

¿Se relaciona el patrón de abundancia y distribución de anuros con la estructura de las comunidades de plantas en hábitats acuáticos de la ciudad de San Luis (Argentina)?

Are the pattern of abundance and distribution of anuran related with the structure of plant communities in aquatic habitats of San Luis city (Argentina)?

Natalia S. Agüero¹
natysa20@yahoo.com.ar

Marta M. Moglia¹
mmmoglia@unsl.edu.ar

Mariana B. Jofré^{1*}
marianajofre@gmail.com

Resumen

La presencia y mantenimiento de anuros en ecosistemas urbanizados depende de la disponibilidad de hábitats acuáticos para su reproducción, en los que la vegetación constituye uno de sus componentes más conspicuos. El objetivo de este estudio fue estimar la composición específica y la abundancia relativa de anuros a partir de vocalizaciones y explorar las relaciones de estas variables con la composición y estructura de comunidades vegetales y con variables ambientales (temperatura, humedad y fotoperíodo), en hábitats acuáticos urbanos de la ciudad de San Luis. Los cuerpos de agua urbanos estudiados fueron utilizados por tres especies de anfibios anuros, *Leptodactylus mystacinus*, *Rhinella arenarum* y *Odontophrynus americanus*, durante la época de actividad reproductiva. *L. mystacinus* y *R. arenarum* mostraron una abundancia relativa similar y significativamente mayor que *O. americanus*. El número de larvas fluctuó durante el período de reproducción, aunque no de manera significativa, y no fue afectado por las variables ambientales. La abundancia relativa total de anuros fue significativamente afectada por el fotoperíodo, pero sólo la abundancia relativa de *R. arenarum* varió temporalmente y fue significativamente más alta en el mes de noviembre que en febrero y marzo. La abundancia relativa de todas las especies consideradas juntas fue diferente entre los sitios muestreados, lo que puede estar influenciado por el grado de perturbación y por la estructura y composición de las comunidades vegetales, que son a su vez el reflejo de un conjunto de parámetros ambientales. Los anuros se vieron favorecidos en las áreas urbanas más alejadas del centro, donde existió una menor cobertura de especies exóticas y donde el estrato herbáceo alcanzó mayor altura y complejidad.

Palabras clave: anfibios, vegetación, riqueza de especies, ecosistemas urbanos.

Abstract

The presence and permanence of anurans in urban ecosystems relies on the availability of aquatic habitats for reproduction, where vegetation is an important feature determining habitat selection. The aim of this study was to estimate species composition and relative abundance of anurans, based on vocalizations, and to explore relationships between these variables and composition and structure of vegetal communities and environmental variables (temperature, humidity and photoperiod) in urban aquatic habitats in San Luis city. Urban aquatic habitats were occupied by three anuran amphibian species, *Leptodactylus mystacinus*, *Rhinella arenarum* and *Odontophrynus americanus*, during their reproductive period. *L. mystacinus* and *R. arenarum* showed a similar and significantly higher than *O. americanus* relative abundance. The number of larvae fluctuated not significantly during the reproductive period and was not significantly affected by environmental variables. Total relative abundance was significantly affected by photoperiod, but only the relative abundance

¹ Área de Biología, Departamento de Bioquímica y Ciencias Biológicas, Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de San Luis. Chacabuco y Pedernera, 5700 San Luis Capital, San Luis, Argentina.

* Corresponding author.

of *R. arenarum* varied temporally, being significantly higher on November than in February and March. Relative abundance of anurans (all species) was different between sites; this could be influenced by the perturbation degree and the structure and composition of plant communities, which are, at the same time, determined by environmental variables. Anurans were favored in urban areas away from the city center, where the exotic plants cover was low and the herb stratum was high and complex.

Key words: amphibians, vegetation, species richness, urban ecosystems.

Introducción

La urbanización generalmente reduce la riqueza y complejidad de las comunidades de especies animales y de plantas, debido a la pérdida y fragmentación de las áreas habitables y a la degradación de los hábitats por contaminación, tráfico y otras alteraciones causadas por el hombre. Entre éstas, se encuentran la introducción de especies exóticas, los cambios en la disponibilidad de recursos y la alteración de los patrones hidrológicos (Sukopp, 2004; Loewenstein y Loewenstein, 2005; Rubbo y Kiesecker, 2005; Patricelli y Blickley, 2006; Schoonover *et al.*, 2006; McKinney 2008).

Los ecosistemas acuáticos y los organismos asociados a ellos, de manera permanente o durante alguna etapa de su ciclo de vida, como los anfibios, pueden ser afectados por la urbanización (Herrmann *et al.*, 2005; Rubbo y Kiesecker, 2005; Barrett y Guyer, 2008). Por ejemplo, la pérdida de humedales y la alteración de su calidad en ecosistemas urbanos se han asociado directamente con la disminución de la riqueza de especies y con el número de poblaciones reproductivas de anfibios (Rubbo y Kiesecker, 2005; Cushman, 2006). El crecimiento de las áreas urbanas, el tránsito de rutas, la contaminación química y la acción de especies invasoras, entre otras causas, también se han propuesto como determinantes de la declinación en las poblaciones de anfibios registrada en las últimas décadas (Fahrig *et al.*, 1995; Crouch y Paton, 2002; Sun y Narins, 2005). A su vez, los espacios verdes urbanos, con

disponibilidad de hábitats acuáticos y terrestres adecuados, constituyen sitios importantes para el mantenimiento y supervivencia de anfibios en las ciudades.

Una característica importante para determinar la utilización de hábitat por los anfibios, tanto en ambientes naturales como urbanos, es la vegetación. Las plantas presentes en el hábitat acuático proveen refugio para larvas y adultos, alimento para las larvas y sitios de oviposición (Egan y Paton, 2004; Skidds *et al.*, 2007). Por otra parte, la vegetación marginal y terrestre, que rodea los cuerpos de agua, provee posibilidades de dispersión, alimentación, refugio y sitios de hibernación para juveniles metamorfos y adultos (de Maynadier y Hunter, 1999). En este sentido, Healey *et al.* (1997) proponen a la presencia o ausencia de determinados tipos de vegetación, como la principal causa de diferencias en la abundancia de adultos y en la riqueza de especies encontradas en charcos de una ciudad de Australia.

Una proporción substancial de la biomasa de las comunidades es aportada por los anfibios, que además son predadores y presas importantes (Gibbons *et al.*, 2006). Además, se consideran buenos indicadores del estado de perturbación de los ecosistemas ya que: son sensibles y vulnerables a los cambios ambientales, son de fácil estudio por ser visibles y capturables, tienen periodos de actividad previsible y, además, ocupan tanto el ambiente acuático como el terrestre a lo largo de su ciclo de vida (Vitt *et al.*, 1990; Hartwell *et al.*, 1998; Welsh y Ollivier, 1998).

La ciudad de San Luis es la capital de la provincia del mismo nombre. Se ubica en el centro oeste de Argentina (33° 16' lat. S, 66° 21' long. O, 700-800 msnm), sobre la planicie pedemontana de modelado fluvio-eólico de la Sierra de San Luis (Peña Zubiarte *et al.*, 1998) y ocupa actualmente 18000 ha. Es la zona donde se concentra la mayor parte de la población y la más edificada, con una densidad poblacional de 850 h/km² (la densidad media para la provincia es de 5 h/km²). El clima de la zona central de San Luis es templado seco, con precipitaciones medias que varían entre los 300 y 600 mm anuales y con una precipitación media anual puntual para la ciudad de San Luis de 550 mm (Secretaría de Minería de la Nación, s.d.). La ciudad se ubica en la provincia fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1994) y la formación vegetal de la zona, según Anderson *et al.* (1970), es el bosque de quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y algarrobo (*Prosopis flexuosa*).

Las especies de anfibios anuros citadas para la región central de la provincia de San Luis, según los mapas de distribución de especies son: *Hypsiboas cordobae*, *Leptodactylus bufonius*, *Leptodactylus mystacinus*, *Leptodactylus ocellatus*, *Melanophryniscus stelzneri*, *Odontophrynus americanus*, *Odontophrynus occidentalis*, *Physalaemus biligonigerus*, *Pleurodema tucumanum*, *Pleurodema nebulosum* y *Rhinella arenarum* (Ceí, 1980; Gallardo, 1987; Lavilla y Ceí, 2001; Ceí *et al.*, 2003; Jofré, 2004; Gutierrez, 2007). Estas especies se reproducen en primavera-verano y presentan fenologías reproductivas que están condicionadas por variaciones en temperatura ambiente,

humedad y/o precipitaciones (Jofré, 2004).

