



**Universitat de les
Illes Balears**

Facultat de Ciències

Memòria del Treball de Fi de Grau

Estructura y dinámica de una población introducida de ferreret (*Alytes muletensis*).

Iván Cortés Fernández

Grau de Biologia

Any acadèmic 2016-17

DNI de l'alumne: 43222191Q

Treball tutelat per Samuel Pinya Fernández

Departament de Biologia, Biologia Fonamental i Ciències de la Salut, Física, Química

S'autoritza la Universitat a incloure aquest treball en el Repositori Institucional per a la seva consulta en accés obert i difusió en línia, amb finalitats exclusivament acadèmiques i d'investigació	Autor		Tutor	
	Sí	No	Sí	No
	X		X	

Paraules clau del treball:

Alytes muletensis, ferreret, població, demografia, condició corporal

ÍNDICE

Resumen / Abstract	1
Introducción	2-4
Material y métodos	4-9
Resultados	9-14
Discusión	14-17
Conclusiones	17-18
Agradecimientos	18
Referencias	19-22

Resumen

El crítico estado de conservación del ferreret, *Alytes muletensis*, ha contribuido a la creación de hábitats capaces de alojar nuevas poblaciones de esta especie. Durante un periodo de 10 años se caracterizaron tres poblaciones: artificial, natural y natural introducida, a fin de evaluar el estado nutricional de los individuos que habitan en ellas atendiendo a la condición corporal de los mismos. Los individuos pertenecientes a la localidad artificial presentaron mayor longitud corporal y condición corporal promedio, así como una mayor longevidad en comparación con las otras dos localidades. Por ello, este tipo de ambientes se establecen como óptimos para el desarrollo de los individuos. Sin embargo, esta localidad también presentó el menor tamaño poblacional, y por ello no siendo óptima a nivel de conservación de la población, siendo mejor opción el establecimiento de localidades naturales introducidas, debido a que exhibieron un mayor tamaño y un menor envejecimiento poblacional.

Abstract

The critical conservation status of the ferreret, *Alytes muletensis*, has contributed to the creation of habitats capable to lodge new populations. During ten years three different populations of ferreret have been analysed: artificial, natural introduced and natural. The individuals that inhabit the artificial population were larger and their body condition was bigger than the individuals from the other two locations. For this reason, this habitat seems to be optimal for the individual development. However, the artificial habitat has also the smallest population size, not being optimal in terms of species conservation, being natural introduced localities the best choice due to its bigger population size and higher juvenile proportion.

Introducción

La elevada tasa de extinción de especies de anfibios a nivel global ha propiciado la realización de estudios demográficos sobre especies pertenecientes a este grupo taxonómico (Stuart *et al.*, 2004). Entre las causas de esta regresión destacan la fragmentación del hábitat, la introducción de especies invasoras, las enfermedades infecciosas y el cambio climático (Becker *et al.*, 2007; Kats *et al.*, 2003; Fisher *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2006). Por ello, muchas especies han quedado reducidas a pequeñas poblaciones muy fragmentadas, fruto de la búsqueda de nuevos ambientes en los que desarrollarse en respuesta a perturbaciones continuas de su medio natural (Fahrig, 1997).

A nivel global, las especies insulares han demostrado ser más susceptibles a la extinción que los taxones continentales (Vitousek, 1988). La limitada distribución y el pequeño tamaño poblacional de las mismas, unido a la falta de defensas ante depredadores que presentan, hace a la biota de estas áreas particularmente vulnerable (Paulay, 1994). Por ello, las zonas geográficamente aisladas como las islas, se establecen como un área prioritaria en términos de conservación.

En las Islas Baleares se encuentran 11 taxones de fauna catalogados bajo la categoría de En Peligro de Extinción según el Catálogo Balear de Especies Amenazadas (Decreto 75/2005 y posteriores actualizaciones), entre las que se encuentra la especie analizada en este estudio: el ferreret, *Alytes muletensis* (Sanchiz & Adrover, 1977). Este pequeño anfibio endémico, declarado como extinto durante años y redescubierto en 1980 (Alcover & Mayol, 1980), se encuentra actualmente en la lista roja de la IUCN como Vulnerable (Mayol *et al.*, 2007), debido a que ocupa una extensión de menos de 20 km² y que su población sigue en descenso aun teniendo en cuenta las labores de conservación realizadas hasta la fecha (Serra *et al.*, 2009). Gran parte de la regresión

que ha experimentado esta especie es debida a la introducción de depredadores, entre las que destaca la culebra viperina, *Natrix maura*. Las dificultades que presenta este ofidio para establecerse en zonas cársticas de difícil acceso, donde o no puede llegar o es eliminada por las frecuentes avenidas de agua (Moore *et al.*, 2004), ha propiciado que en la actualidad las poblaciones de *A. muletensis* hayan quedado reducidas a torrentes y pequeños aljibes presentes a lo largo de la Sierra de Tramuntana (Alcover *et al.*, 1984). Por otra parte, esta elevada fragmentación del hábitat ha contribuido a desarrollar importantes medidas de conservación por y para la especie, destacando entre ellas el primer Plan de Recuperación del Ferreret (1997) (Román y Mayol, 2005). Una de las medidas aprobadas en este plan fue la creación de nuevas poblaciones en ambientes naturales y artificiales, con características adecuadas para el establecimiento de las mismas.

El éxito de las medidas de conservación puede ser evaluado atendiendo tanto al estado fisiológico de los individuos como a las características demográficas de las poblaciones (Beissinger & Westphal, 1998). Un mejor estado fisiológico se verá reflejado en un mayor tamaño de los individuos, tanto en longitud como en peso (Dunham, 1978). Sin embargo, ambos factores por separado resultan ineficientes a la hora de estimar el estado de las poblaciones de esta especie, debido a la elevada diferencia existente en el crecimiento máximo entre poblaciones (Pinya, 2014). De este modo, los individuos pertenecientes a las localidades de mayor crecimiento presentarían de por sí una mayor condición corporal sin tener en cuenta el peso. Por ello, parámetros como el índice de condición corporal (*Scaled Mass Index – SMI*; Peig & Green, 2013), que ponderan estos dos parámetros en conjunto, resultan mucho más eficientes para la estima del estado fisiológico de la población, permitiendo evaluar y comparar la condición corporal real de los individuos. Por otra parte, una población en buen estado presentará

un tamaño poblacional elevado y una mayoría de individuos jóvenes, con una baja tasa de mortalidad juvenil (Soulé, 1987).

