



## Ecología

# Implicaciones de la urbanización en la presencia, distribución y ecología reproductiva de la fauna de anuros de una ciudad del área central de Argentina

## *Implications of urbanization on the presence, distribution and reproductive ecology of the anuran fauna of a city in central Argentina*

María Selene Babini<sup>a,b,\*</sup>, Nancy Edith Salas<sup>a</sup>, Clarisa de Lourdes Bionda<sup>a,b</sup>  
y Adolfo Ludovico Martino<sup>a</sup>

<sup>a</sup> *Cátedra de Ecología, Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta 36 km 601 (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina*

<sup>b</sup> *Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina*

Recibido el 10 de diciembre de 2013; aceptado el 25 de septiembre de 2014

### Resumen

La urbanización es una de las causas de la disminución de poblaciones de anfibios. En este trabajo se realiza un inventario de las especies de anuros presentes en una ciudad del área central de Argentina y se analizan sus aspectos reproductivos. Se seleccionaron 18 sitios de muestreo, que por la estabilidad de los cuerpos de agua fueron clasificados en ambientes: 1) permanente, 2) semipermanente, 3) semitemporal y 4) temporal. Para determinar la actividad reproductiva se registraron las emisiones acústicas y la presencia de estadios larvales. Se calcularon los índices de diversidad alfa y beta, índices de importancia relativa (IIR) y de permanencia (IP). Se aplicó la prueba t de Hutcheson para comparar la diversidad entre ambientes. Se registraron 8 especies de anuros. *Rhinella arenarum* presentó los valores de IIR e IP mayores. Las especies *Leptodactylus gracilis*, *L. latinasus* y *R. arenarum* ocuparon la mayor cantidad de sitios. El ambiente semitemporal presentó la mayor diversidad y la menor variación en la abundancia entre especies, mientras que el permanente tuvo la menor diversidad. Debido a los requerimientos particulares de las especies, la diversidad de ambientes con hidrop periodos distintos, es un factor clave para la conservación de una comunidad de anuros urbanos.

Derechos Reservados © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0.

*Palabras clave:* Anfibios; Ambiente; Emisiones acústicas; Larvas

### Abstract

Urbanization disrupts the natural ecosystem and causes the decline of amphibian populations. In this study, an inventory of anuran species that are present in a city central Argentina is presented and their reproductive aspects associated with urban environments are analyzed. Eighteen sampling sites were selected and classified according to the stability of the body of water, in four different environments: 1) permanent, 2) semipermanent, 3) semitemporal and 4) temporal. To determine the reproductive activity, the acoustic emissions and the presence of larval stages were recorded. The indexes of alpha and beta diversity, relative importance (IIR) and permanence (IP) were calculated. To compare the diversity among environments a Hutcheson's t-test was performed. There were 8 species of anurans. *Rhinella arenarum* had the highest IP and IIR. The species *Leptodactylus gracilis*, *L. latinasus* and *R. arenarum* occupied more sites. The semitemporal environment showed the highest diversity and less variation in abundance among species. The lowest diversity was recorded in the permanent environment. Due to the special requirements of the species, the diversity of environments with different hydroperiods is a key factor for the preservation of a community of urban frogs.

All Rights Reserved © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access item distributed under the Creative Commons CC License BY-NC-ND 4.0.

*Keywords:* Amphibians; Environment; Acoustic emissions; Tadpole

\* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: [sbabini@exa.unrc.edu.ar](mailto:sbabini@exa.unrc.edu.ar) (M.S. Babini).

## Introducción

Se conoce que los anfibios poseen una notable importancia ecológica y ambiental. Esto es debido a su rol particular en los ecosistemas, ya que su presencia y abundancia tienen una gran repercusión en las redes tróficas terrestres y acuáticas (Cei, 1980; Duellman y Trueb, 1986, 1994; Di Tada, Zavattieri, Bridarolli, Salas y Martino, 1996; Young, Stuart, Chanson, Cox y Boucher, 2004), y a sus características particulares como piel y huevos permeables, baja tasa metabólica, ciclo de vida acuático-terrestre, y a que son ectotermos, lo que los vuelve organismos apropiados para ser utilizados como bioindicadores de la calidad ambiental (Di Tada et al., 1996; Young et al., 2004). Sin embargo, desde hace algunas décadas se ha registrado la disminución y desaparición de varias poblaciones y especies alrededor del mundo (Alford, Bradfield y Richards, 2007; Blaustein y Dobson, 2006; Collins y Crump, 2009; GAA, 2004; Henle et al., 2008; Stuart et al., 2004). Uno de los factores que más influye en la disminución de estos organismos es la pérdida y fragmentación del hábitat (Beebee y Griffiths, 2005; GAA, 2004; Pounds, 2001; Stuart et al., 2004; Young et al., 2004). Esto es principalmente causado por la urbanización, ya que perturba gravemente los ecosistemas naturales y presenta, por lo tanto, una gran amenaza para toda la biota (Czech, Krausman y Devers, 2000; Marzluff, 2001; Miller y Hobbs, 2002), en particular para los anfibios, constituyéndose como uno de los factores principales que origina su disminución y consecuente desaparición (Hamer y Parris, 2011; Knutson et al., 1999; Riley et al., 2005).