El objetivo de este estudio fue determinar la composición específica y la abundancia relativa de anuros y explorar las relaciones de estos parámetros con la composición y estructura de comunidades vegetales y variables ambientales (temperatura, humedad relativa y fotoperiodo), en cuerpos de agua urbanos de la ciudad de San Luis, Argentina.

Se testearon las siguientes predicciones: (i) los cuerpos de agua presentes en la ciudad de San Luis son utilizados por los anfibios anuros para reproducirse, (ii) la riqueza de especies en estos hábitats acuáticos urbanos es menor que en áreas naturales de la región y la especie predominante es *Rhinella arenarum*, ya que es común en áreas urbanizadas, presenta amplia distribución y baja especificidad en la selección de hábitats (Achaval y Olmos, 1997; Acosta *et al.*, 2005; Loebman y Vi-

eira, 2005), (iii) la presencia y actividad de los anuros varían a lo largo del periodo de reproducción en asociación con la temperatura ambiente (T°), la humedad relativa (H%) y/o el fotoperiodo, (iv) la composición específica y abundancia de anuros se relacionan con la distancia al centro de la ciudad y con la composición y estructura de las comunidades vegetales presentes en cada sitio.

Materiales y métodos

Sitios de muestreo

Los muestreos se llevaron a cabo en 3 cuerpos de agua artificiales y 2 charcos temporales (Tabla 1), ubicados dentro de la ciudad de San Luis (Figura 1); Sitio 1: charco temporario de hidroperiodo corto, cuya inundación depende de las lluvias, ubicado al margen de Ruta Nacional N° 7 en el Puente Derivador (33°17'46.19"S,

66°18'1.01"O). Sitio 2: (2A) canal de cemento permanente (33°17'24.01"S, 66°18'53.51"O), (2B) pileta de cemento permanente con forma de L (33°17'24.32"S, 66°18'54.11"O) y (2C) estanque artificial (33°17'28.05"S, 66°18'53.29"O) semipermanente, localizados en el Parque de las Naciones. El nivel de estos cuerpos de agua es regulado por las lluvias y por un sistema de irrigación del parque. Sitio 3: (3A) fuente permanente (33°17'30.02"S, 66°20'26.91"O) y (3B) estanque artificial permanente (33°17'29.30"S, 66°20'30.88"O), en el Jardín Botánico Universidad Nacional de San Luis. Estos cuerpos de agua son vaciados regularmente y la vegetación removida por personal de la Universidad. Sitio 4: charco temporario de hidroperiodo corto, cuyo régimen depende exclusivamente de las lluvias, ubicado a la vera de la Ruta Nacional N° 147, frente al paseo Plaza del Cerro (33°17'24.94"S, 66°18'4.16"O).

Tabla 1. Inventarios fitosociológicos de los cuerpos de agua urbanos de la ciudad de San Luis muestreados.
Table 1. Phytosociological sampling of the water bodies studied in the city of San Luis.

Parámetro	Sitios						
	1	2A	2B	2C	3A	3B	4
Área vegetada muestreada (m ²)	200	1	1	50	50	2	100
Área máxima cuerpo de agua (m ²)	20	8	40	600	200	20	1200
Profundidad máxima (cm)	30	30	30	100	100	30 ^a	60
Hidroperiodo ^b	4	1	1	2	1	1	4
Número de estratos herbáceos	3	1	1	2	3	1	3
Cobertura terrestre total (%)	95	0	0	60	95	0	100
Cobertura de vasculares nativas (%)	3	15 ^c	0	32,9	57,6	0	83,11
Cobertura de exóticas (%)	90,4	0	0	47,7	22,6	0	52,6
Cobertura de algas (%) ^d	0,2	5,3	5,3	2,6	2,7	65,1	0,2
Riqueza de vasculares nativas	7	1 ^b	0	6	13	0	11
Riqueza de exóticas	10	0	0	8	8	0	8
Altura del estrato herbáceo (cm)	25	15	15	60	45	0	75
Distancia al centro (Km)	3,48	2,47	2,47	2,41	1,25	1,22	3,58

Sitio 1: Puente derivador; Sitios 2A, 2B y 2C: Parque de las Naciones; Sitios 3A y 3B: Jardín Botánico UNSL; Sitio 4: Plaza del Cerro.

a, corresponde al interior del cuerpo de agua. Cuando la fuente es vaciada quedan con agua 4 tanques de 21 L y 6 tanques de 60 cm de diámetro y 77 cm de profundidad, que se encuentran en el fondo.

b, categorizados según Vasconcelos *et al.* (2009).

c, corresponde a la nativa acuática *Potamogeton pusillus*.

d, incluye Spirogyra y otras algas.



Figura 1. Localización de los sitios de muestreo en la ciudad de San Luis. Sitio 1: Puente derivador; Sitios 2A, 2B y 2C: Parque de las Naciones; Sitios 3A y 3B: Jardín Botánico UNSL; Sitio 4: Plaza del Cerro.

Figure 1. Sampling sites in the city of San Luis. Site 1: Branching bridge; Sites 2A, 2B and 2C: Nations park; Sites 3A and 3B: Botanical garden National University of San Luis; Site 4: Hill square.

Muestreo de vegetación

Para caracterizar a la vegetación de los sitios de reproducción de anuros, se realizaron inventarios fitosociológicos, siguiendo la metodología de la escuela de Zürich-Montpellier (Braun-Blanquet, 1979), durante el mes de noviembre de 2006. Esta fecha se seleccionó teniendo en cuenta la época media de reproducción y muestreo de anuros (Jofré, 2004) y la fase reproductiva de la mayor parte de las especies vegetales del área (Anderson *et al.*, 1970).

En cada uno de los sitios se ubicaron parcelas de tamaño variable, según el criterio de muestra mínima de la comunidad (Mateucci y Colma, 1982), donde se registraron todas las especies de plantas vasculares presentes en el área periglacial, su valor de abundancia-cobertura y la altura media del estrato herbáceo (AH). Asimismo, se estimó la abundancia de plantas vasculares y algas en los cuerpos de agua. Con el fin de obtener un expeditivo indicador cuantitativo de la abundancia de algas, se las agrupó en 1: *Bacillariophyceae* (algas diatomeas), 2: otras algas (*Cyanophyceae*

Clorophyceae, *Xantophyceae*, y *Euglenophyceae*, con valores de cobertura conjunta inferiores al 5%) y 3: *Spirogyra* sp. La cobertura de algas macroscópicas se estimó por observación directa de la proporción del cuerpo de agua ocupada. Para el resto de las algas se realizaron 3 preparados por muestra de agua, previamente homogenizada por agitación, que se observaron bajo microscopio (400 X), registrándose el valor de abundancia-cobertura de los grupos observados. Posteriormente, se calculó la media de los tres registros, que fue ajustada al valor más próximo de la escala fitosociológica de abundancia-cobertura (ver sección análisis estadístico).

Muestreo de anuros

Las larvas se muestrearon con red en transectas con puntos de muestreo cada 6 o 3 metros, según el tamaño de cada cuerpo de agua. Los censos de larvas se realizaron cada 15 días entre octubre de 2005 y marzo de 2006. Se registró el número de larvas por barrida de la red y se calculó el promedio para cada cuerpo de agua. Para identificar las especies presentes

y estimar la abundancia relativa de adultos, se utilizaron censos de vocalizaciones de machos, siguiendo el protocolo estandarizado por el Programa de Monitoreo de Anfibios de Norte América (NAAMP) (Crouch y Paton, 2002). Cada censo consistió en escuchar las vocalizaciones desde un punto establecido de cada sitio durante 5 minutos. Los índices de abundancia relativa (IAR) se corresponden con la siguiente escala de intensidad de vocalización: IAR = 0 si no se registra ninguna vocalización, IAR = 1 si el número de vocalizaciones es discernible y sin superposición, IAR = 2 si se registra sobreposición de vocalizaciones, pero el número de individuos puede estimarse e IAR = 3 si se registra coro o superposición completa de vocalizaciones y la estimación del número de individuos es de difícil a imposible. En todos los censos se registró temperatura ambiente (C°), humedad relativa ambiente (%) y condiciones generales del tiempo (lluvia, viento). Los datos de fotoperiodo (horas de luz) fueron obtenidos de Online-Photoperiod Calculator (J. Lammi© 1996-2006: Computation of Daylengths, Sunrise/Sunset Times, Twilight and Local Noon <http://tornio.info/sol.html>).

