

tris. 58-61. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente - Asociación Herpetológica Española. Madrid.

Recuero, E., Buckley, D., García-París, M., Arntzen, J.W., Cogalniceanu, D. & Martínez-Solano, I. 2014. Evolutionary history of *Mesotriton alpestris* (Caudata, Salamandridae) inferred from the combined analysis of nuclear and mitochondrial

markers. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 81: 207-220.

Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P.-A., Crnobrnja-Isailović, J., Denoël, M., Fisetola, G.F., Gonçalves, J., Kuzmin, S., Lymberakis, P., de Pous, P., Rodríguez, A., Sindaco, R., Speybroeck, J., Toxopeus, B., Vieites, D.R. & Vences, M. 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35: 1-31.

## El sapillo pintojo mediterráneo (*Discoglossus pictus*) en la península ibérica

Gustavo A. Llorente, Albert Montori & Eudald Pujol-Buxó

Departament de Biologia Animal (Vertebrats) i Institut de Recerca en Biodiversitat (IRBIO). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 643. 08028 Barcelona. C.e.: gllorente@ub.edu

El sapillo pintojo mediterráneo, *Discoglossus pictus* (Figura 1), se distribuye por el norte de África (Marruecos, Argelia y Túnez tanto en la parte continental como en las islas adyacentes) así como en las islas de Sicilia, Malta y Gozo (Lanza *et al.*, 1986). Su distribución en Europa continental se circunscribe a una pequeña área en el noreste de la península ibérica y el sur de Francia (Geniez & Cheylan, 1987; Llorente *et al.*, 1995, 1997; Fradet & Geniez, 2004).

El origen de las poblaciones que se distribuyen por Cataluña y el sur de Francia no tiene ningún soporte paleobiogeográfico y únicamente se puede interpretar como fruto de una introducción. Los datos moleculares también apuntan a esta interpretación para explicar su distribución actual en la península ibérica (Martínez-Solano, 2004). Todos los datos disponibles indican que fue introducido a finales del siglo XIX o, más probablemente, a principios del XX, en la zona francesa de Banyuls de la Marenda (Knoepffer, 1962; Lanza, 1989). También fue introducido a finales del siglo XIX en Saint-Hilaire (Val-de-Marne), en Amboise (Indre-et-Loire), en el Indre y en el Jardin des Plantes en París (Frétey *et al.*, 2003),

donde parece ser que es el único lugar donde sobrevive además de las poblaciones del Languedoc-Roussillon y del nordeste ibérico.

La primera cita corresponde a Wintrebert y está datada en el año 1906 (Wintrebert, 1908). Desde su introducción, se ha expandido hacia el norte por el departamento de Pirineos Orientales, sobrepasando Narbona, así como a otras localidades de los departamentos del Aude y del Hérault. Su expansión hacia el nordeste ha alcanzado más de 70 km (Fradet & Geniez, 2004) y actualmente ya se encuentra en las proximidades de Montpellier. Hacia el sur ha penetrado en la península ibérica unos 110 km. No obstante, la excesiva distancia (51 años) entre la primera cita en territorio francés (1906) y la primera en territorio español (1957) sugiere que muy probablemente esta especie debió colonizar el nordeste ibérico bastantes años antes. Es muy probable que la ausencia de observaciones sea debida a la ausencia de estudios herpetológicos entre las décadas 1920-1970 (Montori *et al.*, 1985). Por otra parte, la presencia en Perpiñán en 1948, sólo a unos 35 km al norte de Banyuls (Yakowleff, 1948) apoya esta hipótesis, ya que la frontera

española se sitúa a tan sólo unos 6 km de esta localidad y no existe ninguna razón aparente que dificulte o limite una expansión hacia el Sur de esta especie de carácter mediterráneo.

