



Efecto de la invasión de *Ligustrum lucidum* sobre las comunidades de anfibios del Bosque Chaqueño Serrano de Córdoba

Tesinista: Segura, Eliana del M.

Director: Lescano, Julián N.

Codirectora: Giorgis, Melisa A.

Ciencias Biológicas.
Centro de Zoología Aplicada.
Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales.
Universidad Nacional de Córdoba.
Córdoba, mayo del 2019.

**Efecto de la invasión de *Ligustrum lucidum* sobre las
comunidades de anfibios del Bosque Chaqueño Serrano
de Córdoba**

Tribunal examinador

Apellido y nombre: Firma:

Apellido y nombre: Firma:

Apellido y nombre: Firma:

Calificación:

Fecha:

Agradecimientos

A mi mamá, por ser una generadora de fortalezas, principal impulsadora en este caminar.

A mi papá, por el inagotable apoyo.

A ambos por su amor y confianza.

A mi nona, y toda mi familia.

A la educación por ser pública, y ojalá que cada vez más inclusiva, popular y diversa.

A Julián, por integrarme en su trabajo, por las enseñanzas en los viajes de campo.

A Melisa, por la energía que le apporto a esta idea conjunta, por estar siempre motivando.

A quienes conforman el Centro de Zoología Aplicada, por brindarme genuinamente el espacio.

A Julieta y Jeremías, por su amistad e incondicional acompañamiento personal.

A compañeras y amigas, por tejernos una urdimbre de contención.

A mis amigxs de la facultad, por lograr que el transitar académico sea más cálido y ameno.

A La Varsavsky y todos los espacios colectivos que fui habitando estos años, por formarme críticamente.

A lxs compañerxs de lucha.

Al Monte Nativo, entramado complejo que pulsa y resiste.



ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
2. MATERIALES Y METODOS	5
2.1. Área de estudio	5
2.2. Diseño experimental	8
2.3. Relevamiento de los anfibios y caracterización de sus variables poblacionales y comunitarias	9
2.4. Caracterización de las variables bióticas y abióticas de los arroyos...	10
2.4.1. Variables abióticas de arroyo	12
2.4.2. Variables bióticas de margen y ribera	12
2.5. Análisis estadístico de los datos	15
2.5.1. Comparación de las variables de anfibios y de las variables ambientales	15
2.5.2. Asociación entre variables de anfibios y variables ambientales	15
3. RESULTADOS	16
3.1. Variables de anfibios.....	16
3.1.1. Variables comunitarias de anfibios	16
3.1.2. Variables poblacionales de anfibios	17
3.2. Variables ambientales	18
3.2.1. Abióticas	18
3.2.2. Bióticas	18
3.2.3. Asociación entre las variables de anfibios y las variables ambientales	22
4. DISCUSIÓN	25
5. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES	29
6. BIBLIOGRAFÍA	30
7. APÉNDICE	37

RESUMEN

Las poblaciones de anfibios se encuentran en un proceso de declinación global, las causas son diversas y complejas, siendo una de las más preponderantes la introducción de especies exóticas. En este sentido, el efecto de las invasiones de plantas exóticas sobre la diversidad de anfibios ha sido escasamente estudiado. En este trabajo se puso como objetivo evaluar el efecto del Siempre Verde (*Ligustrum lucidum*), sobre las poblaciones y comunidades de anfibios nativos del Chaco Serrano de Córdoba, Argentina. Se realizaron muestreos sobre tramos de arroyos dominados por *L. lucidum* y tramos de arroyos dominados por especies leñosas nativas. En estos arroyos se registró la riqueza, las abundancias de sus especies y las condiciones corporales de los anfibios que allí se encontraban, así como las características de su hábitat. Los resultados expusieron que los arroyos con vegetación nativa poseen ensamblajes de anuros más diversos y abundantes que en los tramos invadidos por *L. lucidum*, donde solo se encontraron tres de las siete especies reportadas en los arroyos nativos, y un menor número de individuos. Adicionalmente, de las tres especies presentes en ambas condiciones de estudio, *Boana cordobae* presentó una disminución en su abundancia. Para la especie *Rhinella arenarum* no se observaron diferencias significativas en ninguno de los parámetros poblacionales comparados. El patrón general observado indicaría que los arroyos invadidos por *L. lucidum* poseen características ambientales desfavorables, debido a que la elevada densidad del estrato arbóreo de sus bosques dificulta el ingreso de luz, resultando contraproducente para los anfibios.

En este trabajo se reporta por primera vez, para Argentina y el mundo, que la invasión de *L. lucidum* conlleva a efectos negativos sobre la fauna de anfibios y va en consonancia con investigaciones similares que evidencian como la leñosa exótica está ocasionando pérdidas en la diversidad de numerosas taxa de especies nativas, así como efectuando modificaciones sobre las dinámicas de los ecosistemas.

Palabras clave: Anuros, Argentina, arroyos serranos de Córdoba, especies invasoras, plantas leñosas exóticas.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se han detectado disminuciones y extinciones de las poblaciones de anfibios a nivel mundial (Houlahan et al., 2000; Stuart et al., 2004). La última actualización realizada por la UICN en 2018, declara que el 41% de los anfibios se encuentran bajo alguna categoría de amenaza, a lo que se le suma un 25% sobre los cuales no existe suficiente conocimiento para determinar su estado de conservación (IUCN, 2018). Esta crisis global de declinación se encuentra íntimamente relacionada con características propias del grupo, que vuelven a los anfibios particularmente susceptibles a cambios en los patrones climáticos y a factores estresantes del ambiente: piel altamente permeable y un ciclo de vida complejo (Blaustein & Wake, 1990; Dunson et al., 1992; Hopkins, 2007).

Estos declives resultan preocupantes debido a que los anfibios constituyen un componente clave para el funcionamiento de los ecosistemas (Valencia-Aguilar et al., 2013). Particularmente, condicionan el ciclado de nutrientes entre el medio acuático y el terrestre debido a su ciclo de vida complejo (Reger et al., 2005; Gibbons, et al., 2006), produciendo la disminución de sus poblaciones desbalances en las cadenas tróficas de las que forman parte (Blaustein & Wake, 1990).

Entre las causas más relevantes relacionadas con la declinación de anfibios a nivel mundial se destacan: la invasión de especies exóticas, la pérdida y fragmentación de hábitat, el cambio climático global, las enfermedades infecciosas y la sobreexplotación comercial (Alford & Richards, 1999; Collins & Storfer, 2003; Stuart et al., 2004; Becker & Zamudio, 2011; Loyola et al., 2014). Numerosas investigaciones afirman que la invasión de especies exóticas es una causa certera de disminución y desplazamiento de las poblaciones de anfibios nativos (Huxel, 1999; Pimm & Raven, 2000; Sax & Gaines, 2008; Nunes et al., 2019). Particularmente, según el reciente meta-análisis de Nunes et al. (2019), se sabe que el 16% de los anfibios se encuentran bajo alguna categoría de amenaza debido a los efectos ocasionados por invasiones biológicas. Asimismo, dentro de los taxa exóticos que más impacto producen sobre los anfibios se encuentran: peces, anfibios, plantas, invertebrados, reptiles y mamíferos; siendo la depredación, la alteración del hábitat, la competencia y la toxicidad, los mecanismos protagonistas de los efectos más severos (Nunes et al., 2019).

Los peces salmónidos introducidos actúan como depredadores y poseen un gran impacto sobre las poblaciones de anfibios nativos debido a su gran voracidad (Kats & Ferrer, 2003; Bosch et

al., 2005; Pilliod et al., 2010). Por su parte, especies exóticas de anfibios también resultan perjudiciales, como el caso de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*), especie responsable de desencadenar efectos negativos en las comunidades nativas de anfibios, a través de la interferencia en la reproducción, competencia por recursos, depredación y ser vector de patógenos (Berger et al., 1998; Kats & Ferrer, 2003; Pearl et al., 2005; Garner et al., 2006; Laufer et al., 2008).

Sin embargo, a pesar de que se sabe que las especies exóticas de origen vegetal están afectando negativamente a los anfibios nativos, son escasos los estudios enfocados en dicha temática y al día de hoy no existen antecedentes en Sudamérica (Martin & Murray, 2011; Nunes et al., 2019). Las plantas exóticas pueden ocasionar reducciones en el crecimiento, la eficacia alimenticia y la supervivencia de las larvas de anfibios, así como también alteraciones comportamentales en el desarrollo de las mismas (Maerz et al., 2005a, 2010; Watling et al., 2011a; Cotten et al., 2012; Sacerdote & King, 2013). Ciertos compuestos secundarios provenientes de plantas exóticas disminuyen las poblaciones de anfibios, por ejemplo, la hierba semiacuática *Lythrum salicaria* invasora en Estados Unidos, libera elevadas cantidades de taninos que resultan nocivos para la respiración de las fases larvales de los anuros (Maerz, 2005a). Sacerdote & King (2013) también observaron que en Estados Unidos *Rhamnus cathartica*, un arbusto europeo, afecta al desarrollo embrionario de anfibios por efecto de la liberación de emodina, un compuesto secundario ausente en las plantas nativas de su entorno. Particularmente, se enfatiza la potencial capacidad que tienen algunas plantas exóticas de actuar como ingenieros ecosistémicos tras modificar el microhábitat de los animales, alterando la cantidad de hojarasca, la humedad del suelo, el hidroperiodo de los cuerpos de agua y la temperatura. De esta manera, intervienen sobre las poblaciones de especies animales con las cuales no comparten una conexión trófica directa (como es el caso de los anfibios) (Crooks, 2002; Watling et al., 2011b). Watling et al. (2011b) demostró que las condiciones generadas por la leñosa exótica *Lonicera maackii*, en Estados Unidos, disminuye la riqueza y modifica la composición de las comunidades de anuros, debido a que la densa capa arbórea que produce impide el ingreso de luz, conllevando a un descenso de la temperatura media del sitio y afectando negativamente la presencia de los anfibios nativos.

Actualmente en las Sierras de Córdoba *Ligustrum lucidum*, conocido popularmente como Siempre Verde, es la especie leñosa invasora que está generando los mayores cambios en la composición florística y en la fisonomía del bosque Chaqueño Serrano (Giorgis et al., 2017).

L. lucidum es una leñosa nativa de China, la cual llegó al país a causa de la introducción humana con fines ornamentales (Montaldo, 2000; Hoyos et al., 2010). Se caracteriza por poseer grandes alturas y dispersarse fácilmente por aves o reproducción vegetativa (Aragón & Groom 2003). Es una gran competidora, ocasionando que cuando alcanza la altura de dosel arbóreo llegue poca luz a la superficie del suelo, impidiendo el desarrollo de especies nativas y modificando así, el ciclado de nutrientes, la composición florística, la fisonomía y la biodiversidad de las plantas (Grau & Aragón, 2000; Hoyos et al., 2010; Gavier-Pizarro et al., 2012; Furey et al., 2014; Ferreras et al., 2015; Giorgis et al., 2017).

