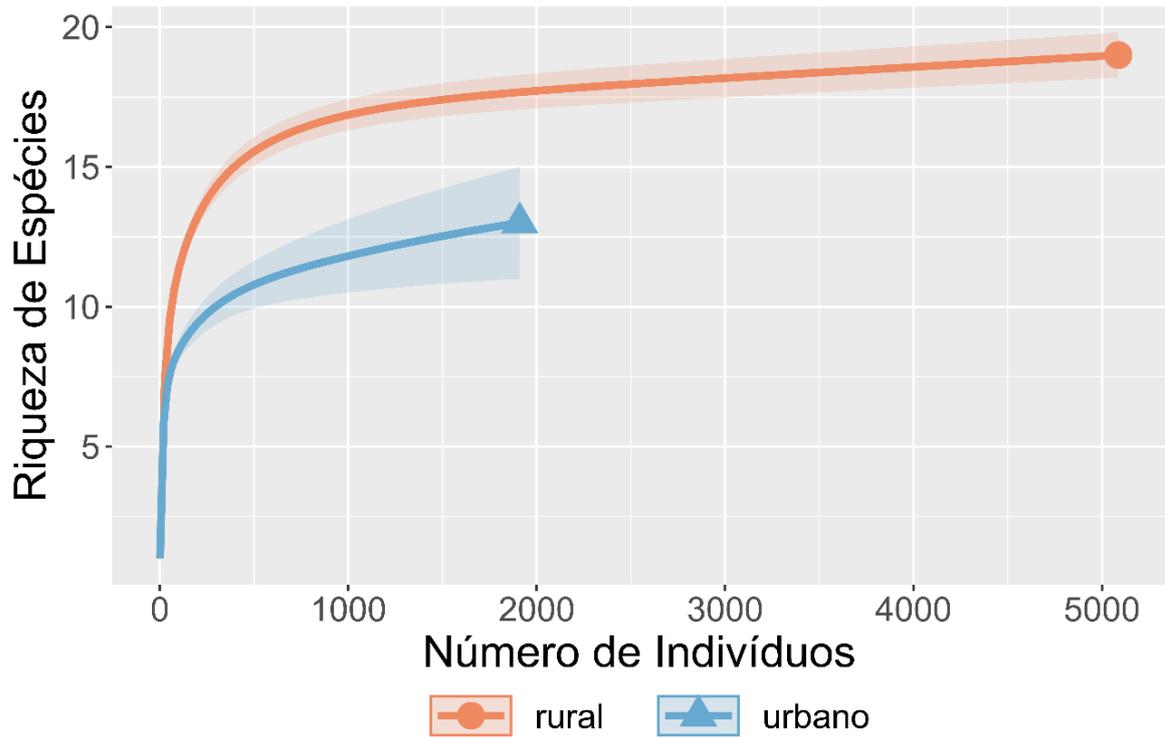


Figura 5. Curvas de rarefação da riqueza de anuros por tipo de uso do solo aleatorizadas pelo número de indivíduos. A linha azul representa a área urbana e a linha laranja representa a área rural. A linha cheia representa a curva média, enquanto a área sombreada ao redor representa o intervalo de confiança de 95%.

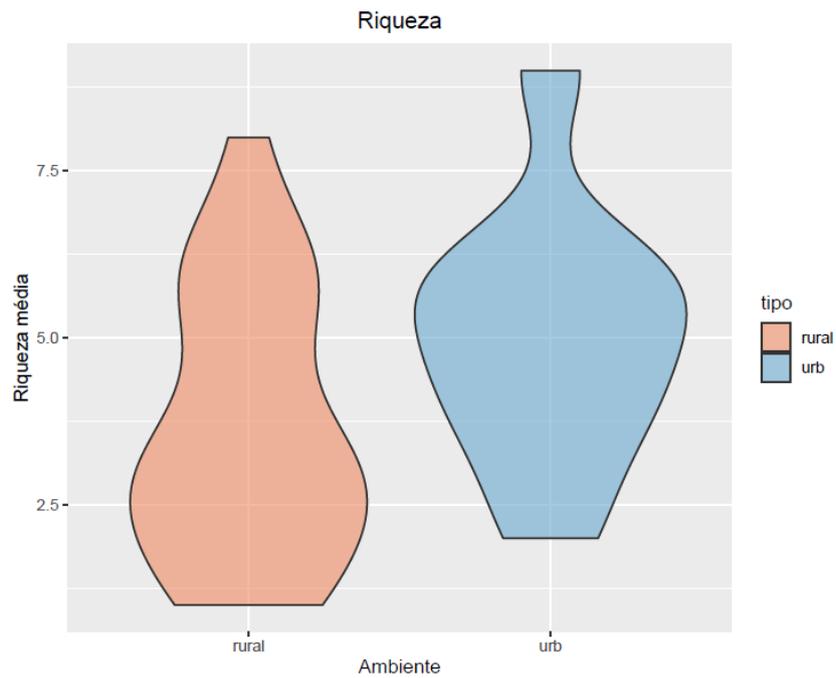


Figura 6. Gráfico de violino representando as diferenças nas riquezas observadas de anuros em estágio larval em cada corpo d'água das comunidades locais encontradas em áreas rurais (rosa) e urbanas (azul) da região de Foz do Iguaçu, Paraná.

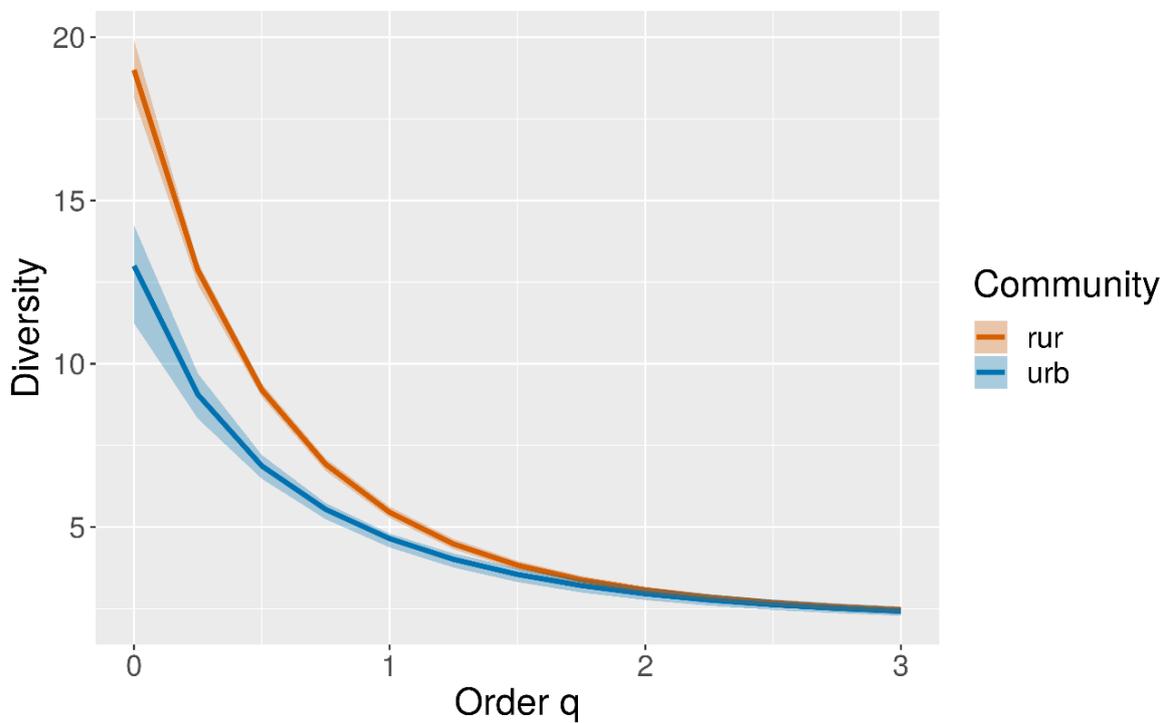


Figura 7. Curvas de perfil de diversidade da metacomunidade de anuros de áreas rurais (rosa) e urbanas (azul) da região de Foz do Iguaçu, Paraná.