En la península ibérica, hasta la década de 1980, su distribución se centraba en las comarcas del Alt y Baix Empordà, y en el Pla de l'Estany, penetrando sólo levemente en el Gironés. En la década de 1990 colonizó la citada comarca y La Selva, alcanzando en la década de 2000 la cuenca del río La Tordera hacia el Sur, por donde colonizó por primera vez la provincia de Barcelona, y La Garrotxa hacia el Oeste (Montori *et al.*, 2007). Actualmente su límite meridional de distribución está llegando a la población de Sant Celoni (Vallés Oriental), y entre Malgrat de Mar y Pineda de Mar (comarca del Maresme).

Recientemente se ha encontrado una población reproductora en el delta del río Llobregat (Franch *et al.*, 2007), en la provincia de Barcelona, a unos 60 km al sur oeste del límite del área de distribución conocida de la especie. En esta área presenta una expansión constante y rápida, colonizando gran parte de la llanura deltaica y aledaños, y mostrando poblaciones con un buen número de efectivos.

*Discoglossus pictus* en Cataluña ha mantenido una expansión constante y paulatina desde su introducción, inicialmente hacia el Sur y posteriormente también hacia el Oeste. La expansión hacia el Sur es mayor que hacia el interior, habiéndose estimado una tasa de dispersión media de 1,53 km/año  $\pm$  0,8 km (1,14 km/año  $\pm$  0,4 km hacia el Oeste y 2,70 km/año  $\pm$  0,34 km hacia el Sur; Montori *et al.*, 2007).

Las poblaciones europeas continentales están asignadas a la subespecie *Discoglossus pictus auritus* y con toda probabilidad corresponden a poblaciones argelinas (Busack, 1986; Glaw & Vences, 1991; Veith & Martens, 1992; García-París &



**Figura 1:** Morfos rayado y moteado de *D. pictus*, encontrados en la misma charca en las proximidades de Riudarenes (Girona).

Jockusch, 1999; Fromhage *et al.*, 2003; Martínez-Solano, 2004; Martínez-Solano *et al.*, 2004; San Mauro *et al.*, 2004; Real *et al.*, 2005; Zangari *et al.*, 2006). Todos estos autores sugieren o demuestran que las poblaciones del nordeste ibérico y sureste de Francia proceden de Argelia y pertenecen a dicha subespecie, aunque el estudio realizado a partir de datos moleculares por Zangari *et al.* (2006) duda de la validez subespecífica de *D. p. pictus* y *D. p. auritus*.

En lo que se refiere a las vías de penetración, la más lógica es por la franja litoral, por Port Bou. Sin embargo, la colonización del Alt Empordà debe haberse producido por diversos puntos de forma casi simultánea, ya que el Macizo de l'Albera posee en promedio una altitud insuficiente como para constituirse en una barrera geográfica insalvable. Sin embargo, Martens & Veith (1987) no tuvieron en cuenta esta última posibilidad, y únicamente consideraron la zona costera y el puerto de Le Perthus (290 msnm) como las probables zonas de penetración hacia el Sur. En apoyo de la hipótesis de una colonización

más continua Norte-Sur se cuentan los datos de presencia de la especie en L'Albera publicados por Knoepffler (1962). Este autor indicó que *D. pictus* es abundante en Les Albères hasta los 900 msnm, aunque escasea a partir de los 600 msnm, y que en el bosque de La Massana, limítrofe con el Alt Empordà y con zonas de contacto con altitudes inferiores a los 600 msnm, era abundante. Ante esta situación, es difícil aceptar que la colonización se produjo únicamente por dos vías y parece más lógico aceptar una penetración por diversos puntos, siempre por zonas de altitud no muy elevada como podría ser el Coll de Banyuls (356 msnm).

Se han localizado poblaciones en la península ibérica presentes desde el nivel del mar hasta unos 500 msnm, generalmente en áreas de escaso relieve. De manera excepcional existen poblaciones a mayor altitud, a 980 msnm en Girona (Escoriza *et al.*, 2007) y hasta 1.250 msnm en Francia (Duguet & Melki, 2003). Esta situación difiere de la que se encuentra en las poblaciones autóctonas (1.800 msnm en Argelia o 1.500 msnm en Sicilia, en el Etna; Lanza, 1983).