Los censos de vocalizaciones se realizaron una vez por semana, entre el 12 de octubre de 2005 y el 24 de marzo de 2006. Cada censo comenzó después de ocultarse el sol (20:30 o 21:00 hs) y los sitios se visitaron todos la misma noche en forma alternada.

Análisis estadístico

Los valores de abundancia relativa máxima mensual se compararon entre sitios, entre meses y entre especies utilizando ANOVA, previa transformación logarítmica. También se utilizó ANOVA para comparar el número de larvas temporalmente (entre censos y entre meses) y entre sitios. Se utilizó regresión múltiple para estimar el efecto de T°, H% y fotoperiodo sobre la abundancia

relativa de adultos y de T° y H% sobre el número promedio de larvas. Los valores de abundancia relativa fueron previamente sometidos a una transformación logarítmica.

Para cada inventario de vegetación se calcularon los valores de distancia a la plaza que marca el centro de la ciudad (DC), altura media del estrato herbáceo (AH), cobertura de plantas vasculares nativas (CN), cobertura de plantas vasculares exóticas (CE), riqueza de nativas (RN), riqueza de exóticas (RE) y cobertura de algas (CA). Las coberturas fueron transformadas a porcentaje según la escala: 5:87,5; 4:62,5; 3:37,5; 2:15; 1:2,5; +:0,1 y r: 0,01. El valor de cobertura de plantas nativas exóticas resultó de la sumatoria de los valores transformados para cada inventario. En cada uno de los sitios, estas variables de vegetación fueron relacionadas con la abundancia relativa máxima mensual de anuros (de las tres especies juntas y de cada especie) y con el número de larvas utilizando regresión múltiple. En estos análisis de regresión múltiple se incluyeron además el hidropериодо (HI) y el tamaño (TC) de los cuerpos de agua, categorizados según el procedimiento descrito en Vasconcelos *et al.* (2009). Con el fin de identificar los grupos de inventarios y las especies vegetales indicadoras de los mismos dentro de los sitios de reproducción, se utilizó TWINSpan: análisis de dos vías de especies indicadoras (Hill, 1979). En este análisis se utilizaron los valores transformados de abundancia cobertura y niveles de corte de la pseudoespecies de 0, 2, 5, y 20.

Resultados

Composición de especies

Se registraron tres especies de anfibios anuros en los ambientes acuáticos urbanos muestreados: *Rhinella arenarum* (Bufonidae), *Leptodactylus mystacinus* (Leptodactylidae) y *Odontophrynus americanus* (Cycloramphidae).

La abundancia relativa máxima

mensual estimada a partir de la interpretación de vocalizaciones fue significativamente mayor para *L. mystacinus* y *R. arenarum* que para *O. americanus* ($F_{2,95} = 7,34$, $p < 0,001$) (Figura 2).

Variación temporal de abundancia de anuros

No hubo diferencias significativas en el promedio del número de larvas por red entre los censos realizados ($F_{12,47} = 1,04$, $p = 0,430$). La mayor cantidad de larvas fue registrada en el mes de enero, pero las diferencias entre meses no fueron significativas ($F_{5,54} = 0,671$, $p = 0,647$) (Figura 3A).

La abundancia relativa máxima mensual (para las tres especies juntas) mostró un pico en noviembre y el valor mínimo en marzo (Figura 3B) pero no se determinaron diferencias significativas entre meses ($F_{5,95} = 3,40$, $p = 0,181$). Para *R. arenarum* la abundancia relativa máxima correspondiente al mes de noviembre fue significativamente más alta que la estimada en febrero y en marzo ($F_{5,25} = 3,55$, $p < 0,05$). La abundancia relativa máxima mensual de *L. mystacinus* no

fue significativamente diferente entre meses ($F_{5,25} = 1,97$, $p = 0,118$). *O. americanus*, fue registrada en un solo censo el 2 de marzo de 2006.

Relación de las estimaciones realizadas con variables ambientales

El número promedio de larvas por red no se relacionó significativamente (R^2 múltiple = 0,025) ni con la temperatura ambiente (Coeficiente de regresión $\beta = 0,134$; $p = 0,263$), ni con la humedad relativa ambiente (Coeficiente de regresión $\beta = -0,154$; $p = 0,2$).

El análisis de regresión múltiple de la abundancia relativa total de anuros con las variables ambientales (R^2 múltiple = 0,116) mostró un efecto no significativo de la humedad relativa (Coeficiente de regresión $\beta = -0,085$; $p = 0,366$); un efecto marginalmente significativo de la temperatura (Coeficiente de regresión $\beta = 0,173$; $p = 0,068$) y un efecto significativo del fotoperiodo (Coeficiente de regresión $\beta = 0,341$; $p < 0,001$). Cuando se realizó el análisis de regresión múltiple por especie, se detectaron efectos significativos de

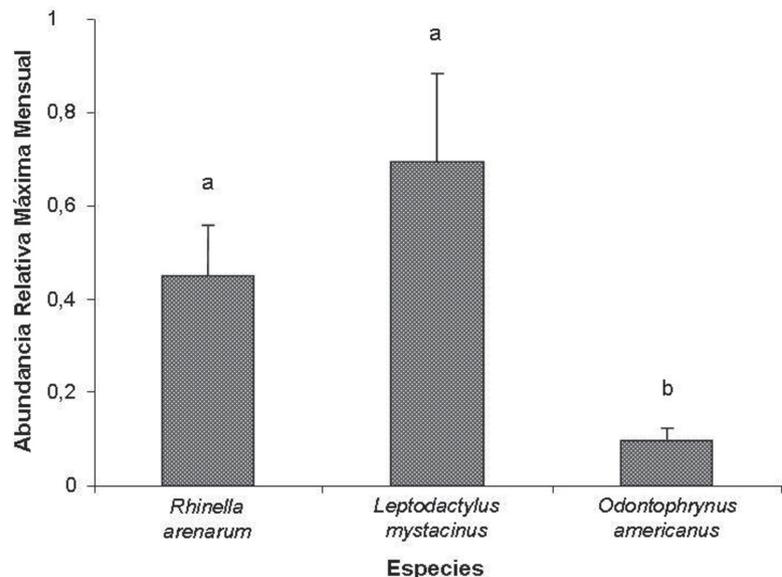


Figura 2. Abundancia relativa máxima mensual de anuros para todos los sitios y censos. Las barras de error indican error estándar. Las letras diferentes indican diferencias significativas.

Figure 2. Maximum monthly relative abundance of anurans in all the sites and surveys. Errors bars indicate standard error. Different letters indicate significant differences.

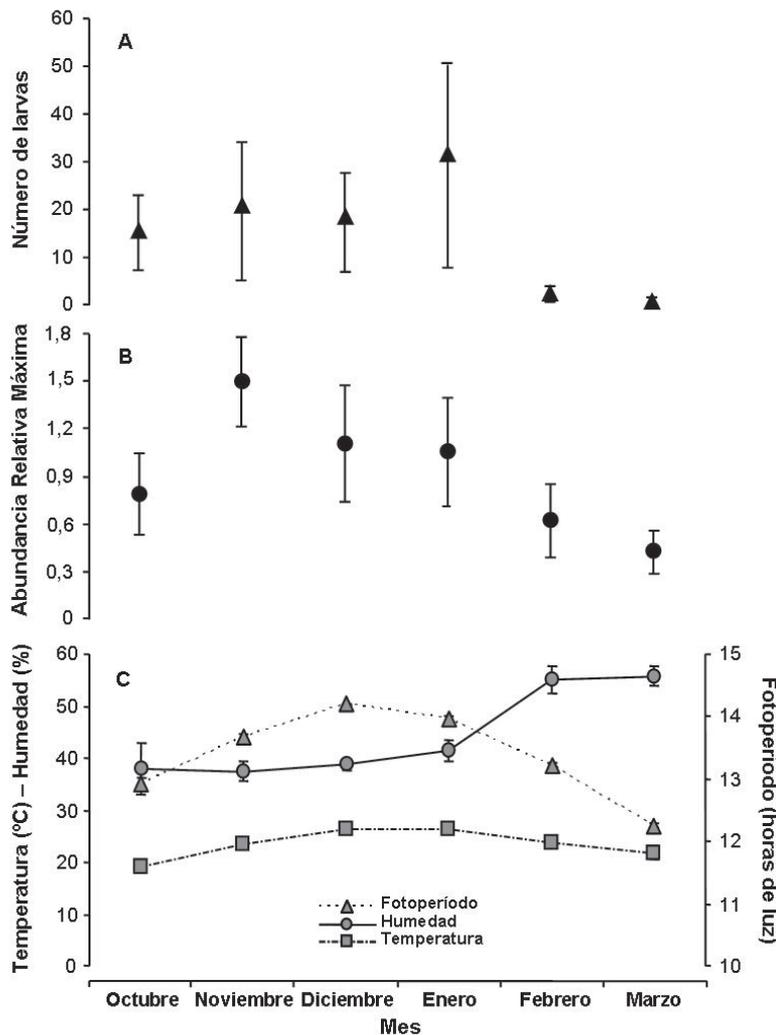


Figura 3. Variación temporal (A) del número promedio de larvas por red; (B) de la abundancia relativa máxima mensual de anuros y (C) de las variables ambientales. Las barras de error indican error estándar.

