



UNIVERSIDAD FEDERAL DE INTEGRACIÓN LATINO-AMERICANA – UNILA

INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE CIENCIAS DE LA VIDA Y DE LA NATURALEZA.

GRADUACIÓN EN CIENCIAS BIOLÓGICAS - ECOLOGIA Y BIODIVERSIDAD

FÁTIMA ROCÍO BENÍTEZ FERNÁNDEZ.

**LA IMPORTANCIA DE ÁREAS DE BOSQUE EN PAISAJES URBANOS
PARA LA ESTRUCTURACIÓN DE METACOMUNIDADES DE
ANFIBIOS**

FOZ DE IGUAZÚ

2018



UNIVERSIDAD FEDERAL DE INTEGRACIÓN LATINO-AMERICANA – UNILA

INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE CIENCIAS DE LA VIDA Y DE LA NATURALEZA.

GRADUACIÓN EN CIENCIAS BIOLÓGICAS - ECOLOGIA Y BIODIVERSIDAD

FÁTIMA ROCÍO BENÍTEZ FERNÁNDEZ.

**LA IMPORTANCIA DE ÁREAS DE BOSQUE EN PAISAJES URBANOS
PARA LA ESTRUCTURACIÓN DE METACOMUNIDADES DE
ANFIBIOS**

FOZ DE IGUAZÚ

2018

FÁTIMA ROCÍO BENÍTEZ FERNÁNDEZ.

**LA IMPORTANCIA DE ÁREAS DE BOSQUE EN PAISAJES URBANOS PARA LA
ESTRUCTURACIÓN DE METACOMUNIDADES DE ANFIBIOS**

Trabajo de Conclusión de Curso
presentado como requisito parcial para la
obtención del título de Licenciatura en
Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad
en la Universidad Federal de Integración
Latino-Americana (UNILA).

BANCA EXAMINADORA

Orientador Prof. Dr. Michel Varajão Garey
UNILA

Prof. Dr. Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior
UNILA

MSc. Alberto Aníbal Carosini Vera
ITAIPU-PY

Foz de Iguazú, 17 de Julio de 2018

*A mi querida Madre Tecla Fernández, por el amor,
dedicación y apoyo incondicional que me ha brindado
durante toda mi vida. Todo es por ella y para ella.*

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradezco a Dios, por ponerme en el lugar exacto para poder hoy lograr este sueño tan ansiado y por ser mi fortaleza de cada día.

A mi querida Madre Tecla “kuña guapa”, por ser mi mayor inspiración y ser mi ejemplo de lucha y superación. A mi Padre Felipe quien ya no está conmigo, pero sé que desde el lugar en donde esté, estaría muy orgulloso por este logro. A mi Padrastro Víctor, por el apoyo y acompañamiento durante estos años.

A mis hermanos y sobrinos Yuliana, Luana, Leo, Lean y a todos los familiares más cercanos por el apoyo constante.

A mi novio y mejor amigo Esteban, por creer en mí, aun en los días en que yo misma no lo hacía, por alentarme a seguir adelante y no abandonar mis sueños, también a su familia a la cual ya considero como la mía.

A los hermanos que me regalo la Unila: Belén, Andy, Iván y Eliza. Personas maravillosas que se convirtieron en mi familia durante estos años y que hicieron menos difíciles las dificultades del día a día.

A todos mis profesores por todas las enseñanzas transmitidas durante estos años, en especial a mi Orientador, el Profesor Michel por haberme dado la oportunidad de trabajar en el laboratorio de Metacomunidades; por la paciencia, la amistad y las enseñanzas durante todo este tiempo. Muchas gracias!

Al profesor Samuel Adami por toda la ayuda y apoyo para la realización de los buffers.

A Lilian Sayuri Ouchi de Melo, por la gran ayuda brindada para la identificación de especies.

A mis compañeros de Laboratorio: Roberto, Derlis y Jean por la inmensa ayuda brindada para realizar las colectas de campo, en especial a Tarik y Lara por todas las horas compartidas en las colectas e identificación. Por las risas y las horas de desesperación.

A mis compañeras de Casa: Belén, Cami y Wara por todos los momentos compartidos.

A todos mis compañeros y amigos, en especial a Jerson Chanchay por la colaboración y ayuda para la elaboración de los mapas.

A Brasil por haberme acogido y ser mi segundo hogar durante estos años, también por la Beca otorgada, proporcionándome recursos para poder culminar mis estudios.

A la UNILA por darme la oportunidad de poder acceder a una educación gratuita y de calidad.

A todos los amigos que a pesar de la distancia estuvieron pendientes de mis días difíciles y me alentaron y apoyaron, confiando siempre en mí.

Al Profesor Nuno y al Señor Alberto Carosini, también al Profesor Cleto, por aceptar la invitación de evaluar este trabajo. ¡Muchas gracias!

Por último, gracias a todas las personas que de una forma u otra marcaron mi vida durante mi vida universitaria y contribuyeron para que este ansiado sueño pueda tornarse una bella realidad.

FERNÁNDEZ, Fátima R. B. La importancia de áreas de bosque en paisajes urbanos para la estructuración de metacomunidades de anfibios. 2018. Trabajo de Conclusión de Curso (Graduación en Ciencias Biológicas- Ecología y Biodiversidad) – Universidad Federal de Integración Latinoamericana- UNILA, Foz de Iguazú, 2018.

RESUMEN

La variación en la composición de metacomunidades es influenciada por un conjunto de factores bióticos, abióticos y por la capacidad de dispersión entre las manchas de hábitat. Sin embargo, se conoce poco al respecto de la dinámica de metacomunidades en paisajes urbanos. Con el objetivo de determinar la influencia de los factores ambientales (características de los cuerpos de agua, del paisaje circundante incluyendo el grado de urbanización) y los factores espaciales (distancia y arreglo espacial de los cuerpos de agua) en la variación de composición de especies en metacomunidades de anfibios, el presente trabajo buscó testar dos predictores: (i) la variación en la composición en la metacomunidades de los anuros será mayormente explicada por los factores ambientales que los factores espaciales; (ii) las variables del paisaje serán más importantes que las características estructurales de los cuerpos de agua en la determinación de la composición de especies en la metacomunidad de anuros. Para ello, fueron muestreados 16 cuerpos de agua en Foz do Iguazú y fueron registradas 15 especies de anuros pertenecientes a cinco familias, siendo la riqueza media por cuerpo de agua $4,56 \pm 3,07$. Los resultados obtenidos demuestran que la variación en la composición en áreas urbanas es mejor explicada por las variables del paisaje (14%), seguido por las variables espaciales (10%), y por último por las variables estructurales del cuerpo de agua (8%). La cantidad de áreas de bosque en el paisaje circundante y la profundidad de los cuerpos de agua son determinantes en la variación en la composición de metacomunidades de anuros existentes en las zonas urbanas y periurbanas de Foz de Iguazú. Nuestros resultados resaltan la importancia de crear y conservar bosques urbanos y periurbanos para la dinámica de la metacomunidad de anuros en ambientes urbanos.

Palabras clave: Paisaje, dispersión, anuros, factor ambiental, factor espacial.

FERNÁNDEZ, Fátima R. B. A importância de áreas de bosque em paisagens urbanas para a estruturação de metacomunidades de anfíbios. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas- Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-americana- UNILA, Foz do Iguaçu, 2018.