Si bien es cierto que ya se han evaluado las diferencias entre poblaciones naturales, naturales introducidas y artificiales en esta especie (Pinya, 2014), no se han realizado estudios que valoren las tendencias de estas poblaciones con el paso del tiempo, ni que analicen en profundidad las características demográficas y fisiológicas de cada una de las poblaciones, utilizando la condición corporal como un parámetro identificador del estado nutricional de las mismas. En este estudio se espera obtener que en poblaciones artificiales los individuos sean más corpulentos y longevos respecto a la localidad de origen debido a una mayor disponibilidad de alimento; así como una población natural introducida muy similar en todos los parámetros a la localidad natural. Los objetivos del presente estudio incluyen el análisis de los parámetros fisiológicos (condición corporal, longitud) y demográficos (longevidad, distribución por clases de edad, tasas de supervivencia y estimación poblacional) de las poblaciones estudiadas, además de evaluar si existe alguna tendencia en el estado fisiológico de los individuos en los últimos 10 años, a fin de establecer que ambiente es óptimo para llevar a cabo las labores de recuperación de la especie.

Material y métodos

Zona de estudio

Se han analizado tres de las 37 localidades conocidas para la especie (Román & Mayol, 1997): una localidad natural localizada en un torrente (8.B; Fig. 1), una localidad natural de introducción localizada en un torrente (15.A; Fig. 1) y una localidad artificial de introducción localizada en un aljibe (XVI; Fig.1). Las localidades naturales son aquellas que se encuentran en barrancos cársticos de la Serra de

Tramuntana y en ellas encontramos ferrerets desde antes de su descubrimiento por la ciencia. Por otro lado, se considera natural introducida aquella población que se ubica en barrancos cársticos pero que ha sido objeto de creación por parte de las acciones del Plan de Recuperación de la especie. Finalmente, se consideran como artificiales aquellas poblaciones creadas en el marco del Plan de Recuperación de la especie en depósitos artificiales de agua como aljibes, pozos, minas, estanques y abrevaderos.

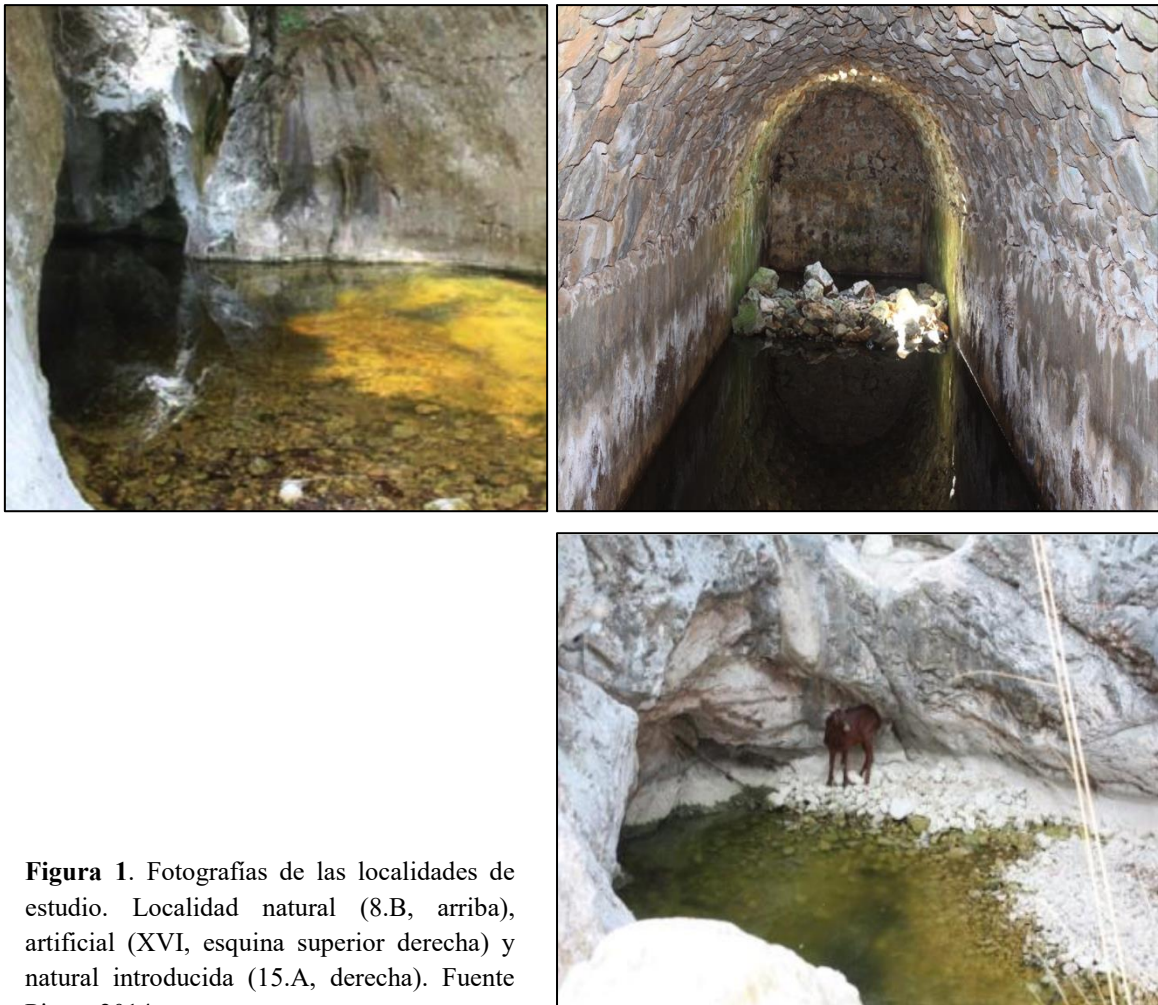


Figura 1. Fotografías de las localidades de estudio. Localidad natural (8.B, arriba), artificial (XVI, esquina superior derecha) y natural introducida (15.A, derecha). Fuente Pinya, 2014.

Determinación del sexo y análisis morfométricos

El sexo de los individuos fue determinado a partir de la función de clasificación propuesta por Pinya y Pérez-Mellado (2009) a partir de la medición de 14 variables morfométricas (Tabla 1, Fig. 2), realizadas con un pie de rey (precisión de 0,01mm).

Complementariamente se pesaron los individuos mediante una balanza digital (precisión de 0.01g), parámetro que fue utilizado para el cálculo de la condición corporal. No se tuvieron en cuenta los individuos de menos de 30mm de longitud, debido a que la función discriminante para conocer el sexo resulta ineficaz en individuos menores de esta longitud, y por lo tanto se asignaron a la categoría de juvenil.