En los paisajes urbanos, los hábitats naturales son alterados durante la construcción y reemplazados con superficies impermeables como pavimento, asfalto o edificios; o vegetación no nativa (McDonnell, Pickett y Pouyat, 1993; McKinney, 2002), y frecuentemente las áreas de humedales son modificadas o destruidas (Kentula, Gwin y Pierson, 2004). Menos del 20% del área de una ciudad presenta vegetación (Blair y Launer, 1997), y la misma es de estructura simple. Eso afecta negativamente la diversidad animal que depende de la complejidad y riqueza vegetal (Savard, Clergeau y Mennechez, 2000). Por otra parte, la viabilidad de las poblaciones de anuros se ve amenazada por la alteración del hidropereodo, la disminución en la calidad del agua y la introducción de peces depredadores (Ensabella, Loriga, Formichetti, Isotti y Sorace, 2003; Ficetola y De Bernardi, 2004; Pearl, Adams, Leuthold y Bury, 2005; Rubbo y Kiesecker, 2005; Zambrano, Valiente y Vander-Zanden, 2010). En este sentido, la conservación de la fauna de anuros resulta especialmente difícil debido a las características de su ciclo de vida complejo, que alterna ambientes acuáticos y terrestres, para lograr su reproducción y desarrollo (Pope, Fahrig y Merriam, 2000; Semlitsch, 2002). En los ambientes urbanos esta problemática se acrecienta debido al trazado de carreteras y a la ausencia de corredores de dispersión entre los sitios de reproducción, desarrollo larval y la posterior dispersión de los organismos metamorfoseados (Acosta, Mesones y Núñez, 2005).

En Argentina los estudios sobre el estado de las comunidades de anuros en centros urbanos son pocos, registrándose los de la ciudad de Salta, al norte del país (Acosta et al., 2005; Pa-

lavecino y García, 2008). En la región central y concretamente para la ciudad de Río Cuarto no existen estudios sobre los ensamblajes de anuros urbanos. Considerando la intensa presión antrópica a la que podrían estar sometidos los anuros, y atendiendo la escasa información sobre las especies presentes en la ciudad, el objetivo de este trabajo fue realizar un inventario de las especies y analizar aspectos sobre su biología y ecología reproductiva relacionada al ecosistema urbano: modos reproductivos, periodo de actividad, distribución de las especies en la ciudad y ambientes utilizados. Esta información podría servir de base para la posterior elaboración de medidas para la conservación de comunidades de anuros en ambientes con alteración antrópica.

## Materiales y métodos

### Área general de estudio

La ciudad de Río Cuarto, Córdoba, Argentina (33°07'51" S, 64°20'59" O; 420 m snm) se ubica en la ecorregión del Espinal, ambiente fuertemente modificado por la producción agrícola, principal actividad socioeconómica de la zona. La ciudad, por su tamaño y su población, es la más importante de la región central del país (sur de Córdoba, noroeste de Buenos Aires, San Luis y La Pampa). La ciudad posee un tamaño poblacional de 180.000 habitantes y se encuentra en expansión tanto horizontal como vertical, con un notable aumento del ejido urbano, ocupando una superficie de 64.25 km<sup>2</sup>, lo que ocasiona modificaciones de los ambientes naturales o seminaturales de sus alrededores. Del área urbanizada total, los espacios verdes públicos constituyen menos del 2%, mientras que el 17% corresponde para los terrenos baldíos. La mayor densidad edilicia (m<sup>2</sup> construidos/m<sup>2</sup> de lotes edificados) se registra en la zona céntrica (Fundación Municipal para la Planificación Estratégica de Río Cuarto, PERC, 2005; Galfioni, Degioanni, Maldonado y Campanella, 2013; Luti et al, 1979; PEGRC, 2011; Portal-Municipalidad Río Cuarto, <http://www.riocuarto.gov.ar/>).

### Descripción de sitios de muestreo

Dentro de la ciudad se seleccionaron 18 sitios de muestreo y se dividió en 5 zonas: norte (N), sur (S), este (E), oeste (O) y centro (C). En cada zona se determinaron 3 o 4 sitios, teniendo en cuenta la presencia de cuerpos de agua. De acuerdo con la estabilidad del cuerpo de agua, los sitios de muestreo fueron clasificados en 4 tipos de ambientes: 1) ambiente temporal, el cuerpo de agua permaneció como máximo durante 8 semanas; 2) ambiente semitemporal, se mantuvo hasta 16 semanas sucesivas; 3) ambiente semipermanente, el cuerpo de agua estuvo presente hasta 26 semanas y 4) ambiente permanente, donde hay agua durante todo el año.

### Obtención y análisis de datos

El periodo de muestreo se efectuó entre septiembre de 2008 y diciembre de 2009, cada 15 o 25 días, considerando la presen-

cia de precipitaciones. Se realizaron en total 408 muestreos. Se recorrieron los sitios 2 veces en el día, entre las 17 y 24 h. Para determinar la actividad reproductiva, se consideró como indicador de la misma, las emisiones acústicas (Heyer y Reig, 2003) y la presencia de estadios larvales (Rubbo y Kiesecker, 2005), debido a que puede haber recesos reproductivos, aunque los machos canten intermitentemente (Barrio, 1964; Scott Jr. y Woodward, 1994).

Las larvas se capturaron con redes tipos copos de malla fina siguiendo la metodología de técnicas por encuentro visual (VES) (Heyer, Donnelly, Mcdiarmid, Hayek y Foster, 1994). Además, en cada sitio se registraron las emisiones acústicas de cada especie utilizando la técnica de transecto auditivo (AST) (Heyer et al., 1994). La abundancia de machos vocalizando fue registrada mediante un índice acústico, modificado de De Ángelo (2003), con valores de 1 a 4, significando: 1) presencia de un individuo de la especie X cantando; 2) registro de 2 o 3 individuos de la especie X cantando; 3) presencia de 4 o 5 individuos de la especie X cantando y 4) presencia de un coro de la especie X, en el que no se pueden distinguir la cantidad de individuos cantando. Los valores diarios de temperatura media y precipitación corresponden a los registrados por la estación meteorológica de la cátedra de Agrometeorología de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

En cuanto al análisis de datos, se calculó el índice de permanencia (IP) para cada especie según su actividad acústica y los estadios larvales; siendo IP: número de meses en que se registra la especie (detectada por medio de su actividad acústica o estadios larvales) sobre el número de meses totales por 100. Para estimar la importancia de cada especie, se utilizó el índice de importancia relativa  $IIR = 100 * (Ni/Nt) * (Mi+Ei)/(Mt+Et)$ , donde  $Ni$  es la suma de las abundancias de la especie  $i$  en los diferentes

meses;  $Nt$  es la suma total de las abundancias;  $Mi$  es el número de meses, en los cuales la especie  $i$  estuvo presente;  $Ei$  es el número de ambientes, donde la especie  $i$  estuvo presente, y  $Mt$  y  $Et$  son el número total de meses y ambientes de muestreo, respectivamente (Gatto, Quintana, Yorio y Lisnizer, 2005). Para cada especie, este índice está acotado a valores entre 100 (1 sola especie en todos los sitios y todos los tiempos), y tendencia a 0 (especie esporádica en bajos números y zonas).