RESUMO

A variação na composição nas metacomunidades é influenciada por um conjunto de fatores bióticos, abióticos e com a capacidade de dispersão entre as manchas de habitat. Porém, pouco se sabe a respeito da dinâmica de metacomunidades em paisagens urbanizadas. A fim de determinar a influência de fatores ambientais (características dos corpos de água, a paisagem circundante, incluindo o grau de urbanização) e fatores espaciais (distância e arranjo espacial dos corpos de água) na variação da composição de espécies em metacomunidades de anfíbios, o presente trabalho buscou testar dois preditores: (i) a variação na composição nas metacomunidades de anuros será maiormente explicada por fatores ambientais do que por fatores espaciais; (ii) as variáveis da paisagem serão mais importantes que as características estruturais dos corpos de água na determinação da composição de espécies na metacomunidade de anuros. Para tanto, 16 corpos de água foram amostrados em Foz do Iguaçu e foram registradas 15 espécies de anuros pertencentes a cinco famílias, com a riqueza média por corpo de água $4,56 \pm 3,07$. Os resultados obtidos demonstram que a variação na composição em áreas urbanas é melhor explicada pelas variáveis da paisagem (14%), depois pelas variáveis espaciais (10%), e por último pelas variáveis estruturais do corpo de água (8%). A quantidade de área de mata e a profundidade dos corpos de água são determinantes na variação na composição das metacomunidades dos anuros existentes nas áreas urbanas e periurbanas de Foz do Iguaçu. Nossos resultados resultam em ressaltar a importância de se criar e conservar matas urbanas e periurbanas para a dinâmica da metacomunidade de anuros em ambientes urbanos.

Palavras-chave: Paisagem, dispersão, anuros, fator ambiental, fator espacial.

SUMARIO

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN.....	10
2. METODOLOGÍA.....	13
2.1 Área de estudio.....	13
2.2 Diseño de muestreo.....	14
2.3 Análisis de datos.....	16
3. RESULTADOS.....	19
4. DISCUSIÓN.....	24
5. CONCLUSIÓN.....	28
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	29

1. INTRODUCCIÓN

La ecología de comunidades tiene como objetivo exponer los patrones de distribución de abundancia, interacción entre las especies, riqueza y composición de especies, y principalmente entender los procesos y mecanismos que generan y mantienen esos patrones (Vellend, 2010). Sin embargo, existen dinámicas que envuelven interacciones entre las especies (factores bióticos) y/o entre las especies y el medio ambiente (factores abióticos) y procesos regionales como por ejemplo la dispersión (Logue et al., 2011) lo que se conoce como metacomunidades (Leibold et al., 2004). Una metacomunidad puede ser definida como una agrupación de comunidades locales que están conectadas por la dispersión de múltiples especies que interactúan (Wilson, 1992; Leibold et al., 2004), de modo que tanto las interacciones locales como los procesos regionales repercuten en el ensamble de una comunidad local (Logue et al., 2011). La llegada de individuos acaba influyendo directamente en las interacciones locales, pudiendo afectar la composición y la riqueza de especies en las comunidades locales (Logue et al., 2011; Leibold & Chase, 2018). Siendo así, la dispersión un proceso clave para los patrones comunitarios en varias escalas espaciales (Vellend, 2010). Actualmente la teoría de la metacomunidad (Holyoak et al., 2005; Leibold & Chase, 2018), representa un progreso en el entendimiento de la estructura y dinámica de las comunidades por considerar procesos en diferentes escalas espaciales (Logue et al., 2011), más aún por considerar características del ambiente y del espacio, facilitando una mayor comprensión de la estructuración de las metacomunidades (Meynard et al., 2013).

Estudios evaluando la dinámica de metacomunidades han aumentado mucho en los últimos años (Leibold & Chase, 2018), tanto en ambientes naturales con bajo grado de antropización (e.g. Prado & Rossa-Feres, 2014; Provete et al., 2014) como en ambientes antropizados (e.g. Parris, 2006; Johnson et al., 2013). De los diferentes impactos antrópicos existentes, uno de los más severos es la urbanización. La urbanización es la transformación gradual de tierras silvestres despobladas en zonas habitadas por humanos relativamente permanente (Marzluff & Ewing, 2001) y es uno de los motivos más agudos de alteración de ambientes naturales, por consiguiente, representa una gran amenaza para la biota (Miller & Hobbs, 2002), siendo considerada una de las principales causas de la pérdida de especies (McKinney, 2006), inclusive de los anfibios (Stuart et al., 2004). Dentro de todos los ecosistemas afectados por el crecimiento urbano, los espacios húmedos son los más vulnerables (Rubbo & Kiesecker, 2005). En áreas urbanas los hábitats originales son eliminados o reducidos, provocando que la vegetación nativa quede aislada en manchas de hábitat (Marzluff

& Ewing, 2001), alterando las propiedades de los ecosistemas (Grimm et al., 2008). Por alterar la estructura física de los hábitats y del paisaje circundante la urbanización trae también como resultado una homogenización en la composición de las comunidades (McKinney, 2006). Además de eso, esos ambientes alterados son la puerta de entrada para especies exóticas (Paul & Meyer, 2001) o generalistas en relación con el uso del hábitat (McKinney, 2006).

El aislamiento de los ambientes dentro de un paisaje urbano tiene mayor impacto para organismos con baja capacidad de dispersión (Johnson et al., 2013), como es el caso de los anfibios, principalmente de los recién metamorfoseados (Acosta et al., 2005). Como muchas especies de anfibios utilizan cuerpos de agua para su reproducción, las alteraciones realizadas en ecosistemas acuáticos, principalmente el aislamiento, afecta directamente la distribución y sobrevivencia de las especies (Rubbo & Kiesecker, 2005). Puesto que, dentro de la escala regional la persistencia de las comunidades de anuros depende en gran medida de la dispersión, colonización y recolonización (Semlitsch, 2000). Es por lo que para los anuros los usos de suelo como la urbanización traen efectos negativos, debido a que altera la calidad y cantidad de ambientes adecuados, reduciendo la conectividad ecológica del paisaje (Herrmann et al., 2005), aislando a las especies y a su vez alterando la estructura y dinámica de las metacomunidades.

Los anfibios son animales ectotérmicos, con una piel permeable y de vida bifásica, presentan fases acuáticas como terrestres (Fernández, 2015). El ciclo de vida bifásico hace que los renacuajos no escojan el hábitat en donde van a permanecer, pues quien determina eso son los adultos, los cuales se dispersan entre los hábitats (Wells, 2007). Dichas características realzan su vulnerabilidad ante las perturbaciones realizadas tanto en ambientes acuáticos como terrestres (Fernández, 2015). Además, anfibios manifiestan una gran variedad de requerimientos de hábitat (Stebbins & Cohen, 1995) y que en conjunto con las características morfo-fisiológicas acaban por restringir la capacidad de dispersión de los anuros (Wells, 2007). Para la teoría de la metacomunidad, los anfibios representan un buen modelo de estudio (Provete et al., 2014), por depender en la fase larval de ambientes acuáticos (Fernández, 2015), permitiendo la delimitación de estudio en las comunidades locales (Crivellari, 2016). A pesar de eso, existe una carencia de estudios con estos organismos (Logue et al., 2011) principalmente en paisajes urbanos (e.g. Rubbo & Kiesecker, 2005; Babini et al., 2015).

La literatura actual que relacione a los anfibios y la urbanización presenta un gran sesgo geográfico (Hammer & McDonnell, 2008). La gran mayoría de estudios realizados son provenientes de zonas templadas (Hammer & McDonnell, 2008), existiendo solo algunos registros de estudios realizados para la zona tropical, centrándose en regiones de Australia y

países del sureste de Asia (Marzluff et al., 2001). Aproximadamente el 85% de las especies de anfibios amenazados por la urbanización se produce en las zonas tropicales (UICN, 2006) y a pesar del gran incremento de la urbanización en la región tropical (UNPFA, 2007), aún existe escasez de información sobre los efectos de la urbanización sobre los anuros (Saboyá et al., 2015). Estudios realizados asociados a las actividades humanas, como la urbanización (e.g, Rubbo & Kiesecker, 2005; Mckinney, 2008), exponen que traen efectos negativos para la riqueza y composición de anuros, ocasionando que existan menos cuerpos de agua disponibles para la reproducción, así como el aislamiento de las comunidades locales (Gibbs, 2000). Por tanto, el entendimiento de la influencia de la urbanización en los cuerpos de agua es esencial para comprender cuales son los procesos y mecanismos que generan y mantienen los patrones de distribución de las especies y, por consiguiente, de la composición de las especies y del funcionamiento del ecosistema de áreas urbanas (Ellis, 2011).