Tabla 1. Caracteres morfométricos y sus abreviaciones (Pinya, 2014)

1	SVL	Longitud cloaca-hocico
2	JW	Anchura mandibular
3	JL	Distancia hocico-mandibula
4	HDT	Diámetro del tímpano
5	ND	Distancia entre narinas
6	ED	Mínima distancia entre ojos
7	END	Mínima distancia entre ojo y narina
8	EW	Anchura del ojo
9	HL	Longitud del húmero
10	EFD	Distancia del extremo proximal de la ulna a la punta del tercer dedo
11	UL	Longitud de la ulna
12	KUL	Longitud de la extremo distal del fémur al urostilo
13	TFL	Longitud de la tibia/fibula
14	HTD	Distancia desde el talón hasta el tercer dedo

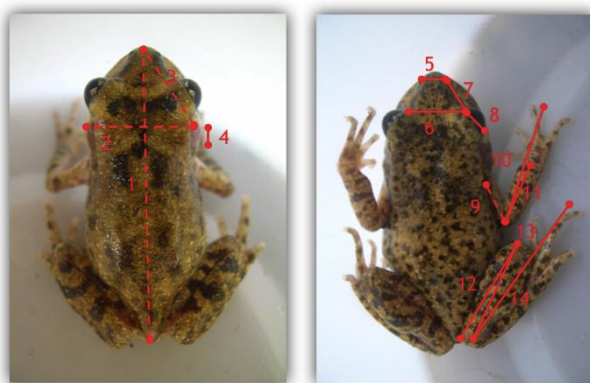


Figura 2. Morfometrías tomadas en cada uno de los individuos para la determinación del sexo (ver Tabla 1; Pinya, 2014)

Obtención de datos

Se obtuvo información sobre las campañas de seguimiento de adultos realizadas por el Dr. Samuel Pinya en el período 2006-2015 entre los meses de Mayo y Agosto, así como

los datos correspondientes a la localidad 8.B del año 2016. Los datos de las campañas realizadas en 2016 en las localidades XVI y 15.A fueron obtenidos y generados por quien defiende este trabajo, con la ayuda del Dr. Samuel Pinya.

Condición corporal

La condición corporal se estimó en base al SMI, resultante de la ecuación:

$$\widehat{M}_i = M_i \left[\frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{SMA}}$$

, siendo \widehat{M}_i la masa corporal estandarizada sobre la longitud, M_i el peso del individuo i , L_0 un valor arbitrario de longitud total (SVL), L_i y la longitud del individuo i y b_{SMA} el exponente escalado de la regresión de M sobre L (Peig & Green, 2009; 2010).

Análisis demográfico

Considerando que se trata de poblaciones cerradas, sin intercambio de individuos entre localidades debido tanto al aislamiento espacial como al bajo flujo genético existente entre poblaciones adyacentes (Kraaijeveld-Smith *et al.*, 2005), se estimó el tamaño poblacional mediante el método de Schnabel (Schnabel, 1938; Sutherland, 2006). Para llevar a cabo la estima es necesaria la captura de individuos, que se realizó en 3 o 4 sesiones de captura durante el periodo anual de estudio, confeccionando así las historias de vida de cada uno de los individuos capturados, a fin de estimar el tamaño de la población. La edad de los individuos se estimó en base a las curvas de Von Bertalanffy propuestas por Pinya & Pérez-Mellado (2013). La caracterización demográfica de las poblaciones en el año 2016 se llevó a cabo mediante la realización de las tablas de vida poblacionales (Caughley, 1966), mediante las cuales se obtuvieron la supervivencia y la mortalidad de cada una de las cohortes (grupos de edad).

Fotoidentificación

Debido a que se trata de una especie amenazada, la recaptura debe establecerse en la medida de lo posible por métodos no invasivos, por lo que no es recomendable marcar

los individuos capturados para establecer su recaptura. Por ello, se fotografiaron cada uno de los individuos durante las sesiones de captura, y se analizaron las imágenes de las diferentes sesiones con el software de reconocimiento individual APHIS (Moyà *et al.*, 2015). Las fotografías de los individuos se compararon mediante el proceso de análisis *Image Template Matching*, seleccionando como puntos de referencia las uniones óculo-timpánicas desde una vista dorsal del individuo, así como invirtiendo la imagen 180° (Fig. 3)

