

Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en el término municipal de Córdoba

Priority areas of amphibian's conservation in Córdoba municipality

Carmen M. Aguilera-Ortega y Ricardo Reques

Área de Ecología, Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales, edificio Celestino Mutis 1ª p. 14071-Córdoba. E-mail: ba2reror@uco.es

Resumen.-

Para conocer las áreas de mayor interés para la conservación de anfibios en el Término Municipal de Córdoba se ha realizado una revisión histórica de su distribución. Se ha analizado la información en dos periodos de veinte años: el primero abarca desde 1980 hasta 2000 y el segundo desde 2000 hasta el 2020. En total, se ha estudiado la presencia de 11 especies de anfibios (8 anuros y 3 urodelos) en 19 cuadrículas UTM de 10x10 km para las que se ha calculado el Índice Combinado de Biodiversidad (ICB). El sector noroccidental del área estudiada es, actualmente, el que mayor número de especies de interés alberga y hay un gradiente que va disminuyendo hacia los sectores sur y sureste donde los valores de ICB son mínimos. Por otro lado, se han detectado notables declives de especies, especialmente en zonas próximas a núcleos urbanos debido a la alteración y destrucción de sus hábitats.

Palabras clave: anfibios, distribución, conservación, ICB.

Summary.-

In order to know the areas of greatest interest for the conservation of amphibians in the Municipality of Córdoba, a historical review of their distribution has been carried out. The information has been analyzed in two periods of twenty years: the first covers from 1980 to 2000 and the second from 2000 to 2020. In total, the presence of 11 species of amphibians (8 anurans and 3 urodelos) has been studied in 19 10x10 km UTM cells for which the Combined Biodiversity Index (BCI) has been calculated. The northwestern sector of the studied area is currently the one that harbors the greatest number of species of interest and there is a gradient that is decreasing towards the south and southeast sectors where ICB values are minimal. On the other hand, notable species declines have been detected, especially in areas close to urban centers due to the alteration and destruction of their habitats.

Key words: amphibians, distribution, conservation, ICB.

Introducción.-

Los anfibios, en la actualidad, constituyen el grupo de vertebrados más amenazado del planeta. Se estima que algo más del 41% de las especies están amenazadas y podrían extinguirse en las próximas décadas (Stuart *et al.* 2008; Hoffmann *et al.*, 2010; IUCN, 2016; Neam, 2017). En España este porcentaje es del 35%, estando amenazados el 50% de los urodelos y el 29% de las especies de anuros (Salvador *et al.*, 2021). Si esta tendencia se mantiene, un 22% del total de especies que actualmente se consideran «Casi Amenazadas», podrían sumarse a esa lista (IUCN, 2016).

Las causas de esta tendencia generalizada se deben a un conjunto de factores diversos, algunos de los cuales aún no son suficientemente conocidos. En Europa, la principal amenaza de las poblaciones de anfibios tiene su origen en la alteración y destrucción directa de sus hábitats; un problema que se empieza a ver incrementado por los efectos del calentamiento global del planeta (Reques, 2020). También son amenazas graves la introducción de especies exóticas invasoras o los efectos de enfermedades emergentes como la quitridiomycosis, provocada principalmente por hongos del género *Batrachochytrium* (Alford *et al.*, 2007). Todos estos motivos hacen que se requiera una mayor atención en programas de conservación para intentar evitar pérdidas mayores. Conocer con precisión la distribución de las especies y sus requerimientos ecológicos nos puede ayudar a concretar programas específicos para su conservación.

A pesar del empobrecimiento en diversidad de especies que ha experimentado la península ibérica desde el Mioceno la riqueza de anfibios puede considerarse elevada dentro de un contexto geográfico europeo (Barbadillo *et al.*, 1999). En los últimos años se han descrito nuevas especies y otras están actualmente en revisión. En España se reconoce un total de 31 especies de anfibios (21 anuros y 10 urodelos) 11 de ellas son endémicas (Salvador *et al.* 2021). En Andalucía la cifra se reduce a 15 especies (11 anuros y 4 urodelos) y en la provincia de Córdoba a 13 (9 anuros y 4 urodelos; Salvador *et al.*, 2021).

Hasta hace poco tiempo la distribución de los anfibios en la provincia de Córdoba era poco conocida y, en general, ha sido poco prospectada. Incluso dentro del término municipal, aún quedan algunos vacíos importantes de información. En cambio, algunos enclaves concretos de la provincia han sido objeto de estudios de ecología con seguimientos de sus poblaciones durante muchos años consecutivos (Reques, 2000; Tejedo, 2003), incluyendo proyectos de conservación activa dirigidos a la mejora de hábitats de interés para anfibios (Reques, 2012).

La mayoría de los anfibios de la región mediterránea utiliza para reproducirse pequeños humedales de carácter temporal. Estos hábitats son especialmente frágiles y su progresiva desaparición está provocando el aislamiento de muchas poblaciones de anfibios, un problema de conservación añadido por la consecuente pérdida

de diversidad genética y el riesgo de desaparición de estas poblaciones por procesos estocásticos. Los estudios de distribución de diferentes taxones a lo largo del tiempo pueden ayudarnos a comprender las relaciones de las especies con los diferentes factores ambientales, así como detectar cambios relacionados en la distribución (aumentos o declives de poblaciones). El área de distribución de una especie se puede definir como la fracción del espacio geográfico donde está presente e interactúa con el ecosistema (Maciel-Mata, 2015). Esto justifica que tradicionalmente los estudios de distribución de especies acompañan y complementan a los trabajos de sistemática. De hecho, en muchos casos, la localización geográfica en la que se encuentra un taxón ayuda a su identificación cuando se trata de especies congénéricas próximas y morfológicamente muy similares, algo frecuente tras las últimas actualizaciones de la taxonomía de anfibios (Salvador *et al.*, 2021).

La provincia de Córdoba desde el punto de vista geográfico puede considerarse como un territorio de intersección entre dos subregiones bien diferenciadas geomorfológica y ecológicamente, con usos del hombre muy diferentes (CEBAC, 1971). Sierra Morena se levanta a una altura media de unos 450 m.s.n.m y tiene un aspecto quebrado modelado por los cauces que desembocan en el Guadalquivir. La Campiña, en cambio, tiene escaso relieve y está formada, básicamente, por sedimentos terciarios. El propio término municipal de Córdoba es un ejemplo a menor escala de esta transición, siendo el río Guadalquivir

el que delimita ambas zonas. Los requerimientos particulares de este grupo hacen que la riqueza de especies de anfibios sea sensiblemente diferente si comparamos la zona de sierra con la de campiña (Reques, 2000).