Es imprescindible el estudio de los efectos de la urbanización sobre la composición de los anfibios en regiones tropicales debido a que los anfibios contribuyen significativamente a diferentes funciones ecológicas (Cortes-Gomez et al., 2015). Dentro de las diferentes funciones ecosistémicas podemos citar el papel clave en el ciclo de nutrientes y flujo energético, eliminando en sus heces nutrientes necesarios para el crecimiento de algunas de plantas (Beard et al., 2002), la dinámica trófica y flujo de energía (Cortes-Gómez et al., 2015) modificando de forma directa o indirecta la sedimentación (Ranvestel et al., 2004) cumpliendo un papel importante en las interacciones bióticas como la depredación y competencia (Cortes-Gómez et al., 2015) y siendo una gran fuente nutricional para otras especies (Wells, 2007).

Dentro de este contexto, el presente trabajo evaluó la influencia de los factores ambientales (características de los cuerpos de agua, del paisaje circundante incluyendo el grado de urbanización) y los factores espaciales (distancia y arreglo espacial de los cuerpos de agua) en la variación de composición de especies en metacomunidades de anfibios presentes en la ciudad de Foz de Iguazú, sur de Brasil. Testando los siguientes predictores: (i) la variación en la composición en la metacomunidades de los anuros será mayormente explicadas por los factores ambientales que los factores espaciales; (ii) las variables del paisaje serán más importantes que las características estructurales de los cuerpos de agua en la determinación de la composición de especies en la metacomunidad de anuros.

2. METODOLOGÍA.

2.1 Área de estudio.

En este trabajo fueron muestreados los anuros que se encuentran en el área urbana y periurbana en la ciudad de Foz de Iguazú (25° 32' 52'' S; 54° 35' 52'' O; Figura 1.), ubicada en el extremo oeste del estado de Paraná, Brasil en la frontera con Argentina y con Paraguay. Foz de Iguazú presenta una población estimada de 263.915 personas y una densidad demográfica de 414,58 hab/km². En el área urbana 86,9% de domicilios están en vías públicas con arborización y un 30% de domicilios urbanos en vías públicas con urbanización adecuada (presencia de sumidero, calzada, pavimentación y acera) (IBGE, 2016). La cobertura vegetal está constituida principalmente por Floresta Estacional Semidecidual (IBAMA, 1999), restando, además del Parque Nacional de Iguazú y de las áreas de bosque de ribera de los ríos Iguazú y Paraná, apenas algunos pequeños bosques esparcidos en la ciudad. La región está caracterizada por una temperatura máxima en torno de 40°C y una mínima en torno de 3°C (Salamuni et al., 2002). El clima es templado lluvioso sin presentar estaciones secas definidas, la pluviosidad media anual es de 1712 mm y con una humedad relativa de aire de hasta 80% (Salamuni et al., 2002).

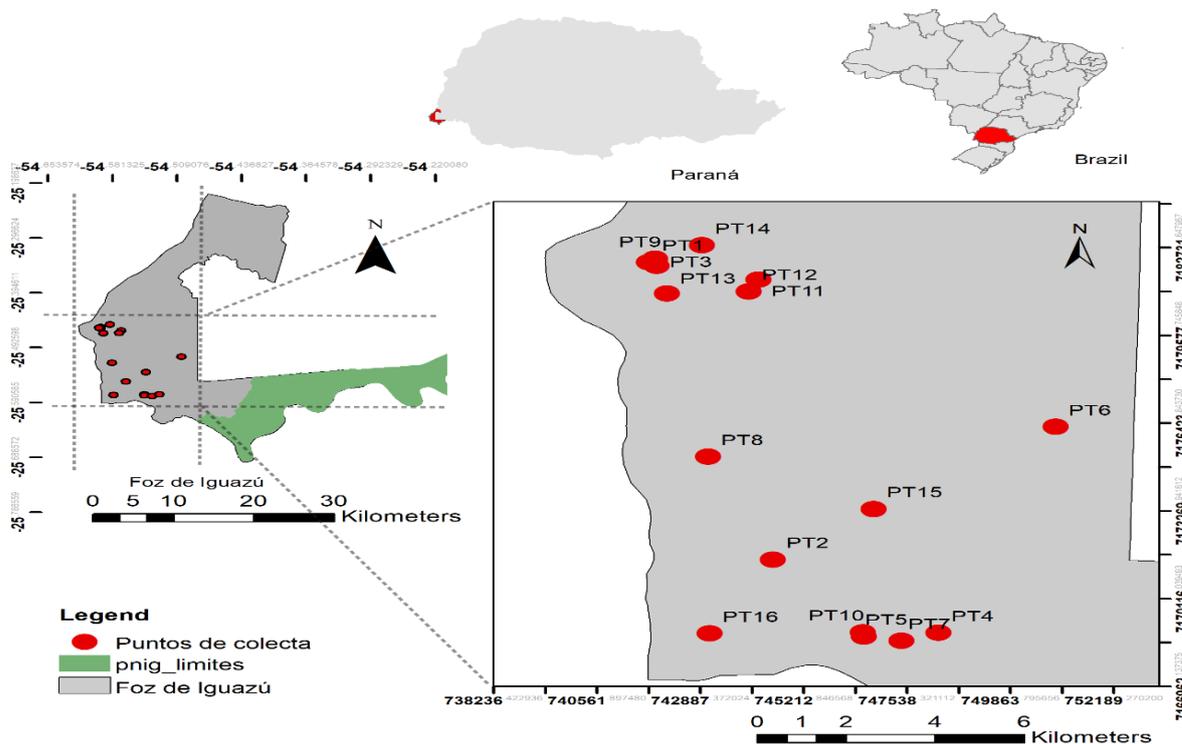


Figura 1. Área de estudio mostrando la Ciudad de Foz de Iguazú-PR (en gris), con delimitación (en verde); el Parque Nacional de Iguazú. Los círculos rojos representan la localización de los puntos de colecta.

2.2 Diseño de Muestreo.

Fueron seleccionados 16 cuerpos de agua lénticos ubicados dentro de las áreas urbanas y periurbanas de Foz de Iguazú. Cada cuerpo de agua fue muestreado cuatro veces, tres para muestrear los renacuajos y una para los adultos, durante el periodo de mayor actividad reproductiva de los anuros de la región (M.V. Garey, observación personal). El muestreo de anuros fue realizado con la colecta de renacuajos durante periodos del día, siendo el primer muestreo realizado entre septiembre y octubre (2017), el segundo entre noviembre y diciembre (2017) y el último muestreo entre febrero y marzo (2018), a fin de tener un intervalo de 30 días entre cada evento de muestreo de los cuerpos de agua en busca de los renacuajos. Cada colecta tuvo una duración de 60 minutos en cada cuerpo de agua. Los renacuajos fueron colectados utilizando una red de tela metálica con 32 centímetros de diámetro y con malla de 3 mm². La red fue pasada por todo el cuerpo de agua, buscando muestrear diferentes tipos de hábitats que pueden ser utilizados por los renacuajos (Melo et al., 2017).

La colecta de adultos fue realizada una vez en cada cuerpo de agua, durante el periodo nocturno. La colecta fue ejecutada por al menos tres personas mediante la captura directa, la cual consistió en la búsqueda activa de los organismos en los ambientes de cuerpo de agua utilizados para la reproducción. La colecta de adultos terminaba una vez que se haya limitado y capturado por lo menos un individuo de cada especie que se encontraba vocalizando en el lugar.

Los renacuajos colectados fueron fijados y conservados en una solución 1:1 de formol 10% y alcohol 70%. Los organismos adultos fueron fijados con formol a 10% y después conservados en alcohol 70%. Los especímenes colectados fueron depositados en la Colección Herpetológica de la Universidad Federal de Integración Latinoamericana (CA-UNILA).