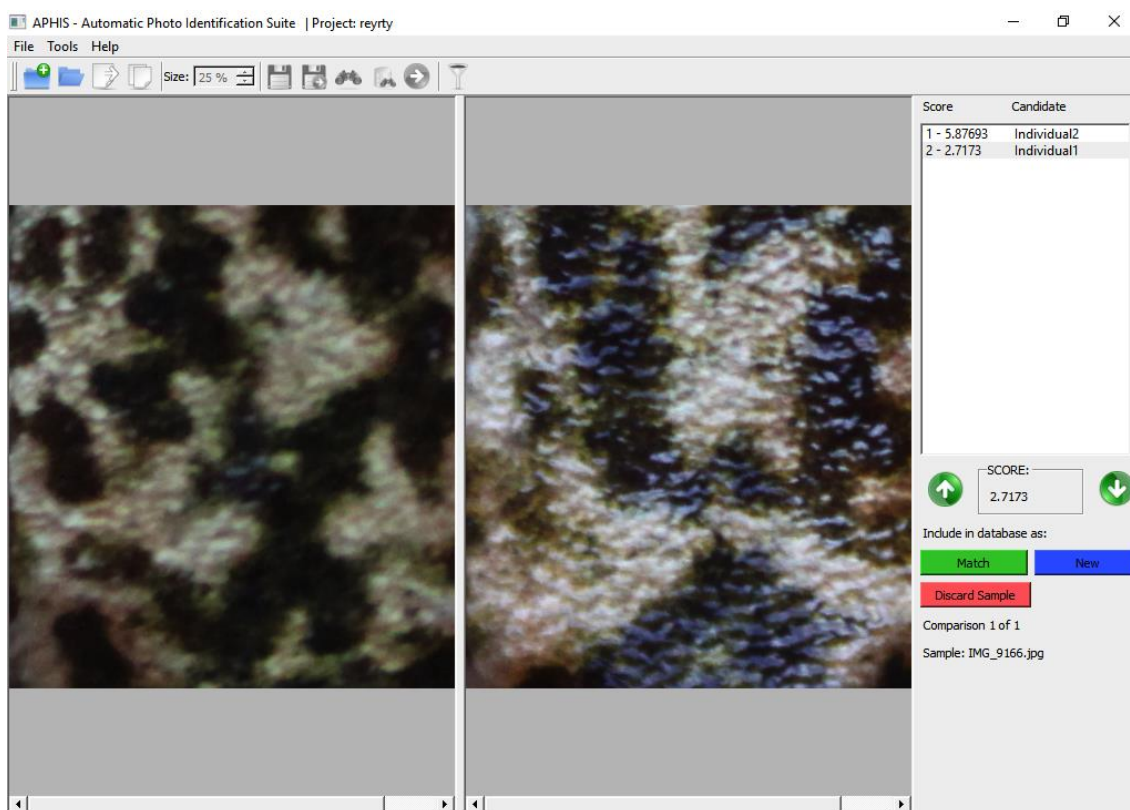


Figura 3. Comparación de individuos mediante el software de fotoidentificación APHIS. En la esquina superior derecha se puede observar el valor de similitud entre las áreas de comparación, siendo las esquinas inferiores las uniones oculo-timpánicas tomadas como puntos de referencia.

Análisis estadístico

Mediante el número de individuos por población, obtenido mediante el método de Schnabel, se calcularon los intervalos de confianza ($\alpha=0.05$) para cada una de las poblaciones en el año 2016 (Badii *et al.*, 2012). Se realizaron pruebas estadísticas de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952) a nivel de significación 0.05 para evaluar si la

localidad afecta a la longitud y al SMI de los individuos que viven en ella. Posteriormente se realizó un test posthoc de Dunn para analizar las diferencias existentes entre poblaciones (Dunn & Clark, 1974). La estacionalidad de la tendencia de la condición corporal en el tiempo se evaluó mediante el test de Dickey-Fuller (Dickey & Fuller, 1979) y posteriormente se realizaron las predicciones mediante el método de HoltWinters (Chatfield, 1978). Este modelo predictivo, basado en el suavizamiento de los datos, estima las tendencias de las series temporales ponderando los datos por su cercanía en el tiempo. Todos los análisis estadísticos fueron realizados mediante el software R (R Core Team, 2016).

Resultados

Se analizaron un total de 882 individuos adultos pertenecientes a las tres localidades de estudio (Tabla 2). No se dispone de datos de peso de los individuos correspondientes a las campañas realizadas en 2015 debido a la falta de balanza durante este periodo, por lo que no se tuvieron en cuenta en la evaluación de las condiciones corporales ni en el cómputo total de individuos.

Tabla 2. Número de individuos adultos analizados de 2006 a 2016.

Población		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Total
Introducida	♂	1	2	27	2	49	23	13	10	13	0	69	209
	♀	8	1	51	5	2	22	10	4	4	0	18	125
Artificial	♂	0	1	1	6	8	7	8	34	4	0	14	83
	♀	8	12	50	24	46	10	9	46	18	0	28	251
Natural	♂	0	2	11	6	4	0	0	5	30	0	77	135
	♀	0	3	18	5	5	0	0	3	13	0	32	79
		17	21	158	48	114	62	40	102	82	0	238	882

Longitud total y condición corporal

Los individuos pertenecientes a la población artificial (XVI) presentaron significativamente mayor longitud y condición corporal promedio, tanto en machos

como en hembras, que las pertenecientes a las otras dos localidades (Tabla 3), existiendo diferencias máximas de hasta un 59.38% entre la condición corporal de las hembras de localidades artificiales y naturales introducidas. La población natural introducida por el contrario presentó de media valores muy similares de ambas variables respecto a la población natural. De forma general, las hembras presentaron mayor longitud y condición corporal promedio en todas las poblaciones, exceptuando en las poblaciones naturales introducidas.

Tabla 3. Análisis de la longitud corporal y del Índice de Condición Corporal (SMI) en machos y hembras de poblaciones naturales, naturales introducidas y artificiales de *Alytes muletensis* de las campañas realizadas en 2016. Se presentan los promedios con desviaciones típicas y el número de individuos (N) analizados, así como los p-valores del test de Dunn entre parejas de poblaciones a nivel de significación 0.05 . *Indican diferencias significativas

Población		N	Longitud corporal	Artificial	Introducida
Natural	♂	53	33.03 ± 2.84	0.001*	0.21
	♀	7	35.23 ± 3.32	0.02*	0.17
Artificial	♂	16	39.14 ± 3.46	-	0.001*
	♀	3	42.04 ± 3.03	-	0.01
Introducida	♂	51	32.25 ± 2.28	-	-
	♀	2	31.79 ± 4.46	-	-
SMI					
Natural	♂	53	8.11 ± 1.11	0.001*	0.001*
	♀	7	9.95 ± 1.66	0.024*	0.066
Artificial	♂	16	13.26 ± 2.38	-	0.001*
	♀	3	11.03 ± 2.27	-	0.001*
Introducida	♂	51	7.72 ± 1.5	-	-
	♀	2	7.43 ± 0.90	-	-

Análisis demográfico

Los individuos adultos pertenecientes a la población artificial son más longevos y más grandes (longitud del cuerpo) que en las otras dos poblaciones, no existiendo diferencias significativas entre la localidad natural y la natural introducida (Fig. 4). La población artificial también resulta ser la que presenta un menor tamaño poblacional

(34.76-326.61 individuos), seguida por la población natural introducida (80.52-367.82 individuos) y finalmente la natural (226.03-317.61 individuos).

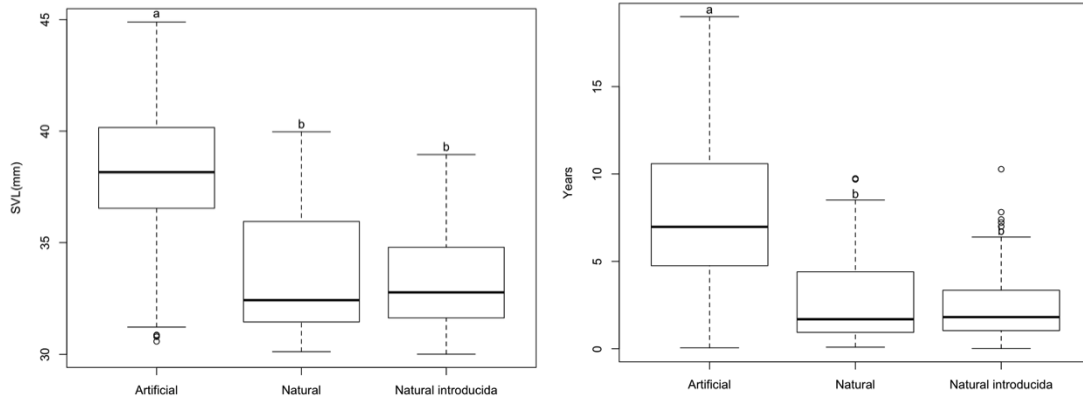


Figura 4. Análisis de la longitud (izquierda) y la longevidad (derecha) de los individuos en las diferentes poblaciones analizadas. Letras diferentes dentro del mismo boxplot indican diferencias significativas en el test de Tuckey a nivel de significación 0.05.

