

ESTUDIO POBLACIONAL Y BIOMÉTRICO DEL TRITÓN PIRENAICO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Víctor Julián PIRACÉS¹
Rocío LÓPEZ-FLORES²
Ernesto PÉREZ-COLLAZOS³

RESUMEN.— En el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca) está presente el tritón pirenaico (*Calotriton asper*), un endemismo de los Pirineos. Durante el año 2014, se llevó a cabo el seguimiento de un transecto de 100 metros en nueve barrancos, a los cuales se realizaron seis visitas, comprendidas entre los meses de abril y agosto, en las que se obtuvieron datos demográficos y biométricos. Los resultados corroboraron la presencia de la especie en todas las localidades estudiadas, así como la confirmación de la reproducción en todas ellas, excepto en Ordesa 1 y Ordesa 2, donde no se detectaron larvas en el transecto estudiado. Los datos demográficos se añadieron a la base de datos facilitada por la Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (SARGA), correspondiente al periodo 2007-2013, y se utilizaron para censar y determinar el estado de las poblaciones de cada barranco, mientras que los datos biométricos se utilizaron para interpretar cómo influye el hábitat en la biometría del tritón pirenaico. Se detectaron un total

Recepción del original: 10-12-2015

¹ Paseo del Muro 28, 5.^a. E-50600 EJEJA DE LOS CABALLEROS. vjpiraces@gmail.com

² Área de Ecología. Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Instituto de Ciencias Ambientales (IUCA). Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 HUESCA. rocio.lopez@unizar.es

³ Área de Botánica. Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 HUESCA. ernextop@unizar.es

de 118 larvas y 311 adultos de *Calotriton asper*, y destacaron los barrancos de los valles de Escuaín y Añisclo, por presentar el mayor número de larvas y de individuos adultos, respectivamente. Los resultados biométricos mostraron que las hembras de *Calotriton asper* alcanzaron un peso inferior a los machos, a pesar de presentar una longitud de la cola superior que estos. Los datos demográficos muestran la ocurrencia de descensos poblacionales interanuales, que podrían estar relacionados con las avenidas extremas y las sequías acontecidas en fechas posteriores. En un escenario de cambio global, estos factores podrían contribuir a empeorar la situación de la especie, por lo que será necesario proseguir con los estudios sobre la incidencia de los cambios ambientales extremos en ecología y supervivencia del tritón pirenaico.

ABSTRACT.— *Calotriton asper* is a Pyrenean endemic species that inhabits in the National Park of Ordesa and Monte Perdido, located in Huesca, Aragón (Spain). Demographic and biometric data were obtained from six visits conducted to 100 m transects in nine mountain streams between April and August of 2014. Results have confirmed the presence of the species in all the studied localities, and its reproduction in all localities but Ordesa 1 and Ordesa 2. Demographic results were added to the data provided by the Aragonese Society of Agro-Environmental Management SARGA for the 2007-2013 period, and they were used to interpret how the habitat affects Pyrenean newt biometrics. 118 larva and 311 adults of *Calotriton asper* were detected in all localities; Escuaín's and Añisclo's streams showed the highest number of larva and adults, respectively. Biometric results showed that females presented less weight than males, despite of the fact that the former showed longer tails. Results showed an inter-annual reduction of the studied populations. This could be related, in some extent, with rapid and unexpected floods and drought periods. In a Global Change scenario, this inter-annual loss of individuals could contribute to put the species conservation at risk. As a result, further studies must be conducted to understand the ecological and survival effect of extreme environmental changes in the Pyrenean newt.

KEY WORDS.— *Calotriton asper*, demography, sexual dimorphism, Pyrenees, habitat, Huesca, Aragón (Spain).

