

Ciclo de vida de *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París, 1995 (Anura: Alytidae) y batracofauna acompañante en cuerpos de agua de interés para su conservación en la Región de Murcia (SE España)

Adrián Guerrero-Gómez, José Manuel Zamora-Marín, Mar Torralva & Francisco José Oliva-Paterna
Dpto. Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad de Murcia, 30100, Murcia, España.

Resumen

Correspondencia
A. Guerrero-Gómez
E-mail: adrian.guerrero@um.es
Recibido: 21 diciembre 2018
Aceptado: 21 junio 2019
Publicado on-line: 4 septiembre 2019

Se ha estudiado el ciclo de vida durante un periodo anual (diciembre 2016–noviembre 2017) de los anfibios en dos cuerpos de agua artificiales en el límite oriental de la distribución de la especie amenazada *Alytes dickhilleni* Arntzen y García-París, 1995. En ambos sistemas, se reproduce la especie objetivo y dos más, *Bufo spinosus* Daudin, 1803, y *Pelophylax perezi* (López-Seoane, 1885). Los ciclos reproductivos de *A. dickhilleni* y *P. perezi* muestran semejanzas con lo descrito en medios naturales y artificiales en la Región de Murcia; por el contrario, *B. spinosus* presentó un adelanto significativo. Este estudio pone de manifiesto el importante papel de los cuerpos de agua artificiales ligados a prácticas ganaderas tradicionales para la conservación de *A. dickhilleni* en el sureste ibérico semiárido.

Palabras clave: Sapo partero bético; Batracofauna; Sureste ibérico; Reproducción; Estadios larvarios.

Abstract

Life cycle of Alytes dickhilleni Arntzen & García-París, 1995 and sympatric amphibian community in ponds with high conservation interest in Region of Murcia (SE Spain)

Life cycle of amphibian community inhabiting two artificial ponds on the eastern edge of the native distribution of the endangered species *Alytes dickhilleni* Arntzen and García-París, 1995, was studied over a complete annual cycle (from December 2016 to November 2017). We confirm the breeding status of the target species and two more, *Bufo spinosus* Daudin, 1803 and *Pelophylax perezi* (López-Seoane, 1885). Breeding cycles of *A. dickhilleni* and *P. perezi* showed similar phenology to available data from other natural and manmade ponds on Region of Murcia; conversely, *B. spinosus* showed a slightly advanced cycle. This study highlights the important role of artificial and traditional livestock ponds to conservation of *A. dickhilleni* population in Iberian southeast.

Key words: Betic midwife toad; Batrachofauna; Iberian southeast; Reproduction; Larval stages.

Introducción

Los anfibios constituyen la clase de vertebrados más amenazada a nivel mundial, con más de un tercio de las especies existentes clasificadas en alguna de las tres categorías de amenaza de la UICN (Hoffman *et al.* 2010) y aproximadamente un 40% experimentando un declive poblacional (Wake & Vredenburg 2008, Whittaker *et al.* 2013). El declive se debe principalmente a la fragmentación y destrucción de hábitats acuáticos, la introducción de especies invasoras y las enfermedades emergentes como la pata roja o la quitridiomycosis (Stuart *et al.* 2004).

La Región de Murcia cuenta con una comunidad de anfibios compuesta por 10 especies de las 29 presentes en la Península Ibérica (Fernández-Cardenete *et al.* 2013). Las condiciones semiáridas de esta región implican escasez de cuerpos de agua naturales, provocando un uso significativo de sistemas acuáticos artificiales (como fuentes, albercas y balsas de riego) por parte de los anfibios para su reproducción (Torralva *et al.* 2005, Valera *et al.* 2011). A la escasez natural de cuerpos de agua se suma el estado general de abandono que presentan, motivado por el declive de la ganadería extensiva y el éxodo rural, que limitan el mantenimiento y derivan en la pérdida de los servicios que ofrecen estos sistemas artificiales para la fauna silvestre (Valera *et al.* 2011). Este impacto es especialmente negativo para especies amenazadas como *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París 1995, altamente asociada a cuerpos de agua artificiales en los límites más áridos de su distribución (Egea-Serrano *et al.* 2006, Bosch & González-Miras 2012). Además, el fuerte desarrollo de la agricultura intensiva en esta región ha propiciado una sobreexplotación de los acuíferos y las aguas superficiales (Zimmer 2010), derivando en la desaparición de numerosas fuentes y nacimientos naturales. Este conjunto de factores, entre otros, ha llevado a proponer la inclusión de 8 de estas 10 especies dentro de alguna categoría de amenaza a nivel regional (Egea-Serrano *et al.* 2007).

El Parque Regional de Sierra Espuña y su entorno representan un área prioritaria para la conservación de los anfibios, pues cuenta con el 70 % de las especies presentes en la Región de Murcia (Oliva-Paterna *et al.* 2015, AHMUR 2017). Esta zona también representa el límite oriental de la distribución del sapo partero bético,

A. dickhilleni (Hernández-Gil *et al.* 1993, AHE 2017), endémica de las cordilleras béticas y catalogada como Vulnerable a escala nacional (García-París & Arntzen 2002), aunque en 2012 se propuso una revisión de esta catalogación para aumentar su grado de amenaza a *En Peligro de Extinción* (Bosch & González-Miras 2012).

La temperatura y la precipitación han sido descritas como las variables ambientales más influyentes en la fenología y la dinámica poblacional de anfibios a escala mundial (Ficetola & Maiorano 2016). En este sentido, el conocimiento exhaustivo de los factores que regulan la fenología de la reproducción de anfibios resulta imprescindible para el desarrollo de eficaces estrategias de gestión que garanticen su supervivencia (Paton & Crouch 2002), especialmente en ambientes semiáridos donde se prevé un mayor impacto del cambio climático (Miranda *et al.* 2011). En la Región de Murcia, existe un único estudio sobre fenología de la reproducción de la comunidad de anfibios, focalizado en la Comarca del Noroeste (Egea-Serrano *et al.* 2005a), caracterizada por una mayor pluviometría y un clima más templado que el área de muestreo del presente estudio (Fig. 1). No obstante, en éste la periodicidad de las prospecciones osciló entre 1 y 2 meses, no permitiendo un seguimiento detallado del desarrollo larvario. La tasa de crecimiento y la duración del ciclo larvario se han mostrado dependientes de diferentes variables ambientales, tales como la tipología del cuerpo de agua, su temperatura (Martínez-Solano *et al.* 2003) o la competencia interespecífica (Ritcher-Boix *et al.* 2006). Este conjunto de factores hacen patente la necesidad de abordar investigaciones más detalladas sobre el ciclo de vida de los anfibios en los cuerpos de agua artificiales ligados a usos tradicionales del suelo en el sureste ibérico.

La finalidad de este estudio es describir el ciclo de vida de las especies de anfibios en dos cuerpos de agua artificiales localizados en el entorno próximo al Parque Regional de Sierra Espuña, en un ambiente semiárido. Para ello, los objetivos específicos son: (1) describir la evolución temporal de la presencia y abundancia de sus diferentes estadios vitales (frezas, estadios larvarios, metamórficos y adultos), determinando también la talla a la que las larvas de *A. dickhilleni* realizan la metamorfosis; y (2) analizar la importancia de las variables ambientales en el desarrollo de las fases larvarias de *A. dickhilleni*.

Material y métodos

El área de estudio se restringe a dos cuerpos de agua ubicados en el Barranco de la Regidora y en la finca del Carrascalejo, término municipal de Bullas (Región de Murcia, España), separados por una distancia de 570 m. Se ubican en una matriz forestal dominada por *Pinus halepensis* Mill., con intercalaciones de cultivos de *Prunus dulcis* (Mill.) D.A. Webb y *Vitis vinifera* L. (Fig. 1). La precipitación anual para 2017 fue de 184 mm y la temperatura media de 16,87 °C. En la figura 2, se representa el patrón de pluviometría y temperatura media del área de estudio en comparación con la Comarca del Noroeste (Centro Regional de Estadística de Murcia, estación Bullas Depuradora Automática, a 1,5 Km del área de estudio).