La edad de ciertos individuos no pudo ser estimada, ya que las curvas de Von Bertalanffy no contemplan individuos mayores de 41.96 mm en hembras y 41.22 mm en machos, encontrándose en la localidad artificial individuos de hasta 44 mm, por lo que se incluyeron en el grupo >18 años. La distribución por clases de edad muestra en la población artificial una mayor proporción de individuos de elevada edad que no aparecen en las demás poblaciones, desde los 9 hasta más de 18 años (Fig. 5). Además, destaca que en esta población se ha observado una proporción muy baja de juveniles, en contraposición a la localidad natural introducida en la que representaron el 35% de las capturas totales de individuos. La confección de las tablas de vida de cada localidad permite ver como hay una falta muy acusada de individuos juveniles en la localidad artificial en comparación a las otras dos localidades, que siguen una estructura con más individuos juveniles que adultos (Tabla 4). La supervivencia (I_x) y mortalidad (q_x) de ciertas cohortes presentaron valores negativos (teóricamente imposibles) debido a la

falta de individuos observados pertenecientes a ciertos grupos de edad, sobretodo en el caso de hembras en poblaciones artificiales, donde solo se observaron individuos juveniles, de mediana edad y longevos, sin representación en las cohortes intermedias. Las curvas de supervivencia para ambos sexos son muy similares entre las poblaciones naturales, mientras que la población artificial muestra un repunte de individuos de mediana y larga edad, entre los 6-9 años y en el grupo de >18 años (Fig. 6).

Tabla 4. Tablas de vida de los individuos de las tres localidades en el año 2016. n_x : N° de individuos observados de edad x. a_x : N° de individuos supervivientes hasta la edad x, ponderado a 1000 individuos juveniles. I_x : Proporción de la cohorte original que sobrevive hasta la edad x. d_x : proporción de la cohorte original que muere durante el intervalo x. q_x : Tasa de mortalidad por clase de edad.

Machos	Natural introducida					Artificial					Natural				
	n_x	a_x	I_x	d_x	q_x	n_x	a_x	I_x	d_x	q_x	n_x	a_x	I_x	d_x	q_x
Juveniles	16	1000,00	1,00	-812,50	-0,81	2	1000,00	1,00	0,00	0,00	22	1000,00	1,00	943,48	0,94
0-3	29	1812,50	1,81	1250,00	0,69	2	1000,00	0,10	500,00	0,50	26	56,52	0,06	36,96	0,65
3-6	9	562,50	0,56	500,00	0,89	1	500,00	0,05	-1500,00	-3,00	9	19,57	0,02	13,04	0,67
6-9	1	62,50	0,06	62,50	1,00	4	2000,00	0,20	1500,00	0,75	3	6,52	0,01	-2,17	-0,33
9-12	0					1	500,00	0,05	500,00	1,00	4	8,70	0,01	8,70	1,00
12-15	0					0	0,00	0,00	-500,00		0	0,00	0,00	0,00	
15-18	0					1	500,00	0,05	-500,00	-1,00	0	0,00	0,00	0,00	
>18	0					2	1000,00	0,10		0,00	0	0,00	0,00		
Hembras	n_x	a_x	I_x	d_x	q_x	n_x	a_x	I_x	d_x	q_x	n_x	a_x	I_x	d_x	q_x
Juveniles	16	1000,00	1,00	937,50	0,94	2	1000,00	1,00	1000,00	1,00	22	1000,00	1,00	1000,00	1,00
0-3	1	62,50	0,06	0,00	1,00	0	0,00	0,00	0,00		0	0,00	0,00	-6,52	
3-6	1	62,50	0,06	0,00	1,00	0	0,00	0,00	-1500,00		3	6,52	0,01	4,35	0,67
6-9	0					3	1500,00	1,50	1000,00	0,67	1	2,17	0,00	2,17	1,00
9-12	0					1	500,00	0,50	500,00	1,00	0	0,00	0,00	0,00	
12-15	0					0	0,00	0,00	0,00		0	0,00	0,00	0,00	
15-18	0					0	0,00	0,00	-2500,00		0	0,00	0,00	0,00	
>18	0					5	2500,00	2,50	2500,00	1,00	0	0,00	0,00	0,00	

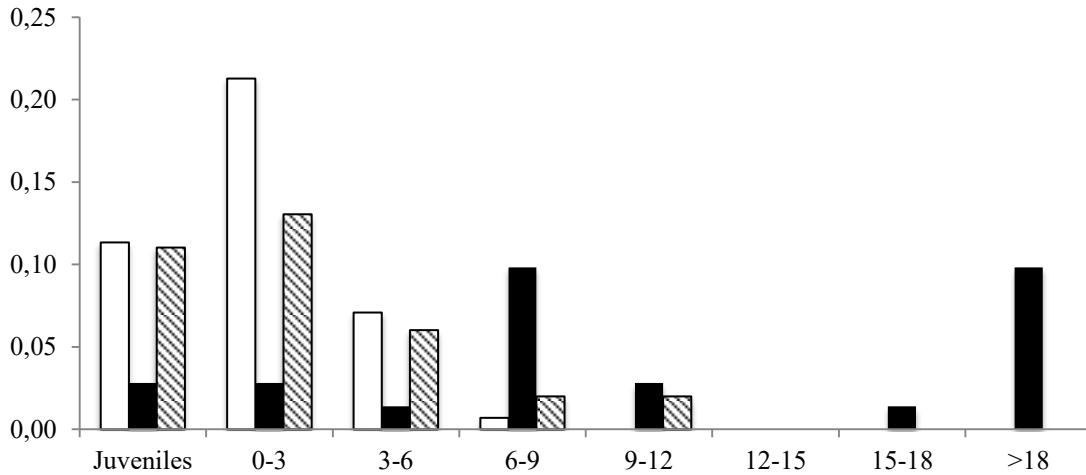


Figura 5. Distribución por clases de edad en porcentaje respecto a la estima poblacional de las poblaciones 8.B (blanco), XVI (negro) y 15.A (trama). analizadas durante los muestreos realizados en 2016