INTRODUCCIÓN

En la actualidad nos encontramos inmersos en una “crisis de la biodiversidad” (BLAUSTEIN y WAKE, 1990): muchas especies animales se hallan al borde de la extinción. Se conocen aproximadamente 7326 especies de anfibios distribuidos en casi todo el mundo, que habitan en una gran variedad de hábitats, desde selvas tropicales hasta desiertos (AmphibiaWeb, 2014). A pesar de que hoy en día se siguen descubriendo nuevas especies

(DEHLING, 2015), los anfibios son especialmente sensibles a una serie de problemas ambientales como los cambios en los usos de la tierra, los cambios de los regímenes hídricos y la sobreexplotación (COLLINS y cols., 2003); el incremento de la radiación UV-B (BLAUSTEIN y cols., 1998); la degradación de los hábitats por contaminación (BLAUSTEIN y cols., 2003); la introducción de especies exóticas (RODRÍGUEZ y cols., 2015); las alteraciones climáticas a escala mundial en temperatura y régimen de precipitaciones (POUNDS y cols., 1999), y la aparición de enfermedades (BOSCH, 2003). Debido a ello, los anfibios han sido empleados habitualmente como bioindicadores de la salud ambiental y con frecuencia en programas de seguimiento ecológico (GAINES y cols., 1999). Su dramático descenso a escala global demuestra una degradación acelerada de su hábitat a consecuencia de la cual, otras especies podrían encontrarse en peligro (GARDNER, 2001).

La diversidad de anfibios en España no es muy alta (39 especies); sin embargo, 14 de ellas son endemismos (PLEGUEZUELOS y cols., 2002), por lo que su conservación resulta prioritaria. El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (a partir de ahora, PNOMP) se encuentra situado al norte de la provincia de Huesca (Aragón), en el Pirineo central; es el segundo parque nacional más antiguo de España (agosto de 1918). Está constituido por cuatro valles: Ordesa al suroeste, Añisclo al sur, Escuaín al sureste y Pineta al este. En el PNOMP se encuentra el macizo calcáreo más alto de Europa, Monte Perdido (3348 metros). Con sus más de 15 000 hectáreas, el PNOMP constituye un espacio de conservación de importantes recursos naturales y de diferentes especies de invertebrados y vertebrados (9 especies de anfibios, 15 de reptiles, 3 de peces, 130 de aves nidificantes y 56 de mamíferos) (GARCÍA-GONZÁLEZ, 2005; GRASA y WOUTERSEN, 2002), entre ellas muchas singulares, como el tritón del Pirineo.

El tritón pirenaico (*Calotriton asper* Dugès, 1852) es un endemismo pirenaico que se distribuye en España, Francia y Andorra; ocupa potencialmente toda la cordillera pirenaica y prepirenaica (LLORENTE y cols., 1995; BARBADILLO y cols., 1999). Aunque la especie se halla en distintos ambientes, su hábitat característico son los torrentes de media y alta montaña con fuerte desnivel, con riberas más vegetadas en unas localidades que en otras y fondos formados por piedras y grava y ausencia de limos y vegetación en el lecho (CLERGUE-GAZEAU y MARTÍNEZ-RICA, 1978; MONTORI y HERRERO,

2004). Existen diversos factores que est́an actuando negativamente en las poblaciones de tritón: uno de los más relevantes es la introducción de salmónidos, que depredan, fragmentan y aíslan los núcleos poblacionales del tritón, así como factores que alteran y que pueden destruir los hábitats acuáticos, como, por ejemplo, la construcción de diques y embalses o el uso de plaguicidas (MONTORI y LLORENTE, 2014).

Debido a su valor biológico endémico está protegido a nivel europeo por el Convenio de Berna, y catalogado como “Casi Amenazado” en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN a nivel mundial, categoría que coincide con su situación en España, aunque algunos autores han propuesto catalogarlo como “Vulnerable” (BOSCH y cols., 2006, 2008a, 2008b). El tritón pirenaico está incluido en el anejo II del Convenio de Berna y en el II y IV de la Directiva Hábitats. A nivel regional, en Euskadi, la especie está catalogada como de Interés Especial (LOZANO y CADIÑANOS, 2007), al igual que en Navarra, mientras que en Aragón no se incluye en el catálogo autonómico y en Cataluña está catalogada como protegida. En Francia está incluida como “Rara” o “Casi Amenazada” en el Libro Rojo de los Vertebrados de Francia (MAURIN, 1995).