Dada la inexistencia de estudios referidos al efecto de *L. lucidum* sobre los anfibios (Nunes et al., 2019) el objetivo general de este trabajo fue evaluar el efecto de la invasión de *Ligustrum lucidum* sobre las poblaciones y la estructura comunitaria de los anfibios del Chaco Serrano de Córdoba, centro de Argentina. Específicamente, se propone:

1. Comparar la riqueza de especies de las comunidades de anfibios, entre sitios dominados por *Ligustrum lucidum* y sitios dominados por vegetación nativa.
2. Cuantificar y comparar la abundancia de las distintas especies de anfibios, en sitios dominados por *Ligustrum lucidum* y sitios dominados por vegetación nativa.
3. Analizar si existen diferencias en cuanto a la condición corporal de los individuos de cada especie, entre sitios dominados por *Ligustrum lucidum* y sitios dominados por vegetación nativa.
4. Comparar las variables bióticas y abióticas de los arroyos, y analizar su relación con los parámetros poblacionales y comunitarios de los anfibios, en sitios dominados por *Ligustrum lucidum* y en sitios dominados por vegetación nativa.

En función de lo planteado se hipotetiza que la invasión por *Ligustrum lucidum* en los arroyos del Chaco Serrano de Córdoba afecta la estructura comunitaria, las abundancias de las especies y la condición física de los anfibios nativos, a través de cambios generados en las condiciones bióticas y abióticas de su hábitat.

Por lo tanto, se espera que los anfibios en arroyos dominados por *Ligustrum lucidum* presenten comunidades menos diversas, abundancias menores y peores condiciones corporales (menor

peso y menor longitud hocico cloaca), en relación a los anfibios que habitan arroyos dominados por vegetación nativa del Chaco Serrano de Córdoba. Además, estas respuestas poblacionales y comunitarias de los anfibios estarán relacionadas con variables ambientales asociadas a los cambios producidos por *Ligustrum lucidum*: mayor cobertura y altura del dosel arbóreo, menor cobertura de dosel herbáceo, cambios en la composición florística y una disminución en la entrada de luz.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El trabajo se llevó adelante en la ladera oriental de las Sierras Chicas de la provincia de Córdoba, los sitios se encuentran ubicados entre las localidades de Unquillo (31°14'00"S 64°19'00"O) y La Granja (31°02'14"S 64°16'33"O). Los arroyos están situados entre los 615 y los 729 m.s.n.m. y comprendidos en un rango latitudinal de 22,82 km, distancia existente entre el tramo de arroyo ubicado en el extremo más septentrional (31° 0'52.21"S 64°16'32.99"O) y el tramo de arroyo ubicado en el extremo más austral (31°11'42.41"S 64°22'12.90"O) del área de estudio (Figura 1).

La precipitación anual promedio del área es de 950 mm (concentradas entre octubre y abril) y sus temperaturas medias son de 9°C en los meses de invierno y de 22°C en los de verano (De Fina, 1992). La vegetación nativa característica del área pertenece al distrito chaqueño serrano (Cabrera, 1976) potencialmente dominado por bosques de *Lithraea molleoides* y *Schinopsis marginata*. Actualmente el paisaje se caracteriza por la presencia de parches de bosque nativo, matorrales, pastizales y parches dominados por especies leñosas exóticas (Gavier & Bucher, 2004; Zeballos et al., 2014; Giorgis et al., 2017).

La cobertura vegetal del área de estudio, desde aproximadamente los 500 hasta los 1000 m.s.n.m., ha experimentado grandes cambios debido al avance de las urbanizaciones y a la invasión de *Ligustrum lucidum* (Gavier & Bucher, 2004). Puntualmente la cobertura de *L. lucidum* paso de 50 ha en 1983 a más 2500 ha en 2006 (Gavier-Pizzaro et al., 2012). Como resultado, la invasión está modificando la composición florística de los bosques nativos dominados por la especie nativa *Lithraea molleoides* (Furey et al., 2014; Giorgis et al., 2017). En cuanto a la batracofauna, el bosque Chaqueño Serrano de Córdoba alberga al 50% de los anfibios documentados para el sistema de las Sierras Pampeanas Centrales (Lescano et al.,

2015). La fauna de anuros está representada tanto por especies endémicas de este sistema, tales como: *Boana cordobae*, *Odontophrynus cordobae*, *Melanophryniscus stelzneri*, así como por especies de amplia distribución, entre las que se destacan: *Rhinella arenarum*, *Odontophrynus occidentalis*, *Leptodactylus gracilis*, *L. mystacinus*, *Scinax nasicus* y *Physalaemus biligonigerus* (Lescano et al., 2015) (Figura 2).

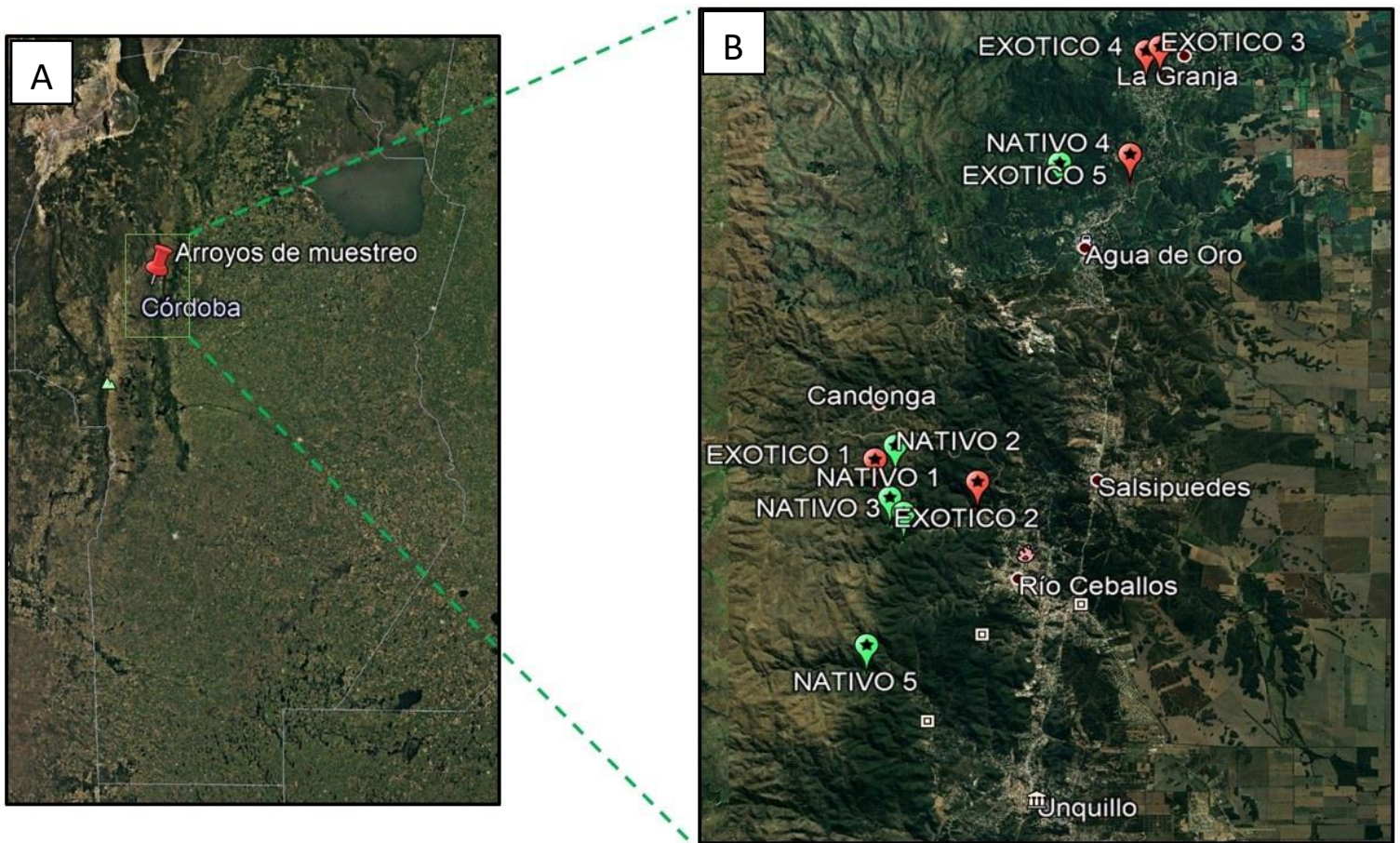


Figura 1. A. Mapa con la ubicación de los arroyos muestreados en la provincia de Córdoba, Argentina. B. Detalle de los arroyos de la condición nativa y exótica en las localidades de las Sierras Chicas de Córdoba.

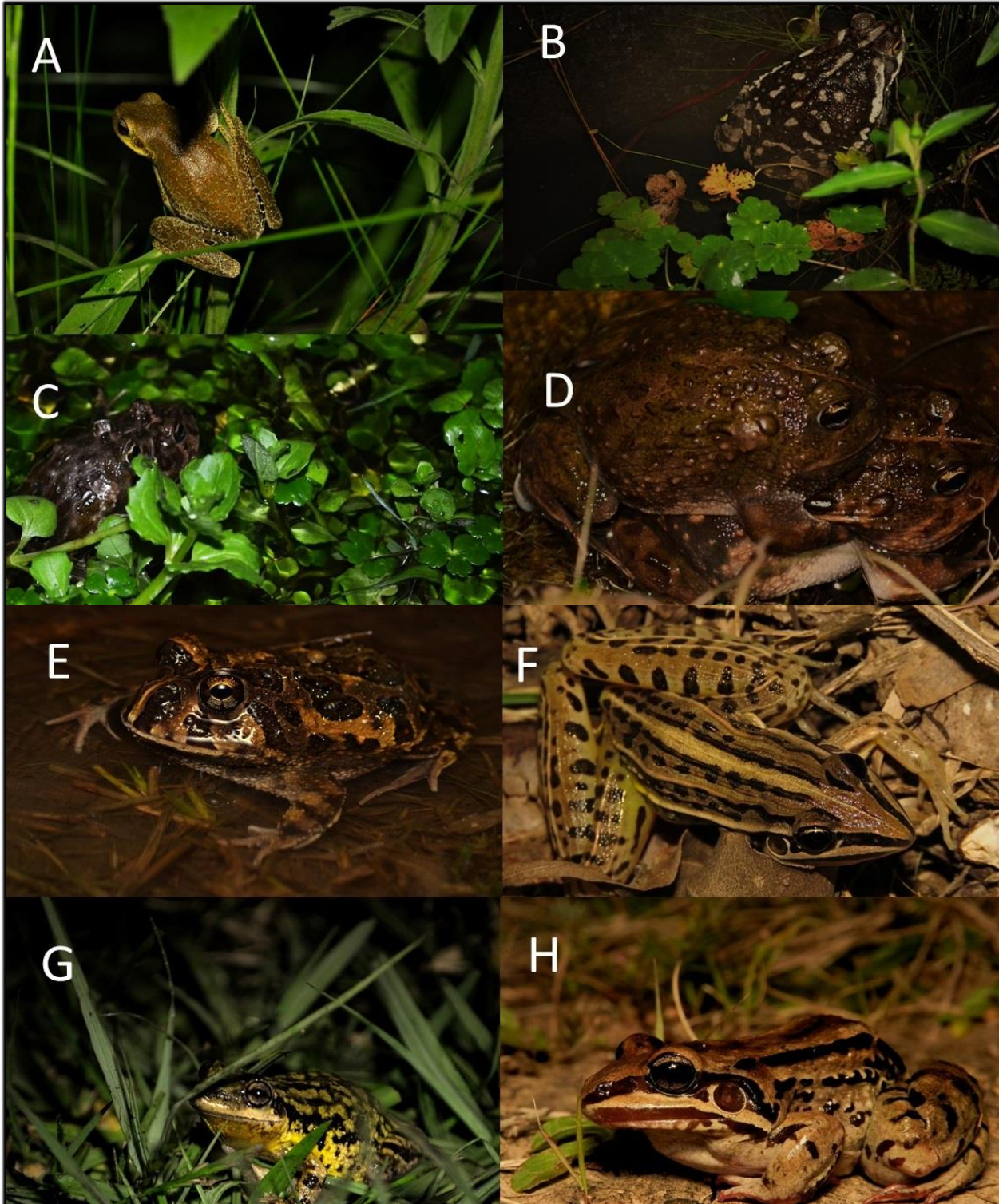


Figura 2. Foto de las especies de anfibios más frecuentes en arroyos del Chaco Serrano de Córdoba, Argentina. A. *Boana cordobae*. B. *Rhinella arenarum*. C y D. *Odontophrynus occidentalis*. E. *Odontophrynus cordobae*. F. *Leptodactylus gracilis*. G. *Scinax nasicus*. H. *Leptodactylus mystacinus*.