Para medir la similitud en la composición de especies entre sitios se calculó el índice de similitud de Sørensen (Magurran, 1988). Este índice resume la similitud entre las comunidades en una escala de 0 a 1, donde un valor de 1 indica una completa similitud en composición de especies, mientras que un valor de 0 indica completa disimilitud. Además, se calcularon los índices de diversidad usando la fórmula Shannon y Weaver (1949) y de equitatividad a partir de la ecuación de Magurran (1988). Se utilizó la prueba t de Hutcheson (Magurran, 1988) para confirmar la existencia de diferencias significativas en la diversidad de Shannon entre ambientes. Con excepción del IP, todos los índices fueron calculados a partir de la abundancia larval, debido a que este estadio es evidencia directa del uso del cuerpo de agua para la reproducción y permite detectar especies de anuros cuando los adultos están ausentes (Barrio, 1964; Parris, 1999; Pearman, Velasco y López, 1995; Scott Jr. y Woodward, 1994).

## Resultados

Se registraron 8 especies de anuros pertenecientes a 4 familias (Frost, 2013): Odontophrynidae, *Odontophrynus americanus*; Bufonidae, *Rhinella arenarum*; Leptodactylidae, *Leptodactylus gracilis*, *L. latinasus*, *L. mystacinus*, *L. latrans*, *Physalaemus biligonigerus*; Hylidae, *Hypsiboas pulchellus*. Se observaron 4 tipos de puestas: huevos en cordones, filamentos adheridos a la vegetación acuática, nidos sobre el agua y nidos en cuevas. Los diferentes hábitos reproductivos de las especies de la comunidad están incluidos en 3 de los 29 modos reproductivos reconocidos por Duellman y Trueb (1986): 1) Modo I.1.: huevos acuáticos depositados en el agua. El desarrollo de las larvas sucede en ambientes acuáticos lénticos (*O. americanus*, *R. arenarum* y *H. pulchellus*). 2) Modo I.8.: huevos acuáticos en nidos de espuma, depositados en ambientes acuáticos lénticos, donde sucede el desarrollo de las larvas (*L. gracilis*, *L. latinasus*, *L. mystacinus*). 3) Modo II.21.: huevos terrestres en nidos de espuma, hechos dentro de cuevas, que al ser inundadas, las larvas se desarrollan en ambientes acuáticos lénticos (*L. latrans* y *P. biligonigerus*).

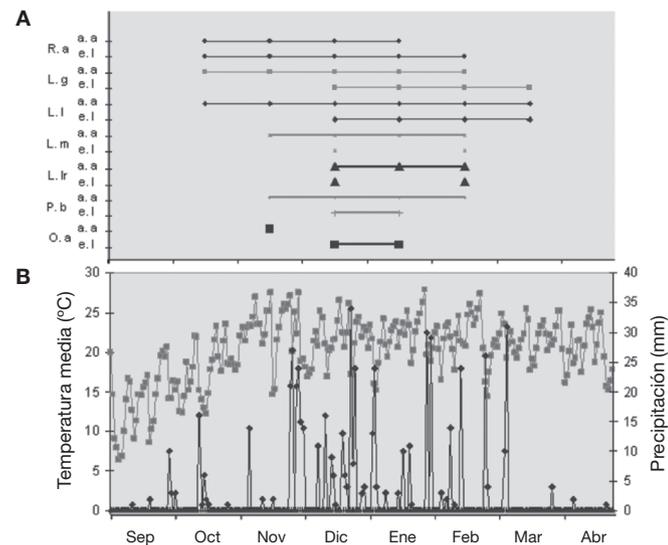


Figura 1. A: actividad acústica (a.a.) y estadios larvales (e.l.) de cada especie\* durante el periodo de muestreo entre septiembre 2008 y abril 2009; B: temperatura media (°C) y precipitación (mm) diarias. \*Especies/especies: O.a (*Odontophrynus americanus*), P.b (*Physalaemus biligonigerus*), L.lr (*Leptodactylus latrans*), L.m (*Leptodactylus mystacinus*), L.g (*Leptodactylus gracilis*), L.l (*Leptodactylus latinasus*) y R.a (*Rhinella arenarum*).

Tabla 1

Índice de permanencia (IP) de la actividad acústica (a.a.) y los estadios larvales (e.l.) e índice de importancia relativa (IIR)

	R.a	L.g	L.l	L.m	L.lr	P.b	O.a
IP a.a.	57.14	71.43	85.71	57.14	42.86	57.14	14.29
IP e.l.	83.33	66.67	66.67	33.33	33.33	66.67	33.33
IIR	40.85	13.75	14.02	0.19	0.35	7.37	1.04

La actividad reproductiva de la fauna de anuros inició en octubre y finalizó en marzo. Entre noviembre y febrero se observó la mayor actividad, registrándose a todas las especies activas, la cual coincidió con los meses de precipitaciones más frecuentes y abundantes (figs. 1A y 1B). La especie con mayor índice de permanencia acústica (IP a.a.) fue *L. latinasus*, mientras que el IP a.a. menor fue de *O. americanus* (tabla 1). Las 4 especies de *Leptodactylus* presentaron un índice de permanencia mayor para la actividad acústica que para sus larvas, registrándose lo contrario para las otras especies. Las larvas de *R. arenarum* se encontraron durante un largo periodo de tiempo, y presentaron un elevado índice de importancia relativa (tabla 1). La actividad acústica de *H. pulchellus* fue registrada durante los muestreos de octubre y noviembre del segundo año de muestreo, motivo por el cual no se la incluye en los análisis temporales.