Teniendo en cuenta estos antecedentes y los escasos estudios de conservación realizados sobre la especie, este trabajo tuvo como propósito estudiar nueve barrancos en el PNOMP, en los que se plantearon los siguientes objetivos:

- Evaluar la presencia de *Calotriton asper* mediante censos de puestas de huevos, larvas, juveniles, subadultos y adultos.
- Determinar los estados fenológicos mediante la toma de datos morfológicos.
- Caracterizar el hábitat de la especie mediante la toma de datos sobre la biocenosis (presencia de otros anfibios, peces, ganado, etcétera) y abióticos (temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad, sustrato del cauce e insolación, entre otros).

MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en el PNOMP, contando con la autorización y colaboración de los gestores y guardas del parque. Los nueve barrancos estudiados corresponden a tres valles diferentes: los barrancos Ordesa 1,

Ordesa 2 y Ordesa 3 en el valle de Ordesa, los barrancos Añisclo 1, Añisclo 2 y Añisclo 3 en el valle de Añisclo, y los barrancos Escuaín 1, Escuaín 2 y Escuaín 3 en el valle de Escuaín.

El trabajo de campo se realizó durante los meses comprendidos entre abril y agosto de 2014, a lo largo de un transecto de 100 metros en cada una de las nueve localidades seleccionadas. Con el fin de describir los barrancos estudiados, se marcaron sobre cartografía los puntos iniciales y finales de la prospección del barranco (donde se indicó el punto de inicio y final del muestreo), tomando coordenadas geográficas de dichos puntos con un GPS. Se describió el hábitat de cada localidad, mediante la toma de datos sobre la biocenosis y abióticos (presencia de otras especies, sustrato del cauce e insolación), anotando estas características en una ficha. También se registraron las características fisicoquímicas del agua en cada localidad (pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad) mediante una sonda multiparamétrica (HACH-Lange, USA).

Se intentó capturar el máximo número posible de individuos en cada una de las localidades, para lo cual se utilizó un salabre de 15 × 12 centímetros. Se registró el estado fenológico de todos los contactos producidos con tritón pirenaico y se les tomaron las mediciones biométricas. Para esto último se usó un calibre digital de precisión 0,01 milímetros y una balanza digital de precisión 0,01 gramos, y a continuación se procedió a la suelta de los especímenes en el mismo lugar donde fueron capturados. Durante la manipulación de los individuos se emplearon guantes de látex para cada localidad y se realizó una limpieza y desinfección mediante un pulverizador con producto antifúngico de todos los materiales que estuvieron en contacto con el agua o que habían sido utilizados para la medición, pesaje o captura de los individuos, con el objetivo de evitar la propagación de enfermedades entre una localidad y otra.

Se obtuvo el número de individuos pertenecientes a los diversos estadios detectados en las diferentes visitas realizadas a cada uno de los núcleos poblacionales estudiados a lo largo de 2014. Adicionalmente, se emplearon datos poblacionales registrados por SARGA (GÓMEZ y cols., 2013) en el PNOMP, en diferentes muestreos desde 2007 hasta 2013; con estos datos se representó la tendencia poblacional histórica de la especie desde el año 2007 hasta 2014.

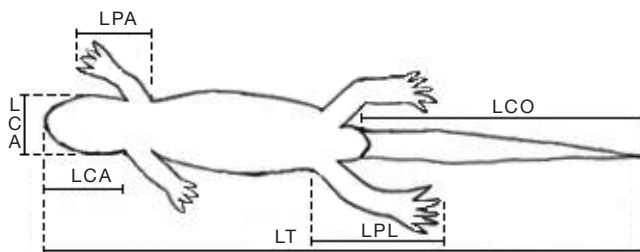


Fig. 1. Medidas biométricas tomadas a *Calotriton asper*.