Fueron medidas variables ambientales del cuerpo de agua, del paisaje en el cual el cuerpo de agua esta inserto y variables espaciales. En cada cuerpo de agua fueron medidas las siguientes variables ambientales: (i)área superficial, (ii)profundidad máxima, (iii)porcentaje de vegetación acuática, (iv)tipos de vegetación existentes en la margen, (v)la presencia de peces predadores, (vi)tipo de substrato del fondo y (vii)la cobertura de dosel sobre el cuerpo de agua. El área superficial (m^2) (correspondiente a la figura geométrica más similar al formato del cuerpo de agua) y la profundidad máxima (cm^2) fueron mensuradas utilizando una cinta métrica. El porcentaje de vegetación acuática, los tipos de vegetación de la margen, tipo de substrato del fondo y la presencia de peces predadores fueron estimadas por inspección visual. La cobertura de dosel fue medida a través de fotografías tomadas a partir del suelo hacia la cobertura de dosel en posición vertical y una altura estandarizada, fueron sacadas cinco fotos en cada cuerpo de agua (una en cada punto cardinal y otra en el centro del cuerpo de agua) y posteriormente sometidas estas imágenes en el software Image J para ser analizada la fracción de dosel visible.

Para la medición de las variables ambientales del paisaje fue utilizado un mapa de la ciudad de Foz de Iguazú, vectorizado con los distintos tipos de usos del suelo, clasificado en seis categorías evaluadas en m^2 : (i) agua, (ii) capoeira, (iii) cultivo, (iv) bosque, (v) pastos, y (vi) usos urbanos. Utilizando el Software de Geoprocesamiento Qgis 2.18 (Qgis, 2011), fueron realizados buffers de distintas medidas (100m, 150m, 200m, 300m de radio) alrededor de cada cuerpo de agua, a fin de obtener que tipos de usos del suelo se encontraban alrededor de cada punto de muestreo. Para una mejor estimativa de la relación existente entre especies-paisaje se realizó una selección *a priori* de las dimensiones de los buffers, midiendo varios tipos de suelo

que rodean cada punto de muestreo (Jackson & Fahrig, 2014) y evaluando en cuál de las escalas de paisaje la composición de especies responde mejor a los cambios en el uso del suelo.

Para las mediciones de variables espaciales se utilizó una técnica denominada distance-based Moran Eigenvector Maps (dbMEM) anteriormente llamada de PCNM (Coordenadas Principales de Matrices de Proximidad) (Dray et al., 2006). El dbMEM posibilitó detectar y cuantificar patrones espaciales sobre un rango amplio de escalas, colocando las variables espaciales (coordenadas geográficas) en una matriz truncada de distancias euclidianas (Borcard y Legendre, 2002). Los valores de truncamiento utilizados fueron de mayor y menor distancia entre los cuerpos muestreados, haciendo que todos los cuerpos estén ligados en la matriz de conectividad (Borcard & Legendre, 2002). A partir de esta matriz de conectividad fue extraído los valores de dbMEM a partir de una matriz de coordenadas geográficas de los locales de muestreo. Posteriormente, fueron seleccionados 4 ejes, 3 ejes positivos 1 eje negativo, significativos para componer las variables espaciales.

2.3 Análisis de Datos.

Para el análisis de datos primeramente fue elaborada una matriz de composición de especies de los anuros (renacuajos y adultos conjuntamente) con base a los datos de presencia/ausencia y tres matrices con los datos de variables ambientales con las características estructurales de los cuerpos de agua, otra con los datos del paisaje obtenidos a partir de los buffers y otra con las variables espaciales. Posteriormente todas las variables fueron estandarizadas con la medida estadística Z-score, para que todas las variables puedan presentar una media igual a cero y desvió padrón igual a 1.

Para poder observar y evaluar las similitudes en la composición de Anuros fue realizado un análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico o (nMDS; nonMetric Multidimensional Scaling), utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard. Este análisis fue realizado en el programa PAST (Hammer et al. 2001).

Seguidamente evaluamos la presencia de multicolinealidad en cada uno de nuestros conjuntos de datos utilizando el (Variance Inflation Fator VIF), estadística que cuantifica la intensidad de la multicolinealidad, indicando la existencia de variables multicolineales, cuando se observan valores de VIF mayores a tres (Zuur et al., 2010). Del conjunto de datos de variables ambientales locales del cuerpo de agua, las variables multicolineales encontradas fueron: substrato del fondo, presencia de peces predadores y vegetación en la margen. De las variables espaciales, en el buffer de 100m de radio solamente cultivo fue multicolinear mientras que, en

los demás buffers, el grado de urbanización fue multicolinear. Todas las variables multicolineares encontradas fueron eliminadas para la realización de análisis posteriores.

Para evaluar en que escala espacial (tamaño del buffer) las especies responden mejor a las características del paisaje fue realizado un Análisis de Redundancia (RDA) entre la matriz de composición y cada una de las matrices de datos del paisaje, para cada medida de buffer, siguiendo la propuesta de Jackson & Fahrig (2014). Con el RDA fue obtenido un R^2 canónico para la relación existente entre la composición y cada tamaño de buffer. El R^2 de mayor valor determina la fuerza de la relación existente entre la estructura del paisaje y una respuesta ecológica (Jackson & Fahrig, 2014). Obteniendo, así como resultado el buffer que mejor se aplica a la variación de los datos, que en este caso fue el buffer de 200 m de radio (Tabla 1). De este modo, solamente el buffer de 200m de radio fue considerado en los análisis subsecuentes.

Para evaluar la relación de la composición de anfibios junto con el conjunto de variables explicativas (variables estructurales del cuerpo de agua, del paisaje circundante y las espaciales) se utilizó el Análisis de Redundancia parcial (pRDA), que es una extensión directa de regresión múltiple, moldeado a datos de respuestas multivariantes (Legendre & Legendre, 2012). El análisis de RDA parcial fue realizado con cuatro matrices, siendo la composición de especies la matriz de variables respuesta y tres matrices de variables predictoras: variables ambientales locales (área superficial, profundidad máxima, cobertura de dosel y vegetación acuática), variables del paisaje en el buffer de 200m de radio (agua, capoeira, pasto y bosque) y las variables espaciales (compuesta por cuatro autovectores significativos obtenidos por el dbMEM). Este análisis junto con el análisis de la partición de la variación (Borcard et al., 1992) permitió determinar cuál es el efecto aislado y compartido de las características estructurales del cuerpo de agua, del paisaje y espaciales explican la variación en la composición de especies, con los valores canónicos ajustados de R^2 (Legendre & Legendre, 2012). Fue utilizado cada cuerpo de agua y el periodo de colecta como factores en la pRDA y se realizó una aleatorización estratificada en los cuerpos de agua, con 999 aleatorizaciones por el método de Monte Carlo para determinar la significancia. Después del análisis de pRDA fue aplicada la técnica de partición de variación para obtener el porcentaje de explicación de cada uno de los conjuntos de variables. Con este procedimiento es posible verificar la influencia de los componentes puramente ambientales de los cuerpos de agua (a), componente ambiental con influencia espacial (b), puramente espacial (c) y puramente del paisaje (d), componente del paisaje con influencia espacial (e), componente ambiental del cuerpo del agua con la influencia del paisaje (f), residuos (g) en la variación en la composición (Borcard et al. 1992; Legendre et al. 2005).

Los residuos son la variación en la composición de especies que no tienen relación con la localización geográfica del ambiente ni con las características ambientales del cuerpo de agua y del paisaje mensuradas.

Tabla 1. Resultado del análisis de RDA, el mayor valor de R^2 canónico indica que medida de buffer es mayormente explicativa con relación a la composición de especies.

Radio del Buffer	R^2
100m	0.1023765
150m	0.1808138
200m	0.1854729
300m	0.1611041

3. RESULTADOS

Fueron registradas 15 especies de anuros pertenecientes a cinco familias: Hylidae (con 7 especies), Leptodactylidae (n=3), Bufonidae (n=2), Odontophrynidae (n=2) y Microhylidae (1), que están presentes en las áreas urbanas y periurbanas de Foz de Iguazú. (Tabla 2). La riqueza media por cuerpo de agua fue de $4,56 \pm 3,07$ especies, variando de 1 a 12 especies en cada cuerpo de agua. Las especies más ampliamente distribuidas en los cuerpos de área urbana fueron *Dendropsophus nanus* presentes en 12 de los 16 puntos de colecta, seguidos por *Scinax fuscovarius* y *Physalaemus cuvieri* cada uno, encontrados en 9 cuerpos de agua. Las especies menos representadas fueron *Rhinella ornata*, *Odontophrynus americanus* y *Odontophrynus* sp. encontrados cada uno en un único cuerpo de agua. (Tabla 2).