En la tabla 2 se observa que la riqueza de especies de anuros por zona fue semejante. Sin embargo, dentro de cada zona hubo diferencias en la cantidad de especies por sitio, siendo O4 y S2 los que presentaron la menor riqueza. Las especies que ocuparon la mayor cantidad de sitios fueron *L. gracilis*, *L. latinasus* y *R. arenarum*, registrándose en el 83.3% de los sitios muestreados. Por el contrario *L. latrans*, *O. americanus* y *H. pulchellus* se distribuyeron en la menor cantidad de sitios (tabla 2).

En los ambientes permanentes la actividad acústica comenzó en octubre y finalizó en enero (fig. 2). *Rhinella arenarum* fue la especie que mantuvo una actividad acústica más prolongada, durante 4 meses, el doble de lo que se registró en los otros ambientes. Además, en estos sitios se registraron los índices acústicos más bajos y en los cuerpos de agua únicamente se recolectaron larvas de *R. arenarum*. En los ambientes semipermanentes la actividad acústica se registró desde noviembre hasta febrero (fig. 2). Se encontraron larvas de 5 especies, siendo

Tabla 2  
Especies registradas por zona, sitio y ambiente (Amb): permanente (P), semipermanente (SP), semitemporal (ST) y temporal (T). Riqueza por sitio (S/sitio) y por zona (S/zona). Porcentaje (%) de sitios ocupados por especie

Zona	Sitio	Amb	Especies									S/sitio	S/zona
			Lg	Ll	Lm	Llr	Pb	Oa	Ra	Hp			
Centro	C1	SP						X	X	X	3	7	
	C2	P	X	X			X		X	X	5		
	C3	T	X	X	X					X	4		
Norte	N1	T	X	X				X		X	4	6	
	N2	ST	X	X				X		X	4		
	N3	T	X	X	X			X	X		5		
	N4	ST	X	X	X			X		X	5		
Oeste	O1	T	X	X	X	X	X	X	X	X	7	7	
	O2	ST	X	X	X	X	X			X	6		
	O3	T	X	X	X						3		
	O4	P								X	1		
Sur	S1	P	X	X				X		X	4	6	
	S2	P								X	1		
	S3	SP	X	X	X			X		X	5		
	S4	ST	X	X	X	X	X			X	6		
Este	E1	SP	X	X				X		X	4	7	
	E2	T	X	X							2		
	E3	SP	X	X	X	X	X			X	8		
% de sitios ocupados			83.3	83.3	50.0	27.8	66.7	22.2	83.3	5.6			

las más abundantes las de *R. arenarum* (tabla 3). En los ambientes semitemporal y temporal se registró la mayor actividad acústica, desde octubre a marzo y desde noviembre a marzo, respectivamente (fig. 2). En ambos ambientes se recogieron larvas desde diciembre a marzo, registrándose larvas de *L. latrans* solo en ambientes semitemporales, y de *L. mystacinus* solo en temporales; ambas especies con baja abundancia (tabla 3).

Los índices de diversidad alfa de las comunidades de larvas para cada ambiente se observan en la tabla 3. La riqueza de especies fue semejante entre los ambientes semipermanente, semitemporal y temporal. Los índices de Shannon y de equitatividad indicaron al ambiente semitemporal como el de máxima

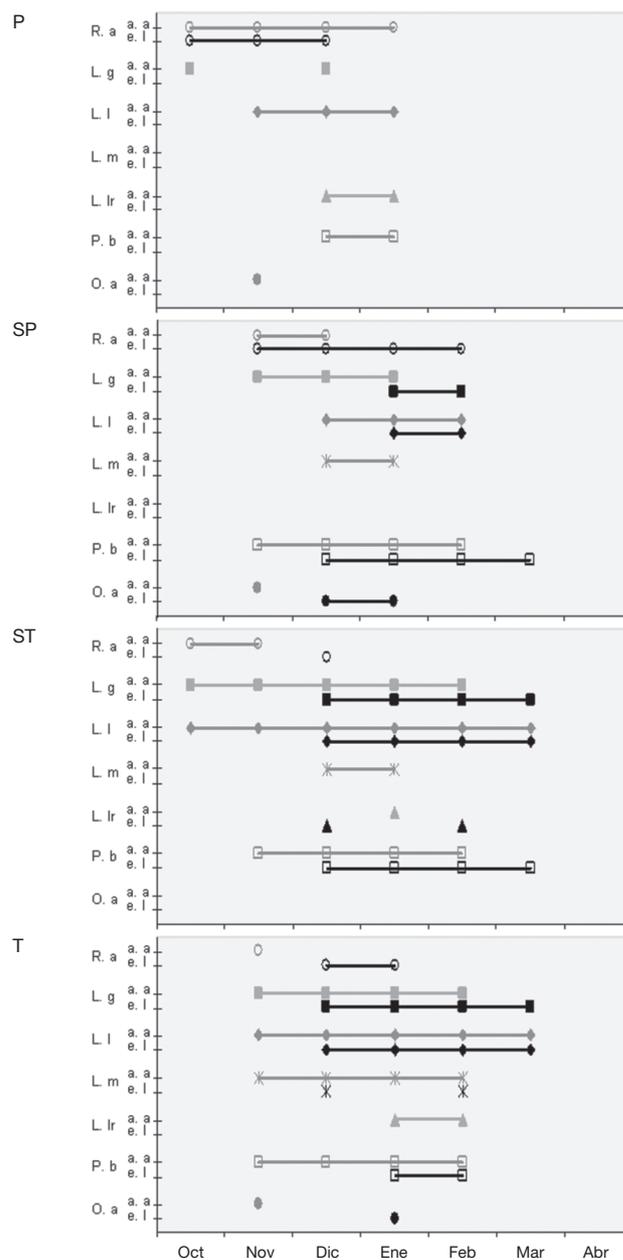


Figura 2. Actividad acústica (a.a.; en color gris) y estadios larvales (e.i.; en color negro) de cada especie en ambientes permanente (P), semipermanente (SP), semitemporal (ST) y temporal (T).