Figure 3. Temporal variation of (A) average number of larvae per net; (B) maximum monthly relative abundance of anurans and (C) environmental variables. Errors bars indicate standard error.

la temperatura sobre la abundancia relativa de *R. arenarum* (R^2 múltiple = 0,039; Coeficiente de regresión $\beta = 0,236$; $p < 0,05$) y del fotoperiodo sobre la abundancia relativa de *L. mystacinus* (R^2 múltiple = 0,093; Coeficiente de regresión $\beta = 0,366$; $p < 0,001$).

Comparación de composición específica y abundancia entre sitios

No hubo diferencias significativas en el promedio del número de larvas por red entre los sitios ($F_{5,68} = 1,719$, $p = 0,142$) (Figura 4A).

La abundancia relativa máxima mensual total (para especies y muestreos juntos) (Figura 4B), estimada a partir de vocalizaciones, fue significativamente diferente entre sitios ($F_{5,95} = 5,52$, $p < 0,001$). Plaza del Cerro (sitio 4) tuvo una abundancia significativamente mayor que los sitios 1 y 3 (todos los $p < 0,05$), seguido por el estanque del Parque de las Naciones (sitio 2C), donde la abundancia relativa máxima mensual fue significativamente mayor que en los sitios 3A y 3B (UNSL, estanque y fuente respectivamente) (todos los p 's $< 0,05$). Para *R. arenarum* las

diferencias de abundancia relativa máxima mensual entre sitios no fueron significativas ($F_{5,25} = 1,94$, $p = 0,124$). En cambio, *L. mystacinus* fue significativamente más abundante en los sitios Plaza del Cerro (sitio 4) y Parque de las Naciones (sitios 2A y 2B) que en los sitios 1 y 3 (A y B) ($F_{5,25} = 8,48$, $p < 0,001$). *O. americanus*, sólo fue registrada en uno de los sitios (sitio 4).

Caracterización de la vegetación

En los inventarios se registraron un total de 50 taxones de plantas vasculares y tres grupos de algas (ver Anexo 1). La vegetación del charco temporario del puente derivador (sitio 1) se caracterizó como un pastizal higrofitico marginal dominado por *Cynodon dactylon*. Los sitios 2A y 2B del parque de la Naciones no presentaron vegetación marginal y en las comunidades hidrofíticas dominaron *Potamogeton pusillus* (sitio 2A) y diatomeas (sitio 2B). En los alrededores del estanque artificial (sitio 2C) del Parque de las Naciones se identificó un pastizal marginal higrofitico, codominado por *Paspalum dilatatum*, *Hordeum stenostachys* y *Echinochloa crus-galli*, con Clorophytas y diatomeas como principales grupos de algas en el cuerpo de agua. Rodeando el estanque artificial (sitio 3A) del Jardín Botánico de la UNSL se desarrollaban comunidades helofíticas marginales de *Thypha domingensis* y *Tessaria absinthioides* y un herbazal dominado por exóticas, mientras que el cuerpo de agua estuvo representado por una comunidad pleustofítica de *Azolla* sp. y *Salvinia* aff. *hertzogii*. La fuente del Jardín Botánico (sitio 3B) no presentó casi vegetación marginal y la comunidad acuática estuvo dominada por *Spirogyra* sp. En el cuerpo de agua temporal de la Plaza del Cerro (sitio 4) se encontró un pastizal higrofitico marginal de *Hordeum stenostachys*

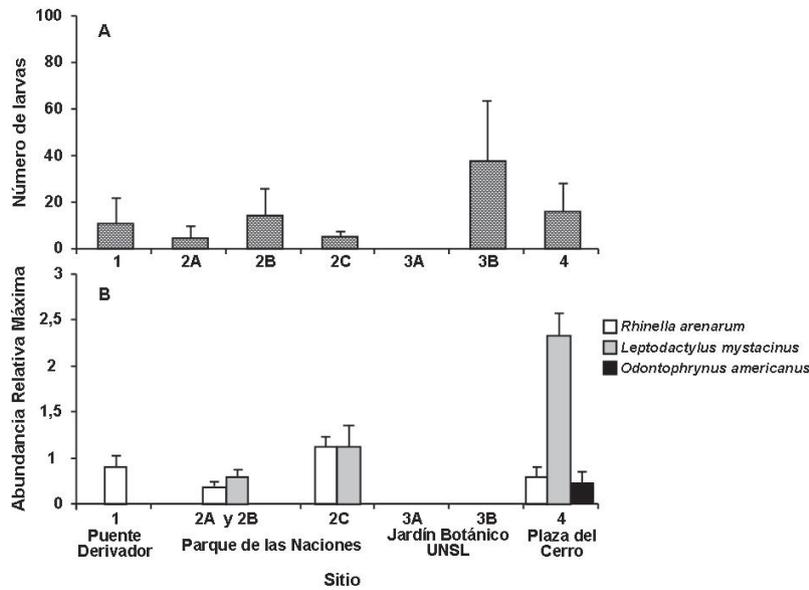


Figura 4. (A) Número promedio de larvas por red y (B) abundancia relativa máxima mensual de anuros en los sitios urbanos muestreados. Las barras de error indican error estándar.

Figure 4. (A) Average number of larvae per net and (B) maximum monthly relative abundance of anurans in the urban sites studied. Errors bars indicate standard error.

acompañado por *Paspalum dilatatum* y con diatomeas en el cuerpo de agua.

Relaciones entre anfibios y vegetación

La abundancia relativa total de anuros en los sitios relevados fue significativamente afectada (R^2 múltiple = 0,382) por CE (Coeficiente de regresión $\beta = -0,240$; $p < 0,05$), DC (Coeficiente de regresión $\beta = 0,320$; $p < 0,05$), y TC (Coeficiente de regresión $\beta = 0,501$; $p < 0,001$). El efecto de las demás variables de vegetación no fue significativo sobre la abundancia relativa total (todos los p 's $> 0,1$). La abundancia relativa de *R. arenarum* fue significativamente influida (R^2 múltiple = 0,060) por AH (Coeficiente de regresión $\beta = 0,428$; $p < 0,05$), CN (Coeficiente de regresión $\beta = 0,172$; $p < 0,05$) y RN (Coeficiente de regresión $\beta = 0,261$; $p < 0,05$). Para *L. mystacinus* se encontraron efectos significativos (R^2 múltiple = 0,446) de CA (Coeficiente de regresión $\beta = -0,174$; $p < 0,05$), RE (Coeficiente de regresión $\beta = -0,219$; $p < 0,05$) y TC (Coeficiente de regresión $\beta = 0,684$; $p < 0,001$).

La cantidad de larvas fue significativamente influenciada (R^2 múltiple = 0,142) por CN (Coeficiente de regresión $\beta = 0,637$; $p < 0,05$), AH (Coeficiente de regresión $\beta = 0,505$; $p < 0,05$), DC (Coeficiente de regresión $\beta = 0,553$; $p < 0,05$) y por TC (Coeficiente de regresión $\beta = 1,293$; $p < 0,001$).

Las divisiones generadas por Twin-span (Figura 5) se consideraron robustas, pues presentaron autovalores iguales o superiores a 0,3 (Hill *et al.*, 1979). En el primer nivel, con un autovalor de 0,7305, se segregaron los inventarios de los cuerpos de agua sin vegetación marginal (G1+: sitios 2A, 2B y 3B) de aquéllos que sí la presentaron (G2-: sitios 1, 2C, 3A y 4), con *Cynodon dactylon* como especie indicadora para el grupo negativo. En el segundo nivel, se separaron de G2, los inventarios de los estanques artificiales (G3: sitios 2C y 3A), de aquéllos de las áreas más alejadas del centro (G4: sitios 1 y 4), con *Rumex obtusifolius* como indicadora para este último grupo y con un autovalor: 0,5618. Finalmente, en este mismo nivel, separa con *Spirogyra* sp. como

indicadora para el grupo G5, a los inventarios en los sitios 3B y 2A, del inventario en sitio 2B (G6, autovalor 0,4722) donde las algas no formaban floraciones.