El análisis de ordenación realizado demuestra los cuerpos de agua más agrupados o más cercanos que presentan mayor similitud en términos de composición de especies. Se puede observar dos conjuntos de grupos más similares, el primero agrupando los puntos: 7, 10, 11, 12, 13, 14 y 15, y un segundo grupo: 3, 6, 9 y 16. Mientras que los demás puntos más distantes, presentan una mayor variación en la composición de anuros en relación con los demás puntos. (Figura.2).

Tanto las variables ambientales (características estructurales del cuerpo de agua y características del paisaje) como las variables espaciales influyen en la composición de especies ($R^2= 0,557$; $P= 0,037$). La partición de la variación demostró que la composición de especies de anuros de las zonas urbanas y periurbanas fue explicada principalmente por las variables ambientales del paisaje (14%), 10% de la variación fue explicada por las variables espaciales, 9% de la variación atribuida a la variación en las características del paisaje espacialmente estructuradas y 8% explicado por las variables ambientales de las características estructurales de los cuerpos de agua (Figura 4). Estos resultados demuestran que la variación de la composición de especies de anuros se encuentra estructurada por las variables del paisaje que rodean los sitios de reproducción. Las variables ambientales que mejor explican la variación en la composición de especies fueron la profundidad máxima del cuerpo de agua y bosque (Figura 3; Tabla 3).

Tabla 2. Composición de especies de anuros registrados en los 16 puntos de colecta situadas en las zonas urbanas y periurbanas de la ciudad de Foz de Iguazú, estado de Paraná, sur del Brasil. Los puntos están enumerados de mayor a menor profundidad máxima (en centímetros) de los cuerpos de agua.

Especies	PT1 (245)	PT2 (90)	PT3 (80)	PT4 (78)	PT5 (70)	PT6 (65)	PT7 (60)	PT8 (53)	PT9 (50)	PT10 (35)	PT11 (30)	PT12 (28)	PT13 (28)	PT14 (20)	PT15 (20)	PT16 (5)
Familia Hylidae																
<i>Dendropsophus nanus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Dendropsophus minutus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Scinax fuscovarius</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Scinax squalirostris</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Boana raniceps</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Boana albopunctata</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Boana sp.</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Familia Leptodactylidae																
<i>Physalaemus cuvieri</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Leptodactylus fuscus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Familia Bufonidae																
<i>Rhinella schneideri</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Rhinella ornata</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Familia Odontophrynidae																
<i>Odontophrynus americanus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Odontophrynus sp.</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Familia Microhylidae																
<i>Elaschistoleis bicolor</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

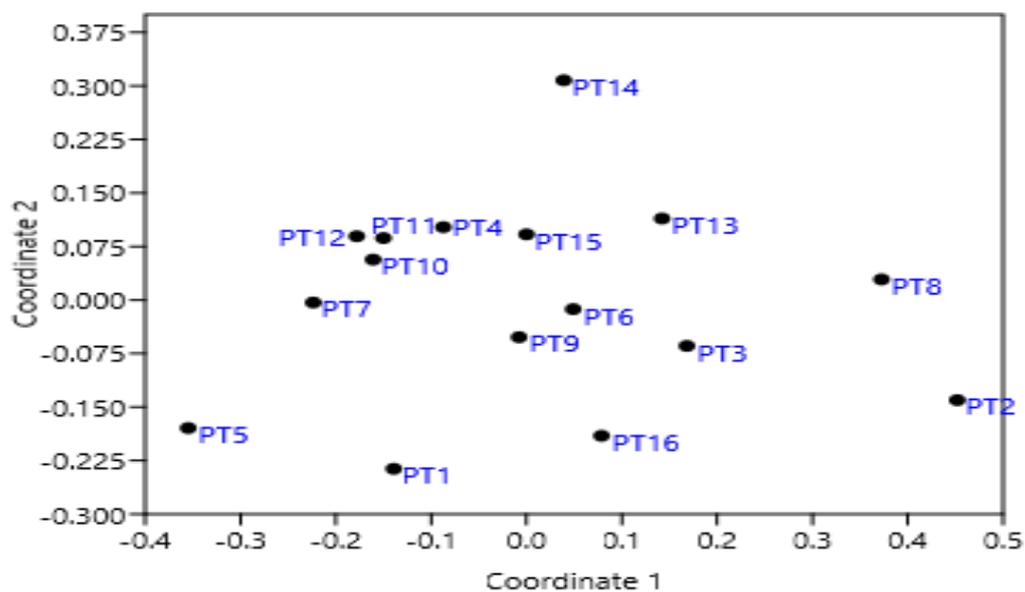


Figura 2. Análisis de escalamiento Multidimensional no Métrico (nMDS) de los 16 cuerpos de agua muestreados, utilizando el índice de Jaccard. El valor de *stress* del análisis fue de 0.2219; el eje 1 presenta un $R^2= 0.5196$ y el eje 2 $R^2: 0.165$. Los puntos más agrupados representan a los puntos con mayor similitud en la composición.

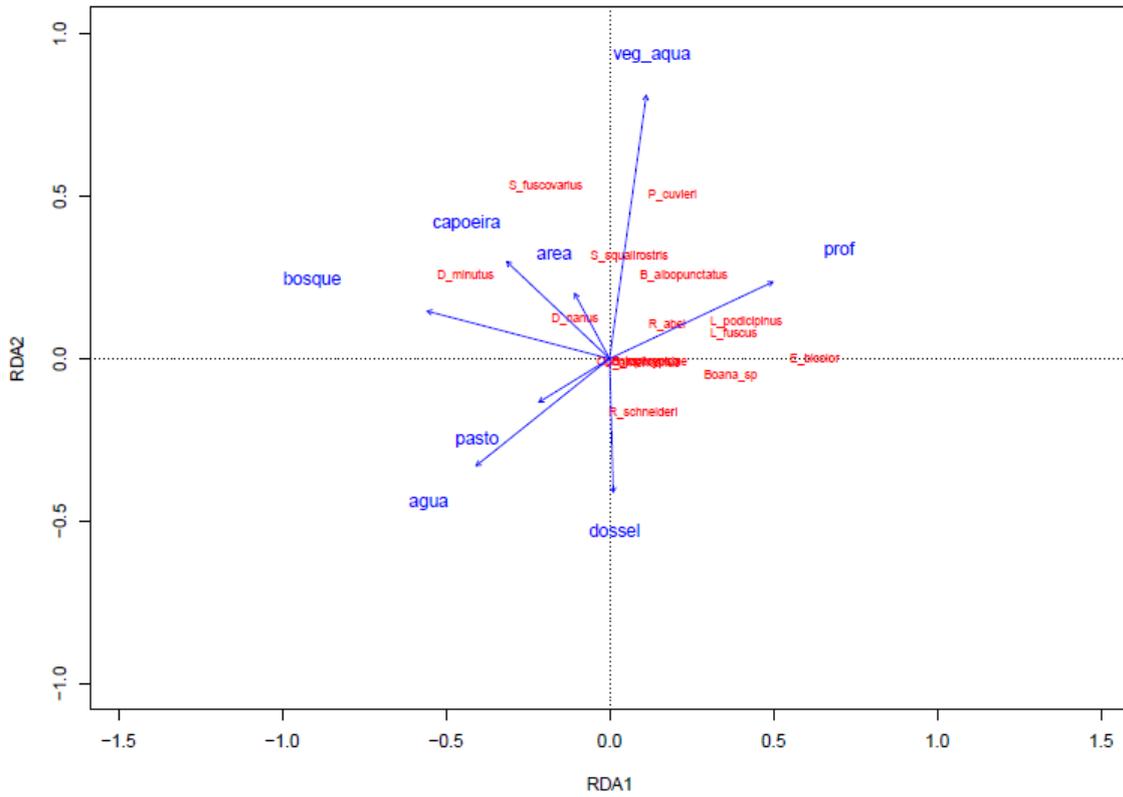


Figura 3. Resultado de la ordenación de análisis de Redundancia Parcial (pRDA), de los datos de variables ambientales con relación a la composición de especies. Las variables ambientales están representadas por vectores, la longitud del vector indica el peso relativo dada en la ordenación y la dirección del vector indica la relación de esa variable con cada eje.