Tabla 3

Porcentaje de larvas recolectadas, riqueza (S), diversidad de Shannon (H') y equitatividad (E) en ambientes permanente (P) semipermanente (SP), semitemporal (ST) y temporal (T)

	P	SP	ST	T
<i>R. arenarum</i>	100	67	13	20
<i>L. gracilis</i>	0	7	27	38
<i>L. latinasus</i>	0	5	35	33
<i>L. mystacinus</i>	0	0	0	2
<i>L. latrans</i>	0	0	4	0
<i>P. biligonigerus</i>	0	12	22	6
<i>O. americanus</i>	0	9	0	1
S	1	5	5	6

diversidad y de menor variación en la abundancia entre especies. Los valores de mayor disimilitud se registraron al comparar los sitios permanentes con los demás ambientes, registrándose el índice de Sørensen más bajo para el par permanente-temporal (tabla 4). La prueba de Hutcheson indicó diferencias estadísticas significativas para la diversidad de las comunidades de larvas de todos los ambientes, excepto entre los pares semipermanente-temporal y semitemporal-temporal (tabla 4).

## Discusión

Se estima que la población urbana del mundo llegará a casi 5 mil millones para el año 2030, siendo los países subdesarrollados y las ciudades con menos de medio millón de habitantes donde el incremento será más notorio (UNFPA, 2007). Por eso, es fundamental para la conservación entender cómo afectan las áreas urbanas a la diversidad biológica (McKinney, 2002), y específicamente a los anfibios, uno de los grupos taxonómicos menos estudiados en zonas urbanas y suburbanas (McDonnell y Hahs, 2008; Pickett et al., 2001). Concretamente para la ciudad de Río Cuarto, el presente trabajo constituye el primer aporte al conocimiento de la herpetofauna urbana.

La comunidad de anuros urbanos estudiada se compone por 8 especies. Esta cantidad corresponde al 23% de las presentes en la provincia de Córdoba, 34 nativas y 1 introducida (Lescano, Leynaud y Bonino, 2009; Vaira et al., 2012). Los trabajos de Acosta et al. (2005) y Palavecino y García (2008) encontraron para la ciudad de Salta el 23 y 19%, respectivamente, de las especies registradas para toda la provincia de Salta (Vaira et al., 2012); es decir, que ambas ciudades albergan aproximadamente un cuarto de la batracofauna de sus provincias.

Tres de las especies registradas depositan sus huevos directamente en el agua, mientras que el resto presentan estrategias más avanzadas que indican una tendencia a preferir ambientes terrestres (Duellman y Trueb, 1986). La tendencia de la oviposición en tierra puede ser una adaptación para evitar los efectos de los posibles cambios del medio acuático (Duellman y Trueb, 1994) o para reducir los efectos de la depredación de los huevos (Magnusson y Hero, 1991).

En distintos trabajos se observó que la perturbación del hábitat reduce el número de nichos y aumenta la variabilidad en las condiciones físicas, lo cual conduce a una reducción en la riqueza, diversidad y equitatividad de especies de anfibios

Tabla 4

Índice de Sørensen y prueba t de Hutcheson (g. l.: grados de libertad; ε: estadístico calculado)

	P		SP		ST		T
P	-		0.2857		0.3333		0
SP	g. l.	ε	-		0.7273		0.8333
	201	-16.60*					
ST	g. l.	ε	g. l.	ε	-		0.7273
	212	-42.91*	283	-2.79*			
T	g. l.	ε	g. l.	ε	g. l.	ε	-
	215	-29.14*	343	-1.54	391	1.60	

α: 0.05; valor t de tabla: 1.96; \* diferencia estadística significativa.

(Bionda, Di Tada et al., 2011; Bishop, Mahony, Struger y Pettit, 1999; Hazell, Cunnungham, Lindenmayer, Mackey y Osborne, 2001; Peltzer, Lajmanovich y Beltzer, 2003). Pero dependiendo de las características de historia de vida, las especies de anfibios responden de manera distinta a las alteraciones y modificaciones de su hábitat, siendo algunas especies en su conjunto más tolerantes a las perturbaciones (Bionda, Di Tada et al., 2011; Burton, Gray, Schmutzer y Miller, 2009; Lajmanovich et al., 2011; Schmutzer, Gray, Burton y Miller, 2008). Para Keller, Rödel, Linsenmair y Grafe (2009) las especies de anfibios de hábitos terrestres, son más generalistas en sus requerimientos de hábitats y, por ello, más tolerantes a la variación de las condiciones ambientales. Asimismo, debido a las modificaciones que sufren los ambientes acuáticos en los ecosistemas urbanos (Rubbo y Kiesecker, 2005), las especies de hábitos más acuáticos podrían ser las más sensibles a la alteración de estos ambientes. Peltzer (2006), en la región centro-este de Argentina, encontró en los ambientes alterados una mayor representatividad de las especies de anuros correspondientes al gremio terrestre, seguido del gremio semiacuático y una declinación notable del acuático. Esto concuerda con nuestro estudio en el que se encontraron 3 especies de *Leptodactylus* de hábitos terrestres (*L. gracilis*, *L. latinasus* y *L. mystacinus*), 2 de hábitos semiacuáticos (*L. latrans* y *P. biligonigerus*) y 2 acuáticos (*R. arenarum* y *O. americanus*). Además, entre las especies de hábitos terrestres, *L. gracilis* y *L. latinasus*, fueron las que registraron mayor actividad reproductiva y fueron encontradas en la mayor parte de los sitios de muestreo. Esto coincide con lo registrado en la ciudad de Salta donde la familia Leptodactylidae fue la mejor representada (Palavecino y García, 2008). También *R. arenarum*, de hábitos acuáticos, registró una actividad reproductiva considerable. Esto podría deberse a que sus requerimientos de hábitat pueden ser considerados generalistas, siendo una especie conspicua, presente en ambientes urbanos o rurales (Bionda, Di Tada et al., 2011; Bionda et al., 2012).