En campo se tomaron las siguientes medidas de uno de cada tres de los especímenes capturados (BLANCO VILLERO, 1995): longitud de la cabeza (LCL), ancho de la cabeza (LCA), longitud de la pata anterior (LPA), longitud de la pata posterior (LPP), longitud de la cola (LCO) y longitud total (LT) en milímetros (fig. 1). Se diferenció entre machos y hembras observando el órgano reproductor de cada individuo.

Se realizaron análisis estadísticos descriptivos (media, desviación típica, mínimos y máximos) de las variables medidas. Se comprobó la normalidad y homogeneidad de varianzas de las variables continuas, tanto ambientales como las correspondientes a la biometría del tritón pirenaico, con el test de Kolmogórov-Smirnov y Levene, respectivamente. Se realizó la prueba Kruskal-Wallis con el objetivo de determinar diferencias en las variables biométricas en función del sexo de los organismos (MONTORI y LLORENTE, 2014) y en función del barranco. Con el fin de determinar la relación entre las variables biométricas de la especie y las variables abióticas se realizó el test de correlación no paramétrico de Spearman. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa PA.

RESULTADOS

Presencia y evolución poblacional de Calotriton asper en los barrancos del PNOMP

Durante las seis visitas realizadas a lo largo de 2014 a los núcleos poblacionales de *Calotriton asper* se detectaron un total de 118 larvas y 311 adultos (fig. 2, tabla 1). El mayor número de larvas se encontró en el valle de



Fig. 2. Adulto de tritón pirenaico (izquierda) y estadio larvario (derecha).

Escuaín, seguido por Añisclo, mientras que las localidades del valle de Añisclo presentaron el mayor número de adultos, seguido por las localidades del valle de Escuaín. Por su parte, las localidades del valle de Ordesa presentaron los valores más bajos de larvas y adultos. A pesar de los esfuerzos de muestreo, no se consiguió detectar ningún juvenil ni subadulto en ninguno de los núcleos poblacionales estudiados.

Tabla 1. Número de individuos (contactos) de *Calotriton asper* detectados en los valles estudiados.

Sector	Larvas	Juvenil	Subadultos	Adultos
Ordesa	12	0	0	43
Añisclo	23	0	0	153
Escuaín	83	0	0	115
Total	118	0	0	311

La figura 3 superior muestra la abundancia de larvas durante el periodo en el que se realizó el estudio: no se detectaron larvas en dos barrancos (Ordesa 1 y Ordesa 2), mientras que Ordesa 3, Escuaín 2 y Escuaín 3 presentaron larvas durante todo el periodo de estudio, excepto en la primera quincena de mayo. Los valores más bajos de abundancia de larvas se detectaron en los barrancos Añisclo 1, Añisclo 3 y Escuaín 1; los más altos, en Escuaín 2 (fig. 3). En contraposición al escaso número de larvas, se detectaron adultos en todos los barrancos estudiados, especialmente en Añisclo 1, Añisclo 2, Escuaín 2 y Escuaín 3, donde se observaron adultos en todas las