La localidad 1 (Carrascalejo) es una fuente permanente transformada en abrevadero para

ganado, en el Santuario del Cristo del Carrascalejo (38°03'42,0"N, 1°42'32,6"O a 607 msnm). La longitud del cuerpo de agua es de 80 m y su anchura media de 0,25 m, careciendo de vegetación de ribera. Presenta un sustrato de hormigón y una profundidad constante (Fig. 1). La localidad 2 (Regidora) es la parte inicial de un pozo en galería que mantiene agua de forma permanente e inunda una superficie limosa, formando una poza, dentro del Barranco de la Regidora, (38°03'42,1"N, 1°42'32,6"O a 623 msnm). Su longitud oscila entre 30 y 40 m, dependiendo de las precipitaciones acumuladas, y su anchura aproximada es de 1,2 m. A diferencia de Carrascalejo, esta localidad presenta un mayor grado de naturalidad, con vegetación de ribera desarrollada, un sustrato limoso y una profundidad decreciente desde el nacimiento hasta el extremo opuesto del cuerpo de agua (Fig. 1).

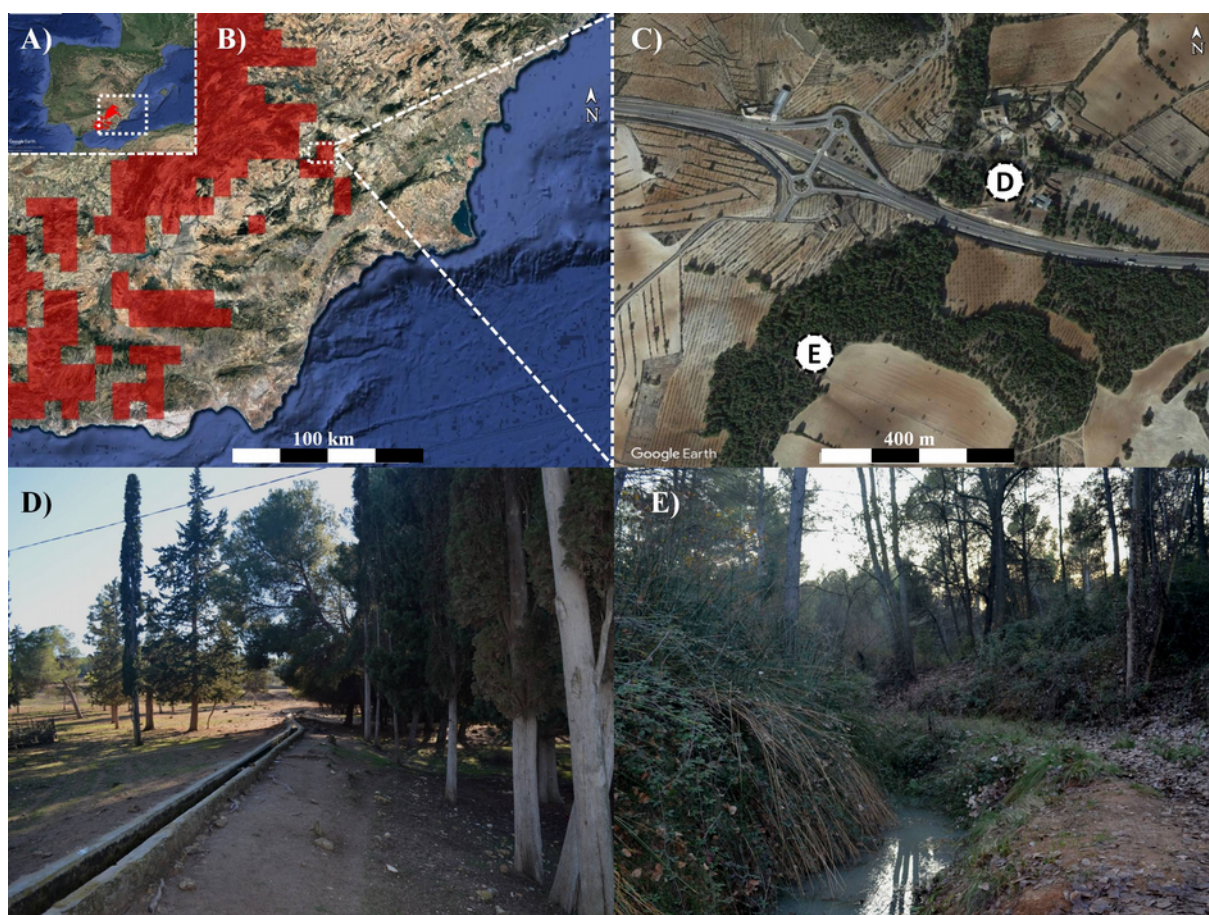


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de las dos localidades muestreadas. **A:** Localización del sureste ibérico en el contexto geográfico de la Península Ibérica; en rojo, se muestra la distribución de *A. dickhilleni* (AHE 2017). **B:** Localización del área de estudio en el límite oriental de la distribución de *A. dickhilleni*. **C:** Ubicación de las dos localidades muestreadas. **D:** Aspecto general del abrevadero de Carrascalejo. **E:** Aspecto general de la poza de Regidora.

Figure 1. Location of study area and sampling sites. **A:** Location of Iberian southeast in a geographical context of Iberian Peninsula, distribution of *A. dickhilleni* is shown in red color. **B:** Location of study area in eastern edge of *A. dickhilleni* distribution. **C:** Location of two sampling sites studied. **D:** General view of drinking trough in Carrascalejo. **E:** General view of pool in Regidora.

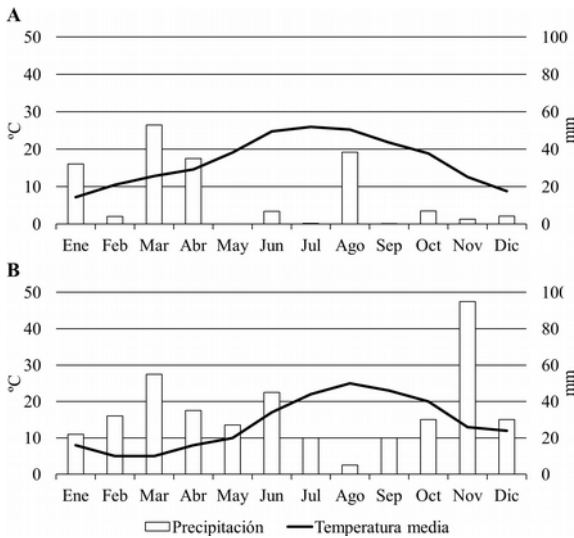


Figura 2. Precipitación y temperatura media de la estación meteorológica más cercana a Carrascalejo y Regidora en el año 2017 (A) y del área de estudio de Egea-Serrano *et al.* (2005a) (B).
Figure 2. Rainfall and average temperature of the nearest meteorological station to our study area in 2017 (A) and the study area of Egea-Serrano *et al.* (2005a) (B).

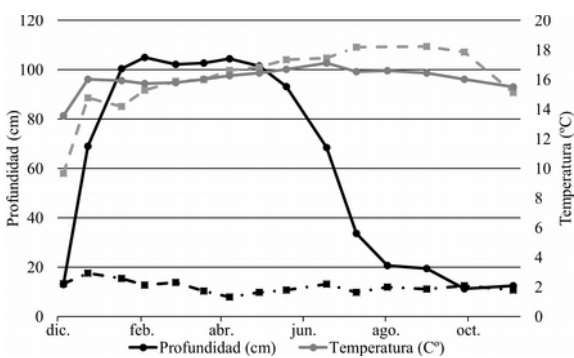


Figura 3. Evolución de la temperatura del agua y profundidad media de la columna de agua durante el periodo de seguimiento en dos cuerpos de agua estudiados en la Región de Murcia. La línea discontinua corresponde a la localidad de Carrascalejo y la línea continua a Regidora.
Figure 3. Temporal variation of the temperature and average depth of the water column during this study in both ponds studied located on Region of Murcia. Dashed line shows data of Carrascalejo and continues one of Regidora site.