En la península ibérica la especie es fundamentalmente termofílica (Escoriza & Boix, 2012a), y se distribuye por zonas con un rango de pluviosidad de entre 600 y 900 mm y temperatura media anual de 14-15°C (Llorente *et al.*, 1995) en biotopos típicamente mediterráneos. Los individuos casi siempre pueden encontrarse próximos al agua, preferentemente en zonas de poca profundidad y con abundante substrato herbáceo en las proximidades. Toleran bien la salinidad (Llorente *et al.*, 1997).

Como especie introducida y en un proceso de expansión continuada, podría sospecharse de una interferencia con otras especies de anfibios. Los pocos datos que se poseen de

la fase adulta indican que *Bufo calamita* y *D. pictus* presentan dietas similares (Montori *et al.*, 2007). Estos resultados no coinciden con los aportados por Veith & Martens (1987), quienes obtienen una semejanza de dietas mucho mayor entre *D. pictus* e *Hyla meridionalis*. Sin embargo, la excesiva simplificación en el número de categorías de presas usado por estos autores (siete frente a 25), es probable que enmascare la realidad. La escasez de estudios sobre este tema impide extraer conclusiones fehacientes sobre la posible competencia trófica de los adultos.

Sin embargo existe abundante información sobre la fase larvaria. *Discoglossus pictus* se reproduce en acequias, canales de riego, riachuelos, charcos naturales e incluso en charcos de agua de mar con alta salinidad. Prefiere charcas de ciclo hidrológico temporal o efímero, y se han observado puestas desde finales de invierno hasta otoño, aunque éstas se concentran fundamentalmente en primavera (Llorente *et al.*, 1997).

*Discoglossus pictus* puede solapar su periodo larvario con todas las especies presentes en su área de distribución. Sin embargo, y debido a que esta especie utiliza preferentemente charcas temporales y/o secundariamente efímeras, las especies con las que solapa mayoritariamente son *B. calamita* y *Pelodytes punctatus* siendo la primera de ellas la especie con la que más competiría en estado larvario.

El desarrollo larvario en charcas de carácter efímero puede conllevar riesgos de desecación, a los cuales *D. pictus* responde acortando el período larvario, acelerando la metamorfosis y modificando su morfología gracias a su gran plasticidad fenotípica. La escasez de alimento es un factor determinante que puede modificar esta respuesta, pues en estas condiciones disminuye la tasa de creci-

miento, se retrasa la metamorfosis, se generan metamórficos de menor tamaño y masa corporal, y cambia la longitud de las patas, lo que modifica la mecánica del salto (Enríquez-Urzelai *et al.*, 2013). La plasticidad fenotípica también se manifiesta cuando las larvas de *D. pictus* son expuestas a diferentes depredadores, generando una cola más alta y una talla mayor (Pujol-Buxó *et al.*, 2013).

En experimentos realizados en el laboratorio en presencia de larvas de *D. pictus*, las larvas de *B. calamita* reducen la actividad y la talla corporal, aumentan la duración del periodo larvario y reducen su supervivencia. Estudios con isótopos estables de carbono y nitrógeno realizados con larvas de *D. pictus* y *B. calamita* procedentes de charcas en las que convivían y de charcas en las que se encontraba una sola de ellas sugieren un desplazamiento del nicho de *B. calamita* hacia recursos no preferidos y muestran una mayor capacidad competitiva de *D. pictus*. Esta última especie muestra un nicho más amplio en las dos condiciones (convivencia y no convivencia), lo que indica una mayor capacidad para explotar la diversidad de los recursos. Ello, en definitiva, puede favorecer indirectamente a su capacidad invasora, mostrando un cierto nivel de competencia con la especie nativa (San Sebastián *et al.*, 2015a).

Por otra parte, *D. pictus* muestra capacidad de escoger alimento de alta calidad. En condiciones de posible competencia con larvas de *B. calamita* cuando las dos especies se encuentran en alta densidad y comparten los recursos alimentarios, *D. pictus* mostró valores de actividad y alimentación más altos que los de las larvas de *B. calamita* (desplazado al alimento de menor calidad). Así, *D. pictus* presenta rasgos tróficos que son favorables para la invasión y que podrían limitar la aptitud de

*B. calamita* cuando los recursos son limitados o se corre el riesgo de desecación del estanque (San Sebastián *et al.*, 2015b).