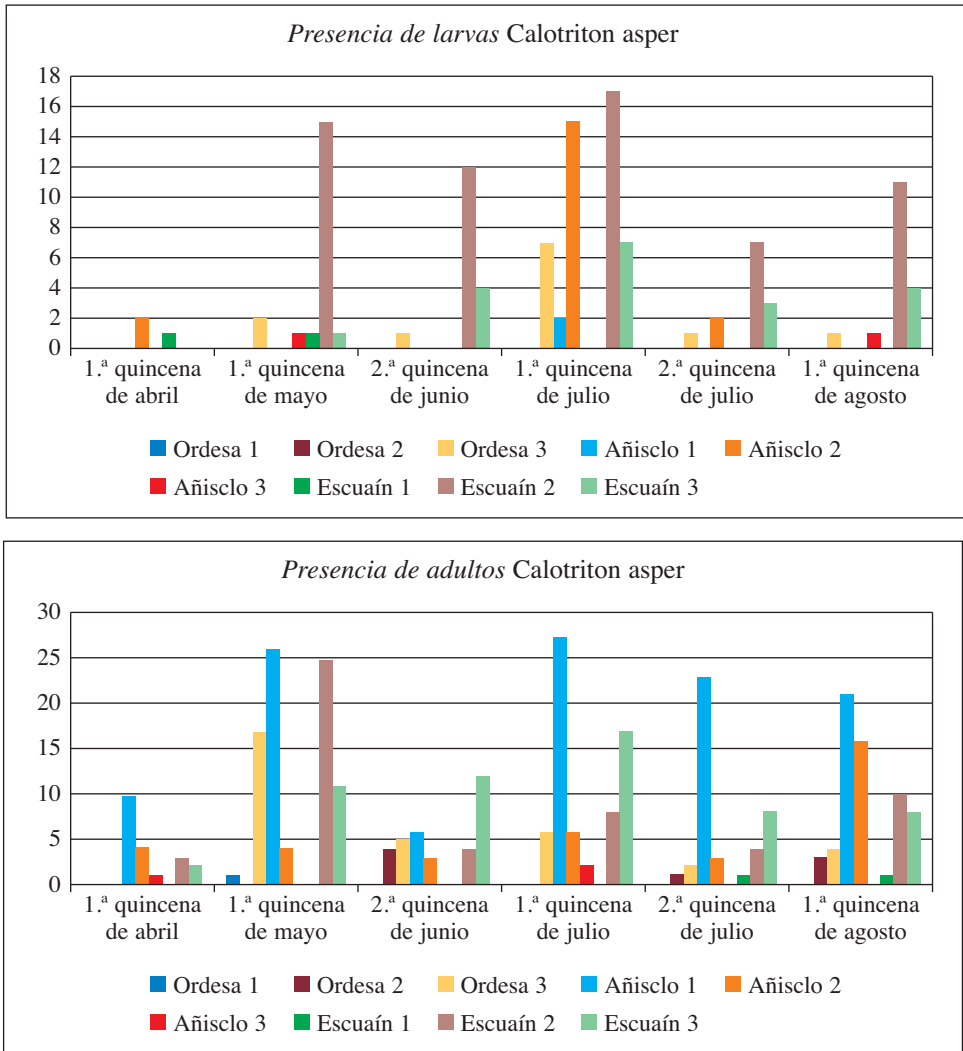


Fig. 3. Número de larvas y adultos de *Calotriton asper* detectadas en los nueve barrancos estudiados en el PNOMP.

visitas realizadas (fig. 3). Los valores más bajos se encontraron en los barrancos de Ordesa 1, Escuaín 1 y Añisclo 3.

La tendencia poblacional de *Calotriton asper* en los últimos años mostró un incremento general de individuos, con algunas fluctuaciones en los años 2011 y 2014, y el valor máximo alcanzado de 105 individuos en los años

2012 y 2013 (fig. 4). En la figura 5 se muestran las tendencias poblacionales de dos de los barrancos estudiados en el PNOMP desde 2007 hasta 2014. El barranco Añiscló 1 presentó los valores más altos de todos los estudiados; en los últimos ocho años se han observado un total de 237 individuos, con una media anual cercana a 30 individuos, en la que destaca el fuerte descenso sufrido en el año 2011. En ese año, el barranco Añiscló 2 también presentó un fuerte descenso en el número de individuos adultos; los datos de 2014 para este barranco fueron inferiores a la media de los últimos tres años (fig. 5). Cabe resaltar que en la mayoría de los núcleos poblacionales se producen descensos muy significativos en el año 2011 y que los valores obtenidos en 2014 son más bajos que los del año anterior.