El objetivo de este trabajo es valorar el estado de conocimiento sobre los anfibios dentro del término municipal de Córdoba y definir en base a él las áreas de mayor interés para este grupo de vertebrados. Los análisis basados en el Índice Combinado de Biodiversidad (ICB) han demostrado una coincidencia entre los valores más altos y las áreas de mayor relevancia para los grupos estudiados (De la Montaña y Rey, 2002; Reques *et al.*, 2006). Estudios como éste pueden servir para identificar zonas de interés en programas de conservación de grupos amenazados.

Metodología.-

Zona de estudio

Según la información recogida por el Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía (SIMA, 2019), el municipio de Córdoba tiene una superficie de 1255 km², con un perímetro de unos 233 km. Se trata de un área sometida a una gran presión humana con 20 núcleos urbanos, incluida la propia capital.

Para el análisis de la información, el territorio se ha dividido en cuadrículas cartográficas UTM de 10x10 km. El total de cuadrículas que afectan a una parte del término municipal es de 26, pero muchas cubren solo parcialmente su territorio y no se pueden considerar

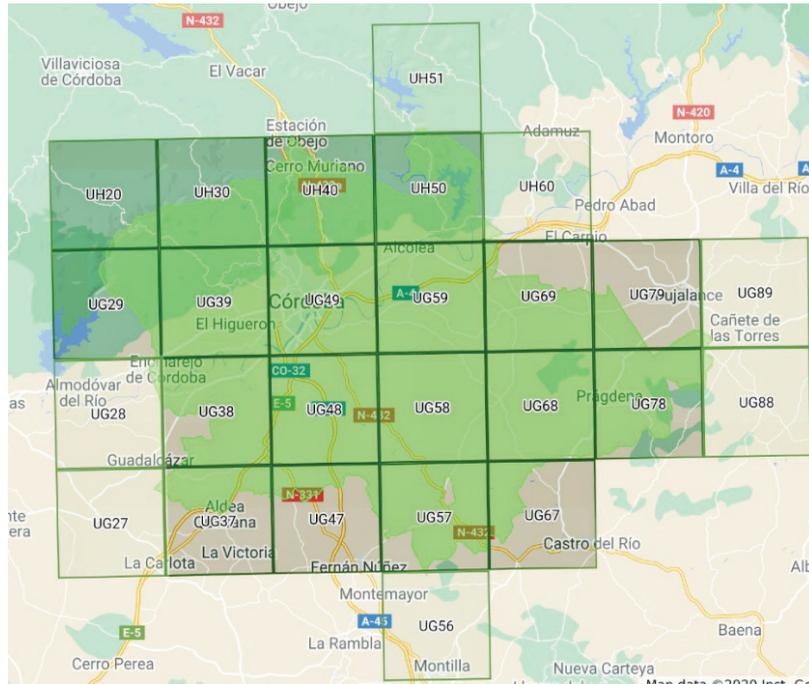


Figura 1. Cuadrículas UTM de 10X10 km afectadas por el término municipal de Córdoba (superficie destacada en color verde). Se señalan con sombreado aquellas que se han considerado para el presente estudio.

representativas del mismo. Como criterio se han descartado aquellas cuadrículas que cubren menos de un 10% de la superficie dentro del área de estudio. Por tanto, se han considerado 19 cuadrículas de 10x10 km (Figura 1).

Origen de la información

La información de presencia de especies de anfibios se ha obtenido mediante revisión bibliográfica. Principalmente procede de trabajos e informes publicados o inéditos y de la base de datos de la Asociación Herpetológica Española (AHE). El estudio se ha basado en 694 registros (74 registros provienen de publicaciones científicas, 192 de informes inéditos y 428 de la

base SIARE – Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España– de la AHE). Para los registros de especies, se ha actualizado su taxonomía (Speybroek *et al.*, 2020; Salvador *et al.*, 2021). Con esa base de datos, encontramos 11 especies de anfibios, tres urodelos y ocho anuros (Tabla 1).

Se ha diferenciado la información en dos periodos de 20 años. El primero comprende desde 1980 hasta 2000 (355 registros) y el segundo desde 2000 a 2020 (339 registros). Con esto se ha podido inferir en los cambios en la distribución de especies a lo largo de las últimas décadas.

Tras la valoración cuantitativa de cada

Nombre común	Nombre científico	Vulnerabilidad (Criterios IUCN)
Sapo partero ibérico	<i>Alytes cisternasii</i> (Boscá, 1879)	Casi amenazado
Sapillo pintojo ibérico	<i>Discoglossus galganoi</i> (Capula, Nascetti, Lanza, Bullini and Crespo, 1985)	Preocupación menor
Sapo de espuelas	<i>Pelobates cultripes</i> (Cuvier, 1829)	Casi amenazado
Sapillo moteado ibérico	<i>Pelodytes ibericus</i> (Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordom and Sanchiz, 2000)	Datos insuficientes
Sapo común espinoso	<i>Bufo spinosus</i> (Daudin, 1803)	Preocupación menor
Sapo corredor	<i>Epidalea calamita</i> (Laurenti, 1768)	Casi amenazado
Ranita meridional	<i>Hyla meridionalis</i> (Boettger, 1874)	No aplicable (introducida)
Rana común	<i>Pelophylax perezi</i> (Seoane, 1885)	Preocupación menor
Gallipato	<i>Pleurodeles waltl</i> (Michahelles, 1830)	Casi amenazado
Salamandra común	<i>Salamandra salamandra</i> (Linnaeus, 1758)	Vulnerable
Tritón jaspeado pigmeo	<i>Triturus pygmaeus</i> (Wolterstorff, 1905)	Vulnerable

Tabla 1. Listado de especies de anfibios presentes en el término municipal de Córdoba y su vulnerabilidad según criterios de la IUCN (International Union for Conservation of Nature).

una de las cuadrículas UTM de la zona de estudio se ha calculado el Índice Combinado de Biodiversidad (ICB) (De la Montaña y Rey, 2002). Este índice surge como una herramienta para poner de manifiesto la necesidad de preservar determinados espacios naturales teniendo en cuenta datos disponibles de la distribución de especies de interés. Con el ICB se puede estudiar la coincidencia con la actual red de espacios protegidos y proponer alternativas de protección de estos espacios naturales. A partir de la información del periodo de estudio

comprendido entre los años 2000-2020, mediante este índice, se ha asignado un valor a cada una de las 19 cuadrículas estudiadas para el grupo de los anfibios. En el cálculo del ICB se han considerado tres variables:

1. Riqueza de especies: número de especies distintas presentes en cada una de las 19 cuadrículas cartográficas estudiadas.
2. Rareza: inverso del número de cuadrículas ocupadas por una especie (Kier y Barthlott, 2001). Por tanto, se obtiene

la rareza para cada cuadrícula UTM como el sumatorio de la rareza individual de cada especie presente en dicha cuadrícula.