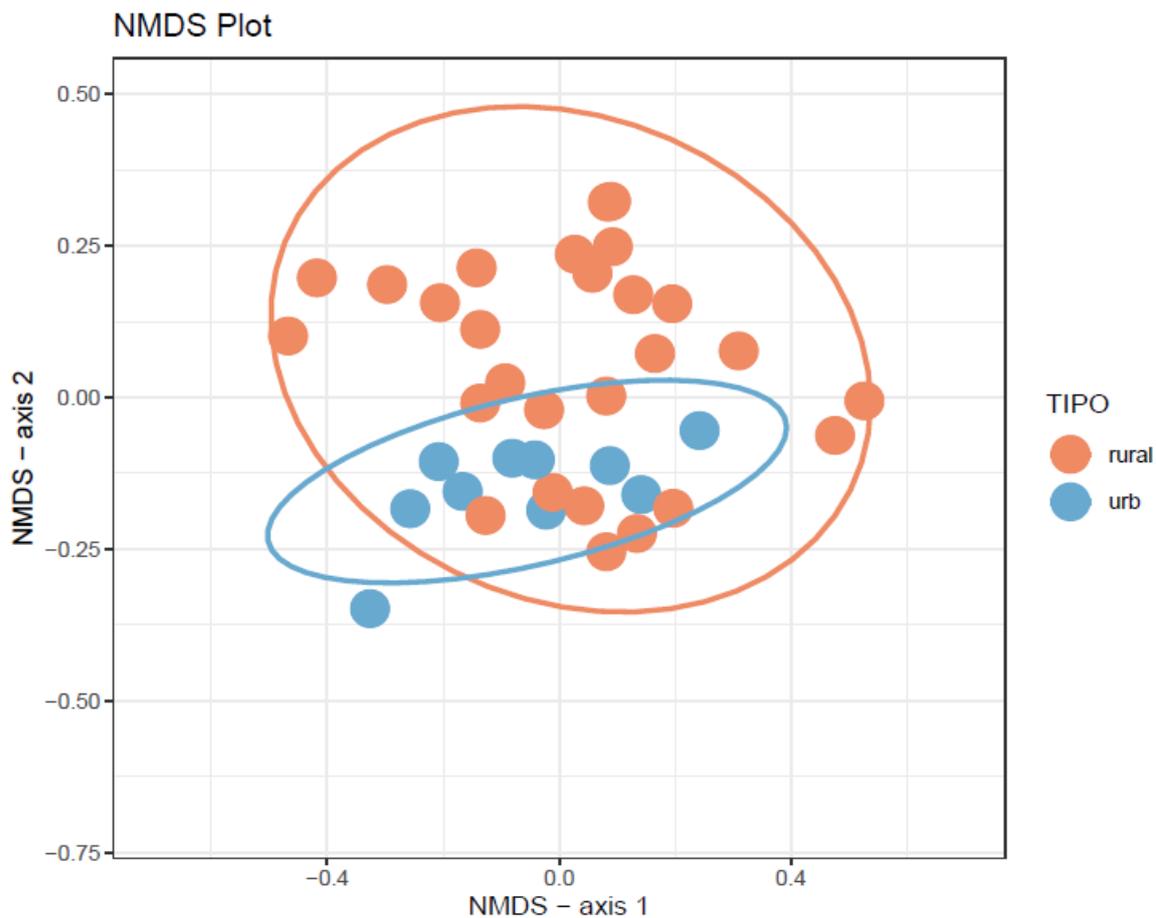


Figura 8. Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não-métrico (nMDS) com base na matriz de distância de Bray-Curtis das comunidades locais de anuros encontradas nos dois tipos de uso do solo estudados. Círculos laranja = área rural; círculos azuis = área urbana.

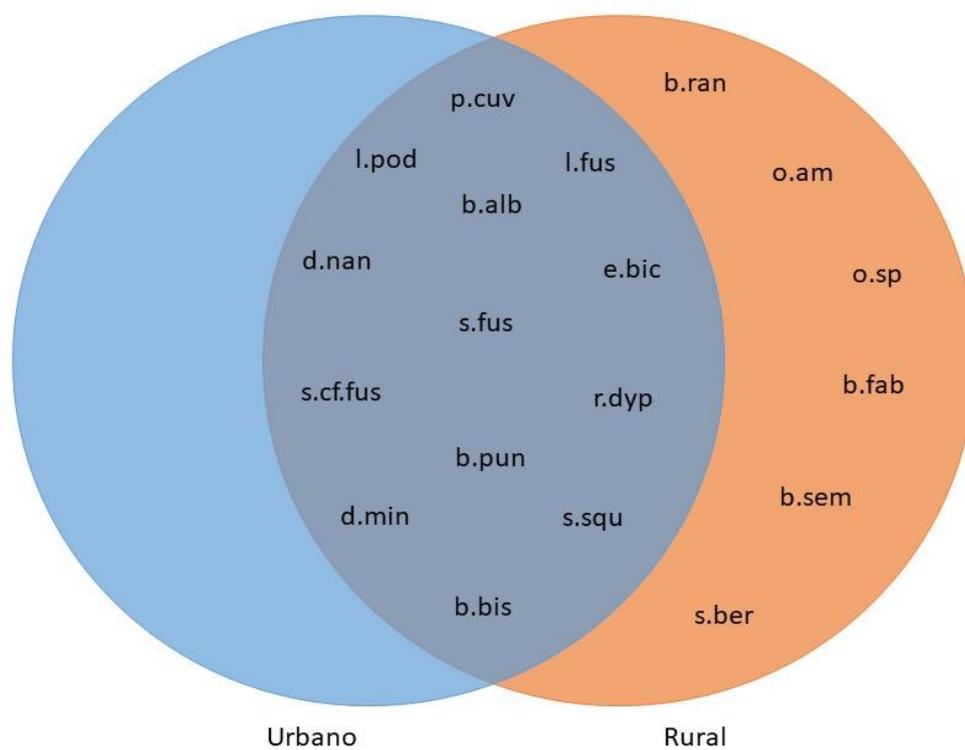


Figura 9. Gráfico de Venn mostrando os conjuntos de espécies encontradas exclusivamente em cada tipo de uso do solo, bem como o conjunto de espécies encontradas em ambas as áreas (intersecção das circunferências). As abreviações são apresentadas na Tabela 1.