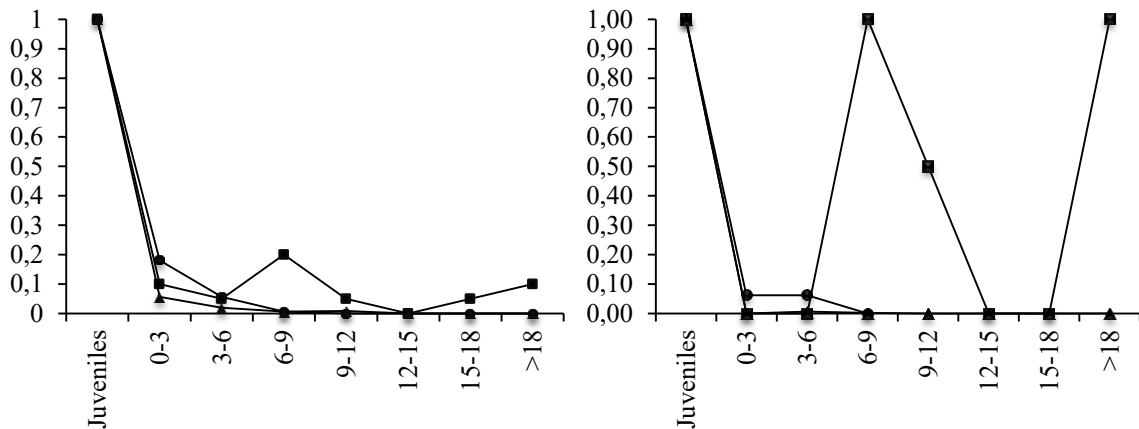


Figura 6. Curvas de supervivencia de machos (izquierda) y hembras (derecha) de las poblaciones 8.B (círculo), XVI (cuadrado) y 15.A (triángulo) analizadas durante los muestreos realizados en 2016. En el caso de hembras de la localidad artificial se obtuvieron supervivencias superiores a 1.00 en los grupos de edad 6-9 y >18 años, por lo que se asignó el máximo valor teórico (1.00)

Evolución temporal de la condición corporal

La condición corporal de los individuos no presenta estacionalidad (p -valor del test de Duckey > 0.05), aunque sí una tendencia generalizada (Fig. 7). En ambos sexos esta tendencia ha producido un aumento en la condición corporal de todas la poblaciones durante los últimos 10 años, excepto en los machos pertenecientes a la población artificial y las hembras de las poblaciones naturales introducidas.

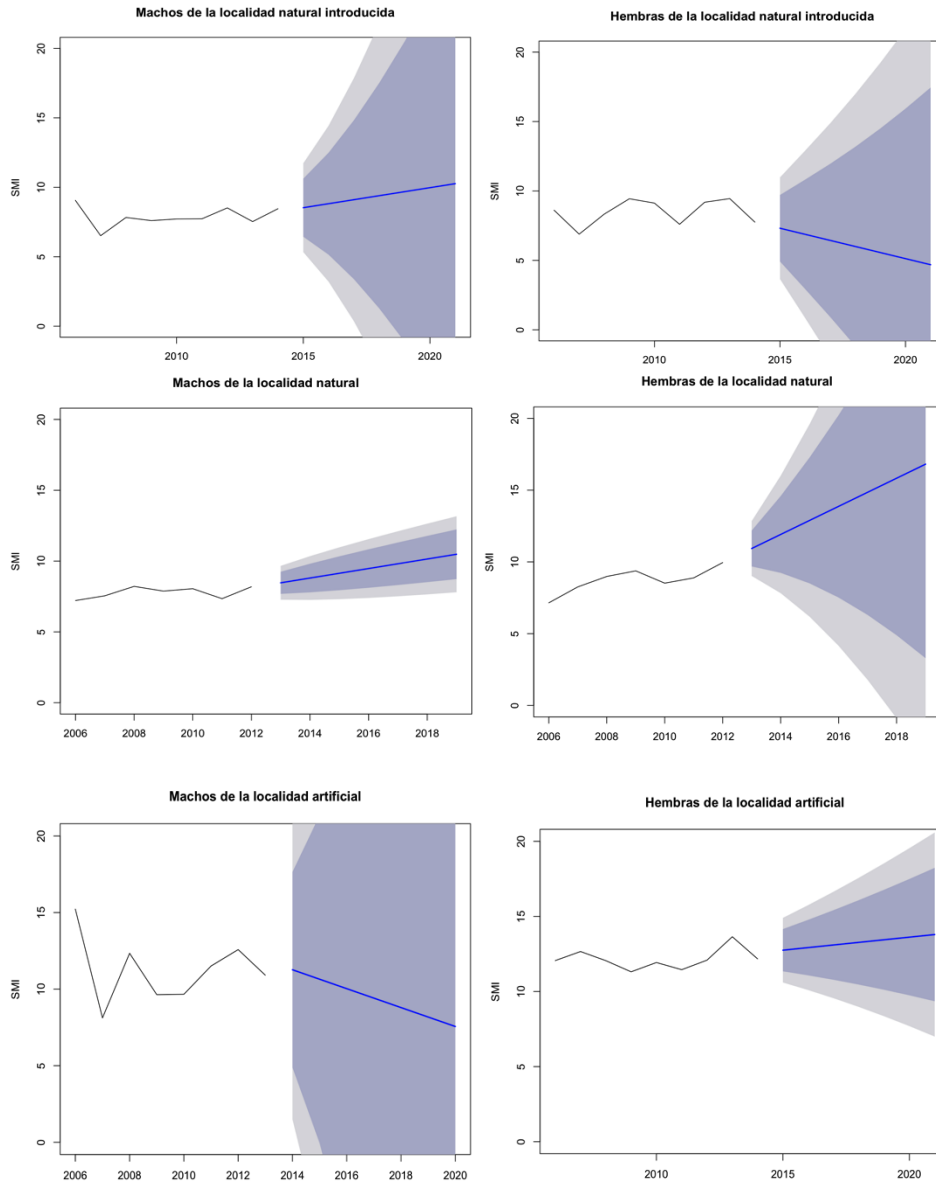


Figura 7. Evolución de las condiciones corporales según el sexo en las diferentes poblaciones analizadas. La línea azul representa la media de la tendencia esperada hasta el año 2020 según el modelo de HoltWinters.