Tabla 3. Coeficientes de regresión estandarizados para variables ambientales usadas para predecir cada variable espacial en el modelo lineal del RDA parcial. Destacando (*) las variables ambientales más explicativas de la variación de la composición: profundidad y bosque.

Variabales	Variancia	F	P
Ambientales			
Área	0.10311	0.9221	0.529
Profundidad	0.25043	2.2397	0.045*
Dosel	0.15801	1.4132	0.235
Vegetación Acuática	0.23786	2.1273	0.065
Agua	0.20698	1.8511	0.105
Capoeira	0.04968	0.4443	0.893
Bosque	0.40288	3.6031	0.004*
Pasto	0.18280	1.6348	0.180

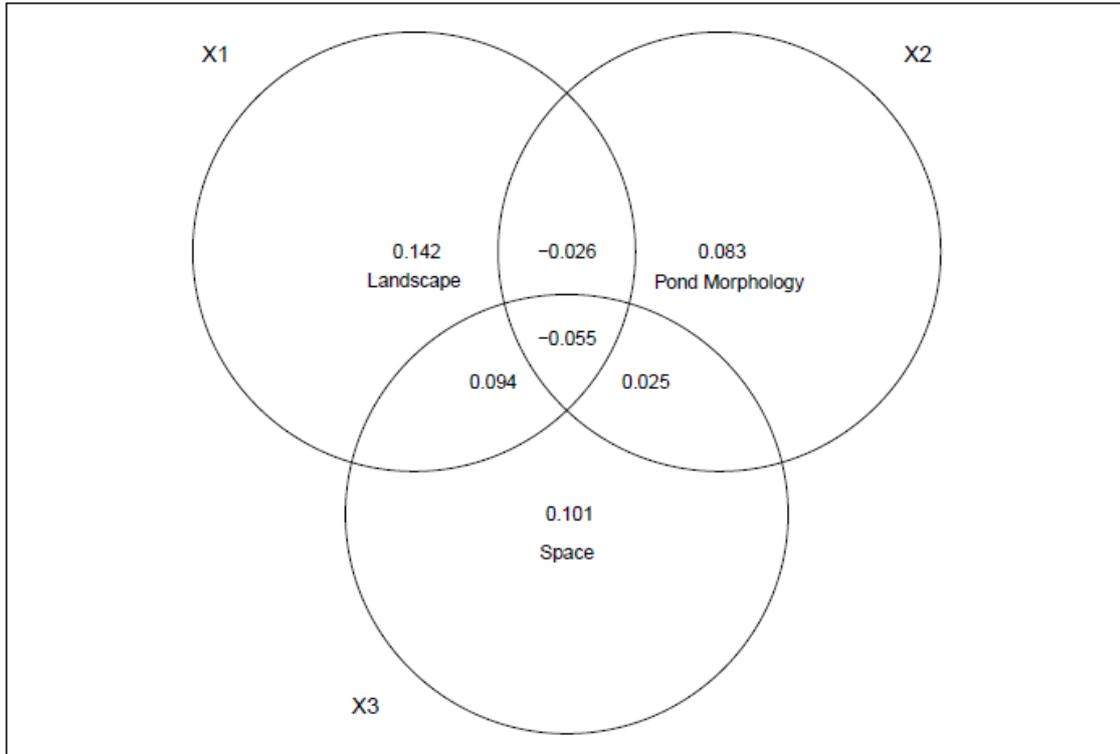


Figura 4. Resultado de la partición de la variación del análisis de Redundancia parcial (pRDA) que demuestra los porcentajes puros y compartidos de las variables ambientales y espaciales en relación con la composición de especies.

4. DISCUSIÓN

En este trabajo fue verificado que la variación en la composición de anuros presentes en las zonas urbanas y periurbanas de Foz de Iguazú es mejor explicada por la variación en las características ambientales que las características espaciales, siendo determinada principalmente por las características ambientales del paisaje que rodea los sitios de reproducción de anuros. Existen otros trabajos realizados sobre la riqueza y distribución de anfibios en paisajes urbanizados (e.g. Rubbo & Kiesecker, 2005; Acosta et al., 2005; Scheffers & Paszkowski, 2012). Sin embargo, anterior al presente estudio, existen pocos trabajos (e.g, Lourenço-de-Moraes et al., 2018) evaluando la variación en la composición de anfibios dentro de las zonas urbanas para Brasil y para toda la región del Neotrópico. En un mosaico de formas de uso del suelo en la región de Foz de Iguazú, la cantidad de bosque existente alrededor de los ambientes acuáticos y la profundidad de los mismos favorecen el establecimiento de diferentes especies de anfibios. Esta preferencia por ambientes pocos profundos vs. profundos y ambientes lenticos con bosque y sin bosque permiten que las especies coexistan en la metacomunidad (Chesson, 2000; Chase et al., 2005), maximizando la aptitud de los individuos de especies con diferentes requerimientos en cada uno de esos ambientes contrastantes (Provete et al., 2014).

En la zona urbana y periurbana de Foz de Iguazú la variación en la composición de las comunidades de anuros es determinada por las características ambientales (del paisaje y estructurales del cuerpo de agua) y también por los factores espaciales. Esos resultados apuntan para una combinación de diferentes procesos afectando la dinámica de la metacomunidad, en los cuales tanto el efecto de masa como el triaje de especies son claves para la manutención de las metacomunidades (Cottenie, 2005). La capacidad de especies de anuros de poder establecerse en determinados ambientes depende de varios factores como, características estructurales del hábitat local, la distancia entre los parches del ambiente que los rodea (Weyrauch & Gubb Jr. 2004) y de las características del paisaje alrededor de los cuerpos de agua (Parris, 2006; Ferrante et al., 2017). De esta forma, los anuros dependen fuertemente de las características ambientales de los ambientes terrestres donde de manera general ellos viven y de los acuáticos donde se reproducen y viven en la fase larval (Silva et al., 2012; Ferrante et al., 2017). Por lo tanto, el impacto de la urbanización sobre las especies está estrechamente ligados a alteraciones a atributos a nivel local (e.g. en los sitios de reproducción) y de paisaje de los ecosistemas (Rubbo & Kiesecker, 2005). De este modo la creciente urbanización impide que exista conexión entre los sitios adecuados para del desarrollo larval y posteriormente limita la dispersión de los organismos adultos a explorar los diferentes tipos de ambientes. Esa barrera

a la dispersión puede impedir el flujo de individuos entre las manchas de hábitat (i.e. efecto de masa) o impedir la colonización/permanencia de ambientes favorables afectando directamente a la dinámica de la metacomunidad.

Verificamos que, dentro de los factores ambientales, las características del paisaje circundante a los cuerpos de agua fueron las más importantes en la determinación de la composición de especies, principalmente por la cantidad de bosque cercano al cuerpo de agua. Además de eso fue verificado que, cuerpos de agua más cercanos presentan características del paisaje más semejantes, afectando también la composición de especies de anuros. Las características del paisaje ejercen una función esencial en la estructura y organización de las comunidades (Silva & Rossa-Feres, 2007), puesto que las especies de anuros no utilizan solo un tipo de hábitat, si no que se trasladan entre hábitats o se establecen en la frontera entre dos hábitats (Zug et al., 2001; Silva & Rossa-Feres, 2007). De este modo, para las especies los tipos de hábitats existentes en una escala de paisaje representa una importancia clave en la determinación de la composición y consecuentemente de la estructura de las comunidades (Metzer, 2001; Ferrante et al., 2017). Los cuerpos de agua sin bosque alrededor son ocupados por un conjunto de especies diferentes comparados a cuando los bosques están presentes. Varios estudios demuestran que los fragmentos de bosque son utilizados por los anuros como refugio (e.g. Marsh & Trenham, 2001; Weyrauch & Gubb Jr, 2004; Silva & Rossa-Feres, 2007), forrajeo, hibernación y migración (Weyrauch & Gubb Jr, 2004). De este modo algunas especies que probablemente utilizan esos ambientes terminan utilizando los cuerpos de agua cercanos para la reproducción, en cuanto los cuerpos de agua sin áreas de bosque cercano abrigan otro conjunto de especies, posiblemente más adaptadas a las alteraciones antrópicas. De esta manera, el patrón demostrado en este estudio demuestra la importancia de las áreas de bosque para la diversidad de anuros y consecuentemente para la dinámica de estas metacomunidades.