Aunque estos estudios indican el posible carácter de especie invasora de *D. pictus*, no se ha detectado un descenso de las poblaciones de los competidores nativos en su área de distribución aunque algunos autores indican que la capacidad invasora de *D. pictus* en Cataluña depende más de las características abióticas favorables, que de una ventaja adaptativa sobre las especies nativas (Escoriza *et al.*, 2014).

Es probable que, en definitiva, la invasión por *D. pictus* pudiera estar dando lugar a comunidades de anfibios menos estructuradas (Richter-Boix *et al.*, 2013). Además, *D. pictus* muestra en Cataluña una correlación positiva entre su presencia y la riqueza de especies, lo que, según Escoriza & Boix, (2012b), sugiere una pérdida en la estructura de la comunidad. El seguimiento de la expansión de *D. pictus* se está llevando a cabo desde hace más de 10 años, lo que permite calcular la tasa de expansión de esta especie y comprobar la colonización de nuevos territorios en tiempo real. Numerosos estudios se han realizado (y se están realizando) sobre las interacciones entre esta especie y las poblaciones autóctonas, mayormente en su fase larvaria, por lo que se puede afirmar que ya se posee un conocimiento importante sobre la magnitud del impacto que está causando *D. pictus* en la comunidad de anfibios. Aunque no hay datos fiables de densidad de población se puede aseverar que éstas son abundantes. Aunque en condiciones de estrés es probable que *D. pictus* presente una ventaja sobre *B. calamita*, ello no es suficiente para recomendar que se deban realizar medidas conducentes a la limitación de la expansión de *D. pictus*, ni a especiales medidas de conservación.