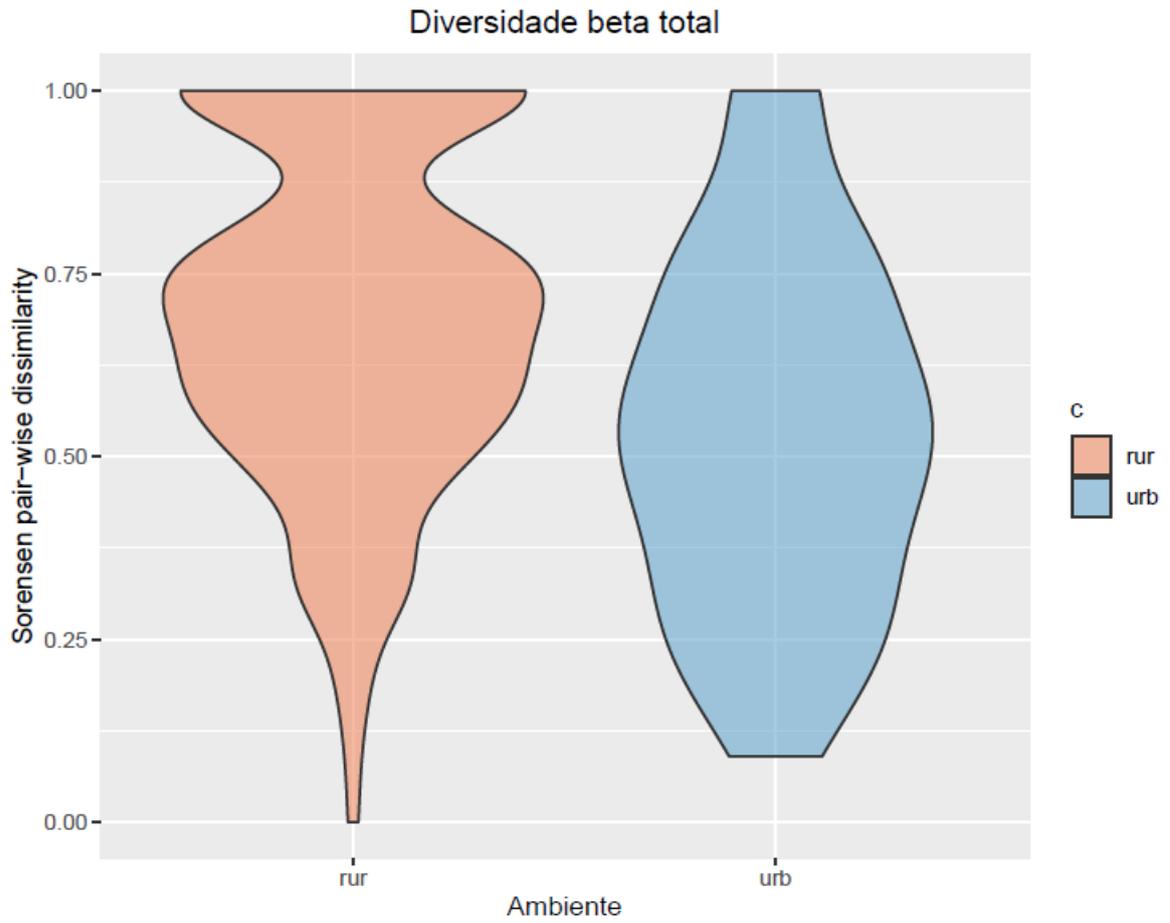


Figura 10. Gráfico de violino representando as diferenças na diversidade beta total de anuros em estágio larval em cada corpo d'água das comunidades locais encontradas em áreas rurais (rosa) e urbanas (azul) da região de Foz do Iguaçu, Paraná.

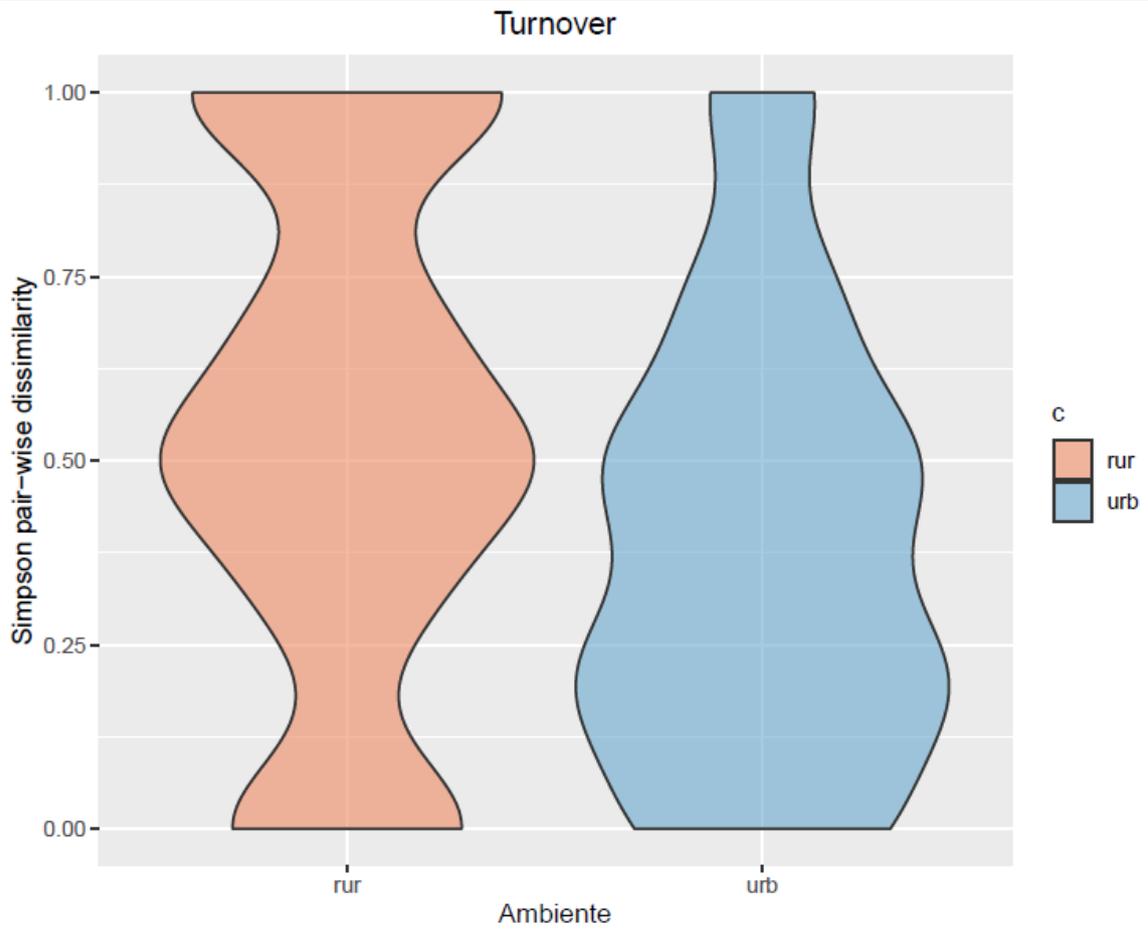


Figura 11. Gráfico de violino representando a rotatividade de espécies de anuros em estágio larval em cada corpo d'água das comunidades locais encontradas em áreas rurais (rosa) e urbanas (azul) da região de Foz do Iguaçu, Paraná.