2.2. Diseño experimental

Se seleccionaron 10 tramos de arroyos de 180 metros de largo, independientes entre sí, dominados por cobertura leñosa en sus riberas y sin urbanización. Estos tramos fueron clasificados en dos condiciones para su estudio. Por un lado, los 5 que se encuentran dominados por *Ligustrum lucidum*, presentan una cobertura mayor al 60% de esta especie (condición exótica) (Figura 3a). Los 5 tramos restantes corresponden con arroyos caracterizados por tener una cobertura menor al 20% de *Ligustrum lucidum* o cualquier otra especie leñosa exótica (condición nativa) (Figura 3b).

La elección de los tramos se realizó en primera instancia a partir del programa Google Earth, seguido de una posterior visita a campo en donde se corroboró su idoneidad.





Figura 3. Ejemplo de los arroyos utilizados para este trabajo. A. Arroyos con riberas dominadas por *L. lucidum*. B. Arroyos con riberas dominadas por vegetación nativa.

2.3. Relevamiento de los anfibios y caracterización de sus variables poblacionales y comunitarias

Los muestreos se realizaron entre noviembre y enero, período asociado a máximas temperaturas y precipitaciones y al desarrollo de la mayor actividad reproductiva por parte de los anfibios de ambientes chaqueños (De Fina, 1992; Schalk et al., 2015). Las visitas a los arroyos se realizaron a partir de las últimas horas de la tarde (de 18 a 20 hs.) para detectar especies con actividad diurna y durante las primeras horas de la noche (entre las 21 y las 24 hs.) para el registro de las especies con actividad nocturna.

El relevamiento de los arroyos se repitió en dos oportunidades durante la temporada de actividad reproductiva. Además, con la finalidad de homogeneizar las condiciones de muestreo,

no se ejecutaron relevamientos en períodos con temperatura menor a los 12°C ni con clima lluvioso.

Los muestreos constaron de recorridos lineales a lo largo de cada tramo de arroyo, donde se realizaron relevamientos por encuentros visuales y auditivos en sitios de reproducción (Crump & Scott, 2001). Cuando se escuchaba o visualizaba un individuo se identificaba la especie y se lo registraba. Adicionalmente, se documentó la presencia de larvas y puestas de los anfibios, las cuales se utilizaron únicamente como indicadores complementarios de la riqueza de las comunidades de anuros, no se cuantificó su abundancia, ni se realizaron mediciones sobre las mismas.

De esta manera, mediante el promedio de los datos obtenidos de las dos visitas a campo, se determinaron para cada arroyo las siguientes variables comunitarias y poblacionales de los anfibios: la riqueza de la comunidad (número total de spp. por arroyo), la abundancia de la comunidad (número total de los individuos de todas las especies por arroyo), así como las abundancias de las distintas especies (número de individuos de cada spp. presentes en cada arroyo). A partir de estos registros se determinaron riquezas máximas y abundancias máximas, valores correspondientes a la medida más alta documentada para cada variable en una de las dos visitas a cada arroyo.

A los individuos capturados se les determinó su estadio de desarrollo (adulto o juvenil), si eran adultos se procedió a determinar su sexo mediante la identificación de caracteres sexuales secundarios. Además, se registró el peso y la longitud hocico cloaca (LHC) de los adultos mediante el uso de una balanza de 2 g de precisión y un calibre de 0.01 mm de precisión.

2.4. Caracterización de las variables bióticas y abióticas de los arroyos

En cada tramo de arroyo (Figura 4), mediante el uso de GPS se tomaron los siguientes atributos: altitud, coordenadas del punto de inicio, medio y final de cada transecta, fecha y hora del muestreo.

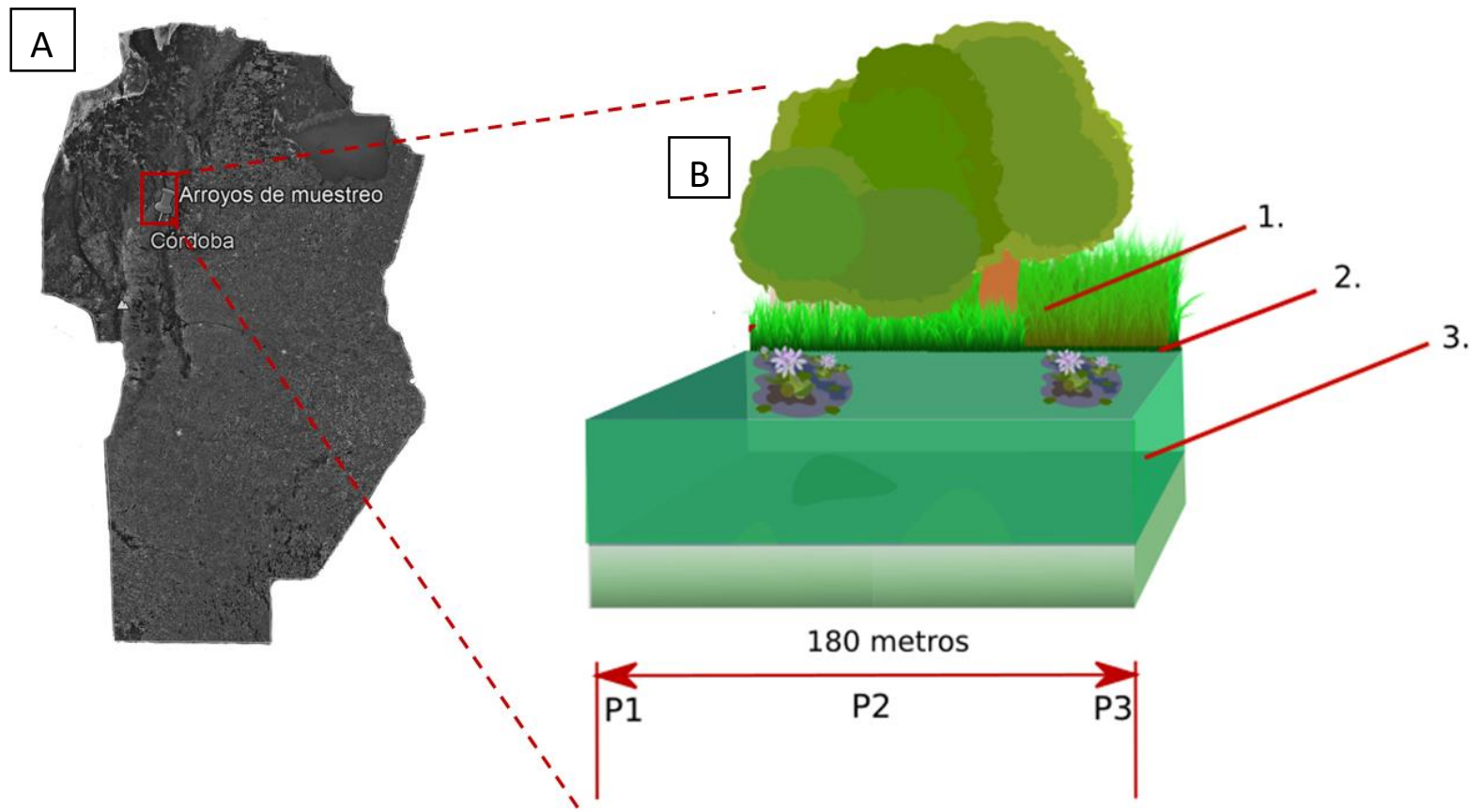


Figura 4. Esquema representativo de la transecta de muestreo.

A. Se muestra la ubicación de los tramos de arroyos seleccionados para el muestreo, en la provincia de Córdoba, Argentina.

B. Se expone la extensión de la transecta, su división en tres puntos (al comienzo P1, a los 90 m P2 y al final P3), y las zonas definidas para las distintas mediciones 1. Ribera. 2. Margen. 3. Arroyo.

2.4.1. Variables abióticas de arroyo

- **Estimación de las dimensiones del arroyo:** Utilizando una cinta métrica se tomaron las medidas de profundidad y ancho del arroyo en tres puntos de la transecta: al comienzo, al medio y al final. Para la profundidad, se midió el margen izquierdo, el margen derecho y el centro del arroyo, dichos valores se promediaron para obtener un valor representativo de la profundidad de cada uno de los tres puntos de la transecta.
- **Luz que llega al arroyo y a la ribera:** En horarios de máxima insolación y libres de nubes, se midió la radiación fotosintéticamente activa (PAR), mediante un Skye (SKR 110). En ambas riberas del arroyo se delimitó una parcela terrestre de 10 metros de largo y 2 metros de ancho, y una parcela sobre el agua de 2 metros de ancho. En cada una de ellas se tomaron 6 medidas de PAR, cuyos valores se promediaron para obtener un valor para cada una de las parcelas. Esto se repitió en los tres puntos mencionados de cada transecta.

2.4.2. Variables bióticas de margen y ribera

Se diferenció la vegetación de los arroyos en dos tipos, por un lado, la vegetación marginal (semi-acuática) y por otro la vegetación de ribera (terrestre inmediata) (Figura 5), debido a que ambas poseen una relevancia distinta para los anfibios. La vegetación marginal actúa como refugio, perchas para la actividad de canto y sitios de oviposición. Mientras que la vegetación de ribera es utilizada para el desplazamiento de los adultos y para forrajeo. Ambas constituyen el hábitat de los anfibios y funcionan como partes complementarias del mismo (Becker et al., 2007).

- **Vegetación marginal:** En ambos márgenes del arroyo se estimó el porcentaje de cobertura de vegetación de naturaleza riparia (semi-acuática) sobre 2 metros de la costa. Se realizó esto en los tres puntos de la transecta.
- **Vegetación de ribera:** A ambos márgenes del arroyo, se delimitó una parcela de 10 metros de largo y 2 metros de ancho (la misma utilizada para medir radiación fotosintéticamente activa (PAR)). En estas parcelas se estimó el porcentaje de cobertura vegetal y se definieron alturas máximas, mínimas y modales para los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo.