Como ya se mencionó, un caso particular fue el de *H. pulchellus*, presente solo en el sitio E3. Esta especie, si bien deposita sus huevos en el agua adheridos a la vegetación, es de hábitos arbóreos. Las especies con estos hábitos son frecuentes en ambientes de vegetación abundante y de mayor altura, por lo que son más propensos a disminuir en ambientes alterados, como lo sería el urbano, donde la vegetación es de estructura simple y los humedales con vegetación arbórea son escasos (Bionda, Di Tada et al., 2011; Peltzer et al., 2006). Precisamente, el sitio E3 donde se re-

gistró *H. pulchellus*, comparado a los otros sitios, presenta abundante vegetación arbórea nativa. Por consiguiente, la presencia de especies de hábitos arbóreos podría constituir una variable respuesta para medir la alteración de los ambientes.

Por otra parte, el hecho de que en ambientes permanentes se registrara actividad acústica de 5 especies, pero que en los cuerpos de agua solo se encontraran estadios larvales de *R. arenarum*, podría deberse a que estos ambientes permiten la presencia de fauna ictícola, la cual se encuentra asociada negativamente a la riqueza de especies de anuros. En numerosos trabajos se registró que peces depredadores comen o lesionan a las larvas de varias especies de anfibios (Baber y Babbitt, 2003; Gregoire y Gunzburger, 2008; Komak y Crossland, 2000; Segev, Mangel y Blaustein, 2008). En Hamer y Parris (2011) las larvas de 3 especies (*Crinia signifera*, *Limnodynastes dumerilli* y *Paracrinia haswelli*) tuvieron relaciones claramente negativas respecto a la densidad de peces depredadores. Sin embargo, *Litoria peronii* mostró una fuerte afinidad a estanques con altas densidades de peces, posiblemente debido a que las hembras producen una gran cantidad de huevos, lo que aumentaría las posibilidades de supervivencia larval en virtud de su abundancia; característica que la asemejaría a *R. arenarum*, especie de elevada oviposición con una media de huevos por puesta de  $23,226.6 \pm 8,016.8$  (Bionda, Lajmanovich, Salas, Martino y Di Tada, 2011).

La respuesta de las especies individuales a la urbanización refleja las diferencias en sus exigencias ecológicas. *Rhinella arenarum*, *L. gracilis*, *L. latinasus* y *P. biligonigerus* son las especies que se encontraron en una mayor proporción de sitios y en los 4 tipos de ambientes, clasificándose como generalistas de hábitat, lo que se podría considerar, siguiendo la terminología de McKinney (2002), como especies “urbano adaptadas”. Por otro lado, *L. mystacinus*, *L. latrans*, *H. pulchellus* y *O. americanus* fueron las especies que se encontraron en menos sitios y con una baja abundancia de larvas, pudiendo considerarse como aquellas especies más afectadas por la perturbación del hábitat o “urbano sensibles” (McKinney, 2002). Dicha clasificación concuerda con lo obtenido por Acosta et al. (2005) y Palavecino y García (2008), en donde *R. arenarum* y *L. latinasus* fueron las especies con mayor frecuencia de presencia, mientras que *Hypsiboas riojanus* y *O. americanus* las especies con distribución más restringida.

Los resultados encontrados en el presente trabajo, destacan la importancia de utilizar medidas complementarias de la diversidad de la comunidad para la determinación de los efectos de la urbanización en las comunidades de anfibios, ya que especies individuales podrían responder positivamente a ciertos factores de hábitat local, como es el caso de *R. arenarum* en ambientes permanentes, aunque la riqueza de la comunidad global responda de forma negativa. Por otra parte, las zonas en la que se dividió la ciudad mostraron una riqueza semejante; a pesar de que hubo diferencias en la cantidad de especies entre los sitios dentro de una zona. Esto sugiere que lo que determina el uso del espacio por las especies son las características particulares de cada cuerpo de agua y no la ciudad en sí misma la que restringe la distribución de las especies.

En conclusión, es necesario un planeamiento urbano integral en el que se incluyan los espacios verdes para resguardar la fau-

na de anuros en paisajes urbanizados, y conservar ambientes con humedales de diferente hidropereodo, principalmente aquellos de mayor diversidad y equitatividad, como lo son los semi-temporales y temporales. De esta forma, se podrían generar acciones de manejo para reforzar aquellos aspectos positivos en la conservación de la fauna de anuros de las áreas urbanizadas.

El presente estudio servirá de referente para el monitoreo de las poblaciones asentadas en el ejido urbano de la ciudad de Río Cuarto. Además, las especies registradas poseen una amplia distribución en el neotrópico, habiéndose citado para Argentina, Bolivia, Brasil, Uruguay y Paraguay (IUCN, 2013), por lo que los resultados obtenidos pueden ser extrapolables a otros centros urbanos subtropicales o tropicales.

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas y a la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto, PPI 18/C416, que financiaron este trabajo. A la Agencia Córdoba Ambiente por autorizar el estudio. A los revisores anónimos, que con sus aportes mejoraron sustancialmente este artículo.