Discusión

Riqueza y composición de especies de anuros

Las tres especies de anuros encontradas en ambientes acuáticos urbanos de la ciudad de San Luis están citadas en estudios previos para San Luis (Ceí, 1980; Gallardo, 1987; Lavilla y Ceí, 2001; Jofré, 2004). *Rhinella arenarum* es una especie de amplia distribución en Argentina, presente desde el norte de la provincia de Jujuy hasta el norte de la Patagonia, común en cuerpos de agua lóticos y lénticos de ambientes diversos, como pastizales, matorrales y bosques, y aun áreas urbanizadas (Ceí, 1980; Leynaud *et al.*, 2006; Acosta *et al.*, 2005). Es una especie de hábitos nocturnos que muestra patrones de actividad y reproducción prolongados (de hasta 12 y 5 meses, respectivamente), inclusive durante la estación seca (Vaira, 2002; Leynaud *et al.*, 2006) y posee un modo reproductivo de tipo 1 y 2, ya que ovipone en el agua en forma de cordones gelatinosos y las larvas se desarrollan y alimentan en el mismo sitio (Duellman y Trueb, 1986). *Leptodactylus mystacinus* es también una especie con amplia distribución en todo el norte y centro de Argentina, extendiéndose hasta el norte de la provincia de Chubut (Barrio, 1965). Habita generalmente pastizales, áreas desmontadas y ambientes selváticos y de bosque (Gallardo, 1964; Leynaud *et al.*, 2006). Posee un patrón de actividad diaria restringido a horas de oscuridad y un modo reproductivo (tipo 30) caracterizado por la construcción de nidos de espuma en huecos subterráneos que contienen los embriones y los primeros estadios larvales y que al inundarse liberan larvas exotróficas en los cuerpos de agua (Haddad y

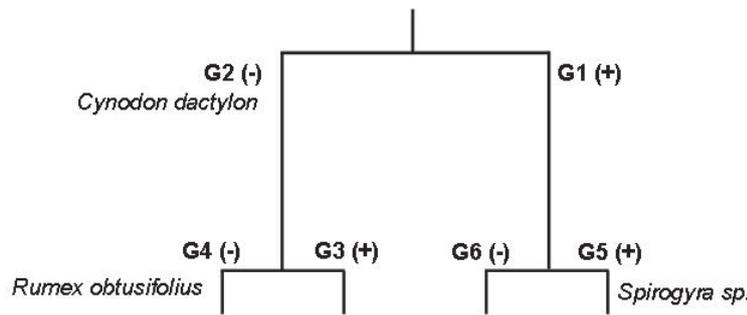


Figura 5. Grupos generados con los resultados obtenidos de Twinspan. G1: inventarios 2A, 2B y 3B; G2: inventarios 1, 2C, 3A y 4; G3: inventarios 2C, y 3A; G4: inventarios 1 y 4; G5: inventarios 2A y 3B; G6: inventario 2B.

Figure 5. Groups generated with results from Twinspan. G1: inventories 2A, 2B y 3B; G2: inventories 1, 2C, 3A and 4; G3: inventories 2C, and 3A; G4: inventories 1 and 4; G5: inventories 2A and 3B; G6: inventories 2B.

Prado, 2005; Leynaud *et al.*, 2006). *Odontophrynus americanus* se distribuye en el norte, este y centro de Argentina y habita en charcos y arroyos de pastizales de llanuras, pastizales inundables, arbustales y bosques (Manzano *et al.*, 2004; Leynaud *et al.*, 2006). Se reproduce de forma oportunista durante la estación húmeda y muestra un modo reproductivo de tipo 1 y 2, con huevos depositados en el fondo de los cuerpos de agua y larvas que se desarrollan y alimentan en la masa de agua (Duellman y Trueb, 1986; Leynaud *et al.*, 2006). En el norte de Argentina, se ha verificado para esta especie un periodo de actividad y reproductivo restringido a los meses de febrero y marzo (Vaira, 2002). Estas tres especies, registradas en ambientes acuáticos urbanos de la ciudad de San Luis, han sido catalogadas como de “preocupación menor” y con tendencias poblacionales estables (IUCN, 2010).

Tal como se predijo, la riqueza de especies de anuros fue menor que la determinada en estudios en ecosistemas naturales o menos modificados de la región. Por ejemplo, en el embalse La Florida localizado en las sierras de San Luis (a 40 Km de San Luis) se registraron ocho especies de anuros (Jofré, 2004), en el Parque Nacional Sierra de las Quijadas (ubicado 116 Km

al Noreste de la ciudad) seis especies (Guerreiro *et al.*, 2005) y en el río Quinto en las inmediaciones de una ciudad más pequeña que la de San Luis, Villa Mercedes, cuatro especies de anuros (Gutiérrez, 2007). Este mismo patrón, de disminución de la riqueza de especies con un aumento de la urbanización, ha sido verificado en otros estudios (ver Hamer y MacDonnell, 2008 para una revisión). Un patrón diferente se registró en la ciudad de Salta, donde la riqueza de especies detectada en la ciudad fue similar a la registrada en un valle cercano, debido a la presencia de canalizaciones y de un río que actuarían como vías de contacto entre la ciudad y el valle (Acosta *et al.*, 2005).

L. mystacinus mostró una abundancia relativa similar a la de *R. arenarum*, especie comúnmente encontrada en ambientes urbanos. La elevada abundancia de *L. mystacinus* en estas áreas antropizadas podría estar relacionada con aspectos de su biología reproductiva. Los leptodactilidos depositan sus huevos en nidos de espuma que los protegen de la desecación. Por lo tanto, son capaces de colonizar primero los cuerpos de agua inestables y se verían favorecidos en ambientes con fluctuaciones imprevistas del nivel de agua, tales como los ambientes urbanos estudiados (Vasconcelos y Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2007).

Variación temporal, asociación con variables ambientales

Las condiciones atmosféricas, en particular temperatura y precipitación, se consideran factores importantes para determinar variaciones estacionales en la actividad en comunidades de anfibios (Crump, 1982; Aichinger, 1987; Arzabe *et al.*, 1998). Both *et al.* (2009) determinaron que la temperatura fue el único factor climático relacionado con el aumento de riqueza, ocurrido en primavera y verano en una comunidad neotropical de larvas de anuros en el sur de Brasil. En nuestro estudio, el número máximo de larvas se registró en el mes de enero, pero no se verificaron efectos significativos ni de la temperatura ni de la humedad sobre su abundancia. Si bien no hubo diferencias temporales significativas en la abundancia relativa máxima mensual de adultos, el pico de actividad de vocalización se registró en noviembre y fue afectada marginalmente por la temperatura y significativamente afectada por el fotoperiodo. Este pico de actividad en noviembre estuvo determinado por la mayor abundancia relativa de *R. arenarum* en este mes, que a su vez estuvo significativamente influenciada por la temperatura. En humedales de la provincia de San Juan (Argentina), se encontró una relación lineal y positiva entre la temperatura media ambiente y la frecuencia de infantiles, juveniles y adultos de *R. arenarum* y, además, la frecuencia de individuos a través del tiempo se correlacionó lineal y positivamente con el nivel del agua (Sanabria *et al.*, 2005). Si bien la asociación entre variables ambientales (temperatura y humedad) y actividad de anuros es significativa para escalas de tiempo cortas como días o semanas (Saenz *et al.*, 2006; Oseen y Wassersug, 2002), existiría también una regulación a mayor escala, relacionada a un ritmo circanual propio para cada especie, en respuesta a cambios en las condiciones relacionados con

la estación (Canavero *et al.*, 2008). Recientemente, ha comenzado a considerarse al fotoperiodo como el principal determinante en la variación estacional de la actividad de los anfibios. Canavero y Arim (2009) identificaron a este factor como la variable que representa las variaciones estacionales de riqueza de anfibios. En nuestro estudio, tanto la abundancia total de anfibios en ecosistemas urbanos, como la de *L. mystacinus* fueron significativamente influenciadas por el fotoperiodo. Otros autores también encontraron patrones de correlación positiva entre abundancia (y riqueza) de vocalizaciones de machos y el fotoperiodo y ausente con temperatura, precipitación y humedad (Canavero *et al.*, 2008; Both *et al.*, 2008). Estos estudios sugieren que los anfibios podrían registrar al fotoperiodo, por sobre la temperatura y la precipitación, como el principal factor determinante de su variación estacional en fisiología y actividad. La presencia o ausencia de adultos y la actividad de vocalización puede verse influenciada por otros factores que también afectan a la abundancia. Entre ellos se señalan: el régimen hídrico, la presencia de depredadores de larvas, la cobertura vegetal, la presencia de vegetación introducida que alteraría las relaciones tróficas y los sonidos producidos por la cercanía de rutas (Sun y Narins, 2005; Fahrig *et al.*, 1995; Reading y Jofré, 2003).