Con el fin de caracterizar la fisonomía y la composición florística de la vegetación de ribera de los arroyos, se resumió la estructura fisonómica a través del índice de altura siguiendo a Giorgis et al. (2017), que integra la cobertura y la altura de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo. Dicho índice presenta valores de 0 a 100, en donde valores máximos se corresponden con bosques altos con una gran cobertura arbórea y valores bajos se corresponden con sitios abiertos, bajos y dominados por estrato herbáceo.

Además, se realizó un censo florístico de todas las especies leñosas nativas y exóticas de la parcela. Para esto se estimó la cobertura de cada especie siguiendo la escala de cobertura propuesta por Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1932).

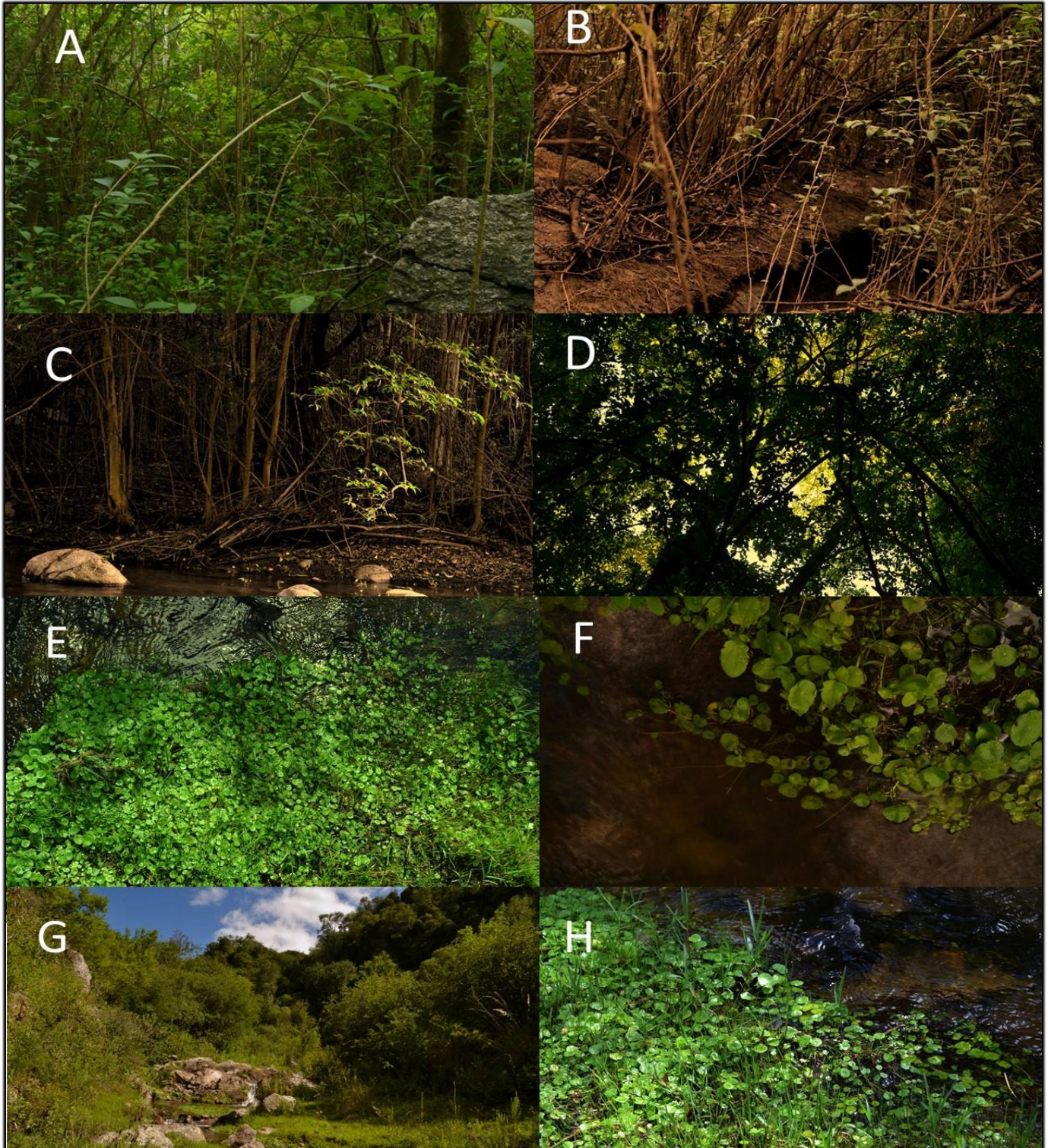


Figura 5. Fotos representativas de las coberturas vegetales de riberas y márgenes en los arroyos muestreados.

Las imágenes A, B, C Y D, son de arroyos dominados por *L. lucidum*.

Las imágenes E, F, G y H se corresponden con arroyos dominados por vegetación nativa.

2.5. Análisis estadístico de los datos

2.5.1. Comparación de las variables de anfibios y de las variables ambientales

Con la finalidad de comparar, entre la condición nativa y la exótica, las variables poblacionales y comunitarias de los anfibios, así como las variables bióticas y abióticas de su hábitat, se llevó adelante un análisis de comparación entre dos muestras, paramétricas (Test T) si se cumplían los supuestos de normalidad, o no paramétricas (Test de Wilcoxon), cuando dichos supuestos no se cumplían. En todos los casos se utilizó el programa Infostat, versión 2008 (Di Rienzo et al., 2008).

Las variables que se compararon entre condiciones se detallan a continuación:

Variables relativas a estructura comunitaria, parámetros poblacionales, y condición corporal de los anfibios: riqueza promedio y máxima, abundancia promedio y máxima, índices de diversidad de Dominancia y de Shannon (calculados a partir de las abundancias máximas de las especies, mediante el programa PAST), abundancias de las especies individuales y condición corporal de los individuos adultos.

Las variables abióticas analizadas fueron: ancho y profundidad del arroyo, luz de ribera y luz del arroyo. Las variables bióticas analizadas fueron: cobertura vegetal marginal, cobertura de los tres estratos de la vegetación de ribera, riqueza de leñosas nativas, riqueza de leñosas exóticas, índice de altura, y eje 1 del DCA obtenido a partir de un análisis libre de tendencia (Detrended Correspondence Analysis o DCA) (Legendre & Legendre, 1998), de la composición florística de las especies leñosas. Este último análisis se realizó a través del software PC ord (McCune & Mefford, 2011).

2.5.3. Asociación entre variables de anfibios y variables ambientales

Para explorar el grado de relación entre las variables ambientales y las variables de anfibios medidas se realizaron análisis de correlación entre ellas, utilizando el Coeficiente de Correlación de Pearson, mediante el uso del programa Infostat, versión 2008 (Di Rienzo et al., 2008). Dentro de las variables poblacionales sometidas al análisis de correlación, solo se incluyeron las abundancias y las condiciones corporales de las especies presentes en ambas condiciones de estudio.

3. RESULTADOS

3.1. Variables de anfibios

Se registraron en el área de estudio 7 especies de anfibios anuros: *Rhinella arenarum*, *Boana cordobae*, *Odontophrynus occidentalis*, *Odontophrynus cordobae*, *Leptodactylus gracilis*, *Leptodactylus mystacinus* y *Scinax nasicus*. Todas estas conformaron el pool de especies de los arroyos con vegetación nativa. En cambio, en los arroyos con vegetación exótica solo estuvieron presentes *R. arenarum*, *B. cordobae* y *O. occidentalis*. Resultando entonces *O. cordobae*, *L. gracilis*, *L. mystacinus* y *S. nasicus* especies exclusivas de los arroyos nativos. En el apéndice 1 se reporta el tipo de registro para cada especie (larvas o adultos) y su abundancia máxima para cada uno de los arroyos muestreados.

3.1.1. Variables comunitarias de anfibios

La riqueza promedio y máxima, la abundancia promedio y máxima, y la diversidad (reflejada en los índices de Dominancia y de Shannon), fueron significativamente mayores en los arroyos con vegetación nativa, en comparación con los arroyos dominados por vegetación exótica (Tabla 1).

El patrón de disminución de la riqueza de las comunidades de anfibios en arroyos dominados por vegetación exótica fue consistente (Tabla 1), con una variación entre 1 y 2 especies, mientras que los arroyos de la condición nativa presentaron valores superiores: entre 3 y 7 spp. En cuanto a las abundancias, se observa un amplio rango de variación para los arroyos dominados por vegetación nativa, siendo 3 y 44 el menor y mayor número de individuos documentados, respectivamente. No obstante, tanto la abundancia media como la máxima tuvieron mayores valores para la condición nativa (Tabla 1), registrándose de 0 a 8 individuos en los arroyos invadidos.

Los arroyos de la condición nativa resultaron ser más diversos que los de la condición exótica. El valor medio de Dominancia fue mayor en los arroyos dominados por vegetación exótica. En el mismo sentido, los valores de diversidad estimados a través del índice de Shannon, fueron mayores en la condición nativa (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedios de variables comunitarias medidas en anfibios. Se muestra el valor medio de cada variable para la condición nativa y exótica \pm DE y el estadístico W o T, para el test T o de Wilcoxon, según corresponda. Todas las variables resultaron significativamente diferentes, con un $p < 0.05$. La dominancia se estimó a través del índice de Dominancia, mientras que la diversidad fue estimada a través del índice de Shannon.

Variab les	Condición nativa \pm DE	Condición exótica \pm DE	W/T
Riqueza promedio	3,70 \pm 1,04	1,50 \pm 0,35	- 4,49 (T)
Riqueza máxima	4,80 \pm 2,05	1,80 \pm 0,45	15 (W)
Abundancia promedio	16,80 \pm 7,73	3,30 \pm 2,41	15 (W)
Abundancia máxima	22,20 \pm 12,44	4,60 \pm 2,88	15 (W)
Dominancia	0,42 \pm 0,15	0,91 \pm 0,42	4,20 (T)
Diversidad	0,77 \pm 0,64	0,13 \pm 0,30	- 4,49 (T)

3.1.2. Variables poblacionales de anfibios

Los análisis de las variables poblacionales solo pudieron concretarse para las especies que estuvieron presentes en los arroyos de la condición nativa y exótica (*R. arenarum*, *B. cordobae* y *O. occidentalis*). Dentro de estas 3 especies compartidas, la abundancia máxima de *B. cordobae* resulto ser significativamente mayor en los arroyos nativos, mientras que las abundancias de las dos especies restantes no mostraron diferencias significativas entre ambas condiciones (Tabla 2). Sin embargo, la ocurrencia de *O. occidentalis* en arroyos con vegetación exótica fue registrada casi exclusivamente por la presencia de larvas, presentando adultos para esta especie solo uno de los tramos invadidos.

El análisis de la condición corporal pudo realizarse únicamente para *R. arenarum*, debido a la escasa abundancia de individuos adultos para *B. cordobae* y *O. occidentalis* en la condición exótica. Si bien las medias de LHC y peso de *R. arenarum* fueron mayores en arroyos dominados por vegetación nativa, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (Tabla 2). Al mismo tiempo, tampoco existieron diferencias para los rangos de variación de estos dos parámetros, es decir, la diferencia entre la mayor y menor medida documentada (Tabla 2).