3. Vulnerabilidad: según criterios de la IUCN, con los que trata de establecer una estructura objetiva para valorar las especies en función del riesgo de extinción y poder, con ello, establecer prioridades para su conservación.

El ICB es, por tanto, una síntesis de la información obtenida con los criterios de riqueza de especies, rareza y vulnerabilidad de manera conjunta (De la Montaña y Rey, 2002). Se calcula como el sumatorio de la rareza de cada especie multiplicado por su índice de vulnerabilidad que se obtiene para cada una de las cuadrículas.

$$ICB = \sum (1/C)V$$

C: número de cuadrículas donde está presente una especie

V: valor de vulnerabilidad

Para el cálculo de vulnerabilidad se ha dado un valor a cada categoría de amenaza siguiendo los criterios de la IUCN (2016). Se ha optado por dar valores exponenciales a las diferentes categorías de amenaza, frente a unos lineales usados por otros autores (ver De la Montaña y Rey, 2002), con el fin de dar más peso a las especies que tienen una categoría de amenaza mayor. Además, esta escala exponencial responde mejor que una lineal a los valores que utiliza la IUCN para calificar las especies en los distintos criterios (Reques *et al.*, 2006).

Categoría Regional	Valor asignado
Vulnerable (VU)	4
Casi Amenazada y Datos insuficientes (NT y DD)	2
Preocupación menor (LC)	1
No aplicable	0

Tabla 2. Categorías de amenaza de las especies según la IUCN y valor asignado para el cálculo del ICB. La mayor categoría de amenaza de los anfibios presentes en el término municipal de Córdoba es Vulnerable (VU). En el caso de especies introducidas no se aplica esta valoración.

Por último, toda la información del cálculo del ICB se ha sintetizado en mapas mediante el programa QGIS (QGIS 2.12.2). Para ello se han asignado los valores obtenidos a cada cuadrícula y se ha establecido un gradiente desde los valores menores a los más altos.

Resultados.-

Las primeras referencias sistemáticas sobre la distribución de anfibios en la provincia de Córdoba son de los años setenta del siglo pasado (López-Jurado *et al.*, 1980). En 1998 el Ayuntamiento de Córdoba encargó al grupo GODESA un estudio de la distribución de anfibios por el municipio de Córdoba (López-Martínez, 1998). En 2016 la asociación *El Bosque Animado* comenzó a actualizar la información sobre la distribución de anfibios en el término cordobés (F. Prunier, com.pers.) y en 2018 se constituye la *Sociedad Cordobesa de Historia Natural*, donde, entre sus objetivos, está el promover el conocimiento sobre el estado de las poblaciones de anfibios de la provincia de Córdoba

con el objetivo de proponer medidas de gestión. De forma paralela, en 1994 se comenzaron a realizar prospecciones por la provincia para elaborar el *Atlas Herpetológico de Andalucía* y aún continúan en la actualidad (González de la Vega *et al.*, 1994-2021). Por último, en 2021 se ha publicado la *Guía de los anfibios y reptiles de España* (Salvador, *et al.*, 2021) en la que se ha hecho una revisión de la distribución de las especies incluyendo la actualización de los cambios taxonómicos que ha experimentado este grupo. Con los datos disponibles no es posible

analizar el esfuerzo de muestreo realizado en cada cuadrícula UTM considerada en el presente trabajo. Esto hace que algunas de estas cuadrículas puedan estar subestimadas en cuanto a riqueza específica de anfibios. Algunos datos extraídos de diferentes trabajos como los de López-Jurado *et al.* (1980) o López-Martínez (1998) son una síntesis de diferentes muestreos en distintas zonas del término municipal de Córdoba. La base de datos de la Asociación Herpetológica Española (AHE) con fecha de actualización de diciembre de 2020 recoge 428 registros,