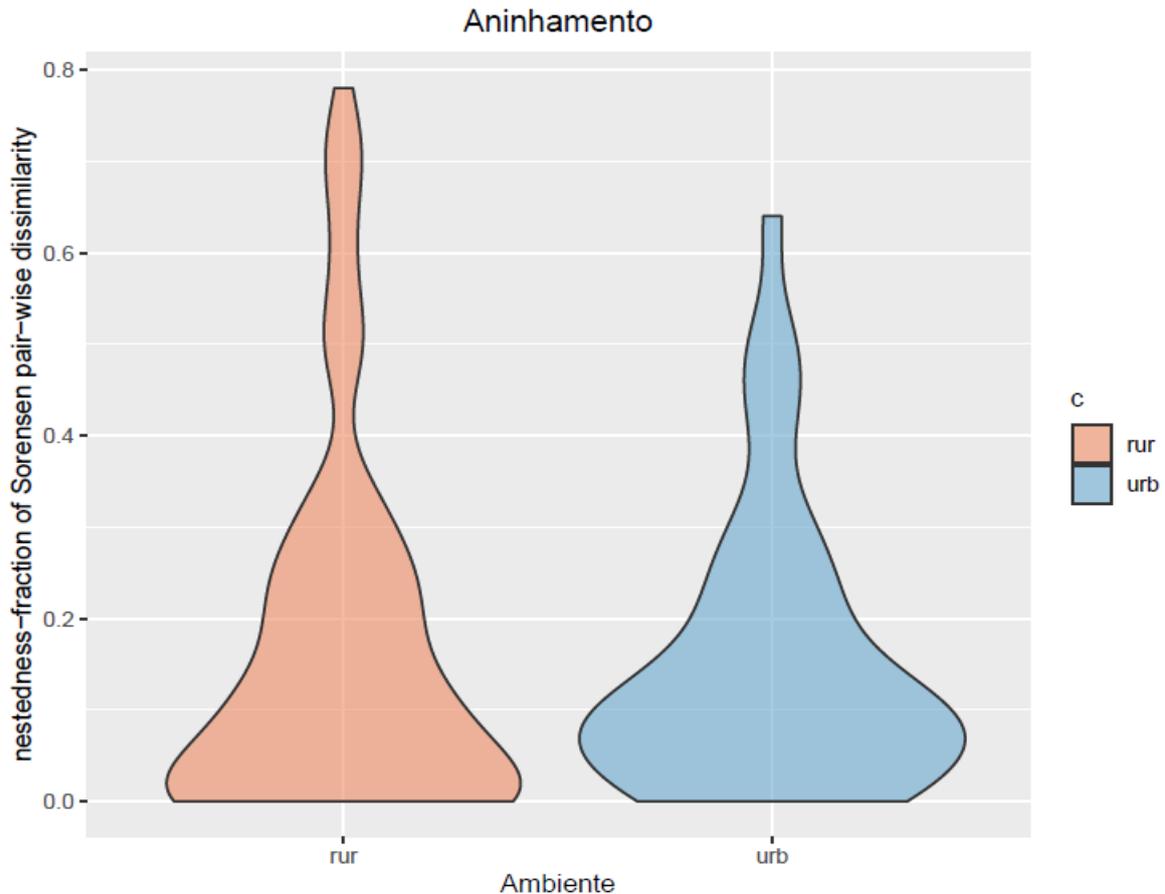


Figura 12. Gráfico de violino representando o aninhamento das espécies de anuros em estágio larval em cada corpo d'água das comunidades locais encontradas em áreas rurais (rosa) e urbanas (azul) da região de Foz do Iguaçu, Paraná.

DISCUSSÃO

Mudanças no uso do solo afetam diretamente a biodiversidade, principalmente dos anfíbios (Cordier et al., 2021). Neste estudo, verificamos que em áreas urbanas houve um maior efeito negativo sobre a biodiversidade de anfíbios do que as áreas rurais. Nós observamos que áreas urbanas abrigam uma menor riqueza e possuem uma menor diversidade beta do que as áreas rurais, sendo que as espécies de anuros que ocorrem em áreas urbanas são um subconjunto das espécies que ocorrem nas áreas rurais. A riqueza de espécies de anuros registrada neste estudo representa 55% das espécies encontradas por Leivas et al. (2018) para a região oeste do Paraná. Tais resultados reforçam como a urbanização afeta negativamente as comunidades de anuros (Liu et al., 2021).

Conforme previsto, as áreas rurais abrigaram uma maior riqueza que as áreas urbanas, porém, a riqueza média não diferiu entre dois usos do solo. Este padrão de menor riqueza em áreas urbanas quando comparadas às áreas rurais já foi observado em outros estudos com diferentes grupos taxonômicos (Marzluff, 2001, McKinney, 2008), incluindo os anuros, tais como observado no sudeste da Austrália (Villasenõr et al., 2017), no município de Itacoatiara na Amazônia central (Menin et al., 2019) e em Campo Grande, Mato Grosso do Sul (Ganci et al., 2020). A redução na riqueza em ambientes urbanos pode ser explicada pela dificuldade de adaptação das espécies a este ambiente muito diferente dos ecossistemas naturais, com alterações físicas e químicas e diferentes regimes de distúrbio. No caso dos anfíbios, alguns fatores afetam diretamente a biodiversidade, em comparação com áreas rurais, os ambientes urbanos possuem maiores quantidade de luz artificial, nível de ruído e densidade de vias pavimentadas (Knutson et al., 1999; Baker e Richardson, 2006; Carr e Fahrig, 2001, Pillsbury e Miller, 2008; Leon et al., 2019, Yi e Sheridan, 2019). Estes fatores podem influenciar de maneira isolada ou sinergicamente o ciclo de vida dos anuros e a persistência das espécies nos ambientes urbanizados. Por exemplo, o aumento na quantidade de barulho influencia negativamente a taxa de vocalização, que por sua vez reduz a chance do indivíduo de atrair um parceiro para reprodução e resulta num maior gasto energético e menor sucesso reprodutivo, podendo levar a redução nas taxas de sobrevivência e reprodução das espécies (Sun e Narins, 2005; Baker e Richardson, 2006; Herrera-Montes e Aide, 2011). Também é conhecido o impacto negativo das vias pavimentadas para anuros pois representam barreiras físicas à dispersão de muitas espécies e, portanto, podem reduzir a conectividade entre as populações durante a dispersão (Ashley e Robinson 1996, Findlay et al. 2001, Rubbo e Kiesecker, 2005), bem como a mortalidade por atropelamento, que para anfíbios em geral ainda é uma área do conhecimento pouco estudada (Consentino et al., 2014; Pereira et al., 2017), Estes fatores tendem a influenciar negativamente a capacidade das espécies de se manter em áreas urbanizadas.

Em contrapartida, as áreas rurais podem sustentar uma riqueza de espécies maior em relação às áreas urbanas, pois muitas espécies podem se beneficiar de terras agrícolas para seu habitat (Javorek e Grant, 2010), pois

algumas usam áreas úmidas de fazendas como lagoas e campos inundados para reprodução (Knutson et al., 2004; Koumaris e Fahrig, 2016) e/ou forrageiam em campos agrícolas (Attademo et al., 2005; Harding 1997; Peltzer et al., 2010). Além disso, os sistemas agrícolas tradicionais podem suportar altos níveis de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Baudron e Giller, 2014; Stoate et al., 2009; Tschardt et al., 2005; Wright et al., 2012), pois campos agrícolas menores podem fornecer maior conectividade da população de anuros, condições mais amenas e maior disponibilidade de presas, como artrópodes (Molina et al., 2014; Collins e Fahrig, 2017). Diante do exposto, podemos dizer que alguns ambientes rurais podem ser vistos como habitats alternativos importantes para anfíbios anuros (Knutson et al., 2004).

Nossos resultados apoiam nossa previsão de que a composição de espécies seria diferente entre as áreas urbanas e rurais, sendo a composição de espécies em áreas urbanas um subconjunto da metacomunidade de áreas rurais. Nossos resultados corroboram a hipótese de que a urbanização atua como um filtro ambiental (Piano et al. 2019) de modo que algumas espécies ocorram naturalmente com base em suas características e espécies com características impróprias para ambientes modificados sejam removidas (Crocì et al., 2008; Webb et al., 2010). Por exemplo, espécies com pouca flexibilidade comportamental podem desaparecer de habitats modificados antropogenicamente (Sih et al., 2011). Em contraste, espécies com grande flexibilidade adaptativas (como alta fecundidade, grandes capacidades de dispersão e altas taxas de sobrevivência de adultos) podem persistir nesses habitats (Callaghan et al., 2020; Crocì et al., 2008; Moller, 2009; Richardson et al., 2020; Winchell et al., 2016), levando a ocorrência apenas de espécies adaptadas às condições urbanas e mais eficientes na exploração dos recursos urbanos (McKinney 2006, Menke et al. 2011). Como exemplo podemos citar a grande predominância de *Scinax fuscovarius* nas comunidades locais urbanas, bem com a presença de *Dendropsopus nanus*, espécies que utilizam uma ampla gama de habitats e são consideradas como generalistas muito comum em áreas urbanas (Ferreira et al., 2017).