Comparación entre sitios y relaciones con estructura de la vegetación

El número promedio de larvas por red no fue significativamente diferente entre sitios. Las poblaciones de larvas fueron más abundantes en los cuerpos de agua con vegetación sumergida y estuvieron ausentes donde los pleustófitos colonizaron la totalidad de la superficie del agua. La presencia de peces, la profundidad del cuerpo de agua y el hidropereodo, constituyen otros factores que pueden condicionar

la presencia-ausencia de larvas (Barber *et al.*, 2004; Werner *et al.*, 2007; Babbitt *et al.*, 2006). En los ambientes urbanos de San Luis estudiados el hidropereodo no estuvo relacionado con el número de larvas, pero el tamaño del cuerpo de agua mostró ser una variable de importancia en la determinación de su abundancia.

Tanto la abundancia relativa máxima mensual (para todas las especies), como la abundancia de *L. mystacinus* fueron significativamente mayores en el sitio 4, Plaza del Cerro, que en los demás ambientes urbanos estudiados. *L. mystacinus* es una especie que por sus características puede habitar zonas desmontadas secas, ya que resiste a la sequía. El sitio 4 (Plaza del Cerro), posee estas características, además es el sitio más alejado del centro de la ciudad y, por lo tanto, el menos expuesto a perturbaciones.

Tanto *L. mystacinus* como *O. americanus* ocuparon las posiciones más alejadas del centro y con cobertura de nativas y altura del estrato herbáceo mayores, mientras que *R. arenarum* ocupó también los sitios más próximos al centro, donde la influencia antrópica es más fuerte, y la vegetación se encuentra más alterada.

La mayor riqueza y actividad reproductiva de adultos, evidenciada a través de vocalizaciones, estuvo asociada con las comunidades vegetales florísticas y estructuralmente más complejas y en las que los taxones vegetales nativos estuvieron mejor representados. Ambos atributos de la flora son resultado de la alteración antrópica, que es más fuerte en el centro y se hace más débil hacia la periferia de la ciudad (Godefroid y Koedam, 2003). El grupo de sitios con vegetación marginal (G1 de Twinspan) fue en el que se encontró la mayor diversidad y abundancia de adultos. La ausencia de anuros en 3B, donde la cobertura de la vegetación perlagunar fue relativamente abundante, podría deberse a la excesiva cobertura de pleustófitos en la superficie del estanque, que obstruyen la llegada de luz

a su interior, impidiendo el crecimiento de las algas. En consecuencia, tanto la oxigenación del agua, los sitios de refugio, así como el recurso forrajero para las larvas de anuros, se ven reducidos. Posiblemente por estos motivos, el estanque no constituyó un ambiente propicio para la reproducción de los anuros. Una variable que influyó significativamente en la abundancia relativa fue el tamaño del cuerpo de agua. Los cuerpos de agua de mayor tamaño evidenciaron mayor abundancia relativa de adultos y mayor riqueza. Tanto el tamaño de los cuerpos de agua, como el hidropereodo han sido relacionados con la riqueza de especies en otros estudios (Afonso y Eterovick, 2007; Santos *et al.*, 2007). Di Tada *et al.* (1996) señalan que las alteraciones en la estructura de la vegetación no afectarían a la batracofauna, si bien, otros trabajos (Healey *et al.*, 1997; Briguera *et al.*, 2005) indicarían lo contrario. En los hábitats acuáticos que se encuentran dentro de la ciudad, las especies del estrato herbáceo generalmente no alcanzan su altura máxima, debido a las periódicas podas y remociones a las que son sometidos los sitios, con fines de mantenimiento. Además, una considerable superficie de estas locaciones suele estar ocupada por solados de material. También existe una menor cobertura de nativas, ya sea porque el espacio en el que podrían desarrollarse se encuentra ocupado por aceras o construcciones, como por efecto de la ocupación de los suelos disponibles por especies exóticas, las que colonizan y se desarrollan mejor que las nativas en sitios alterados por la actividad antrópica (Sukopp *et al.*, 1979). En este aspecto, Maerz *et al.* (2005) señalaron que ciertas exóticas como *Lythrum salicaria*, pueden afectar negativamente a las larvas de *Anaxyrus americanus*. Por otra parte, en los ambientes acuáticos de las ciudades, las algas suelen proliferar en forma excesiva, debido a la nitrificación y enriquecimiento

general de otros nutrientes, originadas por las actividades humanas (Mallin *et al.*, 2004). En contraposición, los sitios menos alterados se encuentran alejados del núcleo urbano y en éstos, tanto la altura del estrato herbáceo como la cobertura de nativas suele ser mayor. Asimismo, y debido al menor aporte antrópico de nutrientes, la cobertura de algas es generalmente menor y los “blooms” (floraciones algales) son menos frecuentes.

El cuerpo de agua donde se presentó la mayor diversidad de anfibios y el único en el que se registró a *O. americanus* (G4 de Twinspan) fue el más alejado de la ciudad y el de mayor tamaño y donde tanto la cobertura herbácea nativa, como la riqueza de plantas, la altura y el número de estratos de la vegetación herbácea fueron elevados. Este anuro ha sido registrado con abundancia alta en otros ambientes de pastizal (Gaviera *et al.*, 2003). Las larvas, en cambio, fueron más abundantes en los sitios con mayor proporción de algas, o hidrófitos, independientemente de la presencia o no de vegetación marginal. La tendencia en el patrón de abundancia y complejidad de las comunidades de anfibios en relación con la cobertura de algas, plantas nativas y con la altura del estrato herbáceo registrada en este trabajo, sería el resultado de un conjunto de factores, en mayor o menor medida influidos por el hombre, que interactúan en los ambientes urbanos.

Conclusión

Los ambientes acuáticos urbanos de la ciudad de San Luis son utilizados por tres especies de anfibios anuros, *Rhinella arenarum*, *Leptodactylus mystacinus* y *Odontophrynus americanus*, durante su estación reproductiva. La abundancia de larvas no varió de manera significativa durante el período estudiado y no fue influenciada por ninguna de las variables ambientales medidas. El fotoperiodo mostró ser

un condicionante de la abundancia relativa total de anuros y para la especie *L. mystacinus*, pero solo la abundancia relativa de *R. arenarum* mostró una variación temporal significativa. Las diferencias de abundancia relativa entre los sitios muestreados pueden ser explicadas por el grado de perturbación y por la estructura y composición de las comunidades vegetales, ya que los anuros fueron más abundantes en las áreas urbanas más alejadas del centro, donde existió una menor cobertura de especies exóticas y donde el estrato herbáceo alcanzó mayor altura y complejidad.

Referencias

ACHAVAL, F.; OLMOS, A. 1997. *Anfibios y reptiles de Uruguay*. Montevideo, Barreiro y Ramos S.A., 128 p. (Serie Fauna, 1).

ACOSTA, R.; VERA MESONES, R.; NUÑEZ A. 2005. Fauna de anuros en la ciudad de Salta, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, **53**:569-575.

AFONSO, L.G. ; ETEROVICK, P.C. 2007. Spatial and temporal distribution of breeding anurans in streams in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, **41**(13-16):949-963. <http://dx.doi.org/10.1080/00222930701311680>

AICHINGER, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. *Oecologia*, **71**(4):583-592. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00379302>

ANDERSON, D.L.; DEL ÁGUILA, J.A.; BERNARDÓN, A.E. 1970. Las formaciones vegetales de la provincia de San Luis. *Revista de Investigaciones Agropecuarias INTA (Argentina). Serie 2. Biología y Producción Vegetal VII*, **3**:153-182.