Tabla 2. Valores promedio de variables poblacionales medidas en anfibios. Se muestra el valor medio de cada variable para la condición nativa y exótica \pm DE y el estadístico W o T, para el test T o de Wilcoxon, según corresponda. Variables con valores de $p < 0.05$ indican diferencias significativas, se encuentran resaltadas en negrita.

VARIABLES	Condición nativa \pm DE	Condición exótica \pm DE	W/T
Abund. max. <i>R. arenarum</i>	3 \pm 3,08	3,60 \pm 3,21	29,50(W)
Abund. max. <i>B. cordobae</i>	6,80 \pm 4,60	0,60 \pm 1,34	16(W)
Abund. max. <i>B. cordobae</i>	10 \pm 12,81	0,60 \pm 1,34	19(W)
LHC <i>R. arenarum</i>	117,39 \pm 17,35	102,23 \pm 6,77	-1,41(T)
Variación LHC <i>R. arenarum</i>	22,15 \pm 18,31	6,3 \pm 8,41	1,38(T)
Peso <i>R. arenarum</i>	179,21 \pm 76,96	146,06 \pm 25,08	0,70(T)
Variación peso <i>R. arenarum</i>	163,50 \pm 202,94	73,33 \pm 62,56	-0,77(T)

3.2. Variables ambientales

3.2.1. Abióticas

Las variables de ancho y profundidad de los arroyos no fueron significativamente diferentes entre arroyos nativos y exóticos (Tabla 3). En cambio, la luz si vario entre condiciones, resultando significativamente mayor en los arroyos con vegetación nativa. La luz que incide sobre los arroyos dominados por vegetación nativa es 6 veces mayor que la correspondiente a los arroyos invadidos (Tabla 3). De manera análoga, la luz que ingresa a las riberas de los arroyos dominados por vegetación exótica es 7 veces menor que los valores de los arroyos de la condición nativa (Tabla 3).

3.2.2. Bióticas

En las 60 parcelas censadas sobre las riberas de los arroyos de muestreo, se registraron 35 especies de plantas leñosas. Los tramos de arroyos de la condición nativa fueron más diversos que los tramos de la exótica. El eje 1 del DCA separo significativamente las dos condiciones, por un lado, los arroyos dominados y caracterizados por *L. lucidum* se ubicaron muy próximos entre sí en el margen izquierdo del eje, mientras que los arroyos dominados por vegetación

nativa se situaron en el extremo opuesto del eje 1 y menos solapados, mostrando mayor heterogeneidad florística (Figura 6).

La riqueza de leñosas nativas, fue significativamente mayor en arroyos de la condición nativa, caracterizados por la presencia de las siguientes especies: *Condalia montana*, *Cestrum parqui*, *Celtis ehrenbergiana*, *Lepechinia floribunda* y *Porlieria microphylla*. Por otro lado, los mayores valores de riqueza de leñosas exóticas correspondieron a los arroyos invadidos por la especie *L. lucidum* (Tabla 3), a la que le siguieron en grado decreciente de dominancia *Acer negundo*, *Morus alba* y *Lantana camara*.

En cuanto a las coberturas de los estratos de la vegetación de ribera, el estrato arbóreo presento valores significativamente mayores en arroyos invadidos por *L. lucidum* (Tabla 3). En el estrato arbustivo no se registraron valores marcadamente diferentes. Por último, la cobertura del herbáceo resulto significativamente mayor para los arroyos de la condición nativa (Tabla 3). En el mismo sentido, el índice de altura presento valores significativamente mayores en los arroyos invadidos por *L. lucidum*, lo que se corresponde con sitios de mayor altura y dominados por el estrato arbóreo (Tabla 3). Por su parte, la cobertura de la vegetación marginal (semi-acuática) fue significativamente mayor para los arroyos dominados por vegetación nativa (Tabla 3).

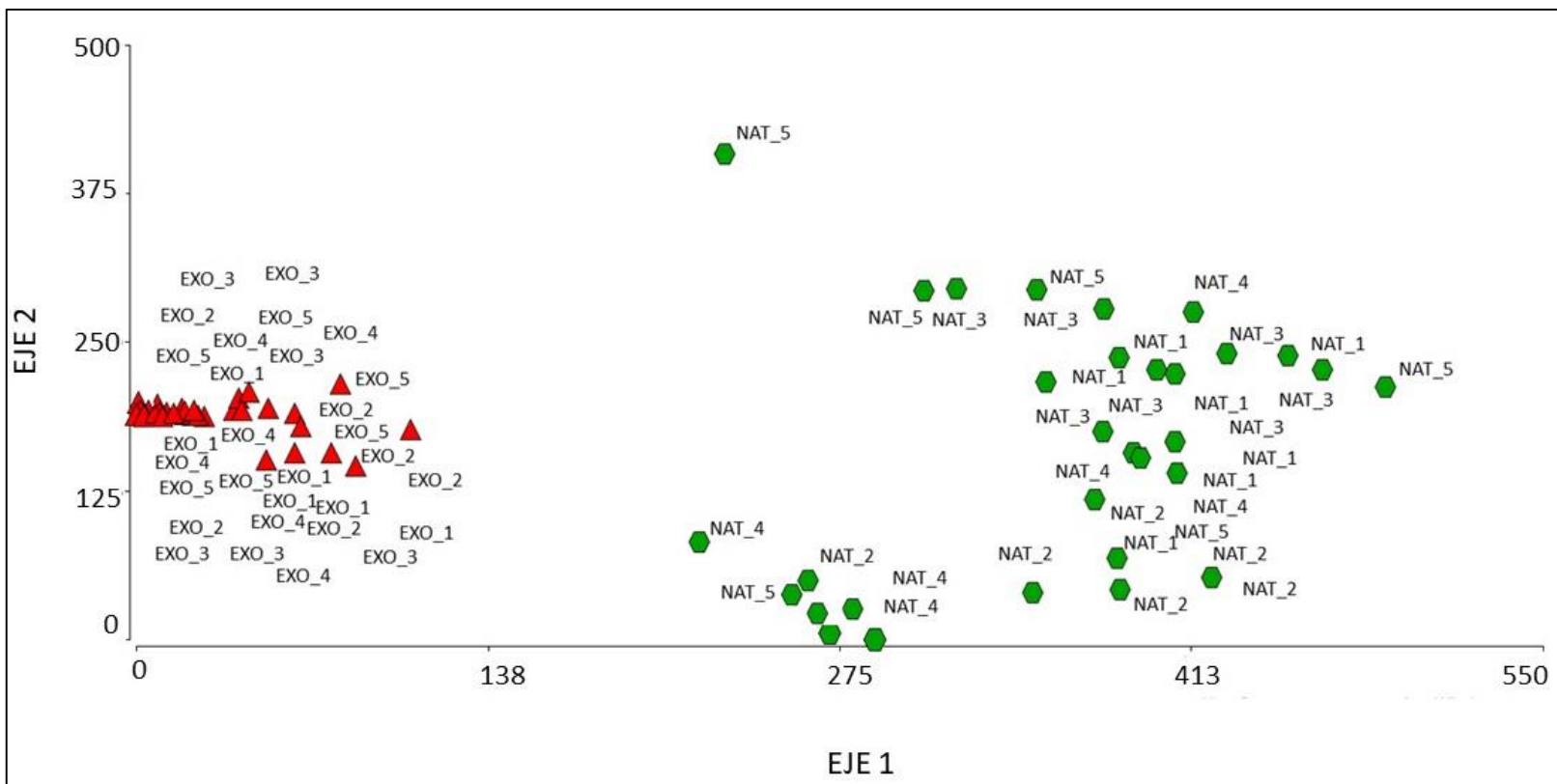


Figura 6. DCA para la composición florística de leñosas en las riberas de los arroyos muestreados. La grafica muestra a la izquierda y en rojo, los tres puntos muestreados tanto en el margen izquierdo como en el derecho de cada uno de los cinco arroyos de la condición exótica. En verde y a la derecha se encuentran los tres puntos muestreados tanto en el margen izquierdo como en el derecho, de cada uno de los arroyos dominados por vegetación nativa.

Tabla 3. Valores promedios de las variables ambientales. Se muestra el valor medio de cada variable para la condición nativa y exótica \pm DE y el estadístico W o T, para el test T o de Wilcoxon, según corresponda. Las variables con $p < 0.05$ demuestran diferencias significativas, se encuentran resaltadas en negrita. Con * las variables mayormente significativas ($p < 0,0001$).

Los subíndices indican donde fueron registradas las medidas de esa variable, siendo 1. Arroyo. 2. Margen del arroyo. 3. Ribera del arroyo.

Variables	Condición nativa \pm DE	Condición exótica \pm DE	W/T
Ancho arroyo ₁	355,67 \pm 308,38	296,75 \pm 196,53	0,36 (T)
Profundidad arroyo ₁	17,64 \pm 7	16,72 \pm 13,07	- 0,09 (T)
Luz arroyo₁	1146,43 \pm 289,54	188,62 \pm 139,08	- 6,67 (T)
Luz ribera₂	649, 88 \pm 61,04	92,96 \pm 86,93	- 9,44 (T)
% Cob. Vegetación marginal₂	72 \pm 16,45	25 \pm 29,31	-11,53 (T)
% Cob. Estrato arbóreo₃	29,47 \pm 12,24	94,97 \pm 5,36	10,96 (T)*
% Cob. Estrato arbustivo ₃	27,40 \pm 5,81	34,50 \pm 22,66	31 (W)
% Cob. Estrato herbáceo₃	71,43 \pm 7,77	23,83 \pm 21,38	- 4,68 (T)
Riq. Leñosas nativas₃	3,57 \pm 1,21	0,07 \pm 0,15	15 (W)
Riq. Leñosas exóticas₃	1,20 \pm 0,27	2,90 \pm 1,11	40 (W)
Índice de altura₃	16,69 \pm 3,28	50,7 \pm 5,95	11,19 (T)*
Eje 1 DCA₃	30,67 \pm 21,26	386,81 \pm 35,86	-19,10(T)*

3.3. Asociación entre las variables de anfibios y las variables ambientales

El análisis de correlación demostró que la luz de margen y ribera, la cobertura vegetal marginal, la cobertura del estrato arbóreo y herbáceo, la riqueza de leñosas nativas y exóticas, el índice de altura y el eje 1 del DCA, se encontraron significativamente correlacionados con las siguientes variables comunitarias y poblacionales de los anfibios: riqueza promedio y máxima, abundancia promedio y máxima, índice de Dominancia, índice de Shannon y abundancia de *B. cordobae* (Tabla 4 y 5).

La luz del margen y ribera, el índice de altura y el eje 1 del DCA fueron las variables ambientales que se relacionaron significativamente con todas las variables comunitarias de anfibios (Tabla 4) y con la única variable poblacional que dio un valor significativo (Abundancia de *B. cordobae*) (Tabla 5). Por su parte, la cobertura de la vegetación marginal, el estrato herbáceo y la riqueza de leñosas nativas se asociaron positivamente con la riqueza y ciertas abundancias, y negativamente con la Dominancia (Tabla 4). En cambio, la cobertura del estrato arbóreo, la riqueza de leñosas exóticas y el índice de altura, se correlacionaron de forma negativa con la riqueza y las abundancias, y positivamente con la Dominancia (Tabla 4).