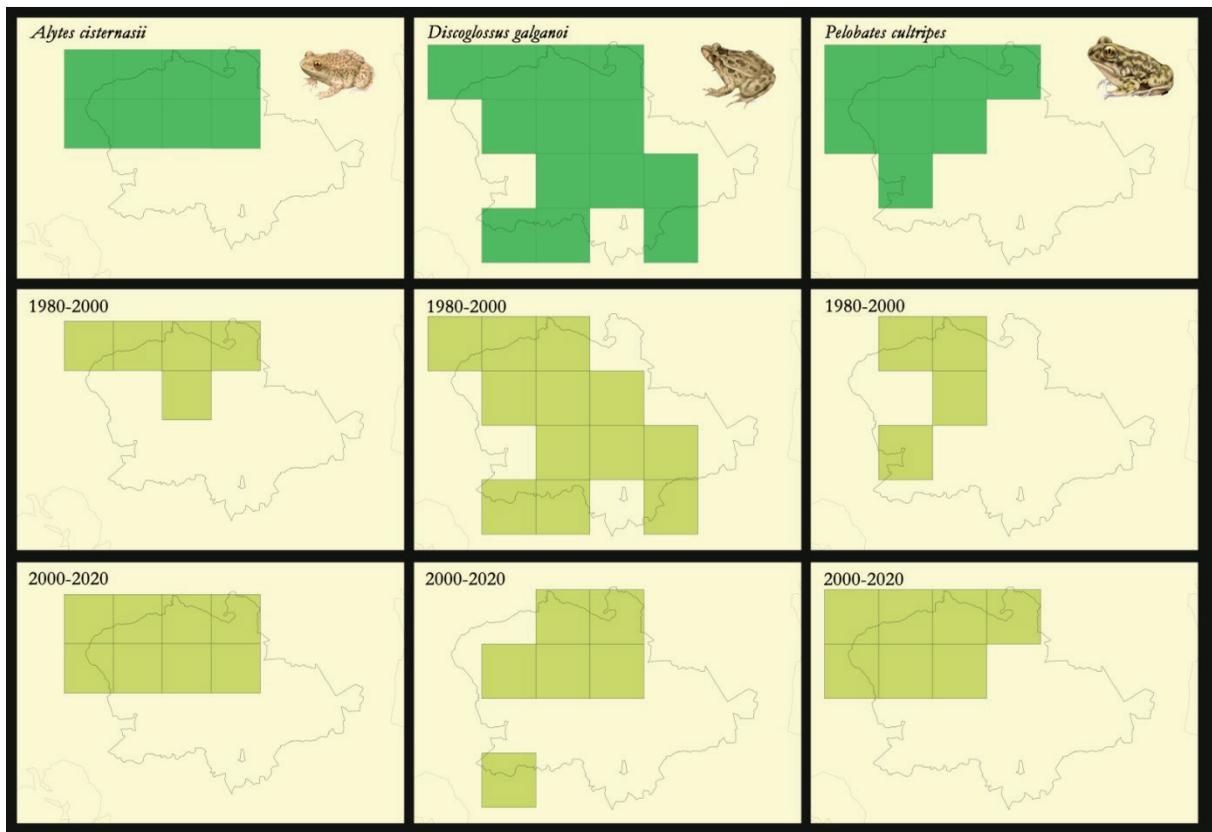


Figura 2a. Distribución general de los anuros (verde oscuro) y por periodos de estudio (1980-2000 y 2000-2020; verde claro): *Alytes cisternasii*, *Discoglossus galganoi* y *Pelobates cultripes*.

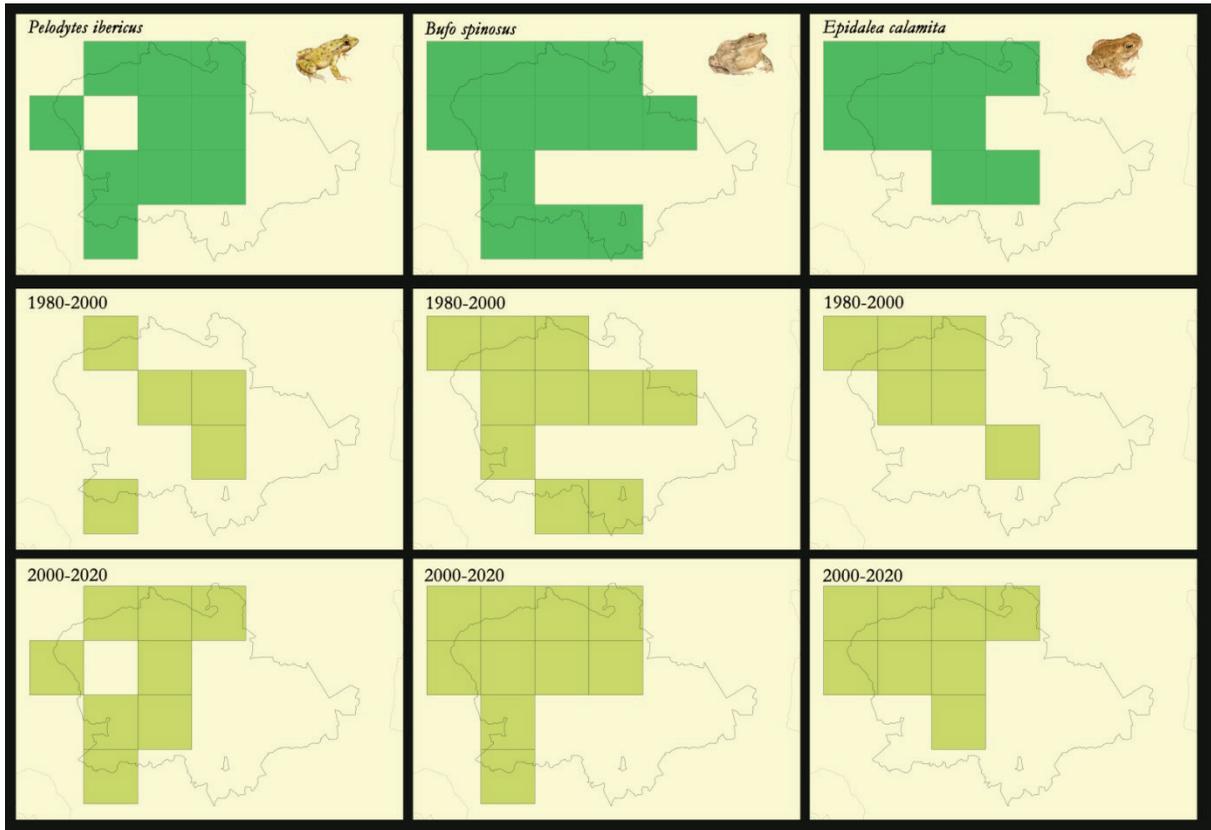


Figura 2b. Distribución general de los anuros (verde oscuro) y por periodos de estudio (1980-2000 y 2000-2020; verde claro): *Pelodytes ibericus*, *Bufo spinosus* y *Epidalea calamita*.

de los que 230 (53,74%) corresponden al periodo comprendido entre 1980 y 2000; mientras que el periodo de los últimos veinte años tiene un total de 198 registros (46,26%). Por otro lado, al correlacionar el número de registros con el número de especies de cada cuadrícula se obtiene una relación significativa (Spearman Rank Correlation, $r = 0,954$; $p < 0,05$; $n=19$).

Con el programa de análisis de información geográfica QGIS (QGIS 2.12.2) se ha representado la distribución de cada especie en función de las citas

disponibles en ambos periodos de estudio (Figuras 2a, 2b, 2c para anuros y 2d para urodelos). Además se representa la superposición de las citas de ambos periodos de estudio.