## Referencias

- Acosta, R., Mesones, R. V. y Núñez, A. (2005). Fauna de anuros en la ciudad de Salta, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 53, 569–575.
- Alford, R. A., Bradfield, K. S., y Richards, S. J. (2007). Global warming and amphibian losses. *Nature*, 447, E3–E4.
- Baber, M. J. y Babbitt, K. J. (2003). The relative impacts of native and introduced predatory fish on a temporary wetland tadpole assemblage. *Oecologia*, 136, 289–295.
- Barrio, A. (1964). *Importancia, significación y análisis del canto de batracios anuros*. Santa Fe: Publicación Museo Provincial Ciencias Naturales “F. Ameghino”.
- Beebe, T. J. C. y Griffiths, R. A. (2005). The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, 125, 271–285.
- Bionda, C. L., Di Tada, I. E. y Lajmanovich, R. C. (2011). Composition of amphibian assemblages in agroecosystems from the central region of Argentina. *Russian Journal of Herpetology*, 18, 93–98.
- Bionda, C. L., Lajmanovich, R. C., Salas, N. E., Martino, A. L. y Di Tada, I. E. (2011). Reproductive ecology of the common South American toad *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae): reproductive effort, clutch size, fecundity, and mate selection. *Journal of Herpetology*, 45, 261–264.
- Bionda, C. L., Salas, N. E., Caraffa, E., Baraquet, M. y Martino, A. L. (2012). On abnormalities recorded in an urban population of *Rhinella arenarum* from central Argentina. *Herpetology Notes*, 5, 237–241.
- Bishop, C. A., Mahony, N. A., Struger, J. y Pettit, K. E. (1999). Anuran development density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 57, 21–43.
- Blair, R. B. y Launer, A. E. (1997). Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80, 113–125.
- Blaustein, A. R. y Dobson, A. (2006). Extinctions: a message from the frogs. *Nature*, 439, 143–144.
- Burton, E. C., Gray, M. J., Schmutzer, A. C. y Miller, D. L. (2009). Differential responses of postmetamorphic amphibians to cattle grazing in wetlands. *Journal of Wildlife Management*, 73, 269–277.
- Cei, J. M. (1980). *Amphibians of Argentina*. Firenze: Monitore Zoologico Italiano. Nuova Serie.

- Collins, J. P. y Crump, M. (2009). *Extinction in our time*. Nueva York: Universidad de Oxford.
- Czech, B., Krausman, P. R. y Devers, P. K. (2000). Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience*, 50, 593–601.
- De Ángelo, C. D. (2003). *Variación temporal de la actividad relativa de un ensamble de anuros*. (Tesis). Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Di Tada, I. E., Zavattieri, M. V., Bridarolli, M. E., Salas, N. E. y Martino, A. L. (1996). Anfibios anuros de la provincia de Córdoba. In I. E. Di Tada y E. H. Bucher (Eds.), *Biodiversidad de la provincia de Córdoba, volumen I. Fauna* (pp. 191–215). Córdoba: Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Duellman, W. E. y Trueb, L. (1986). *Biology of the amphibians*. New York: McGraw Hill Book, Co.
- Duellman, W. E. y Trueb, L. (1994). *Biology of the amphibians*. London: The John Hopkins University Press, Ltd.
- Ensabilla, F., Loriga, S., Formichetti, P., Isotti, R. y Sorace, A. (2003). Breeding site selection of *Bufo viridis* in the city of Rome (Italy). *Amphibia-Reptilia*, 24, 396–400.
- Ficetola, G. F. y De Bernardi, F. (2004). Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119, 219–230.
- Frost, D. R. (2013). *Amphibian species of the world: an online reference. Version 5.6*. New York: American Museum of Natural History. Recuperado el 09 febrero 2013, de <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>
- GAA (Global Amphibian Assessment) (2004). *Summary of key findings*. Recuperado el 03 febrero 2015, de <http://www.globalamphibians.org>
- Galfioni, M. A., Degioanni, A., Maldonado, G. y Campanella, O. (2013). Conflictos socioambientales: identificación y representación espacial. Estudio de caso en la ciudad de Río Cuarto (Argentina). *Estudios Geográficos*, 74, 469–493.
- Gatto, A., Quintana, F., Yorio, P. y Lisnizer, N. (2005). Abundancia y diversidad de aves acuáticas en un humedal marino del golfo San Jorge, Argentina. *El Hornero*, 20, 141–152.
- Gregoire, D. R. y Gunzburger, M. S. (2008). Effects of predatory fish on survival and behavior of larval gopher frogs (*Rana capito*) and Southern leopard frogs (*Rana sphenoccephala*). *Journal of Herpetology*, 42, 97–103.
- Hamer, A. J. y Parris, K. M. (2011). Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecological Applications*, 21, 378–390.
- Hazell, D., Cunnungham, R., Lindenmayer, D., Mackey B. y Osborne, W. (2001). Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Conservation Biology*, 102, 155–169.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T. et al. (2008). Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—a review. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 124, 60–71.
- Heyer, W. R., Donnelly, M. A., Mcdiarmid, R. W., Hayek, L. C. y Foster, M. S. (1994). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard Methods for Amphibians*. Washington, D. C.: Smithsonian Institution Press.
- Heyer, W. R. y Reig, Y. R. (2003). Does advertisement call variation coincide with genetic variation in the genetically diverse frog taxon currently known as *Leptodactylus fuscus* (Amphibia, Leptodactylidae)? *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 75, 39–54.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2013). *IUCN Red list of threatened species. Version 2013.1*. Recuperado el 02 marzo 2013, de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Keller, A., Rödel, M. O., Linsenmair, K. E. y Grafe, T. U. (2009). The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology*, 78, 305–314.
- Kentula, M. E., Gwin, S. E. y Pierson, S. M. (2004). Tracking changes in wetlands with urbanization: sixteen years of experience in Portland, Oregon. *Wetlands*, 24, 734–43.
- Knutson, M. G., Sauer, J. R., Olsen, D. A., Mossman, M. J., Hemesath, L. M. y Lannoo, M. J. (1999). Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology*, 13, 1437–1446.
- Komak, S. y Crossland, M. R. (2000). An assessment of the introduced mosquitofish (*Gambusia affinis holbrooki*) as a predator of eggs, hatchlings and tadpoles of native and nonnative anurans. *Wildlife Research*, 27, 185–189.
- Lajmanovich, R. C., Peltzer, P. M., Junges, C. M., Attademo, A. M., Sánchez, L. C. y Basso, A. (2011). Activity levels of B-esterases in the tadpoles of 11 species of frogs in the middle Parana River floodplain: implication for ecological risk assessment of soybean crops. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73, 1517–1524.
- Lescano J. N., Leynaud, G. y Bonino, E. E. (2009). *Anfibios de Córdoba. Serie educación ambiental Núm. 12*. Centro de Zoología Aplicada, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. Recuperado el 03 febrero 2015, de [www.efn.uncor.edu/zoologia](http://www.efn.uncor.edu/zoologia)
- Luti, R. M., Bertrán-De Solís, A., Galera, F. M., Ferreira, M., Berzal, M., Nores, M. et al. (1979). VI. Vegetación. In J. B. Vázquez, R. A. Miatello y M. E. Roque (Dirs.) (Eds.), *Geografía física de la provincia de Córdoba* (pp. 297–368). Buenos Aires: Boldt.
- Magnusson, W. E. y Hero, J. M. (1991). Predation and the evolution of complex oviposition behaviour in Amazon rainforest frogs. *Oecologia*, 86, 310–318.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University.
- Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In J. M. Marzluff, R. Bowman y R. Donnelly (Eds.), *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (pp. 19–47). Boston, Massachusetts: Kluwer Academic.
- McDonnell, M. J., Pickett, S. T. A. y Pouyat, R. V. (1993). The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. In M. J. McDonnell y S. T. A. Pickett (Eds.), *Humans as components of ecosystems: subtle human effects and the ecology of populated areas* (pp. 175–189). New York: Springer-Verlag.
- McDonnell, M. J. y Hahs, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23, 1143–1155.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52, 883–890.
- Miller, J. R. y Hobbs, R. J. (2002). Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16, 330–7.
- Palavecino, P. M. y García, G. F. (2008). Sobre la batracofauna de la ciudad de Salta y alrededores (Salta, Argentina): estudios puntuales y datos de colección. *Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana*, 16, 27–35.
- Parris, K. M. (1999). Review: amphibian surveys in forests and woodlands. *Contemporary Herpetology*, 1, 1–14.
- Pearl, C. A., Adams, M. J., Leuthold, N. y Bury, R. B. 2005. Amphibian occurrence and aquatic invaders in a changing landscape: implications for wetland mitigation in the Willamette Valley, Oregon. *Wetlands*, 25, 76–88.
- Pearman, P. B., Velasco, A. M. y López, A. (1995). Tropical amphibian monitoring: a comparison of methods for detecting inter-site variation in species composition. *Herpetologica*, 51, 325–337.
- Peltzer, P. M., Lajmanovich, R. C. y Beltzer, A. H. (2003). The effects of habitat fragmentation on amphibian species richness in the floodplain of the middle Parana river, Argentina. *Herpetological Journal*, 13, 95–98.
- Peltzer, P. M. (2006). *La fragmentación de hábitat y su influencia en la diversidad y distribución de anfibios anuros de áreas ecotonaes de los dominios fitogeográficos amazónico y chaqueño* (Tesis doctoral). Universidad Nacional de La Plata.
- Peltzer, P. M., Lajmanovich, R. C., Attademo, A. M. y Beltzer, A. H. (2006). Diversity of anuran across agricultural ponds in Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3499–3513.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C. et al. (2001). Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 127–157.