Las características de los cuerpos de agua utilizados para la reproducción también fueron importantes para explicar la variación en la composición de las especies de anuros. Fue verificado que la composición de especies cambia en relación con la profundidad de los cuerpos de agua utilizados por los anuros para la reproducción. La utilización de determinados hábitats específicos representa una función fundamental para la continuidad y supervivencia de muchas especies (De Oliveira & Eterovick, 2010). En el caso de los anuros la selección de hábitats para la reproducción tiene una gran relación con las características ambientales estructurales de los cuerpos de agua (Welch & MacMahon, 2005), fundamentalmente por presentar especificidades fisiológicas (Wells, 2007). La influencia de las características de los cuerpos de agua utilizados

para la reproducción parece cambiar de acuerdo con las características de los ambientes utilizados, siendo más comúnmente evaluado la importancia de la profundidad, cobertura de dosel, área superficial, vegetación acuática, y tipo de substrato (e.g., Oliveira & Eterovick, 2010; Provete et al., 2014; Queiroz et al., 2015) y en áreas urbanas y periurbanas de Foz de Iguazú, el gradiente de profundidad fue el más importante. La profundidad del cuerpo de agua representa una medida del volumen disponible (i.e. área), que es importante principalmente para los renacuajos, debido a que permite el establecimiento de especies con diferentes hábitos de natación, como por ejemplo renacuajos nectónicos, bentónicos o neustónicos. Cuerpos de agua con muy poca profundidad no son utilizados por muchas especies de anuros por el alto riesgo de desecación (Queiroz et al., 2015). Mientras que cuerpos de agua más profundos presentan un mayor capacidad y diversidad de recursos que permiten que más especies puedan reproducirse (Provete et al., 2014), pero así también al ser más profundos pueden presentar una mayor presencia de depredadores (Queiroz et al., 2015). De esta forma, las características del hábitat ejercen un papel importante influyendo en la composición de especies en una comunidad local (Webb et al., 2010; Provete et al., 2014), siendo que la profundidad del cuerpo de agua desempeña un papel importante en la estructuración de las metacomunidades, pudiendo afectar la riqueza (Queiroz et al., 2015) y también la composición de las metacomunidades de anuros (Provete et al., 2014; presente estudio).

Así como los factores ambientales, los factores espaciales son de suma importancia para entender la estructuración de las metacomunidades de anuros (Prado & Rossa-Feres, 2014; Provete et al., 2014; presente estudio). La variación explicada por el componente espacial puro puede ser atribuido a variables ambientales no medidas o procesos espaciales puros como la limitación de dispersión (Landeiro et al., 2011; Legendre & Legendre, 2012). El aislamiento, la pérdida de hábitat agregado a las actividades humanas, representan una gran amenaza para la diversidad biológica existente por influenciar diferentes procesos (Primack & Rodrigues, 2001; Pires et al., 2006; Watling & Donnelly, 2006). La dispersión es un proceso clave en la estructuración de las metacomunidades (Leibold et al., 2004; Vellend, 2010), siendo que su frecuencia afecta directamente la variación en la composición de las especies en diferentes escalas espaciales (Cadotte, 2006; Leibold & Chase, 2018). En las metacomunidades de anuros la dispersión es un proceso esencial para que las especies de anuros puedan persistir a largo plazo (Semlitsch, 2008). Aun tratándose de pequeñas distancias la dispersión de anuros en muchas veces limitada por varios factores bióticos como por ejemplo las restricciones morfológicas, como el tamaño (De Bie et al., 2012) y factores abióticos como alteraciones en

el uso del suelo, resultando en barreras para la dispersión, como por ejemplo la urbanización (Acosta et al., 2005). Para los anuros, los altos niveles de urbanización, disminuye la conexión de los ambientes acuáticos y posteriormente restringe la dispersión de los anuros metamorfoseados (Acosta et al., 2005), afectando las interacciones entre las comunidades locales (Leibold, et al., 2004). Sostener la conectividad de hábitats en áreas urbanas es casi imposible (Gibbs, 2000), debido a que el paisaje que rodea los cuerpos de agua actúa como filtros selectivos para los individuos a la hora de dispersarse (Pires et al, 2006). Estas barreras acaban delimitando que solo algunas especies puedan lograr dislocarse (Pires et al., 2006). Por lo tanto, la falta de conexión entre las áreas y las barreras que impiden la dispersión de los anuros en ambientes con altos niveles de urbanización, estarían influyendo en la estructuración de la dinámica de las metacomunidades de anuros.

5. CONCLUSIÓN

El entendimiento de factores ambientales, tanto local como de paisaje, sumado a los factores espaciales, son determinantes para comprender la variación en la composición y en la dinámica de la metacomunidad de anfibios en áreas urbanas. De este modo, en áreas urbanas la presencia de cuerpos de agua con diferentes profundidades juntamente con la presencia de bosques en el paisaje circundante es determinantes en la variación de la composición de las metacomunidades de anuros en áreas urbanas. Los ambientes de bosque son importantes pues ofrecen abrigo, refugio y son esenciales para el forrajeo de las especies de anuros adultos (Marsh & Trenham, 2001; Weyrauch & Gubb Jr, 2004; Silva & Rossa-Feres, 2007) y afectan directamente a la dinámica de la metacomunidad de anuros. Es decir, los ambientes de bosque son de suma importancia para la subsistencia y continuidad de los anuros tanto como los cuerpos de agua donde se reproducen. Debido al gran aumento de la urbanización, es fundamental el conocimiento de la composición, así como la comprensión de la dinámica y estructura de las comunidades de anuros establecidos en zonas urbanas. De esta manera estas informaciones aportan a la búsqueda de mejores alternativas de conservación de anuros en ambientes urbanos, conservando tanto los ambientes acuáticos como terrestres, así como el paisaje circundante y empleando también conexiones entre ellos por corredores de dispersión para asegurar la persistencia de las metacomunidades de anuros.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta, R., Mesones, R. V., & Núñez, A. 2005. Fauna de anuros en la ciudad de Salta, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 53:569-575.

Babini, M. S., Salas, N. E., Bionda, C. L., & Martino, A. L. 2015. Implicaciones de la urbanización en la presencia, distribución y ecología reproductiva de la fauna de anuros de una ciudad del área central de Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86:188-195.

Beard, K.H., Vogt, K.V., Kulmatiski, A. 2002. Top-down effects of a terrestrial frog on forest nutrient dynamics. *Oecologia* 133:583-593.

Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73:1045-1055.

Borcard, D. & Legendre, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological modelling*, 153:51-68.

Cadotte, M. W. 2006. Dispersal and species diversity: a meta-analysis. *The American Naturalist*, 167:913-924.

Chase, J. M., Amarasekare, K., Cottenie, A., Gonzalez, R. D., Holt, M., Holyoak, M. F., Hoopes, M. A., Leibold, M., Loreau, N., Mouquet, N., Shurin, J. B. & Tilman, D. 2005. Competing theories for competitive metacommunities. In: Holyoak, M., M. A. Leibold & R. D. Holt (ed.). *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. Chicago University Press, Chicago. p. 335-354.

Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:343-366.

Cottenie, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, 8:1175-1182.

Crivellari, L. B. 2016. Anfíbios dos campos da Mata Atlântica: influência relativa de gradientes ambientais e espaciais nos padrões de diversidade e estrutura filogenética. Tese (Doutorado em

Biologia Animal). Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. São José do Rio Preto, Brasil. p. 1-26.

Cortés-Gomez, A. M., Ruiz-Agudelo, C. A., Valencia-Aguilar, A. & Ladle, R. J. 2015. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. *Universitas Scientiarum*, 20:229-245.

De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D. & Van Wichelen, J. 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters*, 15:740-747.