En 7 de las 11 especies objeto de estudio ha habido un incremento del número de cuadrículas entre los dos periodos de estudio, mientras que se observa una disminución en dos especies (*Discoglossus galganoi* e *Hyla meridionalis*). Por otro lado, en otras dos especies el número de cuadrículas entre los dos periodos de estudio se

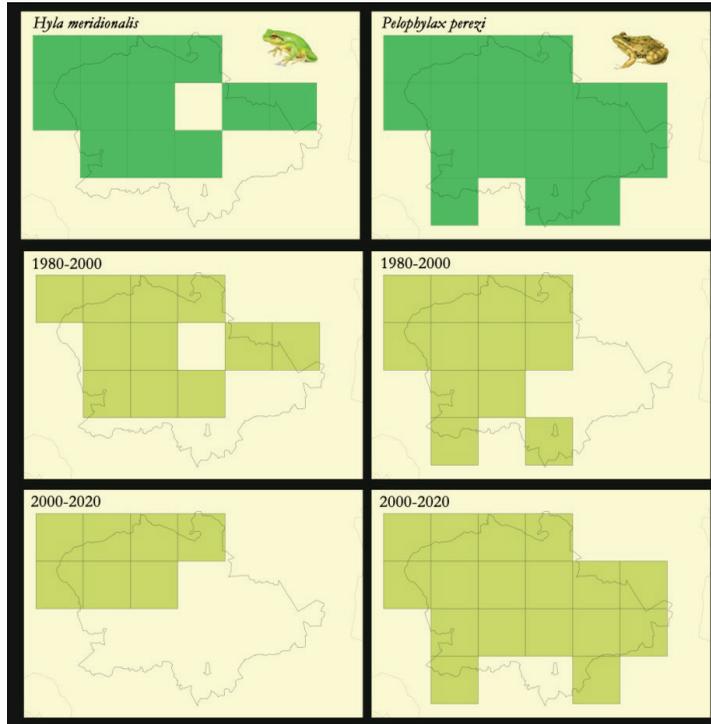


Figura 2c. Distribución general de los anuros (verde oscuro) y por periodos de estudio (1980-2000 y 2000-2020; verde claro). *Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezii*.

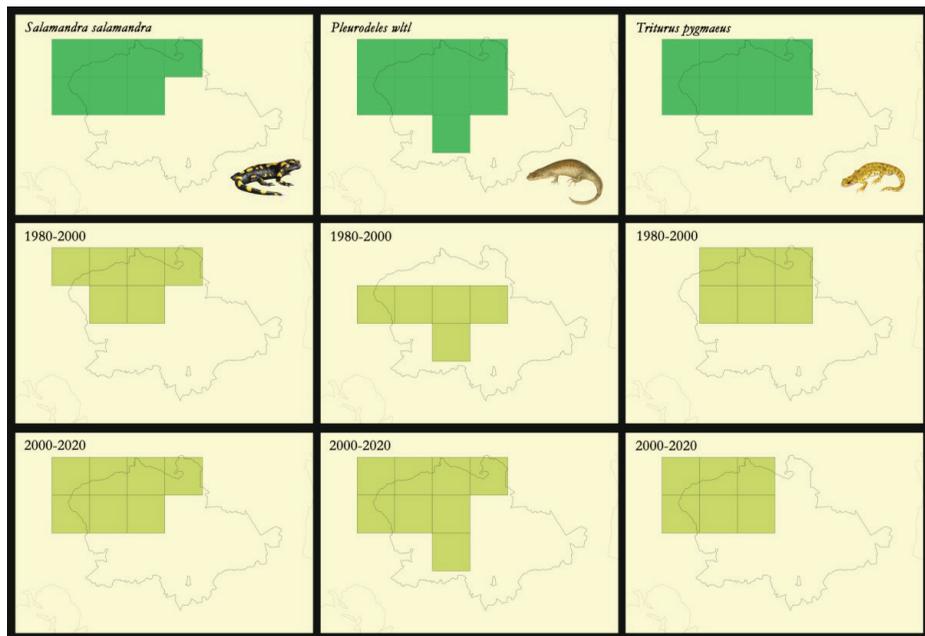


Figura 2d. Distribución general de los urodelos (verde oscuro) y por periodos de estudio (1980-2000 y 2000-2020; verde claro). *Salamandra salamandra*, *Pleurodeles waltl* y *Triturus pygmaeus*.

Especie	Número de cuadrículas: 1980-2000	Número de cuadrículas: 2000-2020	Número total de cuadrículas	Desviación
<i>Salamandra salamandra</i>	6	7	7	Incremento
<i>Pleurodeles waltl</i>	5	8	9	Incremento
<i>Triturus pygmaeus</i>	6	6	8	Se mantiene el número, pero no todas las cuadrículas coinciden
<i>Alytes cisternasii</i>	5	8	8	Incremento
<i>Discoglossus galganoi</i>	12	6	13	Disminución
<i>Pelobates cultripes</i>	4	7	8	Incremento
<i>Pelodytes ibericus</i>	5	8	10	Incremento
<i>Bufo spinosus</i>	10	10	13	Se mantiene el número, pero no todas las cuadrículas coinciden
<i>Epidalea calamita</i>	7	8	9	Incremento
<i>Hyla meridionalis</i>	11	7	12	Disminución
<i>Pelophylax perezi</i>	12	18	18	Incremento

Tabla 3. Número de cuadrículas en las que está presente cada especie en los dos periodos de tiempo comparados y el total general considerando juntas ambas series históricas de datos.

mantiene igual, pero las cuadrículas no siempre coinciden (Tabla 3).

Para tener una estima cuantitativa del valor de cada una de las 19 cuadrículas UTM de la zona de estudio en cuanto a su importancia como lugares de interés para los anfibios, se ha calculado el Índice Combinado de Biodiversidad (ICB) para el periodo comprendido entre los años 2000 y 2020. Los valores obtenidos se representaron con el programa QGIS con gradación de colores (Figura 3) para ver gráficamente las áreas de mayor relevancia para los anfibios del término municipal de Córdoba. Las cuadrículas oscuras reflejan un mayor valor de ICB y van disminuyendo en intensidad de color a medida que decrecen los valores de este índice. Se puede ver que las áreas de mayor interés están el noroeste del término y contrastan con las de la zona sur —con un color más claro— por ser,

actualmente, de escaso valor para los anfibios.