En la figura 3, se muestran los valores de profundidad y temperatura del agua para cada cuerpo de agua registrados durante el período de estudio.

Ambos cuerpos de agua fueron muestreados durante las tres primeras horas de la mañana, cada tres o cuatro semanas, dependiendo de las condiciones meteorológicas, desde diciembre de 2016 hasta noviembre de 2017, realizando un total de 15 muestreos para cada localidad de estudio. La profundidad de la columna de agua y la temperatura del agua fueron registradas en cada muestreo mediante un protocolo estandarizado,

tomando entre 4 y 5 mediciones repartidas equitativamente por cada localidad. La profundidad de la columna de agua se registró mediante un profundímetro y la temperatura del agua fue registrada en superficie (5-10 cm) con una sonda multiparamétrica (WTW® Multi340i).

En cada localidad, se delimitaron cinco transectos lineales de 1,5 m de longitud, cada uno barrido manualmente dos veces por visita con un salabre triangular (30x40 cm de lado y luz de malla 1 mm). El promedio de las abundancias relativas de larvas en los cinco transectos fue utilizado para calcular las capturas por unidad de esfuerzo (CPUEs) para cada muestreo. Estos valores de densidad relativa representan una estimación óptima cuando no es posible obtener estimaciones absolutas (Bradley *et al.* 1994), y permiten analizar la evolución temporal dentro de cada localidad. Las larvas capturadas fueron identificadas a nivel de especie, utilizando caracteres como la posición del espiráculo o la dirección del ano (Fernández-Cardenete *et al.* 2013), y el estadio de desarrollo larvario fue determinado según Gosner (1960), simplificado por Díaz-Paniagua *et al.* (2005) (ver Material Suplementario Tabla 1). Se utilizó una batea milimetrada para registrar la longitud total de las larvas capturadas en los estadios más avanzados (5 y 6) de *A. dickhilleni*.

Tras el muestreo semicuantitativo, se realizó un muestreo cualitativo con el objetivo de detectar especies y estadios larvarios no observados durante los barridos en los transectos, pero también para detectar frezas, metamórficos y adultos. El esfuerzo de esta prospección fue estandarizado en 30 minutos de inspección visual y barridos con salabre por la totalidad de microhábitats existentes en función de su representatividad (zonas someras y sombrías con abundante vegetación de ribera, zonas con densa vegetación acuática, zonas desprovistas de vegetación acuática y zonas con elevada cantidad de fangos y limos). Los datos del presente estudio han sido enviados al Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España (S.I.A.R.E.) (AHE 2017). Las prospecciones se realizaron con los permisos pertinentes concedidos por la Dirección General de Turismo, Cultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia (número de referencia: AUF20150077) y el material de muestreo fue debidamente desinfectado después de cada prospección utilizando Virkon S.

Los indicadores seleccionados para el estudio

de ciclo o dinámica temporal de cada especie han sido presencia-ausencia y abundancia relativa (CPUEs) de los diferentes estadios larvarios. Las CPUEs de *A. dickhilleni* se tradujeron en abundancia total únicamente en Carrascalejo, debido a la homogeneidad del cuerpo de agua y su escasa anchura, que garantiza una eficacia máxima de captura de las larvas presentes en el transecto. La extrapolación se hizo teniendo en cuenta los 7,5 m muestreados y los 80 m del total del cuerpo de agua. También se infirió el número de hembras reproductoras teniendo en cuenta la tasa de eclosión (87,9%) y el tamaño de puesta promedio (35 huevos) establecidos por González-Miras *et al.* (2012), así como una cifra de 2,5 puestas anuales producidas por cada hembra descritas para la especie más próxima, *Alytes obstetricans* (Laurenti 1768), en las áreas localizadas a menor altitud de su distribución (Bosch 2014).

Para las tres especies detectadas se analizaron las relaciones entre las abundancias relativas del estadio larvario 1, que refleja la eclosión larvaria, y el estadio larvario 6, que refleja la culminación de la metamorfosis, con las siguientes variables ambientales: temperatura media ambiental, precipitación mensual acumulada y temperatura promedio del agua. Para ello, se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson usando la librería Psych (Revelle 2018) en el software RStudio (RStudio Team 2016). Los datos fueron transformados logarítmicamente para homogeneizar las varianzas. Posteriormente, se evaluó la influencia de la temperatura del agua en los tamaños de los estadios larvarios 5 y 6 de *A. dickhilleni*, comparándose un modelo lineal generalizado

(GLM) dependiente de esta variable frente a otro constante.

Resultados

Durante el seguimiento se han detectado tres especies de anfibios en ambas localidades: sapo partero bético *Alytes dickhilleni*, sapo común *Bufo spinosus* (Daudin, 1803) y rana común *Pelophylax perezi* (López-Seoane, 1885). En la figura 4 se muestra la evolución temporal de las CPUEs de estas especies durante el periodo de seguimiento. En términos de abundancia anual, en Carrascalejo la especie dominante fue *A. dickhilleni* (19,5 CPUEs; $n=15$; $\sigma=14,1$) seguida de *B. spinosus* (1,2 CPUEs; $n=15$; $\sigma=2,8$) y *P. perezi* (0,2; $n=15$; $\sigma=0,3$). En Regidora, la especie dominante en términos de abundancia fue *P. perezi* (5,2 CPUEs; $n=15$, $\sigma=5,8$), seguida de *A. dickhilleni* (3,7 CPUEs; $n=15$; $\sigma=3,8$) y *B. spinosus* (1,5 CPUEs; $n=15$, $\sigma=2,3$).

La evolución de las CPUEs de los estadios 1 y 6 para las tres especies durante el periodo de estudio muestra una ligera segregación temporal en el ciclo de vida (Fig. 5). Para *A. dickhilleni* se detectan larvas de estadio 1 desde marzo hasta agosto en ambas localidades, presentando el pico de mayor abundancia a comienzos de verano; en Carrascalejo se registra un segundo, pero reducido, aumento de la abundancia de larvas en estadio larvario 1 al comienzo del otoño. La estimación de abundancia absoluta para la especie muestra una cifra de 1.731 larvas ($n=7$; $\sigma=420$) en Carrascalejo en el periodo de máxima actividad reproductora (mayo-octubre), estimándose un

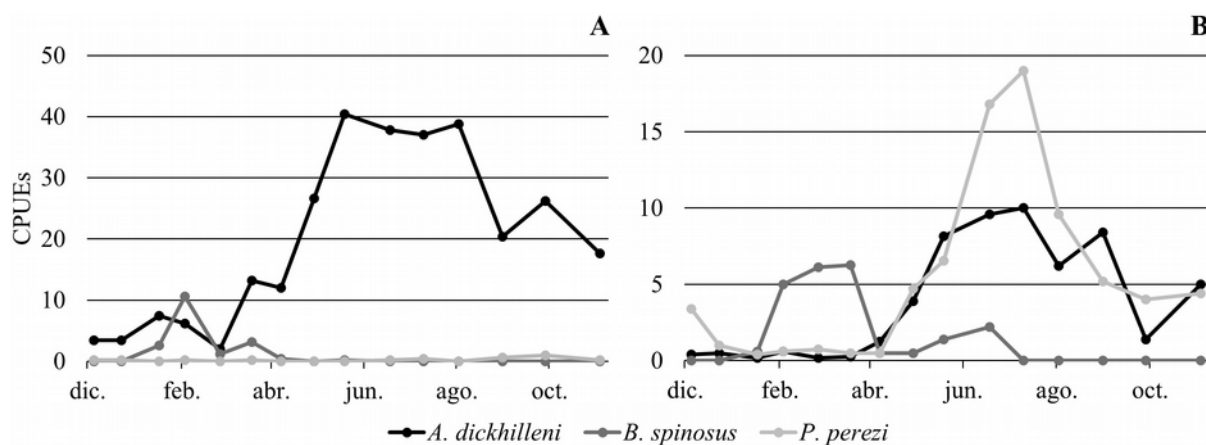


Figura 4. Evolución temporal de la abundancia relativa larvaria de las especies detectadas para cada una de las localidades estudiadas. **A:** Carrascalejo. **B:** Regidora.