Discusión

El crecimiento y el desarrollo en anfibios están muy influenciados por factores tanto extrínsecos como intrínsecos (Duellman *et al.*, 1986; Morrison *et al.*, 2003). Los factores extrínsecos incluyen la temperatura, la disponibilidad de alimento y la presencia de depredadores (Berven *et al.*, 1979; Berven & Chadra, 1988; Crump, 1988). Entre los factores intrínsecos destacan el tamaño corporal y el tamaño de la puesta (McLaren *et al.*, 1972). La creación de poblaciones fuera de su área de distribución

natural supone una alteración de estos factores, que influirá de manera diferencial dependiendo del grado de similitud del nuevo ambiente con el originario de la población.

La presencia de depredadores ha sido ampliamente descrita como causa del desplazamiento de hábitat en otras especies (Sogard *et al.*, 1994; Gotceitas & Colgan, 1987), obligando a las poblaciones a habitar en ambientes con menor disponibilidad de alimento para aumentar su supervivencia, y por ende permitiendo un menor desarrollo. Las especies depredadoras introducidas resultan ser mucho más dañinas para las especies nativas, debido a la falta de mecanismos de defensa que presentan las presas (Salo *et al.*, 2007). En el caso del ferreret, *Natrix maura* y *Pelophylax perezii* se establecen como el mayor peligro para este anfibio, y su distribución se relaciona negativamente con la presencia del mismo (Roman & Mayol, 2004). Este hecho ha promovido la extinción de poblaciones en las zonas más accesibles, estando presentes hoy en día únicamente las poblaciones de zonas de difícil acceso. Así pues, las poblaciones naturales en la actualidad habitarían en ambientes subóptimos en respuesta a factores extrínsecos, entre los que destaca la presión de depredación.

La elevada diferencia existente en la condición corporal de los individuos entre poblaciones naturales y artificiales, de hasta un 59.38%, resulta particularmente elevada, ya que otras especies de anfibios (*Trachira granulosa*, *Salamandridae*; *Lithobates catesbeianus*, *Ranidae*) han mostrado diferencias promedio del 17 al 35% entre poblaciones bien alimentadas y poblaciones con déficits nutricionales (MacCracken & Stebbings, 2012). Por otra parte, la edad máxima observada, encontrando individuos mayores de 18 años, no se corresponde con otras especies del mismo género, con longevidades máximas entre 6 y 7 años (*Alytes cisternasii* y *Alytes obstetricans*; Márquez *et al.*, 1997). Sin embargo, a día de hoy no existen estudios ni

evidencias que permitan explicar este cambio tan drástico en la fisiología y en la longevidad de los individuos de estas localidades.

La evolución de la condición corporal en los últimos 10 años sugiere que los ambientes artificiales se establecen como la mejor opción para realizar las labores de recuperación de esta especie, debido a su óptimo estado fisiológico. Sin embargo, estos tienen un tamaño poblacional más bajo, además de que en su mayoría consisten en pozas aisladas sin continuidad física, impidiendo la existencia de intercambio de individuos entre poblaciones. Este hecho contribuye a que, en caso de presentarse una amenaza, como la llegada de un depredador, la población artificial sea más vulnerable, con una resistencia y resiliencia menores debido a su menor diversidad (Newman & Pilson, 1997). Por ello se puede establecer que, aunque son óptimas a nivel de individuo, llegando a ser más longevos y con una mayor condición corporal, no lo son a nivel poblacional, debido a su menor tamaño poblacional (Pinya *et al.*, 2014). Por otra parte, las poblaciones naturales introducidas presentan un tamaño poblacional superior y un estado fisiológico similar a las poblaciones naturales. Además, en contraposición a la localidad artificial, la localidad natural introducida presenta una mayoría de individuos juveniles, hecho que aumenta la viabilidad de la misma, estableciéndose como una gran opción para la creación de nuevas poblaciones en expansión (Henry, 2013). La elevada mortalidad juvenil observada en las curvas de supervivencia es característica de gran parte de los taxones de este grupo, ajustándose a una supervivencia de tipo III, que se caracteriza por una elevada mortalidad juvenil (Smith & Green, 2006). El número de individuos juveniles particularmente bajo de la población artificial podría estar relacionado con la tendencia negativa observada en la condición corporal de los machos de esta localidad, pudiendo producirse salidas de machos fuera de la poza, aumentando así la mortalidad.

Sin embargo, esta hipótesis no puede ser comprobada en el presente estudio, por lo que deberá evaluarse en el futuro.

Los resultados del presente estudio en referencia a caracteres demográficos que incluyan edad deben tomarse con especial precaución, ya que la gran diferencia observada en la longitud total de los individuos de las diferentes poblaciones y la captura de los individuos más grandes registrados hasta la fecha hace entrever que las curvas de Von Bertalanffy para esta especie deberían ser revisadas, ya que este crecimiento diferencial no hace sino sobreestimar la edad de los individuos de mayor tamaño.

Se puede concluir que los ambientes artificiales se establecen como ideales para realizar labores de cría de individuos en zonas muy controladas, debido a que los individuos que habitan en ellas presentan un óptimo estado fisiológico, que se manifiesta en un elevado tamaño y condición corporal. Sin embargo, el control de estas zonas es crucial, ya que las poblaciones suelen ser de un tamaño poblacional menor, siendo así más susceptibles a factores extrínsecos. Por otro lado, los ambientes naturales introducidos se establecen como ideales para el establecimiento de nuevas poblaciones, dado que requieren de menor supervisión y presentan un tamaño poblacional lo suficiente elevado para resistir la llegada de peligros, como es el caso de depredadores.

Conclusiones

1. Los individuos pertenecientes a las localidades artificiales son más longevos, tienen una mayor longitud y una mayor condición corporal, así como un menor tamaño poblacional que los de localidades naturales.

2. Los individuos pertenecientes a las localidades naturales introducidas presentan características fisiológicas y demográficas muy similares a las poblaciones naturales, aunque con un mayor tamaño poblacional.
3. La actual disposición de las poblaciones de *A. muletensis* es resultado de la extinción de poblaciones de zonas más bajas, principalmente por la introducción de depredadores. Por ello, actualmente habitan en localidades subóptimas a nivel nutricional, razón por la cual los individuos pertenecientes a localidades naturales presentan condiciones corporales más bajas que los que habitan en localidades artificiales.
4. Las localidades naturales introducidas se establecen como el óptimo a nivel poblacional para la realización de labores de conservación, debido al tanto elevado tamaño poblacional como a la mayoría de individuos juveniles que presentan. Sin embargo, los ambientes artificiales, debido a la elevada condición corporal de individuos que habitan en ellos, se establecen como el ambiente óptimo a nivel individual.
5. Las curvas de estimación de la edad de los individuos han mostrado estar desactualizadas, debido al crecimiento diferencial entre poblaciones. Por ello, estas deberían recalcularse en futuros estudios.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido realizado gracias a la ayuda del Dr. Samuel Pinya, Marcello Cerrato, Inés Albertí y Agustí Martínez; sin cuya ayuda y compañía la realización del mismo no habría sido posible.