Discusión.-

La distribución de las especies de anfibios está determinada por tres factores esenciales: ecológicos, evolutivos y biogeográficos (Duellman y Trueb, 1994). Para este grupo zoológico, Andalucía es una de las regiones del mediterráneo con mayor interés por contar con un total de 15 especies (Gasc *et al.*, 2004; Schleich *et al.*, 1996; Dufresnes, 2019, Salvador *et al.*, 2021). Destaca, además, por la presencia de dos de los taxones endémicos más amenazados a nivel regional: el sapillo partero bético (*Alytes dickhilleni*), que se distribuye esencialmente por las sierras Béticas, y la variedad andaluza de salamandra (*Salamandra salamandra longirostris*), prácticamente relegada a las sierras de Cádiz y Málaga. En la

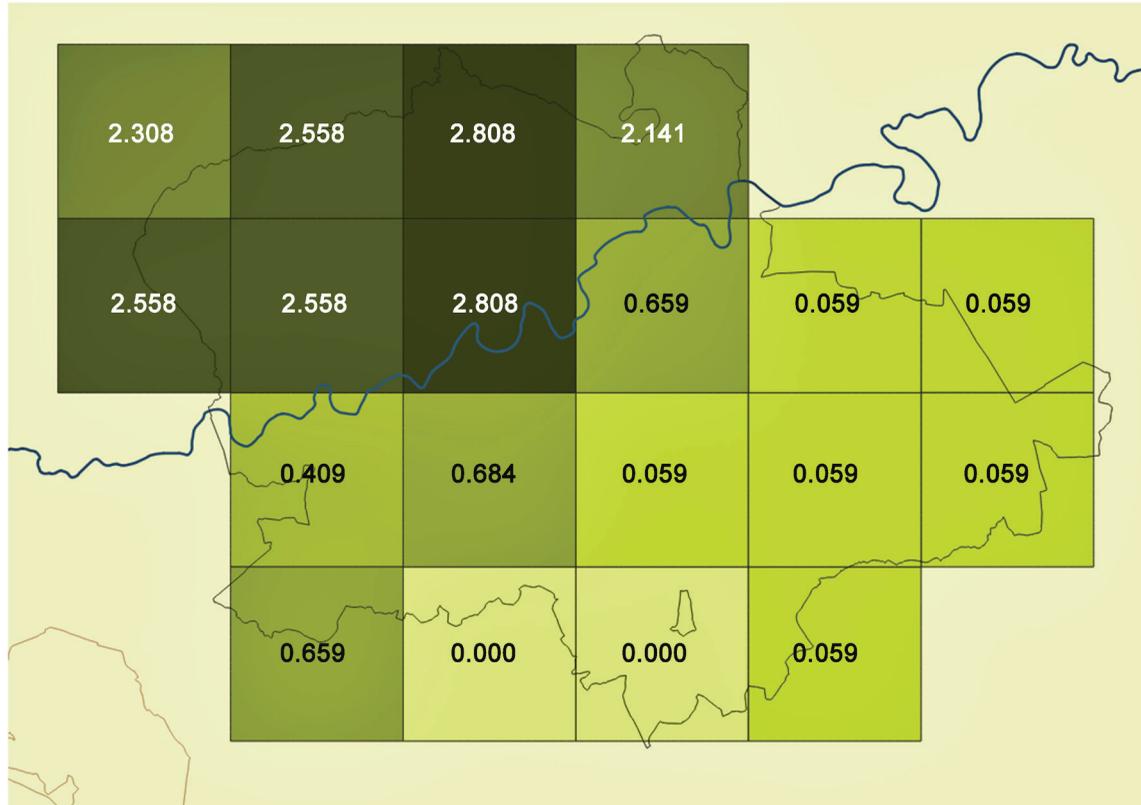


Figura 3. Valores del Índice Combinado de Biodiversidad (ICB) para todas las especies muestreadas en cada una de las cuadrículas UTM de 10x10 km consideradas.

provincia de Córdoba y, en concreto en el área de estudio, se puede apreciar la diferencia entre la riqueza de especies al norte y al sur del Guadalquivir; algo que se puede explicar por distintos factores entre los que destaca la pérdida de hábitats (Reques, 2000).

El grupo de los anfibios hasta fechas recientes ha despertado poco interés por parte de investigadores en la provincia; eso hace que sean escasos los estudios sobre su distribución y se detecta una carencia de información en algunas zonas. Por ejemplo, es llamativa la escasa presencia del tritón ibérico (*Lissotriton*

boscai) en el norte de la provincia (incluyendo el término municipal), teniendo una distribución continua en el resto de Sierra Morena (Reques, 2000, Salvador *et al.*, 2021) lo que podría deberse a una falta de prospección. No obstante, las primeras publicaciones de análisis de la información, como la de López-Jurado *et al.* (1980), ya ponen de manifiesto la disparidad en la riqueza de especies entre sectores biogeográficos de la provincia de Córdoba, confirmando que en la zona norte hay una mayor diversidad de especies. En la zona de estudio, el área biogeográfica de la sierra representa, aproximadamente,

la cuarta parte de la superficie del municipio y tiene una altitud media de 450 m.s.n.m. Se trata de un espacio con áreas naturales y forestales con cursos de agua que la atraviesan y donde son relativamente frecuentes los encharcamientos más o menos temporales, charcas y abrevaderos como hábitats de interés para anfibios (Reques, 2000). La campiña, por el contrario, es un territorio alterado mayoritariamente por la explotación agrícola, por lo que hay una notable degradación de los hábitats naturales y una escasez de zonas de interés para anfibios (masas de agua con poca alteración y áreas conectadas de vegetación natural). Las áreas relevantes de riqueza de especies de anfibios en gran parte de la península ibérica coinciden también con áreas montañosas y esto puede explicarse, en general, por ser enclaves que han actuado de refugio durante muchos siglos de prácticas agrosilvopastorales (Castro *et al.*, 1997).