Figure 4. Temporal variation of the larval relative abundance to the detected species for both studied localities. **A:** Carrascalejo and **B:** Regidora.

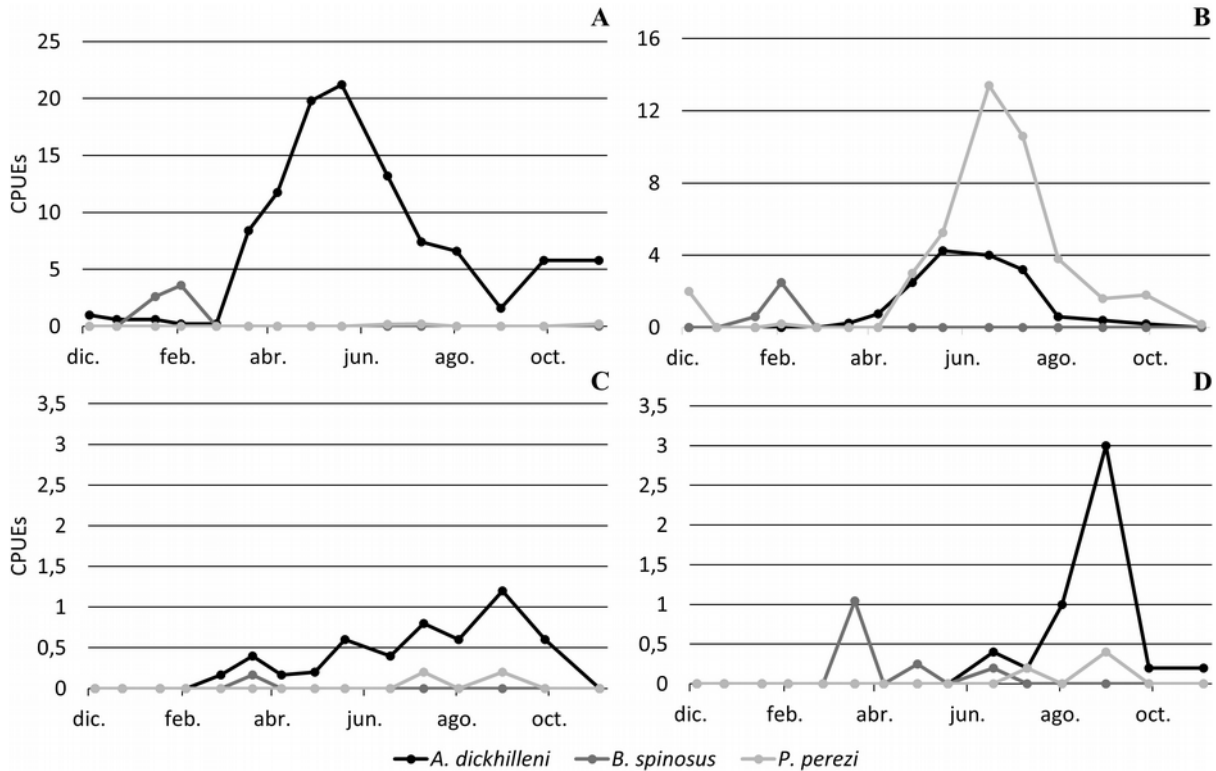


Figura 5. Evolución de la abundancia relativa de larvas de estadio 1 (A: Carrascalejo. B: Regidora) y 6 (C: Carrascalejo y D: Regidora) de las diferentes especies de anfibios en las dos localidades estudiadas en la Región de Murcia. La aparición de larvas de estadio 1 se relaciona con la fecha de eclosión, mientras que la detección de larvas de estadio 6 permite inferir la fecha a la que realizan la metamorfosis.

Figure 5. Temporal variation of the relative abundance of larval stage 1 (A: Carrascalejo and B: Regidora) and 6 (C: Carrascalejo and D: Regidora) to different amphibian species in both studied ponds in Region of Murcia. The occurrence of larval stage 1 refers to hatching date, while the detection of larval stage 6 allows us to infer the metamorphosis date.

total de 23 ($n=7$; $\sigma=5$) hembras reproductoras. Las larvas de estadio 6 se registran durante un amplio período del ciclo anual (marzo-octubre) en Carrascalejo y en un período más reducido y retrasado (junio-noviembre) en Regidora.

Para *B. spinosus* se han observado adultos en ambas localidades durante diciembre-enero y frezas durante enero-febrero (ver Material Suplementario Tabla 2), detectándose las primeras larvas en enero-febrero para ambas localidades. Los estadios 6 comenzaron a registrarse en marzo y continuaron detectándose hasta junio, junto a metamórficos únicamente en Regidora. En Carrascalejo, el éxito en el desarrollo larvario de esta especie fue influenciado por labores de retirada de vegetación acuática, factor que motivó una productividad de metamórficos muy baja en esta localidad. Se ha estimado un desarrollo larvario mínimo de dos meses (enero-marzo) y máximo de cuatro (febrero-junio) para *B. spinosus* en el área de estudio.

Durante el período de seguimiento se han detectado adultos de *P. perezi* en todas las visitas en Regidora y su detección ha sido ligeramente

más restringida (marzo-octubre) en Carrascalejo. Las frezas únicamente fueron observadas en Regidora, en el periodo abril-julio (ver Material Suplementario Tabla 2). En Carrascalejo, se detectó la presencia de larvas de estadio 1 en muy bajo número durante junio, julio y noviembre, siendo más abundantes y, por tanto, registrándose más continuamente en Regidora en mayo-febrero, mostrando la mayor abundancia en mayo-julio. En ambas localidades se detectaron estadios 6 en el periodo julio-septiembre, estimando un desarrollo larvario mínimo de 2 meses (mayo-julio) para *P. perezi* en el área de estudio.

Respecto a las variables ambientales, aunque ninguna localidad llegó a secarse en el periodo estival, ambas mostraron importantes diferencias en la profundidad media (Regidora: 63,9 cm; $n=15$, $\sigma=40,3$; Carrascalejo: 12,1cm; $n=15$; $\sigma=2,4$) y la amplitud de fluctuación de este parámetro (Fig. 3). Sin embargo, la temperatura se mantuvo similar en ambos cuerpos de agua (Carrascalejo: 16,0 °C; $n=14$; $\sigma=2,2$; Regidora: 16,1 °C; $n=15$; $\sigma=0,8$ °C) si bien se mostró una mayor fluctuación en Carrascalejo (coeficiente de variación de 13,9 %

	AD1	AD6	BS1	BS6	PP1	PP6	T. agua	T. amb.
AD6	0,2							
BS1	-0,26	-0,27						
BS6	-0,08	-0,14	-0,11					
PP1	-0,02	0,14	-0,2	0,06				
PP6	-0,02	0,74*	-0,14	-0,12	0,22			
T. agua	0,34*	0,42*	-0,16*	0,06	0,16	0,26		
T. amb.	0,46*	0,58*	-0,62*	-0,07	0,52*	0,4*	0,78*	
Prec.	-0,34	-0,28	0,08	0,22	-0,32	-0,47*	-0,42*	-0,43*

Tabla 1. Matriz de correlación de Pearson de la abundancia de los estadios larvarios 1 y 6 de *A. dickhilleni* (AD), *B. spinosus* (BS) y *P. perezi* (PP) con las variables ambientales tenidas en cuenta: temperatura del agua (T. agua), temperatura ambiental (T. amb.) y precipitación (Prec.). * Relaciones significativas (P<0,05).

Table 1. Pearson correlation matrix of abundance of larval stages 1 and 6 of *Alytes dickhilleni* (AD), *Bufo spinosus* (BS) and *Pelophylax perezi* (PP) with the environmental conditions studied: water temperature (T. agua), air temperature (T. amb.) and rainfall (Prec.). * Significant relationships (P<0.05).