## REFERENCIAS

- Busack, S.D. 1986. Biochemical and morphological differentiation in Spanish and Moroccan populations of *Discoglossus* and the description of a new species from southern Spain (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Annals Carnegie Museum*, 55: 41-61.
- Duguet, R. & Melki, F. (eds.). 2003. *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Collection Parthénope, Editions Biotope. Mece.
- Enríquez-Urzelai, U., San Sebastián, O., Garriga, N. & Llorente, G. A. 2013. Food availability determines the response to pond desiccation in anuran tadpoles. *Oecologia*, 173: 117-127.
- Escoriza, D. & Boix, D. 2012a. Assessing the potential impact of an invasive species on a Mediterranean amphibian assemblage: a morphological and ecological approach. *Hydrobiologia*, 680: 233-245.
- Escoriza, D. & Boix, D. 2012b. Reproductive habitat selection in alien and native populations of the genus *Discoglossus*. *Acta Oecologica*, 59: 97-103.
- Escoriza, D., Espejo, D. & Comas, M.M. 2007. Nuevo límite altitudinal para *Discoglossus pictus* (Orth, 1837) (Anura: Discoglossidae) en el nordeste de Cataluña. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 24-25.
- Escoriza, D., Ben Hassine, J. & Boix, D. 2014. Factors regulating the invasive success of an alien frog: a comparison of the ecology of the native and alien populations. *Hydrobiologia*, 730: 127-138.
- Frader, V. & Geniez, P. 2004. La répartition du Discoglosse peint *Discoglossus pictus* Orth, 1837 (Amphibien, Anoure, Discoglossidés) dans le Sud de France: note sur sa présence dans le département de l'Hérault. *Bulletin de la Société d'Herpétologie de France*, 109: 35-41.
- Franch, M., Llorente, G., Montori, A., Richter-Boix, A. & Carranza, S. 2007. Discovery of an introduced population of *Discoglossus pictus* beyond its known distributional range. *Herpetological Review*, 38: 356-359.
- Fretey, T., Lescure, J. & Lorvelec, O. 2003. Le Discoglosse peint: *Discoglossus pictus* Orth, 1837. In: Pascal, M., Lorvelec, O., Vigne, J.-D., Keith, P. & Clergeau, P. (coords.), *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions*. Institut National de la Recherche Agronomique. Informe Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysage) Ed. Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Fromhage, L., Vences, M. & Veith, M. 2003. Testing alternative vicariance scenarios in Western Mediterranean discoglossid frogs. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 31: 308-322.
- García-París, M. & Jockusch, E.L. 1999. A mitochondrial DNA perspective on the evolution of Iberian *Discoglossus* (Amphibia: Anura). *Journal of Zoology (London)*, 248: 209-218.
- Geniez, P. & Cheylan, M. 1987. *Atlas de Distribution des Reptiles et des Amphibiens du Languedoc-Roussillon*. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés. Montpellier.
- Glaw, F. & Vences, M. 1991. Bioacoustic differentiation in painted frogs (*Discoglossus*). *Amphibia-Reptilia*, 12: 385-394.
- Knoepffler, L.P. 1962. Contributions à l'étude du genre *Discoglossus* (Amphibiens, Anoures). *Vie et Milieu*, 13: 1-94.
- Lanza, B. 1983. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 27. Anfibi, Rettili (Amphibia, Reptilia). Consiglio Nazionale delle Ricerche. Verona.
- Lanza, B. 1989. *Discoglossus pictus*. 62-63. In: Castanet, J. & Guyotant, R. (coords.), *Atlas de Répartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Société Herpétologique de France. Paris.
- Lanza B., Nascetti G., Capula M. & Bullini L., 1986. Les Discoglosses de la région méditerranéenne occidentale (Amphibia; Anura; Discoglossidae). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 40 : 16-27.
- Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. 1995. *Atlas dels Anfíbis i Reptils de Catalunya i Andorra*. Edicions El Brau. Barcelona.
- Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. 1997. *Discoglossus pictus*. 137-139. In: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfíbios y Reptiles en España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española – Universidad de Granada. Granada.
- Martens, H. & Veith, M. 1987. Consideration on the origin and chorology of *Discoglossus pictus* Orth, 1837 in eastern Pyrenees. 267-269. In: Gelder, J.J., Strijbosch, H. & Berger, P.J.M. (eds.), *Proceedings of the Fourth Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Nijmegen.
- Martínez-Solano, I. 2004. Phylogeography of Iberian *Discoglossus* (Anura: Discoglossidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 42: 298-305.
- Martínez-Solano, I., Gonçalves, H.A., Arntzen, J.W. & García-París, M. 2004. Phylogenetic relationships and biogeography of midwife toads (Discoglossidae: *Alytes*). *Journal of Biogeography*, 31: 603-618.
- Montori, A., Maluquer-Margalef, J. & Pascual, X. 1985. Síntesi històrica dels estudis herpetològics als Països Catalans. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 50: 173-185.
- Montori, A., Llorente, G.A., Richter-Boix, A., Villero, D., Franch, M. & Garriga, N. 2007. Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas. *Munibe*, 25: 14-27.
- Pujol-Buxó, E., San Sebastián, O., Garriga, N. & Llorente, G. A. 2013. How does the invasive/native nature of species influence tadpoles' plastic responses to predators? *Oikos*, 122: 19-29.
- Real, R., Barbosa, M., Martínez-Solano, I. & García-París, M. 2005. Distinguishing the distributions of two cryptic frogs (Anura: Discoglossidae) using molecular data and environmental modeling. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 536-545.
- Richter-Boix, A., Garriga, N., Montori, A., Franch, M., San Sebastián, O., Villero, D. & Llorente, G.A. 2013. Effects of the non-native amphibian species *Discoglossus pictus* on the recipient amphibian community: niche overlap, competition and community organization. *Biological Invasions*, 15: 799-815.
- San Mauro, D., García-París, M. & Zardoya, R. 2004. Phylogenetic relationships of discoglossid frogs (Amphibia: Anura: Discoglossidae) based on complete mitochondrial