El ancho y la profundidad de los arroyos, así como la cobertura del estrato arbustivo, no estuvieron relacionadas con ninguna de las variables de anfibios (comunitarias y poblacionales) (Tabla 4 y 5).

Tabla 4. Correlaciones entre las variables ambientes y las variables comunitarias de anfibios. Se presenta el valor de correlación de Pearson y su p asociado, solo para las relaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$). En color verde y rojo se representan las correlaciones positivas y negativas, respectivamente.

	<i>Riqueza promedio</i>	<i>Riqueza máxima</i>	<i>Abundancia promedio</i>	<i>Abundancia máxima</i>	<i>Índice de Dominancia</i>	<i>Índice de Shannon</i>
<i>Ancho arroyo</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Profundidad arroyo</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Luz arroyo</i>	0,75 (p=0,01)	0,68 (p=0,028)	0,83 (p=0,007)	0,79 (p=0,006)	-0,84 (p=0,009)	0,69 (p=0,024)
<i>Luz ribera</i>	0,72 (p=0,017)	0,67 (p=0,032)	0,84 (p=0,002)	0,75 (p=0,011)	-0,82 (p=0,003)	0,66 (p=0,036)
<i>% Cob. vegetación marginal</i>	0,71 (p=0,02)	0,71 (p=0,019)	0,69 (p=0,028)	0,72 (p=0,018)	-0,63 (p=0,046)	ns
<i>% Cob. estrato arbóreo</i>	-0,78 (p=0,008)	-0,68 (p=0,031)	-0,72 (p=0,017)	-0,70 (p=0,023)	0,79 (p=0,005)	ns
<i>% Cob. estrato arbustivo</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>% Cob. estrato herbáceo</i>	0,80 (p=0,005)	0,72 (p=0,018)	0,65 (p=0,039)	ns	-0,82 (p=0,003)	0,66 (p=0,037)
<i>Riq. leñosas nativas</i>	0,84 (p=0,002)	0,79 (p=0,006)	0,72 (p=0,018)	0,69 (p=0,027)	-0,71 (p=0,019)	ns
<i>Riq. leñosas exóticas</i>	-0,78 (p=0,007)	-0,70 (p=0,024)	-0,65 (p=0,042)	-0,58 (p=0,076)	0,83 (p=0,002)	ns
<i>Índice de altura</i>	-0,84 (p=0,002)	-0,73 (p=0,015)	-0,74 (p=0,014)	-0,69 (p=0,028)	0,89 (p=0,0005)	-0,64 (p=0,046)
<i>Eje 1 DCA</i>	0,86 (p=0,001)	0,78 (p=0,007)	0,80 (p=0,005)	0,74 (p=0,01)	-0,80 (p=0,005)	0,64 (p=0,047)

Tabla 5. Correlaciones entre las variables ambientes y las para variables poblacionales de anfibios. Se presenta el valor de correlación de Pearson y su p asociado, solo para las relaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$). En color verde y rojo se representan las correlaciones positivas y negativas, respectivamente.

	Ab. máx. <i>R. arenaum</i>	Ab. máx. <i>B. cordobae</i>	Ab. máx. <i>O. occidentalis</i>	LHC <i>R. arenarum</i>	Peso <i>R. arenarum</i>
Ancho arroyo	ns	ns	ns	ns	ns
Profundidad arroyo	ns	ns	ns	ns	ns
Luz arroyo	ns	0,79 (p=0,010)	ns	ns	ns
Luz ribera	ns	0,67 (p=0,03)	ns	ns	ns
% Cob vegetación marginal	ns	ns	ns	ns	ns
% Cob estrato arbóreo	ns	ns	ns	ns	ns
% Cob estrato arbustivo	ns	ns	ns	ns	ns
% Cob estrato herbáceo	ns	ns	ns	ns	ns
Riq. leñosas nativas	ns	0,70 (p=0,024)	ns	ns	ns
Riq. leñosas exóticas	ns	-0,65 (p=0,039)	ns	ns	ns
Índice de altura	ns	0,73 (p=0,019)	ns	ns	ns
Eje 1 DCA	ns	0,78 (p=0,007)	ns	ns	ns

4. DISCUSIÓN

Los resultados del presente trabajo exponen que la invasión de *Ligustrum lucidum* reduce la diversidad de anfibios del Chaco Serrano de Córdoba, excluye especies de las comunidades y afecta la abundancia poblacional de una de las tres especies que logran habitar los arroyos invadidos. Las respuestas de las variables relativas a la estructura comunitaria de los anfibios, concuerdan con las predicciones previamente establecidas: la riqueza máxima y promedio, así como la abundancia máxima y promedio, son mayores en los arroyos dominados por vegetación nativa. Los índices de diversidad, por su parte, también señalan que los arroyos con vegetación nativa poseen comunidades más diversas.

En principio, es importante destacar que los cambios en la composición de las comunidades de anfibios, entre la condición nativa y exótica de los arroyos donde habitan, se relacionan estrechamente con la desaparición de diversas especies en los arroyos dominados por *L. lucidum*. Así, *O. cordobae*, *L. gracilis*, *L. mystacinus*, y *S. nasicus* fueron las especies exclusivas de los arroyos con vegetación nativa. Siguiendo a Lescano et al. (2015), estas especies normalmente habitarían los arroyos seleccionados para este trabajo, ya que se distribuyen ampliamente a escala regional o son propias de ambientes serranos de Córdoba, por lo que, esta ausencia en la condición exótica nos demuestra que son las características de hábitat generadas por *L. lucidum* las que excluyen su ocurrencia.

La ausencia de *L. gracilis* y *L. mystacinus* en los arroyos invadidos podría estar íntimamente relacionada con sus particulares modos reproductivos. Estas especies realizan nidos de espuma en cavidades sobre el suelo barroso y periférico a los cuerpos de agua, lugar en donde posteriormente los renacuajos transitan sus primeros estadios (Ceí, 1980; Haddad & Prado, 2005). En general son especies de desarrollo larval rápido, resultándoles las temperaturas medianamente elevadas favorables (Fabrezi, 2011). Como consecuencia de la escasa luz que ingresa a los arroyos y riberas invadidas por *L. lucidum* (Tabla 3), estos sectores podrían presentar temperaturas menores, convirtiéndolos en sitios de baja calidad reproductiva para estas especies. Al mismo tiempo, *L. gracilis* y *L. mystacinus* vocalizan ocultas en sectores con vegetación herbácea densa, la fuerte disminución de este estrato en las riberas de los arroyos exóticos (Tabla 3) podría ser determinante para la disponibilidad de sitios para su vocalización (Ceí, 1980). En el mismo sentido, la cobertura marginal semi-acuática es relevante como sitio de oviposición de *S. nasicus* (Ceí, 1980). Asimismo, las larvas de *S. nasicus* poseen desarrollos

larvales breves (Fabrezi, 2011) y por ello requieren de cuerpos de agua con elevada productividad y disponibilidad de recursos, así como de temperaturas elevadas. La reducida cobertura marginal de los arroyos exóticos y la escasa luz allí incidente resultarían claves para esta especie, disminuyendo la disponibilidad de sitios de reproducción y generando condiciones adversas para el normal desarrollo de sus larvas (Skelly, 2002). La ausencia total de estas especies, determinada por los cambios en las condiciones ambientales generadas por la invasión de *L. lucidum*, definen una drástica disminución de la riqueza de las comunidades de anfibios nativos de la región. Estos resultados concuerdan con lo encontrado en Watling et al. (2011b), donde las modificaciones del microhábitat generadas por una especie invasora leñosa, en Estados Unidos, repercutían negativamente sobre las comunidades de los anuros nativos, disminuyendo su diversidad.

En el caso de las abundancias máximas de las especies que habitan tanto la condición nativa como la exótica (*R. arenarum*, *B. cordobae* y *O. occidentalis*), se observó que la abundancia de *B. cordobae* fue mayor, como se esperaba, en los arroyos de la condición nativa. Esta especie utiliza la vegetación marginal como lugar de oviposición durante la época reproductiva (Ceí, 1980). Entonces, al existir una cobertura significativamente más alta en las márgenes de los dominados por vegetación nativa, podrían verse más beneficiadas y por ende tener una abundancia mayor. Al mismo tiempo *B. cordobae* se asolea en el cauce de los arroyos sobre rocas y troncos durante las horas del día (obs. pers.). Por lo tanto, la escasa luz que ingresa a los arroyos invadidos (Tabla 3) podría volver a estos sitios menos favorables.

Si bien *O. occidentalis* estuvo presente en la condición exótica, es necesario destacar que se encontraron individuos adultos en solo uno de los tramos muestreados, el resto de los registros se correspondieron únicamente con la presencia de larvas. Considerando que las cabeceras de cuenca son lugares potencialmente menos invadidos, debido a que la densidad de vegetación exótica se incrementa con la cercanía a las zonas más urbanizadas (Giorgis et al., 2011, 2016; Gavier-Pizarro et al. 2012), y que no existen barreras importantes que limiten el transporte de las larvas, es probable que la presencia de la especie en arroyos exóticos se deba a la dispersión pasiva de sus larvas desde aguas arriba. Además, el prolongado desarrollo de los renacuajos de esta especie, 8 meses o más (Ceí, 1980), viene a respaldar esta conjetura. De esta forma, la ausencia de los adultos en la mayoría de los arroyos invadidos por *L. lucidum*, refleja que estos sitios no serían lugares óptimos para las actividades de forrajeo y vocalización

de *O. occidentalis*. Lo que va en consonancia con lo descrito para *B. cordobae*, los arroyos exóticos no serían lugares destinados para su reproducción.

Por el contrario, *R. arenarum* fue la única especie de anfibio con poblaciones relativamente abundantes en los arroyos de ambas condiciones de estudio, lo que vendría a explicar los altos valores de dominancia correspondientes a los arroyos dominados por *L. lucidum*. Estos resultados son ciertamente esperables ya que se ha documentado acerca de la plasticidad de sus estadios larvales frente a disturbios ambientales (Acosta, 2009; Fonovich et al., 2016), de su capacidad para habitar ambientes altamente urbanizados (Babini et al., 2015b), y de emplear diferentes estrategias de termorregulación corporal frente a variaciones ambientales (Sanabria et al., 2011). Debido a estas características de *R. arenarum*, es que cobra sentido que sea una de las especies que integra el defaunado ensamblaje de anfibios de los arroyos exóticos. De la misma manera, tampoco se encontraron variaciones en la condición corporal de los individuos de esta especie; lo que va en concordancia con los resultados obtenidos por Babini et al. (2018), en donde tampoco se encontraron diferencias para los tamaños de los adultos de *R. arenarum*, tras comparar ambientes con diferentes grados de disturbio.

La escasa abundancia de adultos de *B. cordobae* y *O. occidentalis* sumado a la fuerte dominancia numérica de *R. arenarum* en los sitios invadidos explican los cambios en la equitatividad y dominancia, siempre a favor de una mayor diversidad para los arroyos con vegetación nativa (Tabla 1 y 2).