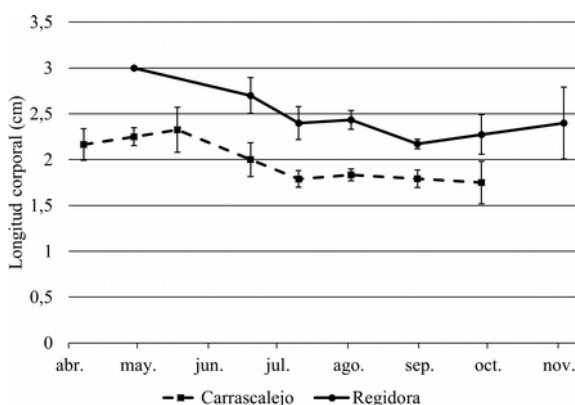


Figura 6. Evolución temporal del tamaño de estadios 5 y 6 de *A. dickhilleni* en las localidades de Carrascalejo y Regidora. El tamaño se muestra como el promedio de longitud corporal de larvas de estadios 5 y 6, capturadas en muestreos de un mismo mes y desviación estándar. La mayor desviación estándar muestra dos periodos diferenciados donde coexisten dos clases de tamaños en las larvas de estadios avanzados (junio-julio y octubre-noviembre).

Figure 6. Temporal variation of larval size of stages 5 and 6 of *A. dickhilleni* for Carrascalejo and Regidora sites. Larval size of stages 5 and 6 is shown as the average of body size of larvae recorded in sampling surveys conducted in the same month and standard deviation. The highest standard deviation shows two separated periods where two size classes coexist in advanced larval stages, (June-July and October-November).

	Variables	Df	Ecuación	AIC
Modelo nulo	Ninguna	84	LC = 1,13	-139,8
Modelo 1	Temperatura del agua (°C)	81	LC = 5,911 – 1,648 (X)	-187,5

Tabla 2. Modelos lineales generalizados (GLMs) explicativos de la longitud corporal (LC) de los estadios 5 y 6 de las larvas de *A. dickhilleni* registradas en dos cuerpos de agua de la Región de Murcia. **Modelo nulo:** longitud corporal constante. **Modelo 1:** longitud corporal dependiente de la temperatura del agua (X). Df: grados de libertad; AIC: criterio de información de Akaike.

Table 2. General linear models (GLMs) of the total length (LC) of larval stages 5 and 6 of *A. dickhilleni*, recorded on two ponds studied in Region of Murcia. **Null model:** constant total length. **Model 1:** total length depending on water temperature (Temp. agua). Df: degrees of freedom, AIC: Akaike information criterion.

frente a 5,0% en Regidora).

La temperatura ambiental y la del agua estuvieron correlacionadas entre sí, mostrando una correlación positiva con la abundancia de las larvas de estadio 1 y 6 de *A. dickhilleni*, y negativa con los estadios 1 de *B. spinosus* (Tabla 1). También se observó una correlación significativa entre la abundancia de los estadios 6 de *A. dickhilleni* y *P. perezi*. Respecto a la relación con las variables ambientales de los estadios de *P. perezi*, ambos se vieron correlacionados positivamente con la temperatura ambiental, si bien el estadio 6 se mostró correlacionado negativamente con la precipitación.

Se observaron diferencias en la longitud media de las larvas de estadios 5 y 6 de *A. dickhilleni* entre ambas localidades, siendo mayores en Regidora (2,35±0,09 cm) que en Carrascalejo (1,92±0,09 cm). Si bien, las larvas de ambas localidades muestran una tendencia a incrementar ligeramente su longitud media en primavera respecto al otoño (Fig. 6).

La temperatura del agua tuvo influencia en la longitud corporal de las larvas de estadios avanzados (5 y 6) en *A. dickhilleni* (Tabla 2) en mayor medida que una distribución constante, resultando el modelo dependiente de esta variable en un criterio de información de Akaike (AIC) inferior al del modelo nulo, que considera la independencia de la longitud corporal frente a las variables ambientales. El tamaño de las larvas de estadios avanzados muestra una relación negativa con la temperatura del agua, disminuyendo la longitud corporal de los estadios avanzados a medida que aumenta la temperatura (Tabla 2).

Discusión

En los cuerpos de agua objeto del presente estudio se ha detectado la reproducción de tres especies que representan el 60 % de la riqueza específica de anfibios en la cuadrícula UTM 10x10 XH11 (AHE 2017, AHMUR 2017), así como el 43 % de la citada para el Parque Regional de Sierra Espuña y sus zonas limítrofes (Oliva-Paterna et al. 2015, AHE 2017, AHMUR 2017).

Los periodos reproductores de las tres especies [*B. spinosus* (diciembre-enero), *A. dickhilleni* (febrero-julio en los dos cuerpos de agua y septiembre-octubre únicamente en Carrascalejo) y *P. perezi* (abril-julio)] muestran un escaso solapamiento, sugiriendo una segregación temporal en la

reproducción. Si bien esta segregación se observa mayormente entre *B. spinosus* y el resto de especies, un aspecto ya descrito previamente (Díaz-Paniagua 1988, 1992; Ritcher-Boix *et al.* 2006). Este desfase permite reducir la competencia interespecífica, apareciendo las larvas que adquieren un mayor tamaño (*P. perezi* y *A. dickhilleni*), y por lo tanto son mejores competidoras, cuando las larvas de *B. spinosus* están cerca de culminar la metamorfosis. El periodo reproductor de *A. dickhilleni*, debido a sus particularidades, se ha inferido considerando un periodo promedio de incubación de un mes previo a la aparición de las primeras larvas (Salvador 2015). Estos ciclos de vida mostrados deben considerarse orientativos, ya que el presente trabajo corresponde al seguimiento de un único ciclo anual. No obstante, para especies mayormente dependientes de cuerpos de agua permanentes como las del presente estudio, se han descrito escasas variaciones interanuales en su ciclo de vida (Ritcher-Boix *et al.* 2006), aspecto relacionado con una menor dependencia directa de las precipitaciones para la disponibilidad del hábitat reproductor.

El comienzo de la reproducción de *B. spinosus* en diciembre es similar al descrito para el suroeste ibérico (González de la Vega 1988, Díaz-Paniagua 1992, Reques & Tejedo 1992, Díaz-Paniagua *et al.* 2005). Esta fenología se muestra adelantada respecto a la descrita en el Noroeste de la Región de Murcia (Egea-Serrano *et al.* 2005a), diferencia probablemente explicada por el clima más templado durante el invierno en la zona del presente estudio, ya que la reproducción de la especie está condicionada por el aumento de la temperatura ambiental nocturna por encima de los 0 °C (Ortiz-Santaliestra *et al.* 2014). En otras zonas de clima más frío, como la Sierra de Gredos y Guadarrama, la reproducción acontece posteriormente, en el mes de junio (San Segundo & Ferreiro 1987, Martínez-Solano *et al.* 2006). La duración del desarrollo larvario mínimo observada en el presente estudio, aproximadamente dos meses, coincide con el descrito para la especie en las zonas de clima más templado como Doñana (Díaz-Paniagua 1992) y otras zonas del sur peninsular (González de la Vega 1988). El período máximo de desarrollo, cuatro meses, coincide con el descrito en el noreste de la Península Ibérica (Ritcher-Boix *et al.* 2006). La correlación negativa de la abundancia del primer estadio larvario con la temperatura ambiental coincide con la

estrategia descrita para esta especie (Ritcher-Boix *et al.* 2006), considerada un reproductor de finales de invierno que aprovecha el momento en el que las temperaturas comienzan a ascender para que sus larvas presenten un mayor desarrollo que el resto de especies y evitar así la competencia.