- PEGRC (Plan Estratégico Gran Río Cuarto) (2011). Estudio: I.EG. Ministerio de economía y finanzas públicas-Argentina, Préstamo BID 1896-AR, Programa multisectorial de preinversión II. Proyecto: "Plan estratégico y código de planeamiento urbano para el aglomerado del Gran Río Cuarto". Documento de trabajo Núm. 2: Diagnóstico eje político y documento de trabajo Núm. 3: Diagnóstico eje urbano. Coordinador Gustavo Busso. Río Cuarto.
- PERC (Fundación Municipal para la Planificación Estratégica de Río Cuarto) (2005). *El desafío de crecer*. Libro del Plan Estratégico de Río Cuarto. Presidente Héctor Polinori. Río Cuarto.
- Pope, S. E., Fahrig, L. y Merriam, H. G. (2000). Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frogs population. *Ecology*, 81, 2498–2508.
- Portal-Municipalidad Río Cuarto. Recuperado el 03 febrero 2015, de <http://www.riocuarto.gob.ar>
- Pounds, J. A. (2001). Climate and amphibian declines. *Nature*, 410, 639–640.
- Riley, S. P. D., Busteed, G. T., Kats, L. B., Vandergon, T. L., Lee, L. F. S., Dagit, R. G. et al. (2005). Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in Southern California streams. *Conservation Biology*, 19, 1894–1907.
- Rubbo, M. J. y Kiesecker, J. M. (2005). Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, 19, 504–511.
- Savard, J. P. L., Clergeau, P. y Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48, 131–142.
- Schmutzer, A. C., Gray, M. J., Burton, E. C. y Miller, D. L. (2008). Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. *Freshwater Biology*, 53, 2613–2625.
- Scott Jr., N. y Woodward, B. D. (1994). Surveys at breeding sites. In W. R. Heyer, M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L. C. Hayek y M. S. Foster (Eds.), *Measuring and monitoring biological diversity-standard methods for amphibians* (pp. 118–125). Washington, D. C.: Smithsonian Institution Press.
- Segev, O., Mangel, M. y Blaustein, L. (2008). Deleterious effects by mosquitofish (*Gambusia affinis*) on the endangered fire salamander (*Salamandra atra*). *Animal Conservation*, 12, 29–37.
- Semlitsch, R. D. (2002). Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 64, 615–630.
- Shannon, C. E. y Weaver, G. (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana, Chicago: University of Illinois Press.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L. et al. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306, 1783–1785.
- UNFPA (State of the World Population) (2007). *Unleashing the potential urban growth*. New York: United Nations Population Fund.
- Vaira, M., Akmentins, M., Attademo, M., Baldo, D., Barrasso, D. A., Barrionuevo et al. (2012). Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 26, 131–159.
- Young, B. E., Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A. y Boucher, T. M. (2004). *Joyas que están desapareciendo: el estado de los anfibios en el Nuevo Mundo*. Arlington, Virginia: NatureServe.
- Zambrano, L., Valiente, E. y Vander-Zanden, M. J. (2010). Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions*, 12, 3061–3069.