As áreas rurais apresentam entre si maior diversidade beta que as áreas urbanas, sendo que a diferença foi devido a substituição de espécies. Isso ocorre

pois existe uma maior homogeneização biótica nas áreas urbanas do que nas áreas rurais. Este resultado pode ser explicado pelo fato de que mesmo que os corpos d'água sejam diferentes estruturalmente a paisagem circundante das áreas urbanas não é favorável para muitas espécies, logo, as espécies que sobrevivem nas áreas urbanas são mais generalistas e ocorrem em uma ampla gama de ambientes (Henle et al., 2004; Keinath et al., 2017; Callaghan et al., 2020). Já nos ambientes rurais a paisagem pode ser mais favorável e as variações nas características dos corpos d'água e da paisagem podem favorecer a ocorrência de espécies especialistas, ou com mais requerimentos ambientais (Westphal et al., 2003; Le Féon et al., 2010; Lindsay et al., 2013; Novotný et al., 2015).

A maior diversidade beta devido a substituição de espécies entre as comunidades locais das áreas rurais já foi observada por Ganci et al. (2020). Contudo, Oda et al. (2017) verificaram que o componente aninhamento foi o principal determinante da diversidade de anuros ao longo do gradiente rural-urbano. As comunidades em lagoas de áreas altamente urbanizadas foram mais semelhantes entre si, um processo conhecido como homogeneização biótica, onde as espécies possuem traços mais semelhantes filtrados pelo ambiente antropizado (McKinney e Lockwood 1999, Olden et al., 2004; Olden e Rooney 2006). A homogeneização biótica é uma provável consequência comum de distúrbios antropogênicos (McKinney 2006, Olden, 2006, Schwartz et al. 2006). Desse modo, nossos resultados mostram que em áreas mais urbanizadas as comunidades de anuros abrigam menos espécies e são mais homogêneas entre si.

CONCLUSÕES

Com a estimativa que a população em áreas urbanas cresça em mais de 2 bilhões de pessoas (United Nations, 2018), a pressão antrópica sobre a biodiversidade só tende a se agravar. Neste sentido, nossos resultados fornecem informações valiosas para a definição de estratégias de conservação para os anfíbios anuros ao longo do gradiente urbano-rural. Embora não seja viável reduzir a porcentagem de áreas urbanizadas para aumentar a diversidade de

anuros, é possível concentrar esforços de conservação em ambientes urbanizados e usá-los em prol da manutenção da diversidade de espécies (Ganci et al., 2020), de uma forma que o mantimento de corpos d'água em áreas urbanas dentro de espaços com manchas de vegetação ao redor e com uma estruturação vegetacional na margem e dentro dos corpos d'água podem ajudar na persistência de populações por prover habitats terrestres para adultos e juvenis e aquáticos para girinos (Zhang et al., 2016; Villasenõr et al., 2017; Ganci et al., 2020; Liu et al. 2021). Como visto no presente estudo, uma maior riqueza de espécies e maior diversidade beta entre as comunidades locais nos dá evidências de que o ambiente rural possui maior potencial para conservação de espécies quando comparado com o ambiente urbano, visto que muitas espécies de anuros usam corpos d'água em áreas rurais, tais como lagoas, valas de drenagem e campos inundados para reprodução (Ouellet et al., 1997; Gagné e Fahrig, 2007; Knutson et al., 2004; Koumaris e Fahrig, 2016). Sugere-se que a conservação de corpos d'água em paisagens agrícolas e a manutenção da heterogeneidade dentro dessa paisagem pode ser a melhor maneira de conservar a biodiversidade, bem como o desenvolvimento de políticas agroambientais, onde seja mantido sempre que possível a qualidade do ambiente pensando em aumentar e manter a biodiversidade de anuros (Benton et al. 2003; Collins e Fahrig, 2017).

Da mesma forma, a análise dos gradientes locais e da paisagem que geram e mantem os padrões de diversidade ao longo do gradiente rural-urbano devem ser avaliados em estudos futuros para auxiliar na elaboração de estratégias para conservação pensando nas características locais dos corpos d'água e da paisagem circundante.

REFERÊNCIAS

- AIZEN, M.A; GARIBALDI, L. A.; DONDO, M. Expansion de la soja y diversidad de la agricultura argentina. **Ecol Austral**, v. 19, n. 1, pp. 45–54, 2009.
- ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Landscape connectivity may explain anuran species distribution in an Atlantic Forest fragmented area. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 1, pp. 29-40, 2014.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, Gerd. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, pp. 711-728, 2013.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** v. 26, pp. 32-46, 2001.
- ASHLEY, E. P. ROBINSON, J. T. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. **Can Field Nat**, v. 110,n. 3, pp. 403-412, 1996.
- ATAURI, J. A.; DE LUCIO, J. V. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. **Landscape Ecol**, v. 16, n. 2, pp. 147–159, 2001.
- ATTADEMO, A. M.; PELTZER, P. M.; LAJMANOVICH, R. C. Amphibians occurring in soybean and implications for biological control in Argentina. **Agric. Ecosyst. Environ**, v. 106, pp. 389-394, 2005.
- BABBITT, K. J.; BABER; M. J.. TARR, T. L. Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. **Can J Zool**, v. 81, pp. 1539–1552, 2003.
- BAKER, B. J.; RICHARDSON, J. M. L. The effect of artificial light on male breeding-season behaviour in green frogs, *Rana clamitans melanota*. **Can J of Zool**, v. 4, n. 10, pp. 1528-1532, 2006.
- BASELGA, A. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 2, pp. 1223-1232, 2012.
- BASELGA, A.; ORME, D.; VILLEGGER, S.; DE BORTOLI, J.; LEPRIEUR, F.; LOGEZ, M. **betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components**. R package version 1.5.4. 2021. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>.
- BAUDRON, F.; GILLER, K. E. Agriculture and nature: trouble and strife? **Biol.**
- BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat

BERNARDOS, J.; ZACCAGNINI, M. E. El uso de insecticidas em cultivos agrícolas y su riesgo potencial para las aves en la region pampeana. **Hornero**, v. 26, n. 1, pp. 55–64, 2011.

BLAIR, R. B. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the U.S. In: Lockwood JL, McKinney ML (eds) Biotic homogenization. **Kluwer**, NewYork, pp 33–56, 2001.

BONIN, J.; DESGRANGES, L.; RODRIGUE, J.; OUELLET, M. **Anuran species richness in agricultural landscapes of Quebec: foreseeing long-term results of road call surveys**. In: Green DM (ed) Amphibians in decline: Canadian studies of aglobal problem. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, St. Louis, pp 141–149.

BUSKIRK, J. V. Permeability of the landscape matrix between amphibian breeding sites. **Ecology and evolution**, v. 2, n. 12, pp. 3160-3167, 2012.

CALLAGHAN, C. T.; ROBERTS, J. D.; POORE, A. G.; ALFORD, R. A.; COGGER, H.; ROWLEY, J. J. Citizen science data accurately predicts expert-derived species richness at a continental scale when sampling thresholds are met. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 4, pp. 1323-1337, 2020.

CARR, L. W; FAHRIG, L. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. **Conserv Biol**, v. 15, n. 4, pp. 1071-1078, 2001.

CHANCE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landsc Urban Plan**, v. 74, pp. 46–69, 2006.

CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K., ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecol. Monogr**, v. 84, n. 1, pp. 45-67, 2014.

COLLINS, J. P. Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. **Disiases of aquatic organisms**, v. 92, pp. 93–99, 2010.

COLLINS, S. J.; FAHRIG, L. Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 239, pp. 399-409, 2017.

CONSENTINO, B. J.; MARSH, D. M.; JONES, K. S. et al. Citizen science reveals widespread negative effects of roads on amphibian distributions. **Biological Conservation**, v. 180, pp. 31-38, 2014.