La abundancia de *P. perezi* ha sido significativamente mayor en Regidora, aspecto que podría estar relacionado con la abundante vegetación de ribera en esta localidad y su ausencia en Carrascalejo. Esta variable ambiental resulta determinante para la selección de hábitat de la especie, prefiriendo cuerpos de agua con abundante vegetación que sirvan como refugio durante la fase adulta (Egea-Serrano *et al.* 2005b). La detección de adultos a partir de marzo en Carrascalejo sugiere la utilización de la localidad por parte de la especie únicamente para la reproducción (Egea-Serrano *et al.* 2005b). El periodo reproductor (abril-julio) es ligeramente más corto que el descrito para el Noroeste de la Región de Murcia (Egea-Serrano *et al.* 2005a), entre abril y septiembre, aunque coincide con el período de reproducción en otras poblaciones del sur peninsular (Díaz-Paniagua 1986). La detección de larvas invernantes y la ausencia de larvas de estadios avanzados hasta el transcurso de dos meses desde la aparición de los primeros estadios 1 apuntan a que el desarrollo de las larvas invernantes es menos viable, y la especie no tolera bien temperaturas bajas en esta fase del ciclo vital (Álvarez *et al.* 1991); aunque algunos autores sí han mostrado la culminación del desarrollo de larvas invernantes (Ritcher-Boix *et al.* 2006). La correlación positiva de la abundancia de los estadios 1 con la temperatura ambiental indica que el pico reproductivo de *P. perezi* tiene lugar cuando la temperatura es máxima (Ritcher-Boix *et al.* 2006).

Las primeras fases larvarias de *A. dickhilleni* en el área de estudio se detectaron ligeramente más tarde que en el Noroeste de la Región de Murcia (Egea-Serrano 2005, Egea-Serrano *et al.* 2005a) y en Andalucía (Salvador 2015), aspecto que podría deberse a las diferencias interanuales en las condiciones climáticas o al mayor número de localidades monitoreadas en otros trabajos, que permiten una mejor representación de la plasticidad fenológica de la especie. La eclosión larvaria otoñal es un mes más dilatada que la descrita para el Noroeste murciano (Egea-Serrano *et al.* 2005a), únicamente en octubre, amplitud que podría estar

vinculada a la mayor suavidad térmica de la estación fría en el área de estudio. La existencia de dos periodos de eclosión larvaria, uno estival más amplio y otro otoñal reducido a dos meses, difieren también de un único periodo descrito para Sierra Tejeda que abarca desde finales de febrero hasta septiembre (Antúnez *et al.* 1982). Las condiciones más áridas del mes de agosto en el sureste ibérico respecto a Sierra Tejeda (Málaga) suponen un factor de estrés para la reproducción de la especie en este período, motivando probablemente el cese de la actividad reproductiva y su posterior reactivación en otoño. La reproducción otoñal ha sido registrada únicamente en Carrascalejo, coincidiendo en su fenología y la tipología de cuerpo de agua seleccionada con la descrita en abrevaderos del Noroeste de la Región de Murcia (Egea-Serrano *et al.* 2005a). La influencia de la subida paulatina de las temperaturas de primavera en el inicio de la reproducción, así como la existencia de un largo periodo reproductivo, han mostrado similitudes con poblaciones de la especie próxima *A. obstetricans* en zonas más frías (Márquez 1992), donde se ha detectado también un cese estival de la reproducción (Ritcher-Boix *et al.* 2006). El largo desarrollo larvario de *A. dickhilleni* (Salvador 2015), similar al descrito para *A. obstetricans* (Bosch 2014), podría obligar a la especie objetivo a utilizar cuerpos de agua permanentes para reducir su dependencia de la precipitación. Esta estrategia difiere de la de su otro pariente *Alytes cisternasii* Boscá (1879), que utiliza charcas temporales, teniendo un pico reproductivo explosivo con las lluvias otoñales y/o primaverales (González de la Vega 1988, Márquez 1992)

La detección de estadios 6 y metamórficos de *A. dickhilleni* (marzo-octubre en Carrascalejo y junio-noviembre en Regidora) coincide con la información disponible a nivel general sobre la especie (Bosch & González-Miras 2012), abarcando la amplitud total del rango descrito. Se han detectado larvas invernantes en los dos cuerpos de agua estudiados, culminando la metamorfosis en marzo en Carrascalejo y en junio en Regidora, periodo similar al descrito para el Noroeste murciano (Egea-Serano *et al.* 2005a). Estas larvas permanecen durante todo el invierno en el agua aumentando su tamaño corporal, pero con escasos cambios en su desarrollo ontogénico (Martínez-Solano *et al.* 2003), lo que deriva en su mayor tamaño medio respecto a las larvas estivales (Fig.

6). El ligero retraso fenológico en Regidora es debido probablemente a una mayor profundidad, que ha mantenido la temperatura del agua más estable durante los meses estivales, propiciando un desarrollo larvario más lento que en Carrascalejo. Esta influencia de la temperatura del agua sobre la velocidad del desarrollo larvario queda respaldada por el resultado del GLM (Tabla 2). Las larvas invernantes comienzan a completar la metamorfosis a finales de invierno, y la detección de estadios avanzados procedentes de larvas invernantes se extiende hasta junio, siendo posible diferenciar las invernantes de las larvas eclosionadas recientemente (procedentes de las puestas del año calendario, 2017) por su mayor tamaño corporal. A partir de julio, la longitud corporal de las larvas de estadios avanzados se equilibra (menor variación entre tamaño corporal), debido a que la metamorfosis está aconteciendo exclusivamente en las larvas nacidas en 2017, y la totalidad de larvas invernantes ya han completado su desarrollo. En octubre se vuelven a diferenciar dos clases de tamaño de las larvas de estadio avanzado, posiblemente debido a que una proporción de larvas procedentes de las primeras puestas estivales aún no ha finalizado el desarrollo. En base a estos resultados se establece un periodo larvario mínimo de 6 meses para las larvas invernantes (octubre-abril) y de 3 meses para las estivales (marzo-junio) en Carrascalejo. No obstante, en Regidora las larvas invernantes muestran un desarrollo larvario considerablemente más lento puesto que no se detecta reproducción otoñal en 2016 y los primeros metamórficos aparecen en junio, determinando así un periodo larvario mínimo de 11 meses. En cuanto a las larvas estivales, el periodo también es más dilatado, estimándose en torno a los 4 meses (marzo-julio), probablemente debido a la menor temperatura estival del cuerpo de agua (menor coeficiente de variación) que conlleva un desarrollo larvario más lento. Tanto los tamaños medios de larvas estivales como los de invernantes fueron superiores en Regidora frente a Carrascalejo, apoyando esta hipótesis. Los resultados coinciden con la biología reproductiva descrita para la especie (Salvador 2015). Un esquema simplificado de la fenología reproductiva de *A. dickhilleni* en el área de estudio se muestra en la figura 7.

Esta aproximación refleja un periodo de mayor vulnerabilidad para el desarrollo larvario de *A. dickhilleni* (marzo-noviembre), en el que acontece