Al comparar los dos periodos estudiados es llamativa la disminución de la distribución de especies como el sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*) y la ranita meridional (*Hyla meridionalis*). El primero es especialmente sensible en su fase larvaria a contaminantes agrícolas, afectando tanto a su tasa de crecimiento como a su mortalidad (García-Muñoz, 2010), y su declive parece una tendencia generalizada en el sur de la península ibérica (Reques, datos no publicados). Esto podría explicar que haya ido desapareciendo en las últimas décadas debido a la degradación y contaminación de sus hábitats reproductivos. Por otro

lado, la ranita meridional requiere la presencia de vegetación acuática en sus hábitats reproductivos de la zona de estudio (Reques, 2000; García-Berlanga *et al.*, 2019), por lo que la alteración de las masas de agua (entrada de ganado que acaba con la vegetación sumergida y de las orillas o la limpieza de fuentes y abrevaderos) impide que puedan reproducirse o que prosperen las larvas hasta pasar la metamorfosis. Ambos problemas de alteración de hábitats son muy patentes en la zona de campiña.

Los recursos dedicados a programas de conservación de anfibios son muy escasos a pesar de haberse demostrado que este grupo es un excelente bioindicador de la calidad ambiental tanto terrestre como de medios acuáticos dulces (Prendergast *et al.*, 1999). El ICB puede dar una idea precisa de las áreas de mayor interés para su conservación (De la Montaña y Rey, 2002), y ayuda a definir cuáles pueden ser las áreas prioritarias o en qué zonas hay que fijarse si se quiere preservar el mayor número de especies según su grado de amenaza. Los valores más altos de ICB coinciden con la parte noroccidental del área de estudio, que engloba un sector de la sierra de Córdoba, y hay un gradiente que va disminuyendo desde ésta hacia los sectores sur y sureste, donde los valores son mínimos. Por otro lado, los ICB bajos de la zona sur podrían indicar la necesidad de verificar la ausencia de las especies esperadas pero no registradas.

A una escala menor se ha visto el progresivo deterioro o la completa desaparición de enclaves de interés para

anfibios como la salamandra común (*Salamandra salamandra*) o el tritón jaspeado pigmeo (*Triturus pygmaeus*) en la falda de la sierra (Reques, 2000; obs.per.) Ambas especies se consideran vulnerables a la extinción según los criterios de la IUCN (Salvador *et al.*, 2021) y han sido objeto de programas de conservación activa para mejorar el estado de sus poblaciones y restablecer la conectividad metapoblacional en la Sierra de Córdoba (Reques *et al.*, 2010; Reques, 2012).

Por otra parte, el área del Mediterráneo se considera como una de las zonas del mundo más afectadas por el cambio climático, con una tendencia a la tropicalización y a la desertización (IPCC, 2001; WWF, 2021). Todo esto hace pensar que los problemas de conservación de los anfibios en municipio de Córdoba se agravarán en las próximas décadas si no se toman medidas para mitigar estos efectos.

A pesar de haber podido recopilar un importante número de registros de presencia de anfibios en el término de Córdoba para este trabajo, se aprecia una necesidad de hacer muestreos sistemáticos, con esfuerzos de prospección comparables en cada cuadrícula UTM, para tener una idea precisa no solo de la presencia de especies en cada una de las cuadrículas, sino su estado actual de conservación y el grado de vulnerabilidad de sus hábitats. Por otro lado, para mitigar algunas consecuencias del cambio climático es importante invertir en la restauración de hábitats de interés para anfibios en zonas degradadas y facilitar la conexión

de poblaciones que han quedado aisladas mediante la creación de charcas intermedias (Reques y Tejado 2008; Reques, 2020). En anfibios es esencial el mantenimiento de metapoblaciones, que está controlada por dos factores: 1) el número de individuos que se dispersan entre las distintas poblaciones (flujo genético) y 2) la distribución y densidad de charcas en el territorio que determinan las distancias de dispersión y la probabilidad de que estos individuos encuentren una de estas charcas (Marsh y Trenham, 2001). Por este motivo, un aumento de la disponibilidad de hábitats garantiza su conservación a medio y largo plazo. Esto es especialmente interesante aplicarlo en el ámbito biogeográfico de la Sierra de Córdoba y, de forma más concreta, en aquellas zonas en las que el ICB es mayor, con el objetivo de asegurar su preservación. Conservar algunas zonas con valores elevados de ICB mediante la creación de alguna figura de protección podría facilitar estos objetivos.

En el caso de la campaña estas actuaciones podrían ser menos eficaces dada su fragilidad o propensión al deterioro, y a su muy escasa capacidad de recuperación, entendida como el potencial para restablecerse tras su alteración, pero es esencial conservar las escasas zonas de interés que mantienen buenas poblaciones de anfibios e intentar mantener el flujo genético entre ellas. En el sur de la provincia de Córdoba, por ejemplo, se han descrito adaptaciones locales de algunas especies que explican su tolerancia a medios salinos (Reques y Tejado, 2014) y muestran, en cualquier caso, importantes variaciones y

divergencias genéticas que habría que preservar.

En base a los resultados obtenidos en el análisis de ICB, se pone de relieve el interés de establecer áreas prioritarias de conservación en la zona noroeste del término municipal de Córdoba. También deberían tenerse en cuenta para evitar el daño ambiental que podrían generar posibles actuaciones y cambios del uso de suelo o para priorizar en programas de restauración de ecosistemas.

Agradecimientos.-

Agradecemos a la *Asociación Herpetológica Española* (AHE), a la *Sociedad Cordobesa de Historia Natural* (SCHN), a Mónica López y a *El Bosque Animado* el habernos facilitado información sobre presencia de especies de anfibios en el término municipal de Córdoba. Nuestro agradecimiento también a Diego Jordano por revisar el manuscrito que formó parte de un Trabajo de Fin de Grado; a los integrantes del tribunal que lo evaluó por sus sugerencias y a los revisores anónimos de este trabajo.

Bibliografía.-

Alford, R. A., Bradfield, K. S. y Richards, S. J. 2007. Global warming and amphibian losses. *Nature* 447:E3-E4.

Barbadillo, L.J., Lacomba, J.I., Pérez-Mellado, V., Sancho, V. y López-Jurado, L.F. 1999. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial GeoPlaneta. Barcelona. 424 pp.

Castro, I., Moreno, J.C., Humphries, C.J. y Williams, P.H. 1997. Strengthening the Natural and National Park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121: 189-206.

CEBAC. 1971. Estudio agrobiológico de la provincial de Córdoba. Sevilla. Inst.Edaf. Agrobiol. CSIC. 402pp.