Conserv., v. 170, pp. 232-245, 2014.

CORDIER, J. M.; AGUILAR, R.; LESCANO, J. N.; LEYNAUD, G. C.; BONINO, A.; MILOCH, D.; LOYOLA, R.; NORI, J. A global assessment of amphibian and reptile responses to land-use changes. **Biological Conservation**, v. 253, 2021.

CROCI, S.; BUTET, A.; CLERGEAU, P. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? **The Condor**, v. 110, n. 2, pp. 223-240, 2008.

CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological Conservation**, v. 128, pp. 231-240, 2006.

DALE, S. Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. **Urban Ecosyst**, 2017.

DASKALOVA, G. N.; MYERS-SMITH, I. H.; BJORKMAN, A. D.; BLOWES, S. A.; SUPP, S. R.; MAGURRAN A. E.; DORNELAS, M. Landscape-scale Forest loss as a catalyst of population and biodiversity change. **Science**, v. 368, pp. 1341–1347, 2020.

DORNELAS, M.; GOTELLI, N. J.; SHIMADZU, H.; MOYES, F. MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J.; WILLIAMS, J. A balance of winners and losers in the Anthropocene. **Ecology Letters**, 2019.

FERNÁNDEZ, F. R. B. **Los efectos del grado de urbanización en la variación de la composición de anfibios**. 2018. Trabajo de Conclusión de Curso (Graduación em Ciências Biológicas- Ecología y Biodiversidad) – Universidad Federal de Integración Latinoamericana- UNILA, Foz de Iguazú, 2018.

FERREIRA, C. M. M.; RIBAS, A. C. A.; SOUZA, F. L. Species composition and richness of anurans in Cerrado urban forests from central Brazil. **Acta Herpetologica**, v. 12, n. 2, pp. 157-165, 2017.

FICETOLA, G. F.; MARZIALI, L.; ROSSARO, B. BERNARDI, F. Landscape–stream interactions and habitat conservation for amphibians. **Ecological Applications**, v. 21, n. 4, pp. 1272–1282, 2001.

FINDLAY, C. S.; LENTON, J.; ZHENG, L. Land-use correlates of anuran community richness and composition in southeastern Ontario wetlands. **Ecoscience**, v. 8, n. 3, pp. 336-343, 2001.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition**. Thousand Oaks CA: Sage. 2019. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

FSOSMA e INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2015-2016. **São Paulo, Brasil. Fundação SOS Mata Atlântica. Instituto Nacional das Pesquisas Espaciais**, 2017.

GAGNE, S. A; FAHRIG, L. Effects of time since urbanization on anuran community composition in remnant urban ponds. **Environmental Conservation**, v. 37, n. 2, pp. 128–135, 2007.

GANCI, C. C.; PROVETE, D. B.; PUTTKER, T.; LINDENMAYER, D.; ALMEIDA-GOMES, M. High species turnover shapes anuran community composition in ponds along an urban-rural gradient. **bioRxiv**, 2020.

GERMAINE, S. S.; WAKELING, B. F. Lizard species distributors and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biol Conservat*, v. 97, pp. 229–237, 2001.

GIBBS, J. P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecol*, v. 13, pp. 263–268, 1998.

GOSLEE, S. C.; URBAN, D. L. The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. *Journal of Statistical Software* v. 22, n. 7, pp. 1-19, 2007.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, v. 4, pp. 379-391, 2001.

GUERRY, A. D.; HUNTER, M. L. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conserv. Biol.* v. 16, pp. 745–754, 2002.

HARDING, J. H. Amphibians and Reptiles of the Great Lakes Region. University of

HECNAR, S. J.; M'CLOSKEY, R.T. Species richness patterns of amphibians in southwestern ontario ponds. *J. Biogeogr.* v, 25, n. 4, pp. 763–772, 1998.

HENLE, K.; DAVIES, K. F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 1, pp. 207–251, 2004.

HERRERA-MONTES, M. I.; AIDE, T. M. Impacts of traffic noise on anuran and bird communities. *Urban Ecosyst*, v. 14, pp. 415-427, 2011.

HERRMANN, H. L.; BABBITT, K. J.; BABER, M. J.; CONGALTON, R. G. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biol Conserv*, v. 123, pp. 139–149, 2005.

heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* v. 18, pp. 182–188, 2003.

HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; McDIARMID, R.W.; HAYEK, L.C. e FOSTER, M.S. **Measuring and monitoring biological diversity**. Standard methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, 1994, 364p.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, v. 54, n. 2, pp. 427-432, 1973.

HILLERISLAMBERS, J. et al. Rethinking Community Assembly Through the Lens of Coexistence Theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 43, pp. 227–248, 2012.

HOAMN, R. N.; WINDMILLER, B. S.; REED, J. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecol Appl*, v. 14, pp. 1547–1553, 2004.

HOLYOAK, M.; LEIBOLD, M. A.; HOLT, R. D. **Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities**. University of Chicago Press, 2005.

HOULAHAN, J. E.; FINDLAY, C. S.; SCHMIDT, B. R.; MEYER, A. H.; KUZMIN, S. L. Quantitative evidence for global amphibian population declines. **Nature**, v. 404, 2000.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. **iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity**. R package version 2.0.20. 2020. URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>.

JEDRZEJEWSKI, W.; NIEDZIALKOWSKA, M.; NOWAK, S.; JEDRZEJEWSKI, B. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. **Diversity and Distributions**, v. 10, pp. 225–233, 2004.

JOHNSON, P. T.; HOVERMAN, J. T.; MCKENZIE, V. J. et al. Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. **J of Appl Ecol**, v. 50, n. 10, pp. 34-42, 2013.

JOHNSTON, R. F. **Synanthropic birds of North America**. Pages 49–67 in Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R, eds. *Avian Ecology in an Urbanizing World*. Norwell (MA): Kluwer, 2001.

JOST, L.; GONZÁLEZ-OREJA, J.A.; Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. **Acta Zool. Lilloana**, v. 56, n. 1-2, pp. 3-14, 2012.

KARDUSH, T. A.; ADAMI, Samuel Fernando; GAREY, Michel Varajão. **A importância da paisagem e dos efeitos estocásticos na estruturação da metacomunidade de anuros em área rural**. 2019. 44. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2019.

KEINATH, D. A.; D. F.; HODGES, K. E.; PRUGH, L. R.; FAGAN, W.; SEKERCIOGLU, C. H.; BUCHART, S. H. M.; KAUFFMAN, M. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 1, pp. 115–127, 2017.

KNUTSON, M. G.; RICHARDSON, W. B.; REINEKE, D. M.; GRAY, B. R.; PARMELE, J. R.; WEICK, S. E. Agricultural ponds support amphibian populations. **Ecol. Appl.** v. 14, pp. 669-684, 2004.

KNUTSON, M. G.; SAUER, J. R.; OLSEN, D. A.; MOSSMAN, M. J.; HEMESATH, L. M.; LANNON, M. J. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. **Conserv. Biol.** v. 13, pp. 1437–1446, 1999.

KOUMARIS, A.; FAHRIG, L. Different anuran species show different relationships

LE FÉON, V.; SCHERMANN-LEGIONNET, A.; DELLETTRE, Y.; AVIRON, S.; BILLETER, R.; BUTGER, R.; HENDRICKX, F.; BUREL, F. Intensification of

agriculture, landscape composition and wild bee communities: a large-scale study in four European countries. **Agric. Ecosyst. Environ.** v. 137, pp. 143–150, 2010.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, pp. 601-613, 2004.

LEIBOLD, M. A.; CHASE, J. M. **Metacommunity ecology**. Princeton University Press, Princeton. 2018.