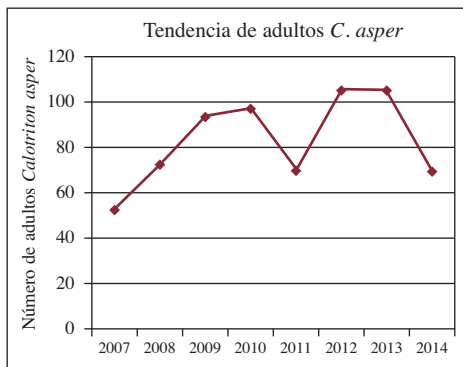


Fig. 4. Tendencia poblacional global de adultos de *Calotriton asper* durante el periodo 2007-2014 en los barrancos estudiados del PNOMP.

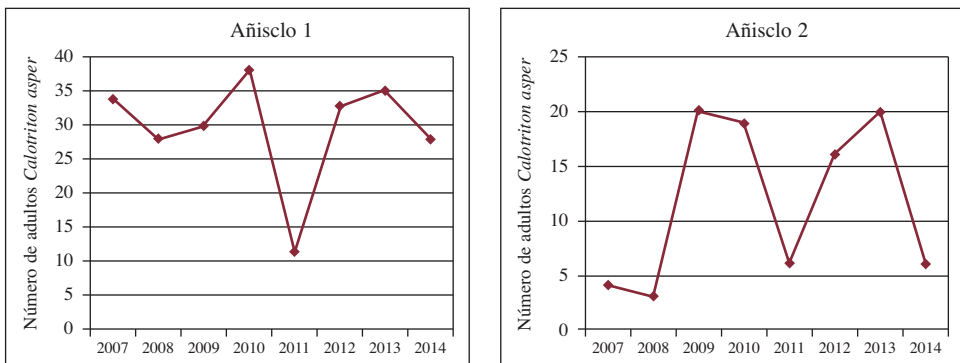


Fig. 5. Tendencia poblacional de adultos de *Calotriton asper* durante el periodo 2007-2014 en los barrancos Añiscló 1 y Añiscló 2.

Calotriton asper y su biometría en los barrancos del PNOMP

Se estudiaron un total de 157 individuos (7 larvas y 150 adultos). Las pruebas de Kolmogórov-Smirnoff y Levene mostraron ausencia de normalidad y homogeneidad de la varianza de las variables estudiadas.

El test de correlación de Spearman entre las variables biométricas mostró que estas estaban fuertemente relacionadas las unas con las otras. Por lo tanto, se seleccionaron las variables peso, longitud de cola y longitud total como representativas del resto de variables biométricas para los siguientes análisis.

La prueba de Kruskal-Wallis determinó la existencia de diferencias significativas entre el peso ($p < 0,0001$) y la longitud de la cola (LCO; $p < 0,0001$) de los adultos según su sexo; sin embargo, no hubo diferencias entre sexos para la longitud total ($p = 0,13$; fig. 6).

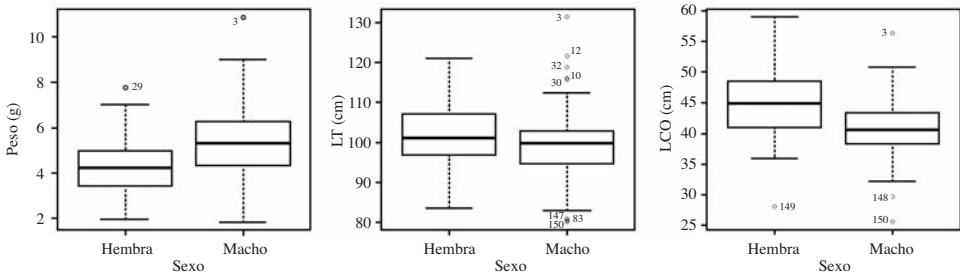


Fig. 6. Diagrama de caja para el peso ($p > 0,0001$), la longitud total (LT; $p = 0,13$) y la longitud de cola (LCO; $p > 0,0001$) de los adultos de *Calotriton asper* según su sexo.