- genomes and nuclear genes. *Gene*, 343: 357-366.
- San Sebastián, O., Navarro, J., Llorente, G.A. & Richter-Boix, Á. 2015a. Trophic Strategies of a Non-Native and a Native Amphibian Species in Shared Ponds. *PLoS ONE*, 10: e0130549.
- San Sebastián, O., Pujol-Buxó, E., Garriga, N., Richter-Boix, A. & Llorente, G.A. 2015b. Differential trophic traits between invasive and native anuran tadpoles. *Aquatic Invasions*, 10: 475-484
- Veith, M. & Martens, H. 1987. What's the part of *Discoglossus pictus*? analysis of an ecological niche in a frog community. 433-436. In: van Gelder, J.J., Strijbosch, H. & Bergers, P. J. M. (eds.), *Proceedings of the 4<sup>th</sup> Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Nijmegen. Netherlands.
- Veith, M. & Martens, H. 1992. A morphometric study of an introduced population of *Discoglossus pictus* in southern France. 467-471. In: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds.), *Proceedings of the 6<sup>th</sup> Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, 19-23 August 1991, Budapest, Hungary.
- Wintrebert, P. 1908. Présence à Banyuls-sur-Mer (Pyrénées-Orientales) du *Discoglossus pictus* Otth. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 33: 54
- Yakowleff, O. 1948. Sur la présence de *Discoglossus pictus* à Perpignan (Pyrénées-Orientales). *La Feuille des Naturalistes*, 3: 81.
- Zangari, E., Cimmaruta, R. & Nascetti, G. 2006. Genetic relationships of the western Mediterranean painted frogs based on allozymes and mitochondrial markers: evolutionary and taxonomic inferences (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 87: 515-536.

## El sapo balear (*Bufo balearicus*) en las islas Baleares

Íñigo Martínez-Solano

Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). Avda. Americo Vespucio, s/n. 41092 Sevilla. C.e.: inigomolano@gmail.com

Estudios recientes han revisado las relaciones filogenéticas y la sistemática del complejo de especies de sapos verdes (*Bufo viridis*) de la región Paleártica, incluidas las poblaciones de Europa Occidental, tradicionalmente adscritas a *B. viridis* y en la actualidad consideradas tres especies bien diferenciadas: *Bufo balearicus*, *Bufo siculus*, y *Bufo viridis sensu stricto* (Stock *et al.*, 2006, 2008). Aunque aún existe cierta confusión (véase Sillero *et al.*, 2014, donde se presenta la distribución del complejo de especies en su conjunto, en lugar de cada especie por separado), los estudios moleculares existentes permiten una delimitación general de las áreas de distribución de cada especie, así como de sus zonas de contacto secundario. Así, *B. balearicus* (Figura 1), la especie presente en las islas Baleares y cuya localidad tipo es de hecho Palma de Mallorca, tiene como área de distribución natural la mayor parte de la península itálica, así como las islas de Córcega y Cerdeña. Existen además poblaciones en Sicilia, donde podrían haber llegado en un proceso de colonización natural desde Calabria en el Pleistoceno, formando una

zona de contacto con *B. siculus*, la especie endémica de esta isla, en su extremo noreste (Stock *et al.*, 2008; Colliard *et al.*, 2010). En la península itálica, *B. balearicus* contacta con *B. viridis* en el noreste, en la llanura aluvial de la desembocadura del río Po, mientras que en el Norte los Alpes actúan como barrera natural entre ambas especies (Stock *et al.*, 2008; Dufresnes *et al.*, 2014). En las islas Baleares, *B. balearicus* se encuentra presente en Mallorca y Menorca, donde es relativamente común, y en Ibiza, donde es mucho menos abundante. Se han registrado observaciones puntuales de ejemplares aislados en Formentera, donde no obstante no hay constancia de la existencia actual de poblaciones reproductoras (Muntaner-Yangüela, 2002).

Hemmer *et al.* (1981) analizaron la distribución de *B. balearicus* (refiriéndose a esta especie como *B. viridis balearicus*) en el Mediterráneo Occidental y, basándose en evidencias moleculares, morfológicas, bioacústicas, y en restos arqueológicos atribuidos a la Edad de Bronce, infirieron que las poblaciones baleares proceden muy probablemente de Córcega y Cerdeña. Si bien existen