ARZABE, C.; DE CARVALHO, C.X.; GOES COSTA, M.A. 1998. Anuran assemblages in Crasto Forest ponds (Sergipe State, Brazil): Comparative structure and calling activity patterns. *Herpetological Journal*, **8**:111-113

BABBITT, K.J.; BABER, M.J.; BRANDT, L.A. 2006. The effect of woodland proximity and wetland characteristics on larval anuran assemblages in an agricultural landscape. *Canadian Journal of Zoology*, **84**(4):510-519. <http://dx.doi.org/10.1139/Z06-020>

BABER, M.J.; FLEISHMAN, E. BABBITT, K.J.; TARR, T.L. 2004. The relationship between wetland hydroperiod and nestedness patterns in assemblages of larval amphibians and predatory macroinvertebrates. *Oikos*, **107**:16-27. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12968.x>

BARRETT, K.; GUYER C. 2008. Differential responses of amphibians and reptiles in riparian

and stream habitats to land use disturbances in western Georgia, USA. *Biological Conservation*, **141**:2290-2300.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.019>

BARRIO, A. 1965. Afinidades del canton nupcial de las especies cavícolas del género *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae). *Physis*, **25**:401-410.

BOTH, C.; KAEFER, I.L.; SANTOS, T.G.; CECHIN, S.T.Z. 2008. An austral anuran assemblage in the Neotropics: seasonal occurrence correlated with photoperiod. *Journal of Natural History*, **42**:205-222. <http://dx.doi.org/10.1080/00222930701847923>

BOTH, C.; SOLÉ, M.; SANTOS, T.G.; CECHIN, S.Z. 2009. The role of spatial and temporal descriptors for neotropical tadpole communities in southern Brazil. *Hydrobiologia*, **624**:125-138. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9685-5>

BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. 3ª ed., Madrid, Blume, 820 p.

BRIGUERA, V.; TAMBURINI, D.; KUFNER, M.B.; GAVIER, G.; GIRAUDO, L.; TORRES R.; BECHARA V. 2005. Herpetofauna en relictos de bosque chaqueño de la región de Mar Chiquita, Córdoba. *Cuadernos de Herpetología*, **20**:25-31.

CABRERA, A.L. 1994. *Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Buenos Aires, Editorial ACME, Tomo II. Fascículo 1, 85 p.

CANAVERO, A.; ARIM, M.; NAYA, D.; CAMARGO, A.; DA ROSA I., MANEYRO R. 2008. Calling activity patterns in an anuran assemblage: the role of seasonal trends and weather determinants. *North-Western Journal of Zoology*, **4**:29-41. <http://dx.doi.org/10.1080/00222930903377539>

CANAVERO, A.; ARIM, M. 2009. Clues supporting photoperiod as the main determinant of seasonal variation in amphibian activity. *Journal of Natural History*, **43**:2975-2984.

CEI, J.M. 1980. *Amphibians of Argentina*. Firenze, N.S. Monografía 2, Monitore Zoologico Italiano, 609 p.

CEI, J.M.; BRIGADA, A.M.; GARELIS, P.A.; GUERREIRO, A.C. 2003. Reevaluación de la herpetofauna en la peculiar biodiversidad de la provincia de San Luis (Argentina). *Facena*, **19**:135-142.

CROUCH, W.B.; PATON, P.W.C. 2002. Assessing the use of call surveys to monitor breeding anurans in Rhode Island. *Journal of Herpetology*, **36**:185-192. [http://dx.doi.org/10.1670/0022-1511\(2002\)036\[0185:ATUOCS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1670/0022-1511(2002)036[0185:ATUOCS]2.0.CO;2)

CRUMP, M.L. 1982. Amphibian reproductive ecology on the community level. In: N.J. SCOTT JR. (ed.), *Herpetological communities*. Washington, D.C., Wildlife Research Report 13, p. 21-36.

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

- <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
 DE MAYNADIER, P.G.; HUNTER, M.L. 1999. Forest canopy closure and juvenile emigration by pool-breeding amphibians in Maine. *Journal of Wildlife Management*, **63**:441-450.
<http://dx.doi.org/10.2307/3802629>
- DI TADA, I.E.; ZAVATTIERI, M.V.; BRIDAROLLI, M.E.; SALAS, N.E.; MARTINO, A.L. 1996. Anfibios anuros de la Provincia de Córdoba. In: I.E. DI TADA; E.H. BUCHER (ed.), *Biodiversidad de la Provincia de Córdoba, Volumen 1, Fauna*. Río Cuarto, Universidad Nacional de Río Cuarto, p. 191-123.
- DUCELLMAN, W.E.; TRUEB, L. 1986. *Biology of Amphibians*. New York, McGraw-Hill, 670 p.
- EGAN, R.; PATON P.W. 2004. Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands*, **24**:1-13.
[http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0001:WPAOBW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0001:WPAOBW]2.0.CO;2)
- FAHRIG, L.; PEDLAR, J.H.; POPE, S.E.; TAYLOR, P.D.; WEGNER, J.F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, **73**:177-182.
[http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00102-V](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(94)00102-V)
- GALLARDO, J.M. 1964. Consideraciones sobre *Leptodactylus ocellatus* (L.) (Amphibia, Anura) y especies aliadas. *Physis*, **24**:373-384.
- GALLARDO, J.M. 1987. *Anfibios Argentinos, guía para su identificación*. Buenos Aires, Biblioteca Mosaico, Librería Agropecuaria, 96 p.
- GAVIER, G.; KUFNER, M.B.; GIRAUDO, L.; SIRONI, M.; ALTRICHTER, M.; TAMBURINI, D. 2003. Comunidades herpetológicas de la reserva la Quebrada, Río Ceballos, Córdoba (Argentina). *Cuadernos de Herpetología*, **17**:51-64.
- GIBBONS, J.W.; WINNE, C.T.; SCOTT, D.E.; WILLSON, J.D.; GLANDAS, X.; ANDREWS, K.M.; TODD, B.D.; FEDEWA, L.A.; WILKINSON, L.; TSALIAGOS, R.N.; HARPER, S.J.; GREENE, J.L.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S.; DORCAS, M.E.; NESTOR, J.P.; YOUNG, C.A.; AKRE, T.; REED, R.N.; BUHLMANN, K.A.; NORMAN, J.; CROSHAW, D.A.; HAGAN, C.; AND ROTHERMEL B.B. 2006. Remarkable amphibian biomass and abundance in an isolated wetland: with implications for wetland conservation. *Conservation Biology*, **20**:1457-1465.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00443.x>
- GODEFROID, S.; KOEDAM, N. 2003. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city-forest ecotone. *Landscape and Urban Planning* **65**:169-185.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00013-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00013-6)
- GUERREIRO, A.; BALDONI, J.C.; BRIGADA, A.M. 2005. Herpetofauna de Sierra de las Quijadas (San Luis, Argentina). *Gayana (Concepción)*, **69**:6-9.
- GUTIERREZ, R. 2007. *Efectos de la alteración del hábitat sobre las poblaciones de anuros del río Quinto en Villa Mercedes (San Luis, Argentina)*. San Luis, Trabajo Final Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de San Luis, 45 p.
- HADDAD, C.F.B.; PRADO C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Bioscience*, **55**:207-217.
[http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0207:RMIFAT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2)
- HAMER, A.J.; MCDONNELL, M.J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. *Biological Conservation*, **141**:2432-2449.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>
- HARTWELL, H.; WELSH, J.R.; OLLIVIER, L.M. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's redwoods. *Ecological Applications*, **8**:1118-1132.
- HEALEY, M.; THOMPSON, D.; ROBERTSON, A. 1997. Amphibian communities associated with billabong habitats on the Murrumbidgee floodplain Australia. *Australian Journal of Ecology*, **22**:270-278.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1997.tb00672.x>
- HERRMANN, 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.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.025>
- HILL, M.O. 1979. *TWINSPAN. A Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. Ithaca, Cornell University, 90 p.
- IUCN 2010. International Union for Conservation of Nature Red List. Available at: <http://www.iucnredlist.org/>. Accessed on: 20/03/2010.
- JOFRÉ, M.B. 2004. *Ecotoxicología de anfibios en ambientes contaminados: aproximaciones ecológicas y morfo-funcionales. Dos casos de estudio*. San Luis, Tesis Doctoral, Universidad Nacional de San Luis, 92 p.
- LAVILLA, E.O.; CEI J.M. 2001. *Amphibians of Argentina. A second Update, 1987 - 2000*. Torino, Monografie XXVIII, Museo Regionale di Scienze Naturali Torino, 177 p.
- LEYNAUD, G.C.; PELEGRIN, N.; LESCANO, J.N. 2006. Anfibios y Reptiles. In: E.H. BUCHER (ed), *Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina)*. Córdoba, Academia Nacional de Ciencias p. 219-235.
- LOEBMANN, D.; VIEIRA, J.P. 2005. Amphibians list from Lagoa do Peixe National Park, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **22**:339-341.
- LOEWENSTEIN, N.J.; LOEWENSTEIN, E.F. 2005. Non-native plants in the understory of riparian forests across a land use gradient in the Southeast. *Urban Ecosystems*, **8**:79-91.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11252-005-1420-7>
- MAERZ, J.C.; BROWN, C.J.; CHAPIN, C.T.; BLOSSEY B. 2005. Can secondary compounds of an invasive plant affect larval amphibians? *Functional Ecology*, **19**:970-975.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01054.x>
- MANZANO, A.S.; BALDO, D.; BARG, M. 2004. Anfibios del litoral fluvial argentino. In: F.G. ACEÑOLAZA (ed), *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino*. Tucumán, Instituto Superior de Correlación Geológica, Miscelánea 12, p. 271-290.
- MALLIN, M.A.; D.C. PARSONS; V.L. JOHNSON; M.R. MCIVER; H.A. COVAN. 2004. Nutrient limitation and algal blooms in urbanizing tidal creeks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **298**:211-231.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981\(03\)00360-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(03)00360-5)
- MATTEUCCI, A.; COLMA, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Washington, D.C., Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, 168 p.
- MCKINNEY, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, **11**:161-176.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- OSEEN, K.L.; WASSERSUG, R.J. 2002. Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. *Oecologia*, **133**:616-625.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00442-002-1067-5>
- PATRICELLI, G.L.; BLICKLEY, J.L. 2006. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *Auk*, **123**:639-649.
- PEÑA ZUBIATE, C.A.; ANDERSON, D.L.; DEMMI, M.A.; SAENZ, J.L.; D'HIRIART A. 1998. *Carta de suelos y vegetación de la provincia de San Luis*. San Luis, Payne Publishing, 115 p.
- READING, C.J.; JOFRÉ, G.M. 2003. Reproduction in the nest building vizcachera frog *Leptodactylus bufonius* in central Argentina. *Amphibia-Reptilia*, **24**:415-427.
<http://dx.doi.org/10.1163/156853803322763882>
- RUBBO, M.J. ; KIESECKER, J.M. 2005. Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, **19**:504-511.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.000101.x>
- SANABRIA, E.A.; QUIROGA, L.B.; ACOSTA, J.C. 2005. Patrones de actividad temporal estacional y uso de microhábitat de una población de adultos de *Bufo arenarum*, en los humedales de Zonda, San Juan Argentina. *Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana*, **13**:61-65.
- SAENZ, D.; FITZGERALD, L.A.; BAUM, K.A.; CONNER, R.N. 2006. Abiotic correlates of anuran calling phenology: the importance of rain, temperature, and season. *Herpetological Monographs*, **20**:64-82.
[http://dx.doi.org/10.1655/0733-1347\(2007\)20\[64:ACOACP\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1655/0733-1347(2007)20[64:ACOACP]2.0.CO;2)
- SANTOS, T.G.; ROSSA-FERES, D.C.; CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia, Série Zool.*, **97**:37-49.