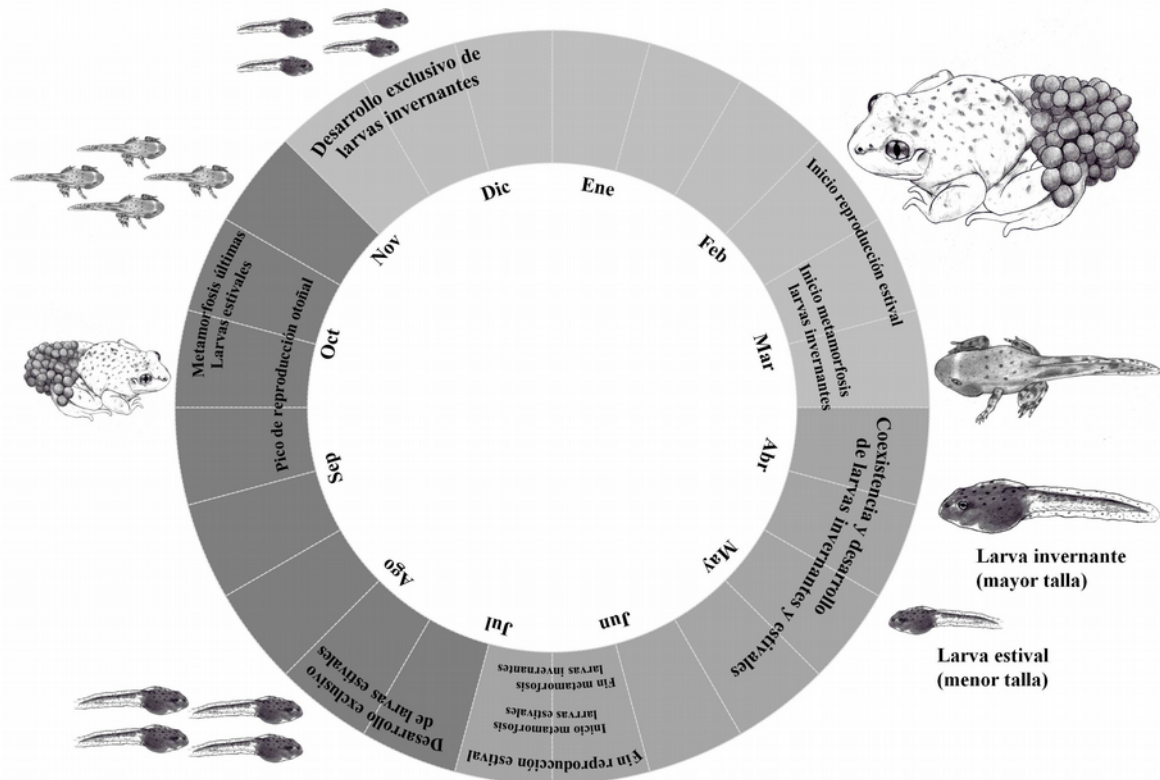


Figura 7. Aproximación a la fenología reproductiva de *A. dickhilleni* en Carrascalejo y Regidora a lo largo de un ciclo anual. Se indican los principales procesos reproductivos durante cada estación del año, y cada sección corresponde a una quincena de un determinado mes. El tamaño de las larvas y metamórficos trata de reflejar la diferencia en la longitud corporal para cada una de las estaciones. La diferencia en el tamaño de los adultos hace referencia a la intensidad de la reproducción en cada uno de los picos reproductivos.

Figure 7. Estimated breeding phenology of *A. dickhilleni* in Carrascalejo and Regidora over an annual cycle. Main reproductive processes are indicated by season and each section refers to a fortnight of a determined month. Larval size of pictures indicates the differences on body length for each season. Adult size pictures refer to the reproductive effort in both breeding peaks.

tanto la reproducción de la especie objetivo como la metamorfosis de las larvas en desarrollo. Sin embargo, durante este período se produce un incremento en la demanda de agua para riego (Belmar *et al.* 2011) que, traducida en una mayor incidencia sobre los acuíferos (Zimmer 2010), puede afectar negativamente al régimen hídrico de ambas localidades e impactar en la supervivencia de la especie amenazada en el área de estudio. Esta situación hace patente la importancia de establecer un marco legal para la explotación sostenible de los acuíferos que garantice un caudal mínimo (caudal ecológico) en las pequeñas fuentes y manantiales, favoreciendo así la conservación de la comunidad de anfibios en el sureste ibérico.

La detección de la población de *A. dickhilleni* en el Parque Regional de Sierra Espuña (Oliva-Paterna *et al.* 2015) supuso un hallazgo de

especial relevancia para la comunidad de anfibios de este espacio natural. En el sector oriental del sureste ibérico la especie se distribuye de forma fragmentada y, por tanto, la protección de los dos cuerpos de agua objeto de estudio se convierte en un objetivo primordial para la conservación de este anfibio en la Región de Murcia, dadas las elevadas densidades larvarias registradas. Hasta la fecha, únicamente 2 de 43 cuerpos de agua prospectados en la Región de Murcia mostraron una alta abundancia larvaria (> 1000 larvas) de *A. dickhilleni*, similar a la descrita en el área de estudio. Este número de efectivos cobra una mayor importancia teniendo en cuenta el reducido tamaño de puesta de la especie amenazada (30-40 huevos; González-Miras *et al.* 2012) frente al del resto de especies acompañantes, que realizan puestas del orden de miles de huevos (González de la Vega 1988, Lizana 1990, Hotz *et al.* 1994,

Vignes 2009). Además, las condiciones de aridez incrementan más aún la prioridad para el mantenimiento de los dos cuerpos de agua estudiados, dado que en estas zonas semiáridas la especie muestra mayor aislamiento y menor capacidad de dispersión (Bosch & González-Miras, 2012). Este trabajo resalta el importante papel de los cuerpos de agua artificiales ligados a prácticas ganaderas tradicionales para la conservación de *A. dickhilleni* en el sureste ibérico semiárido (Egea-Serrano *et al.* 2005a). Este servicio que ofrecen los pequeños cuerpos de agua para el mantenimiento de la biodiversidad incrementará en el futuro como consecuencia del cambio climático (Araújo *et al.* 2011). No obstante, actividades relacionadas con este uso agrario, como son por ejemplo las labores de limpieza de vegetación acuática, deberían considerar la información aportada en el presente estudio y restringirse a los periodos con menor abundancia larvaria (inicios de diciembre), aunque considerando la posible presencia de frezas de *B. spinosus*. Para ello, entre otros aspectos, es preciso incorporar en las estrategias de conservación de la especie protocolos para la gestión de estos cuerpos de agua, así como mecanismos de información y asesoramiento a propietarios, medidas que ya han mostrado resultados positivos en otras poblaciones de la especie (González-Miras *et al.* 2012). Futuros estudios destinados a conocer el grado de conectividad de esta población con otros núcleos poblacionales establecidos en Sierra Espuña y en la Comarca del Noroeste contribuirían a una mejor orientación de las estrategias de gestión de la especie. Las localidades estudiadas no se encuentran incluidas en ninguna red de espacios protegidos, siendo precisa la declaración de alguna figura de protección o bien la aplicación de medidas de gestión que garanticen la viabilidad a largo plazo de estos cuerpos de agua. El presente estudio pone de manifiesto la necesidad de establecer medidas destinadas al mantenimiento de los cuerpos de agua vinculados al uso tradicional del suelo con el fin de preservar las poblaciones de batracios amenazadas en el sureste ibérico semiárido.

Agradecimientos

Los autores quieren mostrar su agradecimiento a P. Martínez, E.S. Rodríguez, F. Amat, M. Guerrero, J.J. Manzano, N. Bernal y P.I. Méndez

por su inestimable ayuda en el trabajo de campo, y a A.F. Kudera por los bocetos diseñados para la figura 7. Este estudio ha sido financiado con fondos propios del Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia.

Bibliografía

- AHE. 2017. Servidor de información de anfibios y reptiles de España. Asociación Herpetológica Española. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. Disponible en: <http://siare.herpetologica.es/> (accedido el 4-V-2017).
- AHEMUR. 2017. Atlas herpetológico. Anfibios. Asociación Herpetológica Murciana. Murcia. Disponible en: <http://asociacionherpetologicamurciana.blogspot.com.es> (accedido el 15-VI-2017).
- Antúnez A, Vargas JM & Romero J. 1982. Algunos datos sobre la reproducción de *Alytes obstetricans* Laur. en Sierra Tejeda (Andalucía). Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental 13: 47-49.
- Araújo MB, Guilhaumon F, Rodrigues-Neto D, Pozo-Ortego I & Gómez-Calmaestra R. 2011. Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático. 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 640.
- Álvarez J, Salvador A, López P, Martín J. 1991. Desarrollo larvario de la rana común (*Rana perezi*) (Anura: Ranidae) en charcas temporales del Noroeste de la Península Ibérica. Doñana, Acta Vertebrata, 18: 123-132.
- Belmar O, Velasco J, & Martínez-Capel F. 2011. Hydrological classification of natural flow regimes to support environmental flow assessments in intensively regulated Mediterranean rivers, Segura River Basin (Spain). Environmental Management 47(5): 992.
- Bosch J & González-Miras E (eds). 2012. Seguimiento de *Alytes dickhilleni*: Informe final. Monografías SARE. Madrid: Asociación Herpetológica Española, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Bosch J. 2014. Sapo partero común - *Alytes obstetricans*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles (Salvador A & Martínez-Solano I, eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org> (accedido el 20-VI-2017)
- Bradley H, Alford RA, Woodward BD, Richards SJ, Altig RG & Gascon C. 1994. Quantitative Sampling of Amphibian Larvae. En: Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Amphibians (Ronald W, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek, LAC & Foster MS, eds.). Washington: Smithsonian Institution Press. pp, 130-141
- Díaz-Paniagua C. 1986. Reproductive period of amphibians in the Biological Reserve of Doñana (SW Spain). En: Studies in Herpetology (Roček Z, ed.). (Proceedings of the Third Ordinary General Meeting