LEIVAS, P. T.; CALIXTO, P. O.; HIERT, C; GAREY, M. V. Anuranfauna in anthropogenic areas and remnants of Semideciduous Forest in western Paraná, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 11, p. 543-551, 2018.

LEON, E.; PELTEZER, P. M; LORENZON, R.; LAJMANOVICH, R. C.; BELTZER, A H. Effect of traffic noise on *Scinax nasicus* advertisement call (Amphibia, Anura). **Iheringia**. Ser Zool, v. 109, 2019.

LEVENE, H. Robust Tests for the equality of variance. In: Olkin, I(Ed.) **Contributions to**

LINDSAY, K. E.; KIRK, D. A.; BERGIN, T. M.; BEST, L. B.; SINFNEOS, J. C.; SMITH, J. Farmland heterogeneity benefits birds in American mid-west watersheds. **Am. Midland Nat.** v. 170, pp. 121–143, 2013.

LIU, G.; ROWLEY, J. J.; KINGSFORD, R. T.; CALLAGHAN, C. T. Species traits drive amphibian tolerance to anthropogenic habitat modification. **Glob Change Biol**, v. 27, pp. 3120-3132, 2021.

LOGUE, J. B.; MOUQUET, N.; PETER, H.; HILLEBRAND, H.; METACOMMUNITY WORKING GROUP. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, pp. 482-491, 2011.

MARSH, D. M.; TRENHAM, P. C. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. **Conserv. Biol.** v., 15, n. 1, 40–49, 2001.

MARZLUFF, J. M. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff JM, BOWMAN, R.; DONNELLY, R. Avian ecology in an urbanizing world. Kluwer, Norwell, Massachusetts, pp. 19-47, 2001.

MARZLUFF, J. M.; EWING, K. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. **Restoration Ecology**, v. 9, pp. 280-292, 2001.

MAXWELL, S. L.; FULLER, R. A.; BROOKS, T. M.; WATSON, J, E. Biodiversity: The ravages of guns, 467 nets and bulldozers. **Nat News**, v. 536, n. 7615, pp. 143-145, 2016.

MCDONNELL, M. J.; HAHS, A. K. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. **Landsc Ecol**, v. 23, n. 10, pp. 1143-1155, 2008.

MCGILL, B. J.; DORNELAS, M.; GOTELLI, N. J.; MAGURRAN, A. E. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. **Trends in ecology & evolution**, v. 30, n. 2, p. 104-113, 2015.

MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 2, pp. 161-176, 2008.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biol Conserv**, v. 127, n. 3, pp. 247-260, 2006.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, pp. 883-890, 2002.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many 478 losers in the next mass extinction. **Trends in Ecol & Evol** v. 14, n. 11, pp. 450-453, 1999.

MENIN, M.; FERREIRA, R. F. B.; MELO, I. B.; GORDO, M; HATTORI, G. Y.; SANT'ANNA, B. S. Anuran diversity in urban and rural zones of the Itacoatiara municipality, central Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 49, n. 2, pp. 122-130, 2019.

MENKE, S. B.; GUÉNARD, B.; SEXTON, J. O. et al. Urban areas may serve as habitat and corridors for dry-adapted, heat tolerant species; an example from ants. **Urban Ecosyst**, v. 14, n. 2, pp. 135-482, 2011.

MENSING, D. M.; GALATOWITSCH, S. M.; TESTER, J. R. Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. **J Environ Manag**, v, 53, pp. 349–377, 1998.

MEYNARD, C. N.; LAVERGNE, S.; BOULANGEAT, I.; GARRAUD, L.; VAN ES, J.; MOUQUET, N.; THUILLER, W. Disentangling the drivers of metacommunity structure across spatial scales. **Journal of Biogeography**, v.40, pp. 1560-1571, 2013.

Michigan Press. 1997.

MINCHIN, P. R. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, v. 69, pp. 89-107, 1987.

MITCHELL, M. G.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M. MCALPINE, C. GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, pp. 190–198, 2015.

MOLINA, G. A.; POGGIO, S. L.; GHERSA, C. M. Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. **Agric. Ecosyst. Environ.** v. 192, pp. 135-143, 2014.

- MOLLER, A. P. Successful city dwellers: A comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. **Oecologia**, v. 159, n. 4, pp. 849-858, 2009.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.
- NIELSEN, A. B.; VAN DEN BOSCH, M.; MARUTHAVEERAN, S.; VAN DEN BOSCH, C. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. **Urban Ecosyst**, n. 17, pp. 305–327, 2014.
- NIELSEN, T. F.; SAND-JENSEN, K.; DORNELAS, M.; BRUUN, H. H. More is less: net gain in species richness, but biotic homogenization over 140 years. **Ecology Letters**, 2019.
- NOVOTNÝ, D.; ZANPLETAL, M.; KEPKA, P.; BENES, J.; KONVICKA, M. Large moths captures by a pest monitoring system depend on farmland heterogeneity. **J. Appl. Entomol.** 139, 390–400, 2015.
- ODA, F. H.; GONÇALVES, S.; ODA, T. M. et al. 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**, 2017.
- OESTERHELD, M. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. **Ecol Austral**, v. 18, pp. 337–346, 2008.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-7. 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLDEN, J. D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **J of Biogeogr**, v. 33, n. 12, pp. 2027-2039, 2006.
- OLDEN, J. D.; LEROY, P.; DOUGLAS, R. M; DOUGLAS, M. E.; FAUSCH, K. D. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 1, 2004.
- OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Glob Ecol and Biogeogr**, v. 15, n. 2, pp. 113-120, 2006.
- OUELLET, M.; BONIN, J.; RODRIGUE, J.; DESGRANGES, J. L.; LAIR, S. Hindlimb deformities (ectromelia, ectrodactyly) in free-living anurans from agricultural habitats. **J. Wildlife. Dis.**, v. 33, pp. 95–104, 1997.
- PARRIS, K. M.; AMATI, M.; BEKESSY, S. A. et al. The seven lamps of planning for biodiversity in the city. **Cities**, v. 83, pp. 44-53, 2018.

PELTZER, P. M.; ATTADEMO, A. M.; LAJMANOVICH, R. C.; JUNGES, C. M.; BELTZER, A. H.; SANCHEZ, L. C. Trophic dynamics of three sympatric anuran species in a soybean agroecosystem from Santa Fe Province, Argentina. **Herpetol. J.** v. 20, 261-269, 2010.

PEREIRA, A. N.; CALABUIG, C.; WACHLEYSKI, M. Less impacted or simply neglected? Anuran mortality on roads in the Brazilian semiarid zone. **Journal of Arid Environments**, v. 150, pp. 28-33, 2017.

PÉREZ LEIVA, F.; ANASTASIO, M. D. **Consumo de fitossanitários en el contexto de expansion agrícola.** Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 2003.

PETER, J. C.; REED, J. M.; CHEW, F. S. Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. **Urban Ecosyst**, v. 10, pp. 321–337, 2007.

PIANO, E.; SOUFFREAU, C.; MERCKX, T. et. al. Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Glob Chang Biol*, v. 26, n. 3, pp. 1196-1211, 2019.

PILLSBURY, F. C.; MILLER, J. R. Habitat and landscape characteristics underlying anuran 508 community structure along an urban–rural gradient. **Ecol Appl**, v. 18, n. 5, pp. 1107-1118, 2008.

Probability and Statistics, Palo Alto, California: Stanford University Press, pp. 278-292, 1960.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2021. URL <https://www.R-project.org/>.

RABINOVICH, J.; TORRES, F. **Caracterización de los síndromes de sostenibilidad del desarrollo. El caso de Argentina.** Serie Seminarios y Conferencias. Comisión Económicas para América Latina y el Caribe (CEPAL). Documento LC/L .2155-P, Santiago. 2004.