De la Montaña, E y Rey, J.M. 2002. ¿Coinciden los espacios naturales protegidos con las áreas relevantes de diversidad de herpetofauna en España peninsular y Baleares? *Ecosistemas* 2002/2 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigación2.htm>).

Duellman, W. E. y Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. Nature Publishing Group. 696 pp.

Dufresnes, C. 2019. *Amphibians of Europe, North Africa & The Middle East*. Bloomsbury Wildlife. 224 pp.

García-Berlanga, A., Jordano, D. y Reques, R. 2019. Caracterización de los hábitats de reproducción de anfibios en el Campus de Rabanales (Córdoba) y su entorno. *Trianoi* 1 :42-63.

García-Muñoz, E. 2010. *Study of the wetland alteration degree in the Alto Guadalquivir region: using amphibians as indicators and proposing pollution biomarkers*. Tesis Doctoral. Universidad de Jaén. 209pp.

Gasc, J.P., Cabela, A., Crnobrnja-Isailovic, J. et al. (eds), 2004 (2ªed). *Atlas of amphibians and reptiles in*

Europe. Collection Patrimoines Naturels, 29, Societas Europaea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris, 516 pp.

González de la Vega, J.P., Barnestein, J.A.M. y Donaire, D. 1994-2020. *Atlas herpetológico de Andalucía* (España). <http://anfibios-reptiles-andalucia.org/>

Hoffmann, M. C., Hilton-Taylor, A. Angulo, M. *et al.* 2010. The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. *Science* 330:1503-1509.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change 2001. *Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (ed. by J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Nougier, P.J. Van Der Linden, X. Dai, K. Maskell & C.A. Johnson). 879 pp.. Cambridge University Press, Cambridge.

IUCN. 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 21 August 2006. IUCN Red List of Threatened Species, 2016. Version 2016.3. Status category summary by major taxonomic group, http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/summarystats/2016-3_Summary_Stats_Page_Documents/2016_3_RL_Stats_Table_3a.pdf.

Kier, G. y Barthlott, W. 2001 Measuring and mapping endemism and species richness: a new methodological

approach and its application on the flora of Africa. *Biodiversity and Conservation* 10: 1513-1529.

López-Jurado, L.F., Ruiz, M. y Santaella, R. 1980. Características de la distribución de los anfibios anuros y urodelos de la provincia de Córdoba (España). *II Reunion Iberoamer. Cons. Zool. Vert.* (J. Castroviejo ed.). Estación Biológica de Doñana (CSIC). Sevilla: 15-25.

López-Martínez, M. 1998. *Memoria del proyecto: Los anfibios del Término Municipal de Córdoba*. Grupo Ecologista Godesa). Ayuntamiento de Córdoba. Unidad de Medio Ambiente (Informe inédito). 83 pp.

Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio Aguilar, P. y Sánchez-Rojas, G. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25 (2), 3-19. doi: 10.15174/ au.2015.690

Marsh D.M. y Trenham, P.C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40-49.

Neam, K. 2017. Amphibians in the November 2016 update of The IUCN Red List of Threatened Species. *FrogLog*. 25. 1-12.

Prendergast, J.R., Quinn, R.M. y Lawton, J.H. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13: 484-492.

QGIS Development Team, 2012. QGIS

- Geographic Information System*. Open SourceGeospatialFoundation Project. <https://qgis.org>.
- Reques, R. 2000. *Anfibios, ecología y conservación*. Recursos Naturales de Córdoba. Diputación de Córdoba, Córdoba. 140 pp.
- Reques, R. 2012. *Seguimiento de poblaciones y hábitats de especial interés de anfibios amenazados* (Informe inédito). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. DOI: 10.13140/RG.2.2.15646.56643. 187 pp.
- Reques, R., Caro, J. y Pleguezuelos, J.M. 2006. *Parajes importantes para la conservación de anfibios y reptiles en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (no publicado), Sevilla. 568 pp.
- Reques, R., González-Miras, E., Sánchez, D. y Rosado, J.M. 2010. *Programa de conservación activa de los anfibios amenazados de Andalucía*. XI Congreso Luso-Español de Herpetología y XV Congreso Español de Herpetología. AHE, Sevilla.
- Reques, R. 2020. *Ecología, estudio y conservación de los anfibios*. Editorial Tundra. 312 pp.
- Reques, R. y Tejedo, M. 2008. Crear charcas para anfibios: una herramienta eficaz de conservación. *Quercus* 273: 14-20.
- Reques, R. y Tejedo, M. 2014. *Los anfibios en los humedales del sur de Córdoba*. Humedales cordobeses: 30 años de protección. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. Pp: 159-164.
- Salvador, A., Pleguezuelos, J.M. y Reques, R. 2021. *Guía de los anfibios y reptiles de España*. AHE. 344 pp.
- Schleich, H.H., Kastle, W. y Kabisch K. 1996. *Amphibians and Reptiles of North Africa*. Koeltz Scientific Books. Koenigstein. 625 pp.
- SIMA. 2019. <https://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/sima/ficha.htm?mun=14021>
- Speybroeck, J., Beukema, W., Dufresnes, C., Fritz, U., Jablonski, D., Lymberakis, P., Martínez-Solano, I., Razzetti, E., Vamberger, M., Vences, M., Vörös, J. y Crochet, P.A. 2020. Species list of the European herpetofauna–2020 update by the Taxonomic Committee of the Societas Europaea Herpetologica. *Amphibia-Reptilia*, 1(aop), 1-51.
- Stuart, S. N., Hoffmann, M., Chanson, J.S., Cox, N., Berridge, R., Ramani, P. y Young, B.E. 2008. *Threatened Amphibians of the world*. Lynx edition. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA, Barcelona (Spain).
- Tejedo, M. 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global. *Munibe* 16:20-43.
- Tejedo, M., Reques, R., Gasent, J.M., González de la Vega, J.P., Morales, J.,

García, L., González, E., Donaire, D.,
Sánchez-Herráiz, M.J. y Marangoni,
F. 2003. *Distribución de los anfibios
endémicos de Andalucía. Estudio
genético y ecológico de las poblaciones.*
Proyecto Convenio de Colaboración
C.M.A. – C.S.I.C. 173 pp + 1 CD.

WWF. 2021. *The climate change effect
in the Mediterranean. Six stories from
an overheating sea.* WWF Mediterranean
Marine Initiative, Rome, Italy, 2021.
26pp.