En términos generales, numerosos trabajos han puesto en evidencia que la vegetación emergente en las márgenes y la vegetación de ribera inmediata contribuyen a la riqueza de los anfibios, tras generar mayor heterogeneidad de hábitat y aportar sitios para forrajeo, refugio, vocalización y oviposición (Cei, 1980; Lemckert et al., 2006; Lane et al., 2007). Al mismo tiempo, al ser los anfibios animales ectotermos, su temperatura corporal se encuentra influenciada por los cambios en la temperatura ambiental, limitando esto sus distribuciones espaciales y temporales (Angilletta, 2009). Partiendo de lo expuesto en Nunes et al. (2019), este trabajo incrementa evidencia a favor del efecto negativo de las plantas exóticas sobre los anfibios, ya que es observable que las drásticas modificaciones en la fisonomía, las coberturas vegetales y el ingreso de energía a los arroyos dominados por *L. lucidum*, impactan sobre las especies de anfibios, limitando su ocurrencia o disminuyendo sus abundancias. Estos cambios finalmente

convergen en una importante pérdida de diversidad de las comunidades de anuros que habitan los arroyos del Chaco Serrano de Córdoba.

Sumado a las consecuencias negativas para los anfibios, al analizar más holísticamente la invasión de *L. lucidum*, se reconoce que la leñosa exótica es responsable de generar modificaciones sobre diversos niveles y procesos ecosistémicos en el Chaco Serrano de Argentina: interferencia en el ciclado de nutrientes, modificaciones en la fisonomía, la composición y la diversidad florística de las plantas nativas (Grau y Aragón, 2000; Hoyos et al., 2010; Gavier-Pizarro et al., 2012; Furey et al., 2014; Ferreras et al., 2015; Giorgis et al., 2017, Ferreras et al., 2019), disminuciones en la diversidad de las comunidades de aves (Ayup et al., 2014), y a raíz de que es una leñosa altamente eficaz en el aprovechamiento y transporte del agua (Zeballos et al., 2014b), sus formaciones boscosas producen desbalances en la dinámicas hídricas de los bosques nativos del Chaco Serrano de Córdoba (Whitworth Hulse, 2018).

Por otro lado, se vuelve importante mirar desde otra perspectiva a las invasiones de especies exóticas, ya que además de los impactos antes mencionados sobre la diversidad biológica, ocurren impactos sobre la diversidad cultural, conllevando a procesos de homogeneización biocultural (Rozzi et al., 2012). En donde se producen cambios indentitarios de las comunidades humanas como consecuencia de las modificaciones que transcurren en el entorno que habitan (Crego et al., 2018). En consecuencia, en las Sierras Chicas de Córdoba, el exitoso avance de la invasión del Siempre Verde (*L. lucidum*) y de otras exóticas está desplazando la vegetación nativa, instalándose en la percepción de sus habitantes como la vegetación propia de la región. En este marco, considerando los tangibles problemas que están ocasionando las invasiones de especies exóticas, es crucial prestar atención a las invasiones locales ya existentes de *L. lucidum* y de otras leñosas invasoras que están modificando la composición florística de los ecosistemas del centro de Argentina (Giorgis & Tecco, 2014). Siguiendo esta idea, se remarca la inexistencia de investigaciones que sistematicen los efectos que *L. lucidum* está ocasionando sobre los anfibios, así como son ausentes en países sudamericanos los estudios sobre el efecto de las plantas exóticas sobre los anfibios. Por lo que, resultaría interesante la implementación de escalas más amplias de estudio, aumentando el área de análisis y el número de arroyos destinados al muestreo, brindando desde una visión más certera y con mayor información, nuevas evidencias acerca del efecto de los bosques monoespecíficos de *L. lucidum* sobre la batracofauna nativa de la región.

5. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

La actual invasión de la leñosa exótica *L. lucidum*, genera impactos negativos sobre las especies de anfibios que habitan los arroyos del Chaco Serrano de Córdoba. Se evidencia que son los parámetros comunitarios los más afectados por la invasión de esta leñosa exótica. Los resultados comparativos exhiben como los arroyos con vegetación nativa poseen comunidades con el doble de especies, menor dominancia, mayor equitatividad, y con abundancias casi cinco veces mayores que los arroyos dominados por *L. lucidum*. Estas diferencias se vinculan estrechamente con la densa capa de dosel arbóreo que producen los bosques homogéneos de *L. lucidum*, lo que restringe el ingreso de luz a los arroyos y provoca disminuciones en las coberturas vegetales de margen y ribera requeridas por los anfibios en las distintas etapas de su ciclo de vida.

El avance exitoso de las invasiones biológicas se encuentra interviniendo negativamente sobre la composición del paisaje, los procesos ecosistémicos y la diversidad biocultural. Por lo que, debería asumirse mayor responsabilidad y compromiso en cuanto a la temática, aumentando el desarrollo de políticas que promuevan mitigar la expansión de *L. lucidum*, generando herramientas de concientización que logren interpelar a toda la sociedad y prestando mayor atención a las acciones de manejo y restauración ya existentes. Estas acciones permitirían sosegar la pérdida de diversidad biológica y cultural ocasionada por la invasión de especies exóticas, proceso que viene replicándose a escala global y perpetuándose en el tiempo.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., (2009). Plasticidad fenotípica en la metamorfosis de larvas de *Rhinella arenarum* del Valle de Lerma, Salta (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Naturales y Museo). Universidad Nacional de La Plata.
- Alford, R.A., and S.J. Richards., (1999). Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 133-165.
- Angilletta Jr, M. J., & Angilletta, M. J., (2009). *Thermal adaptation: a theoretical and empirical synthesis*. Oxford University Press.
- Aragón, R. & Groom, M., (2003). Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stages characteristics in different habitat types. *Biología Tropical*, 51: 59-70.
- Ayup, M.M., Montti, L., Aragón R., Grau, H.R., (2014) Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. *Acta Oecologica*, 54: 72-81.
- Babini, M.S., Salas, N.E., Bionda, C.L., et al., (2015b). Implicaciones de la urbanización en la presencia, distribución y ecología reproductiva de la fauna de anuros de una ciudad del área central de Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86: 188-195.
- Babini, M. S., Bionda, C. L., Salinas, Z. A., et al., (2018). Reproductive endpoints of *Rhinella arenarum* (Anura, Bufonidae): Populations that persist in agroecosystems and their use for the environmental health assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 154: 294-301.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., et al., (2007). Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science*, 318: 1775-1777.
- Becker, C.G. & Zamudio, K.R., (2011). Tropical amphibian populations experience higher disease risk in natural habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 9893-9898.
- Berger, L.R., Speare, P., Daszak, D.E., et al., (1998). Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rainforests of Australia and Central America. *Proceeding of the National Academy of Science of the United States of America*, 95: 9031-9036.

- Blaustein, A.R., Wake D.B., (1990). Declining amphibian populations: a global phenomenon?. *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 203-204.
- Bosch, J., Rincón, P.A., Boyero, L., Martínez-Solano, A.I., (2005). Effects of introduced salmonids on a montane population of iberian frogs. *Conservation Biology*. 20: 180-189.
- Braun-Blanquet, J., (1932). *Plant Socoilogy*. Mcgraw-Hill Book Company, Inc; New York; London.
- Bucciarelli, G.M., Blaustein, A.R., Garcia, T.S., Kats, L.B., (2014). Invasion complexities: The diverse impacts of nonnative species on amphibians. *Copeia*, 4: 611-632.
- Cabrera, A., (1976). *Regiones fitogeográficas argentinas*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. ACME. Buenos Aires, Argentina.
- Cei, J. M., (1980). *Amphibians of Argentina*. *Monitore Zoologico Italiano, New Series*. Monographs, Milan.
- Collins, J.P. & Storfer, A., (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distribution*, 9: 89-98.
- Cotton, T.B., Kwiatkowski, M.A., Saenz, D., Collyer, M., (2012). Effects of an invasive plant, Chinese Tallow (*Triadica sebifera*), on development and survival of anuran larvae. *Journal of Herpetology*, 46: 186-193.
- Crego, R.D., Ward, N., Jiménez, J.E., et al., (2018). Los ojos del árbol: percibiendo, registrando, comprendiendo y contrarrestando las invasiones biológicas en tiempos de rápida homogeneización biocultural. *Magallania (Punta Arenas)*, 46: 137-153.
- Crooks, J.A., (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97: 153-166.
- Crump, M.L., & Scott, N.J., (2001). Relevamientos por encuentros visuales. *Medición y monitoreo de la diversidad biológica. Métodos estandarizados para anfibios*. Comodoro Rivadavia (Argentina): Editorial Universitaria de la Patagonia, 80-87.
- De Fina, A.L., (1992). *Aptitud agroclimática de la República Argentina*. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., et al., (2008). *InfoStat, versión 2008*, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dunson W.A., Wyman R.L., Corbett E.S., (1992). A Symposium on Amphibian. Declines and Habitat Acidification. *Journal of Herpetology*, 26: 349-352.

- Fabrezi, M., (2011). Heterochrony in Growth and Development in Anurans from the Chaco of South America. *Evolutionary Biology*, 38: 390-411.
- Ferreras, A.E., Giorgis, M.A., Tecco, P.A., et al., (2015). Impact of *Ligustrum lucidum* on the soil seed bank in invaded subtropical seasonally dry woodlands (Cordoba, Argentina). *Biological Invasions*, 217: 3547-3561.
- Fonovich, T.M., Perez-Coll, C.S., Fridman, O., et al., (2016). Phospholipid changes in *Rhinella arenarum* embryos under different acclimation conditions to copper. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 189: 10-16.
- Furey, C., Tecco, P.A., Perez -Harguindeguy, N., et al., (2014). The importance of native and exotic plant identity and dominance on decomposition patterns in mountain woodlands of central Argentina. *Acta Oecologica*, 54: 13-20.
- Garner, T.W.J., Perkins, M.W., Govindarajulu, P., et al., (2006). The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biology Letters*, 2: 455-459.
- Gavier, G.I. & Bucher, E.H., (2004). Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997. Córdoba: Academia nacional de ciencias, 101: 1-27.
- Gavier-Pizarro, G.I., Kuemmerle, T., Hoyos, L.E., et al., (2012). Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with 1 Landsat TM/ETM+ satellite data and support vector machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sens Environ*, 122:134-145.
- Gibbons, J.W., Winne, C.T., Scott, D.E., et al., (2006). Remarkable amphibian biomass and abundance in an isolated wetland: implications for wetland conservation. *Conservation Biology* 20: 1457-1465.
- Giorgis, M.A., Tecco, P.A., Cingolani, A.M., et al., (2011). Factors associated with woody alien species distribution in a newly invaded mountain system of central Argentina. *Biological Invasions*, 13: 1423-1434.
- Giorgis, M.A. & Tecco, P.A., (2014). Árboles y arbustos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49: 581-603.

- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Tecco, P. A., et al., (2016). Testing alien plant distribution and habitat invasibility in mountain ecosystems: growth form matters. *Biological Invasions*, 18: 2017-2028.
- Giorgis, M.A., Cingolani, A.M., Gurvich, D.E., et al., (2017). Changes in floristic composition and physiognomy are decoupled along elevation gradients in central Argentina. *Applied Vegetation Science*, 20: 558-71.
- Grau, H.R. & Aragón, R., (2000). Árboles Invasores de la Sierra de San Javier, Tucumán Argentina. In: Grau HR, Aragón R (eds) *Ecología de árboles exóticas en las yungas Argentinas*. LIEY, Tucumán.
- 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.
- Hopkins, W.A., (2007). Amphibians as models for studying environmental change. *Institute for Laboratory Animal Research Journal*, 48: 270-277.
- Houlahan, J.E.; Findlay C.S.; Schmidt B.R.; Meyer A.H. & Kuzmin, S.L., (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- Hoyos, L.E., Gavier-Pizarro, G. I., Kuemmerle, T., et al., (2010). Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological Invasions*, 12: 3261-3275.
- Huxel, G.R., (1999). Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation*, 89: 143-152.
- Kats, L.B. & Ferrer, R.P., (2003). Alien predators and amphibian declines: a review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distribution*, 9: 99-110.
- Lane, S.J., Hamer, A.J., Mahony, M.J., (2007). Habitat correlates of five amphibian species and of species-richness in a wetland system in New South Wales, Australia. *Applied Herpetology*, 4: 65-82.
- Laufer, G., Canavero A., Nuñez, D., Maneyro R., (2008). Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. *Biological Invasions*, 10:1183-1189.
- Legendre, P. & Legendre, L., (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier. Amsterdam.

- Lemckert, F.L., Haywood A., Brassil T., Mahony M., (2006). Correlations between frogs and pond attributes in central New South Wales, Australia: What makes a good pond? *Applied Herpetology*, 3: 67-82.
- Lescano, J.N., Nori, J., Verga, E., et al., (2015). Anfibios de las Sierras Pampeanas Centrales: Diversidad y Distribución altitudinal. *Cuadernos de Herpetología*, 29: 103-115.
- Loyola, R. D., Lemes, P., Brum, F. T., et al., (2014). Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography*, 37: 65-72.
- Maerz., J. C., Brown C. J., Chapin C. T., Blossey B., (2005a). Can secondary compounds of an invasive plant affect larval amphibians?. *Functional Ecology*, 19: 970-975.
- Maerz., J. C., Cohen J. S., Blossey B., (2010). Does detritus quality predict the effect of native and non-native plants on the performance of larval amphibians? *Freshwater Biology* 55: 1694-1704.
- Martin, L. J. & Murray B. R., (2011). A predictive framework and review of the ecological impacts of exotic plant invasions on reptiles and amphibians. *Biological Reviews*, 86: 407-419.
- McCune, B., & Mefford, M. J. (2011). *Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 6, MjM Software. PC-ORD, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Montaldo, N.H., (2000). Reproductive success of bird-dispersed plants in a subtropical forest relict in Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73: 511–524.
- Nunes, A.L., Fill, J.M., Davies, S.J., et al., (2019). A global meta-analysis of the ecological impacts of alien species on native amphibians. *Proceedings of the Royal Society*, 286: 2018 - 2528.
- Pearl, C.A., Hayes, M.P., Haycock, R., et al., (2005). Observations of interspecific amplexus between western North American ranid frogs and the Introduced American bullfrog (*Rana catesbeiana*) and an hypothesis concerning breeding interference. *The American Midland Naturalist*, 154: 126-134.
- Pilliod, D.S., Hossack, B.R., Bahls, P.F., et al., (2010) Non Native salmonids affect amphibian occupancy at multiple spatial scales. *Diversity and Distributions*, 16: 959-974.
- Pimm, S.L. & Raven, P., (2000). Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, 403: 843–845.

- Regester, K.J., Lips, K.R., Whiles, M. R., (2005). Energy flow and subsidies associated with the complex life cycle of ambystomatid salamanders in ponds and adjacent forest in southern Illinois. *Oecologia*, 147: 303–314.
- Rozzi, R., Armesto, J.J., Gutiérrez, J.R., et al., (2012). Integrating Ecology and Environmental Ethics: Earth Stewardship in the Southern End of the Americas. *BioScience*, 62: 226-236.
- Sacerdote, A.B. & King, R.B., (2013). Direct effects of an invasive European Buckthorn metabolite on embryo survival and development in *Xenopus laevis* and *Pseudacris triseriata*. *Journal of Herpetology*, 48: 51–58.
- Sanabria, E.A., Quiroga, L.B., Martino, A.L., (2011). Seasonal changes in the thermoregulatory strategies of *Rhinella arenarum* in the Monte desert, Argentina. *Journal of Thermal Biology*, 36: 23–28.
- Sax, D.F. & Gaines, S.D., (2008). Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 11490–11497.
- Schalk C.M. & Saenz D., (2016). Environmental drivers of anuran calling phenology in a seasonal Neotropical ecosystem. *Austral Ecology*, 41: 16-27.
- Skelly, D. K., Freidenburg, L. K., Kiesecker, J. M. (2002). Forest canopy and the performance of larval amphibians. *Ecology*, 83: 983-992.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., et al., (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 307: 1783-1786.
- UICN (2018) The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2018-1. <http://www.iucnredlist.org/>. Descargado el 02/08/2018.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A.M., Ruiz-Agudelo, C.A., (2013). Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 9: 257–272.
- Watling, J. I., Hickman, C. R., Lee E., Wang K., Orrock J. L., (2011a). Extracts of the invasive shrub *Lonicera maackii* increase mortality and alter behavior of amphibian larvae. *Oecologia*, 165: 153-159.
- Watling, J. I., Hickman C. R., Orrock J. L., (2011b). Invasive shrub alters native forest amphibian communities. *Biological Conservation*, 144: 2597-2601.

- Whitworth Hulse J. I., (2018). Efectos de la invasión de *Ligustrum lucidum* sobre la dinámica hídrica en bosques nativos del Chaco Serrano: la interacción entre precipitación, vegetación y suelo. (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales). Universidad Nacional de Córdoba.
- Zeballos, S.R., Tecco, P.A., Cabido, M., Gurvich, D.E., (2014a). Composición de especies leñosas en comunidades invadidas en montañas del centro de Argentina: su relación con factores ambientales locales. *Revista de Biología Tropical*, 62:1549-1563.
- Zeballos, S. R., Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., et al., (2014b). Do alien and native tree species from Central Argentina differ in their water transport strategy?. *Austral Ecology*, 39: 984-991.

7. APÉNDICE 1

Tabla a. Se muestra el tipo de registro de la especie *Rhinella arenarum* y su abundancia máxima, en cada uno de los arroyos muestreados, de ambas condiciones de estudio.

<i>Rhinella arenarum</i>				
Condición	Arroyo	Presencia de adultos	Presencia de larvas	Abundancia máx. de adultos
Nativa	Nativo 1	x		3
Nativa	Nativo 2	x		8
Nativa	Nativo 3	x	x	3
Nativa	Nativo 4	x		1
Nativa	Nativo 5			0
Exótica	Exótico 1	x		5
Exótica	Exótico 2	x		1
Exótica	Exótico 3	x		8
Exótica	Exótico 4	x		4
Exótica	Exótico 5			0

Tabla b. Se muestra el tipo de registro de la especie *Boana cordobae* y su abundancia máxima, en cada uno de los arroyos muestreados, de ambas condiciones de estudio.

<i>Boana cordobae</i>				
Condición	Arroyo	Presencia de adultos	Presencia de larvas	Abundancia máx. de adultos
Nativa	Nativo 1	x		11
Nativa	Nativo 2	x	x	5
Nativa	Nativo 3	x		12
Nativa	Nativo 4	x		1
Nativa	Nativo 5	x		5
Exótica	Exótico 1			0
Exótica	Exótico 2			0
Exótica	Exótico 3			0
Exótica	Exótico 4			0
Exótica	Exótico 5	x		3

Tabla c. Se muestra el tipo de registro de la especie *Odontophrynus occidentalis* y su abundancia máxima, en cada uno de los arroyos muestreados, de ambas condiciones de estudio.

<i>Odontophrynus occidentalis</i>				
Condición	Arroyo	Presencia de adultos	Presencia de larvas	Abundancia máx. de adultos
Nativa	Nativo 1	x	x	13
Nativa	Nativo 2	x	x	31
Nativa	Nativo 3	x	x	1
Nativa	Nativo 4		x	0
Nativa	Nativo 5	x	x	5
Exótica	Exótico 1	x	x	3
Exótica	Exótico 2		x	0
Exótica	Exótico 3		x	0
Exótica	Exótico 4			0
Exótica	Exótico 5		x	0

Tabla d. Se muestra el tipo de registro de la especie *Odontophrynus cordobae* y su abundancia máxima, en cada uno de los arroyos muestreados, de ambas condiciones de estudio.

<i>Odontophrynus cordobae</i>				
Condición	Arroyo	Presencia de adultos	Presencia de larvas	Abundancia máx. de adultos
Nativa	Nativo 1	x		1
Nativa	Nativo 2			0
Nativa	Nativo 3			0
Nativa	Nativo 4		x	0
Nativa	Nativo 5			0
Exótica	Exótico 1			0
Exótica	Exótico 2			0
Exótica	Exótico 3			0
Exótica	Exótico 4			0
Exótica	Exótico 5			0

Tabla e. Se muestra el tipo de registro de la especie *Leptodactylus gracilis* y su abundancia máxima, en cada uno de los arroyos muestreados, de ambas condiciones de estudio.

<i>Leptodactylus gracilis</i>				
Condición	Arroyo	Presencia de adultos	Presencia de larvas	Abundancia máx. de adultos
Nativa	Nativo 1	x		2
Nativa	Nativo 2			0
Nativa	Nativo 3			0
Nativa	Nativo 4	x		10
Nativa	Nativo 5	x		7
Exótica	Exótico 1			0
Exótica	Exótico 2			0
Exótica	Exótico 3			0
Exótica	Exótico 4			0
Exótica	Exótico 5			0

Tabla f. Se muestra el tipo de registro de la especie *Leptodactylus mystacinus* y su abundancia máxima, en cada uno de los arroyos muestreados, de ambas condiciones de estudio.

<i>Leptodactylus mystacinus</i>				
Condición	Arroyo	Presencia de adultos	Presencia de larvas	Abundancia máx. de adultos
Nativa	Nativo 1	x		1
Nativa	Nativo 2			0
Nativa	Nativo 3			0
Nativa	Nativo 4	x		4
Nativa	Nativo 5			0
Exótica	Exótico 1			0
Exótica	Exótico 2			0
Exótica	Exótico 3			0
Exótica	Exótico 4			0
Exótica	Exótico 5			0

Tabla g. Se muestra el tipo de registro de la especie *Scinax nasicus* y su abundancia máxima, en cada uno de los arroyos muestreados, de ambas condiciones de estudio.

<i>Scinax nasicus</i>				
Condición	Arroyo	Presencia de adultos	Presencia de larvas	Abundancia máx. de adultos
Nativa	Nativo 1	x		1
Nativa	Nativo 2			0
Nativa	Nativo 3			0
Nativa	Nativo 4	x		1
Nativa	Nativo 5	x	x	5
Exótica	Exótico 1			0
Exótica	Exótico 2			0
Exótica	Exótico 3			0
Exótica	Exótico 4			0
Exótica	Exótico 5			0