De Oliveira, F. F. R. & Eterovick, P. C. 2010. Patterns of spatial distribution and microhabitat use by syntopic anuran species along permanent lotic ecosystems in the cerrado of southeastern Brazil. *Herpetologica*, 66:159-171.

Dray, S., Legendre, P., & Peres-Neto, P. R. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for Principal Coordinate Analysis of Neighbour Matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196:483-493.

Ellis, E. C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369:1010-1035.

Fernández, S. R. 2015. Factores que inciden en la conservación de las comunidades de anfibios del noroeste ibérico. Tesis (Doctorado en Biología Evolutiva). Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad de la Coruña. La Coruña, España. p. 1-284.

Ferrante, L., Baccaro, F. B., Ferreira, E. B., Sampaio, M. F. de O., Santos, T., Justino, R. C. & Angulo, A. 2017. The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. *Journal of Biogeography*, 44:1911–1922.

Gibbs, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation biology*, 14:314-317.

Grimm, N. B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J. M., Hopkinson, C. S., Nadelhoffer, K. J. & Peters, D. P. 2008. The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6:264-272.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST-Palaeontological statistics. Disponible en: [www. uv. es/~ pardomv/pe/2001_1/past/pastprog/past](http://www.uv.es/~pardomv/pe/2001_1/past/pastprog/past). Pdf. Acceso: 12/06/18.

Hammer, A. J. & McDonnell, M. J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. *Biological Conservation*, 141:2432-2449.

Herrmann, H. L., Babbitt, K. J., Baber, M. J. & Congalton, R. G. 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*, 123:139-149.

Holyoak, M., Leibold, M. A., & Holt, R. D. 2005. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press.

IBAMA. 1999. Plano de manejo: Parque Nacional do Iguaçu. Disponible en: http://www.cataratasdoiguacu.com.br/manejo/siuc/planos_de_manejo/pni/html/index.htm Acceso: 26/06/2017.

IBGE. 2016. Disponible en: <https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/pr/foz-do-Iguacu/panorama> Acceso: 20/06/2017.

Jackson, H. B. & Fahrig, L. 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale?. *Global Ecology and Biogeography*, 24:52-63.

Johnson, P. T. J., Hoverman, J. T., McKenzie, V. J., Blaustein, A. R. & Richgels, K. L. D. 2013. Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. *Journal of Applied Ecology*, 50:34-42.

- Landeiro, V. L., Magnusson, W. E., Melo, A. S., Espírito-Santo, H. M. V. & Bini, L. M. 2011. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results?. *Freshwater Biology*, 56:1184–1192
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P.R. 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75:435-450.
- Legendre, P., & Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology, Developments in Environmental Modelling*. Elsevier
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F. & Loreau, M. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7:601-613.
- Leibold, M. A. & Chase J. M. 2018. *Metacommunity ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- Logue, J. B., Mouquet, N., Peter, H., Hillebrand, H. & Metacommunity Working Group. 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 26:482-491.
- Lourenço-de-Moraes, R., Malagoli, L. R., Guerra, V., Ferreira, R. B., de Paiva Affonso, I., Haddad, C. F., Sawaya, R. J. & Bastos, R. P. 2018. Nesting patterns among Neotropical species assemblages: can reserves in urban areas be failing to protect anurans?. *Urban Ecosystems*. p. 1-10.
- Marsh, D. M. & Trenham, P. C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15:40-49.
- Marzluff, J. M. & Ewing, K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology*, 9:280-292.

- Meynard, C. N., Lavergne, S., Boulangeat, I., Garraud, L., Van Es, J., Mouquet, N. & Thuiller, W. 2013. Disentangling the drivers of metacommunity structure across spatial scales. *Journal of Biogeography*, 40:1560-1571.
- Melo, L. S. O., Gonçalves-Souza, T., Garey, M. V. & Rossa-Feres, D. C. 2017. Tadpole species richness within lentic and lotic microhabitats: an interactive influence of environmental and spatial factors. *Herpetological Journal*, 27:339-345.
- Metzger, J. P. 2001. O que é Ecologia de Paisagens?. *Biota Neotropica*, 1:1-9
- 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 Ecosystems*, 11:161-176.
- Miller, J. R. & Hobbs, R. J. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16:330-337.
- Paul, M. J. & Meyer, J. L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32:333-365.
- Parris, K. M. 2006. Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology*, 75:757-764
- Pires, A.S., Fernandez, F.A.S. & Barros, C.S. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: Efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações de animais. In: Rocha, C. F. D., Bergallo, H.G., Van-Sluys, M. & Alves, M.A.S. (ed.) RiMa Editora, São Carlos. p. 231-260.
- Prado, V. H. & Rossa-Feres, D. C. 2014. The influence of niche and neutral processes on a neotropical anuran metacommunity. *Austral Ecology*, 39:540-547.

Primack, R.B. & Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. Gráfica e editora Midiograf, Londrina.

Provete, D. B., Gonçalves-Souza, T., Garey, M. V., Martins, I. A. & Rossa-Feres, D. C. 2014. Broad-scale spatial patterns of canopy cover and pond morphology affect the structure of a Neotropical amphibian metacommunity. *Hydrobiologia*, 734:69-79.

Queiroz, C. S., Silva, F. R. & Rossa-Feres, D. C. 2015. The relationship between pond habitat depth and functional tadpole diversity in an agricultural landscape. *Royal Society Open Science*, 2:150165.

QGis, D. T. 2011. Quantum GIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project, 45.

Ranvestel, A. W., Lips, K. R., Pringle, C. M., Whiles, M. R. & Bixby, R. J. 2004. Neotropical tadpoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations. *Freshwater Biology*, 49:274-285

Rubbo, M. J. & Kiesecker, J. M. 2005. Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, 19:504-511.

Salamuni, E., Rocha, L. A. & Rocha, A. L. 2002. Parque Nacional do Iguaçu, PR: Cataratas de fama mundial. *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*. Brasília. Disponible en: <<http://www.unb.br/ig/sugep/sitio011>>. Acceso: 20/06/2017.

Saboyá-Acosta, L., Montes-Correa, A., Vergara-Ríos, D., Ávila-Silva, Y., Jimenez-Bolaños, J. & Renjifo, J. M. 2015. Herpetofauna del campus de la Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. *Biodiversidad Neotropical*, 5:54-63.

Scheffers, B. R. & Paszkowski, C. A. 2012. The effects of urbanization on North American amphibian species: identifying new directions for urban conservation. *Urban Ecosystems*, 15:133-147.

Semlitsch, R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *The Journal of Wildlife Management*, 64:615-631.

Semlitsch, R. D. 2008. Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *The Journal of Wildlife Management*, 72:260-267.

Silva, F. R. & Rossa-Feres, D. C. 2007. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 7:141-148

Silva, F. R., Oliveira, T. A., Gibbs, J. P. & Rossa-Feres, D. C. 2012. An experimental assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. *Landscape Ecology*, 27:87-96.

Stebbins, R. C. & Cohen, N. W. 1995. *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press: Princeton, NJ.

Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L. & Waller, R. W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306:1783-1786.

UICN. 2006. Global Amphibian Assessment. Disponible en: <www.globalamphibians.org>. Acceso: 12/03/2008.

UNFPA. 2007. *State of the World Population. 2007. Unleashing the Potential Urban Growth*. United Nations Population Fund. New York.

Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 85:183-206.

Watling, J. I. & Donnelly, M. A. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology*, 20:1016-1025.

Webb, C. T., Hoeting, J. A., Ames, G. M., Pyne, M. I. & Le Roy Poff, N. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, 13:267-283.

Welch, N. E. & MacMahon, J. A. 2005. Identifying habitat variables important to the rare Columbia spotted frog in Utah (USA): an information-theoretic approach. *Conservation Biology*, 19:473-481.

Weyrauch, S. L. & Grubb Jr, T. C. 2004. Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. *Biological Conservation*, 115:443-450.

Wells, K. D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. University of Chicago Press, Chicago.

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

Zug, G.R., Vitt, L.J. & Caldwell, J.P. 2001. *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. 2 ed. Academic Press, San Diego.

Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Elphick, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3-14.