Características del hábitat y efecto del medio sobre la presencia de anfibios y la biometría de Calotriton asper

En los nueve barrancos estudiados fueron diversos los factores causantes de perturbación potencial del hábitat de la especie estudiada. La presencia humana fue frecuente en todos ellos, excepto en Ordesa 1, en donde fue esporádica. Se registró a su vez una presencia de ganado esporádica en Ordesa 1 y Ordesa 2, frecuente en Ordesa 3 y muy frecuente en el resto de barrancos. Se observó la presencia de otras especies de anfibios en distintos barrancos. En Ordesa 1 se detectaron larvas de sapo común (*Bufo bufo*), en Añisclo 1, Añisclo 2, Añisclo 3 y Escuaín 3 se observaron adultos y larvas de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) y en Escuaín 1 y Escuaín 2

se hallaron ambas especies tanto en fase adulta como larvaria. Además, se observaron individuos adultos y larvas de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) en todos los barrancos, salvo en Ordesa 1 y en Escuaín 1, y en este último, larvas de esta especie.

En cuanto a la vegetación circundante, los barrancos de los valles de Ordesa y Escuaín presentaron un bosque de ribera bien formado, mientras que los barrancos del valle de Añisclo estaban asentados sobre pastos alpinos. Respecto al tipo de margen, Ordesa 1, Ordesa 2, Ordesa 3, Escuaín 1 y Escuaín 3 ofrecieron un sustrato rocoso, mientras que el del resto de barrancos era pedregoso-rocoso. El cauce de los barrancos resultó similar al tipo de margen, salvo en el caso de Escuaín 3, que presentó un margen pedregoso.

Los cuerpos de agua correspondieron a la tipología de torrente. La totalidad de los barrancos que forman parte de este estudio tuvieron agua circulante durante todo el periodo de muestreo. En relación con el tamaño de las badinas, el conjunto de barrancos presentaron entre 1 y 10 m² de superficie. En el 100% de los barrancos el agua fue calificada como “muy clara”. El valor más alto de la temperatura se registró en Añisclo 3 (27,93 °C). En contraposición, el valor mínimo de la temperatura del agua corresponde al barranco Ordesa 3 (5,20 °C). El pH no mostró grandes diferencias entre los barrancos: el valor máximo lo ofreció Escuaín 2 (8,99)β y el valor mínimo, Ordesa 3 (7,61). En el caso del oxígeno, el valor más elevado se observó en Ordesa 3 (9,84 mg/l) y el menor valor en Añisclo 3 (7,16 mg/l). Los barrancos Escuaín 1 y Ordesa 3 presentaron los valores más altos y más bajos de conductividad, respectivamente (227 μS/cm y 113 μS/cm).

Se realizó el test de correlación de Spearman entre los parámetros físico-químicos y las variables biométricas de los adultos de *Calotriton asper*. No obstante, no se obtuvieron valores de correlación suficientemente elevados como para afirmar la existencia de correlación entre estos datos: la correlación inversa entre el pH y el peso fue la que presentó el valor más alto ($r = -0,266$; $p < 0,001$).

La prueba Kruskal-Wallis permitió detectar diferencias significativas en la LT y la LCO de los adultos según el barranco ($p < 0,01$ y $p < 0,001$, respectivamente). En el caso del peso no se apreciaron diferencias significativas. En los barrancos de Añisclo 3 y Escuaín 1 se encontraron los individuos de