- SCHOONOVER, J.E.; LOCKABY, B.G.; HELMS, B.S. 2006. Impacts of land cover on stream hydrology in the West Georgia Piedmont, USA. *Journal of Environmental Quality*, **35**:2123-2131.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2006.0113>
- SECRETARÍA DE MINERÍA DE LA NACIÓN. [s.d.] Provincia de San Luis, Clima y meteorología. Available at: <http://www.mineria.gov.ar/estudios/irm/snluis/p-snluis.asp>. Accessed on: 20/03/2009.
- SKIDDS, E.; GOLET, F.C.; PATON P.W.C.; MITCHELL, J.C. 2007. Habitat correlates of reproductive effort in wood frogs and spotted salamanders in an urbanizing watershed. *Journal of Herpetology*, **41**:439-450.
[http://dx.doi.org/10.1670/0022-1511\(2007\)41\[439:HCOREI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1670/0022-1511(2007)41[439:HCOREI]2.0.CO;2)
- SUKOPP, H.; BLUME, H.P.; KUNICK, W. 1979. The soil, flora and vegetation of Berlin's waste lands. In: L.C. LAURIE (ed.), *Nature in Cities*. Chichester, John Wiley & Sons, Inc., p. 115-132.
- SUKOPP H. 2004. Human-caused impact on preserved vegetation. *Landscape and Urban Planning*, **68**:347-355.
- SUN, J.W.C.; NARINS P.M. 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, **121**:419-427.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.017>
- VAIRA, M. 2002. Anurans of a subtropical montane forest in northwestern Argentina: ecological survey and a proposed list of species of conservation concern. *Biodiversity and Conservation*, **11**:1047-1062.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1015861002878>
- VASCONCELOS, T.S.; ROSSA-FERES, D.C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, **5**:137-150.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032005000300010>
- VASCONCELOS, T.S.; SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, DC; HADDAD, CFB. 2009. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, **87**:699-707.
<http://dx.doi.org/10.1139/Z09-058>
- VITT, L.J.; CALDWELL, J.P.; WILBUR, H.M.; SMITH, D.C. 1990. Amphibians as harbringers of decay. *Bioscience* **40**:418.
- WELSH, H.H.; OLLIVIER, L.M. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's redwoods. *Ecological Applications*, **8**:1118-1132.
- WERNER, E.E.; SKELLY, D.K.; RELYEA, R.A.; YUREWICZ, K.L. 2007. Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos*, **116**:1697-1712.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15935.x>

Submitted on October 22, 2009.

Accepted on March 9, 2010.

Anexo 1

Catálogo florístico de sitios de reproducción de anuros de la ciudad de San Luis

Alismataceae

Sagittaria montevidensis Cham. & Schldl. -Nativa en Argentina (introducida en SL)

Amaranthaceae

Alternanthera pungens Kunth -Nativa

Asteraceae

Bidens subalternans Sherff. - Nativa

Cirsium vulgare (Savi) Ten - Naturalizada

Conyza bonariensis (L.) Cronquist. - Nativa

Hypochaeris chillensis (Kunth) Hieron - Nativa

Parthenium hysterophorus L. -Nativa

Schkuhria pinnata (Lam) Kuntze ex Thell. - Nativa

Sonchus oleraceus L. - Naturalizada

Symphotrichum squamatum (Spreng.) G. I. Nesom

Taraxacum officinale G. Weber ex F. H. Wigg - Naturalizada

Tessaria absinthioides (Hook & Arn.) DC - Nativa

Tragopogon dubius Suop. - Adventicia

Xanthium cavanillesii Schouw. - Nativa

Azollaceae

Azolla filiculoides Lam. - Nativa

Brassicaceae

Brassica rapa L. - Naturalizada

Hirschfeldia incana (L.) Lagreze-Fossat. - Naturalizada

Lepidium bonariense L. - Nativa

Lepidium pseudodidymus Thell. ex Druce

Chenopodiaceae

Chenopodium hircinum Schrad. Nativa

Cyperaceae

Cyperus aff. *digitatus* Roxb. - Nativa

Fabaceae

Medicago sativa L. - Adventicia

Melilotus albus Desr. - Adventicia

Trifolium repens L. f repens - Adventicia

Onagraceae

Oenothera sp. - Nativa

Passifloraceae

Passiflora caerulea L. - Nativa

Plantaginaceae

Plantago major L. - Adventicia

Platanaceae

Populus sp. - Adventicia

Poaceae

Amelichloa brachychaeta (Godr.) Arriaga & Barkworth

Bromus catharticus Vahl var. *rupestris*

Cynodon dactylon (L.) Pers. - Naturalizada

Echinochloa crus-galli (L.) P. Beauv. var. *crus-galli* - Adventicia

Hordeum stenostachys Godr. - Nativa

Lolium multiflorum Lam. - Adventicia

Paspalum dilatatum Poir. - Nativa

Paspalum distichum L. - Nativa

Phalaris sp. – Adventicia

Shedonorus arundinaceus (Schreb.) Dumort

Sorghum halepense (L.) Pers. - Naturalizada

Polygonaceae

Polygonum aviculare L. - Adventicia

Polygonum lapathifolium L. - Adventicia

Rumex obtusifolius L. - Adventicia

Portulacaceae

Portulaca grandiflora Hook - Nativa

Potamogetonaceae

Potamogeton pusillus L. Nativa

Ranunculaceae

Clematis montevidensis Spreng. - Nativa

Salviniaceae

Salvinia sp. - Nativa

Solanaceae

Physalis viscosa L. - Nativa

Solanum elaeagnifolium Cav. - Nativa

Typhaceae

Typha domingensis. Pers. - Nativa

Verbenaceae

Pitraea cuneato-ovata (Cav.) Caro. – Nativa