REICHARD, S. H.; WHITE, P. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. **BioScience**, v. 51, pp. 103–113, 2001.

RICHARDSON, J. L.; MICHAELIDES, S.; COMBS, M.; DJAN, M.; BISCH, L.; BARRETT, K.; SILVEIRA, G.; BUTLER, J.; AYE, T. T., MUNSHI-SOUTH, J.; DIMATTEO, M.; BROWN, C.; MCGREEVY, T. J. Dispersal ability predicts spatial genetic structure in native mammals persisting across an urbanization gradient. **Evolutionary Applications**, v. 14, n. 1, pp. 163–177, 2020.

RILEY, S. P. D.; BUSTEED, G. T.; KATSM L. B.; VANDERGON, T. L.; LEE, L. F. S.; DAGIT, R. G., KERBY, J. L.; FISHER, R. N.; SUAVAJOT, R. M. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. **Conserv Biol**, v. 19, p. 1894–1907, 2005.

ROSSA-FERES, D.C e NOMURA, F. Characterization and taxonomic key for tadpoles (Amphibia: Anura) from the northwestern region of São Paulo State, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 5, n. 2, 2005.

ROTHERMEL, B. B. Migratory success of juveniles: a potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. **Ecol Appl**, v. 14, n. 5, pp. 1535–1546, 2004.

RUBBO, M. J.; KIESECKER, J. M. Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. **Conserv Biol**, v. 19, n. 2, pp. 504-511, 2005.

RUBBO, M. J.; KIESECKER, J. M. Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. **Conserv Biol**, v. 19, n. 2, pp. 504-511, 2005.

SACCO, A.G.; RUI, A. M.; BERGMANN, F. B.; MULLER, S. C. HARTZ, S. M.; Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 105, n. 3, pp. 276-287, 2015.

SCHWARTZ, M. W.; THORNE, J. H.; VIERS, J. H. Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. **Biol Conserv**, v. 127, n. 3, pp. 282-291, 2006.

SHAFFER, H. B.; ALFORD, R. A.; WOODWARD, B. D.; RICHARDS, S. F.; ALTIG, R. G. Muestreo cuantitativo de larvas de anfibios. In: HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID R. W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. (eds). **Medición y monitoreo de la diversidad biológica: métodos estandarizados para anfibios**. Comodoro Rivadavia: Editorial Universidad de la Patagonia, 2001. p. 349.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591, 1965.

SIH, A.; FERRARI, M. C.; HARRIS, D. J. Evolution and behavioural responses

SILVA, F. R.; OLIVEIRA, T. A. L.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. C. An experimental assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. **Landscape Ecol**, v. 27, pp. 87–96, 2012.

SRIVASTAVA, A. B. L. Effect of non-normality on the power function of the t-test. **Biometrika**, London, v. 45, n. 3/4, pp. 421-429, 1958.

STOATE, C.; BÁLDI, A.; BEJA, P.; BOATMAN, N. D.; HERZON, I.; VAN DOORN, A.; DE SNOO, G. R.; RAKOSY, L.; RAMWELL, C. Ecological impacts of early 21 st century agricultural change in Europe—a review. **J. Environ. Manage.** v. 91, n. 1, pp. 22-46, 2009.

SUÁREZ, R. P.; ZACCAGNINI, M. E.; BABBITT, K. J.; CALAMARI, N. C.; GUILLERMO, S. N.; CODUGNELLA, N.; BOCA, T.; DAMONTE, M. J.; VERA CANDIOTI, J. V.; GAZIER- PIZARRPO, G. I. Anuran responses to spatial patterns of agricultural landscapes in Argentina. *Landscape Ecol*, 2016.

SUN, J. W.; NARINS, P. M. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. **Biol Conserv**, v. 121, n. 3, pp. 419-427, 2005.

TAIT, C. J.; DANIELS, C. B.; HILL, R. S. Changes in species assemblages within the Adelaide Metropolitan Area, Australia. **Ecol Appl**, v. 15, pp. 346–359, 2005.

to agricultural intensity. **Wetlands**, v. 36, pp. 731-744, 2016.

to human-induced rapid environmental change. **Evolutionary Applications**, v. 4, n. 2, pp. 367-387, 2011.

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN—DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. **Ecol. Lett.** v. 8, pp. 857-874, 2005.

TURNER, Monica G. et al. **Landscape ecology in theory and practice**. New York: Springer, 2001.

UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, custom data acquired via website. 2018.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. **The Quarterly Review of Biology**, v. 85, n. 2, pp. 183–206, 2010.

VIGLIZZO, E. F.; LE'RTORA, F. A.; PORDOMINGO, A. J.; BERNARDOS, J.; ROBERTO, Z. E.; DEL VALLE, H. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. **Agric Ecosyst Environ**, v. 81, pp. 65–81, 2001.

VILLASENÓR, N. R.; DRISCOLL, D. A., GIBBONS, P.; CALHOUN, A. J. K.; LINDENMAYER, D. B. The relative importance of aquatic and terrestrial variables for frogs in an urbanizing landscape: Key insights for sustainable urban development. **Landscape and Urban Planning**, v., 157, pp. 26-35, 2017.

WEBB, C. T.; HOETING, J. A.; AMES, G. M.; PYNE, M. I.; LEROY POFF, N. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. **Ecology Letters**, v. 13, n. 3, pp. 267-283, 2010.

WESTPHAL, C.; STEFFAN- DEWEBTER, I., TSCHARNTKE, T. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. **Ecol. Lett.** v. 6, pp. 961–965, 2003.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2016.

WICKHAM, H.; HESTER, J.; CHANG, W. **devtools: Tools to Make Developing R Packages Easier**. R package version 2.4.2. 2021. <https://CRAN.R-project.org/package=devtools>

WILSON, D. S. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology**, v. 73, pp. 1984-2000, 1992.

WINCHELL, K. M.; REYNOLDS, R. G.; PRADO-IRWIN, S. R.; PUENTE-ROLÓN, A. R.; REVELL, L. J. Phenotypic shifts in urban areas in the tropical lizard *Anolis cristatellus*. **Evolution**, v. 70, n. 5, pp. 1009–1022, 2016.

WRIGHT, H. L.; LAKE, I. R.; DOLMAN, P. M. Agriculture- a key element for conservation in the developing world. **Conserv. Lett.** v. 5, pp. 11-19, 2012.

YI, Y. Z.; SHERIDAN, J. A. Effects of traffic noise on vocalisations of the rhacophorid tree frog *Kurixalus chaseni* (Anura: Rhacophoridae) in Borneo. **Raffles Bull of Zool**, v. 67, pp. 77-557, 2019.

YOUNGQUIST, M. B.; INOUE, K; BERG, D. J. BOONE, M. D. Effects of land use on population presence and genetic structure of an amphibian in an agricultural landscape. **Landscape Ecol.** 2016.

YOUNG, S. **Agriculturalization as a syndrome: a comparative study of agriculture in Argentina and Australia**. Serie Medioambiente y desarrollo N 8 125. Comision Economicas para America Latina y el Caribe (CEPAL), 2006.

ZACCAGNINI, M. E.; BERNARDOS, J.; GONZALEZ, C.; CALAMARI, N.; DE CARLI, R.. Evaluacion del Riesgo ecotoxicologico para aves por insecticidas usados en cultivos de Entre rios: um indicador de calidad ambiental. In: Caviglia OP, Paparotti OF, Sasal MC (eds) Agricultura Sustentable en Entre Rios. **INTA**, Buenos Aires, pp 127–136, 2007.

ZHANG, W; LI, B.; SHU, X.; PEI, E.; YUAN, X.; SUN, Y.; WANG, T.; WANG, Z. Responses of anuran communities to rapid urban growth in Shanghai, China. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 20, pp. 365–374, 2016.