Bibliografía

- Alcover, J.A., Mayol, J., Jaume, D., Alomar, G., Pomar, G. & Jurado, J. 1984. Biología i ecologia de les poblacions relictos de *Baleaphryne muletensis* a la muntanya mallorquina. 129-152. In: Hemmer, H. & Alcover, J.A. (eds.), *Història Biològica del Ferreret. Monografies científiques, 3. Editorial Moll. Palma de Mallorca.*
- Araújo, M. B., Thuiller, W., & Pearson, R. G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, 33(10), 1712-1728
- Badii, M. H., Guillen, A., Landeros, J., Cerna, E., Ochoa, Y., & Valenzuela, J. 2012. Muestreo por Métodos de Captura-Recaptura. *Revista Daena (International Journal of Good Conscience)*, 7(1).
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F., & Prado, P. I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318(5857), 1775-1777.
- Beissinger, S. R., & Westphal, M. I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *The Journal of wildlife management*, 821-841.)
- Berven, K.A. & Chadra, B.G. 1988. The relationship among egg size, density and food level on larval development in the wood frog (*Rana sylvatica*). *Oecologia*, 75, 67-72.
- Berven, K.A., Gill, D.E. & Smith-Gill, S.J. 1979. Countergradient selection in the green frog, *Rana clamitans*. *Evolution*, 33, 609-623.
- Caughley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. *Ecology*, 47(6), 906-918.
- Chatfield, C. 1978. The holt-winters forecasting procedure. *Applied Statistics*, 264-279.
- Crump, M.L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. *University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publications*, 61, 1-68.

- Dickey, D. A., & Fuller, W. A. 1979. Distribution of the estimators for autoregressive time series with a unit root. *Journal of the American statistical association*, 74(366a), 427-431.
- Duellman, W.E. & Trueb, L. 1986. Biology of Amphibians. *McGraw-Hill, New York*.
- Dunham, A.E. 1978. Food availability as a proximate factor in influencing individual growth rates in the iguanid lizard *Sceloporus merriami*. *Ecology* 59, 770-778.
- Fisher, M. C., Garner, T. W., & Walker, S. F. 2009. Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host. *Annual review of microbiology*, 63, 291-310.
- Gotceitas, V., & Colgan, P. 1987. Selection between densities of artificial vegetation by young bluegills avoiding predation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116(1), 40-49
- Henry, L. 2013. Population: analysis and models. *Elsevier*.
- Mayol, J., Griffiths, R., Bosch, J., Beebee, T., Schmidt, B., Tejedo, M., Lizana, M., Martínez-Solano, I., Salvador, A., García-París, M., Gil, E., Arntzen, J.W. 2009. *Alytes muletensis*. The IUCN Red List of Threatened Species.
2009:e.T977A13099129.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T977A13099129.en>.
Downloaded on 29 May 2017.
- Kats, L. B., & Ferrer, R. P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions*, 9(2), 99-110.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*, 47(260), 583-621.
- MacCracken, J. G., & Stebbings, J. L. 2012. Test of a body condition index with amphibians. *Journal of Herpetology*, 46(3), 346-350.
- Márquez, R., Esteban, M., & Castanet, J. 1997. Sexual size dimorphism and age in the midwife toads *Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*. *Journal of Herpetology*, 52-59.

- McLaren, I.A. & Cooley, J.M. 1972 Temperature adaptation of embryonic development rate among frogs. *Physiological Zoology*, 45, 223–228.
- Moore, R.D., Griffiths, R.A. & Román, A. 2004. Distribution of the Mallorcan midwife toad (*Alytes muletensis*) in relation to landscape topography and introduced predators. *Biological Conservation*, 116: 327-332.
- Morrison, C., & Hero, J. M. 2003. Geographic variation in life - history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology*, 72(2), 270-279.
- Newman, D., & Pilson, D. 1997. Increased probability of extinction due to decreased genetic effective population size: experimental populations of *Clarkia pulchella*. *Evolution*, 354-362.
- Paulay, G. 1994. Biodiversity on oceanic islands: its origin and extinction. *American Zoologist*, 34(1), 134-144.
- Peig, J. & Green, A.J. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118, 1883-1891
- Peig, J. & Green, A.J. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology* 24, 1323-1332
- Pinya, S., & Pérez-Mellado, V. 2009. Individual identification and sexual dimorphism in the endangered Balearic Midwife Toad, *Alytes muletensis* (Sanchíz and Adrover, 1981). *Amphibia-Reptilia*, 30(3), 439-443.
- Pinya, S., & Pérez-Mellado, V. 2013. Ageing and growth of the endangered midwife toad *Alytes muletensis*. *Endangered Species Research*, 22(3), 263-268.
- Pinya, S.. 2014. Biología y conservación del Ferreret, *Alytes muletensis* PhD Dissertation, Universitat de les Illes Balears.

- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <https://www.R-project.org/>.
- Salo, P., Korpimäki, E., Banks, P. B., Nordström, M., & Dickman, C. R. 2007. Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 274(1615), 1237-1243.
- Schnabel, Z. E. 1938. The estimation of total fish population of a lake. *The American Mathematical Monthly*, 45(6), 348-352.
- Smith, M. A., & Green, D. M. 2006. Sex, isolation and fidelity: unbiased long-distance dispersal in a terrestrial amphibian. *Ecography*, 29(5), 649-658.
- Sogard, S. M., Stouder, D. J., & Feller, K. L. 1994. Use of suboptimal foraging habitats by fishes: consequences to growth and survival.
- Soulé, M. E. 1987. Viable populations for conservation. *Cambridge University Press*.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L., & Waller, R. W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783-1786.
- Sutherland, W. J. (Ed.). 2006. Ecological census techniques: a handbook. *Cambridge University Press*.
- Vitousek, P. M. 1988. Diversity and biological invasions of oceanic islands. *Biodiversity*, 20, 181-189.