- of the Societas Europaea Herpetologica). Praga: Charles University, pp. 429-432
- Díaz-Paniagua C. 1988. Temporal segregation in larval amphibian communities in temporary ponds at a locality in SW Spain. *Amphibia-Reptilia* 9: 15-26.
- Díaz-Paniagua C. 1992. Variability in timing of larval season in an amphibian community in SW Spain. *Ecography* 15: 267-272.
- Díaz-Paniagua C, Gómez C, Porthault A. & De Vries W. 2005. Los anfibios de Doñana. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- Egea-Serrano A. 2005. La Comunidad de Anfibios de la Comarca del Noroeste de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): Patrón de Distribución y Estrategia Reproductora. Murcia: Universidad de Murcia. Tesis de Licenciatura
- Egea-Serrano A. 2014. Rana común – *Pelophylax perezi*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles (Salvador A & Martínez-Solano I, eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org> (accedido el 20 -VI-2017).
- Egea-Serrano A, Oliva-Paterna FJ & Torralva M. 2005a. Fenología reproductiva de la comunidad de anfibios del Noroeste de la Región de Murcia (SE de la Península Ibérica). *Zoologica baetica* 16: 59-72.
- Egea-Serrano A, Oliva-Paterna FJ & Torralva M. 2005b. Selección de hábitat reproductor por *Rana perezi* Seoane, 1885 en el N.O. de la Región de Murcia (S.E. Península Ibérica). *Revista Española de Herpetología* 19: 113-125.
- Egea-Serrano A, Oliva-Paterna FJ, Tejedo M & Torralva M. 2006. Breeding habitat selection of an endangered species in an arid zone: the case of *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París, 1995. *Acta herpetológica* 1(2): 81-94
- Egea-Serrano A, Oliva-Paterna FJ, & Torralva M. 2007. Aplicación de los criterios UICN a la batracofauna de la Región de Murcia (S.E. Península Ibérica). *Munibe. Suplemento* 25: 50-57.
- Fernández-Cardenete JR, Alaminos E, Benavides J, Escoriza E, García-Cardenete L, Garrido G, Guerrero M, González-Miras E, Molina C, Parrondo P, Requena C, Rodríguez E & Verdiell-Cubedo D. 2013. Guía de los anfibios del sureste ibérico. Murcia: Asociación Columbares.
- Ficetola GF & Maiorano L. 2016. Contrasting effects of temperatura and precipitation change on amphibian phenology, abundance and permormance. *Oecología* 292: 683-693.
- González-Miras E, García-Alonso D, Sánchez D & Nevado JC. 2012. Iniciativas para la conservación. En: Seguimiento de *Alytes dickhilleni*: Informe final. Monografías SARE, 02 (Bosch J & González-Miras E, eds.). Madrid: Asociación Herpetológica Española, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 68-73
- González-Miras E, García-Cardenete L & Tejedo M. 2012. Historia natural. En Seguimiento de *Alytes dickhilleni*: Informe final. Monografías SARE, 02 (Bosch J & González-Miras E, eds). Madrid: Asociación Herpetológica Española, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 17-22.
- González de la Vega JP. 1988. Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva. Huelva: ERTISA.
- Gosner KL. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* 16: 183-190.
- Hernández-Gil V, Dicenta López-Higuera F, Robledano Aymerich F, García Martínez ML, Esteve Selma MA & Ramírez Díaz L. 1993. Anfibios y Reptiles de la Región de Murcia. Murcia: Universidad de Murcia.
- Hoffmann M, Hilton-Taylor C, Angulo A, Böhm M, Brooks TM, Butchart SHM., ... Stuart SN. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330(6010): 1503-1509.
- Hotz H, Uzzell T & Berger L (1994). Hemiclonal hybrid water frogs associated with the sexual host species *Rana perezi*. *Zoologica Poloniae* 39: 243-266.
- Lizana M. 1990. Ecología de *Bufo bufo* en la Sierra de Gredos. Salamanca: Universidad de Salamanca. Tesis Doctoral
- Márquez R. 1992. Terrestrial paternal care and short breeding seasons: Reproductive phenology of the midwife toads *Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*. *Ecography* 15: 279-288.
- Martínez-Solano I, París M, Izquierdo E & García-París M. 2003. Larval growth plasticity in wild populations of the Betic midwife toad, *Alytes dickhilleni* (Anura: Discoglossidae). *Herpetological Journal*, 13: 89-94.
- Martínez-Solano I, García-París M & Bosch J. 2006. Anfibios de Peñalara. Identificación y conservación. Madrid: Dirección General de Promoción y Disciplina Ambiental, Comunidad de Madrid.
- Miranda JD, Armas C, Padilla FM & Pugnaire FI. 2011. Climate change and rainfall patterns: Effects on semi-arid plant communities of the Iberian South-east. *Journal of Arid Environments* 75: 1302-1309.
- Oliva-Paterna FJ, Escoriza E, Yelo N & Torralva M. 2015. La singular fauna de anfibios de Sierra España. *Quercus* 358: 29-34.
- Ortiz-Santaliestra ME. 2014. Sapo común – *Bufo spinosus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles (Salvador A & Martínez-Solano I, eds.). Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org> (accedido el 20 de 06 de 2017).
- Paton PWC & Crouch WB. 2002. Using the Phenology of Pond-Breeding Amphibians to Develop Conservation Strategies. *Conservation Biology* 16(1): 194-204.
- Reques R & Tejedo M. 1992. Fenología y hábitats reproductivos de una comunidad de anfibios en la Sierra de Cabra (Córdoba). *Revista Española de Herpetología* 6: 49-54.
- Revelle W. 2018. Psych package for R: Procedures for Personality and Psychological Research. Evanston (IL) USA: Northwestern University.
- Richter-Boix A, Llorente GA & Montori A. 2006. Breeding phenology of an amphibian community in a Mediterranean area. *Amphibia-Reptilia* 27: 549-559
- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. Boston, USA: RStudio Inc.

- Salvador A. 2015. Sapo partero bético - *Alytes dickhilleni*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles (Salvador A & Martínez-Solano I, eds.). Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org/> (accedido el 20-VI-2017).
- San Segundo C & Ferreiro E. 1987. Estudio y catalogación de los anfibios en la Sierra de Gredos. Cuadernos de Estudios Abulenses 7: 67-92.
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues AS, Fischman DL & Waller R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306(5702): 1783-1786.
- Torralva M, Oliva-Paterna FJ, Egea A, Miñano PA, Verdiell D, De Maya JA & Andreu A. 2005. Atlas de Distribución de los Anfibios de la Región de Murcia. Murcia: Consejería de Industria y Medio Ambiente.
- Valera F, Díaz-Paniagua C, Garrido-García JA, Manrique J, Pleguezuelos JM & Suárez F. 2011. History and adaptation stories of the vertebrate fauna of southern Spain's semi-arid habitats. *Journal of arid environments*, 75(12): 1342-1351.
- Vignes JC. 2009. Quelques caractéristiques biologiques de la reproduction du Crapaud commun (*Bufo bufo* L.) au Pays Basque. *Munibe Ciencias Naturales* 57: 147-162.
- Wake DB & Vredenburg VT. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (Suppl. 1): 11466-11473.
- Whittaker, K., Koo, M.S., Wake, D.B. & Vredenburg, V.T. 2013. Global declines of amphibians. En *Encyclopedia of biodiversity* (Levin SA, ed.) Waltham: Academic Press, pp. 691-699.
- Zimmer A. 2010. New water uses in the Segura basin: Conflicts around gated communities in Murcia. *Water International* 35(1): 34-48.