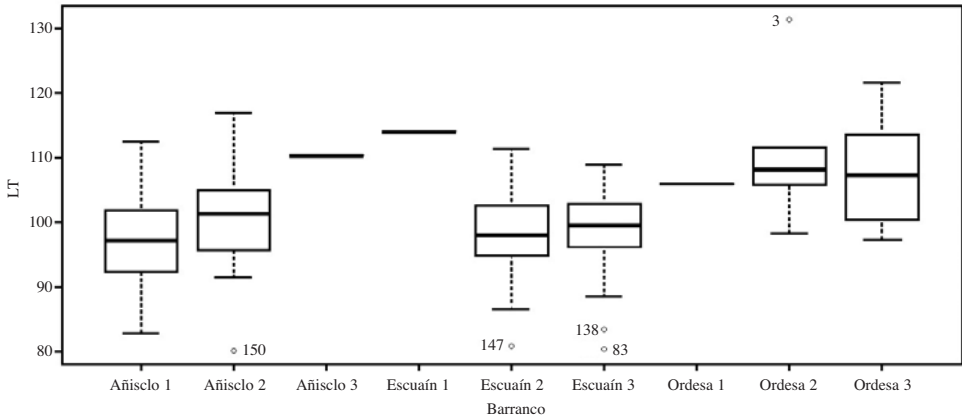


Fig. 7. Diagrama de caja para la longitud total (LT) de los adultos de *Calotriton asper* en cada uno de los barrancos estudiados ($p < 0,01$).

Calotriton asper con mayor longitud, seguidos de los barrancos del valle de Ordesa (fig. 7), donde la especie además era más abundante. Las LT menores se encontraron en el barranco Añiselo 1. El patrón del diagrama de la longitud de la cola según el barranco (no mostrado) es similar al que se observa en la figura 7.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Presencia y evolución poblacional de Calotriton asper en los barrancos del PNOMP

Los resultados de este estudio mostraron la presencia de *Calotriton asper* en todas las localidades estudiadas. También se confirmó que la reproducción de la especie se produjo en todas las localidades excepto en Ordesa 1 y Ordesa 2, donde no se encontraron larvas durante este estudio (fig. 3), aunque no se puede confirmar su ausencia. Destacaron los núcleos poblacionales de Escuaín por el alto número de larvas encontradas y las de Añiselo por la elevada cantidad de adultos observados (tabla I), y fue en el valle de Ordesa donde menos contactos se produjeron con cualquiera de los estadios de la especie. Este hecho podría estar relacionado con los bajos caudales que presenta el valle de Ordesa en comparación con los otros dos valles; por lo tanto, los recursos hídricos de los barrancos dependen,

básicamente, de las surgencias naturales, las cuales en periodos de sequía podrían no ser suficientes para mantener el régimen hídrico, lo que afectaría a la fauna acuática de los barrancos estudiados. No se consiguió detectar puestas de *Calotriton asper* y, por lo tanto, de huevos. La detectabilidad de puestas de esta especie es compleja, ya que son depositadas bajo piedras o en las grietas de las rocas, lo cual dificulta en gran medida su detección (MONTORI, 1988). Se encontraron 118 larvas, pero debido a la complejidad y el esfuerzo dedicado a la captura de las larvas se optó por no tomar datos de estas fases de desarrollo para no comprometer la supervivencia de los ejemplares. No existe información previa sobre los núcleos poblacionales de tritón pirenaico en la zona, por lo que no puede conocerse su dinámica con anterioridad al año 2007.

Se detectaron larvas de tritón desde la primera visita, realizada en el mes de abril. En este aspecto destacó el barranco Escuaín 2, donde se encontró un elevado número de larvas. La época de reproducción de *Calotriton asper* no está claramente definida, los *amplexus* se producen a lo largo de todo el año (DESPAX, 1923; CLERGUE-GAZEAU, 1971; THIESMEIER y HORNBERG, 1990). Sin embargo, MONTORI (1988) indica un aumento en el número de *amplexus* entre los meses de marzo y julio. Durante el desarrollo de este estudio se descubrieron *amplexus* en los meses de julio y agosto (datos no mostrados) en todas las localidades estudiadas salvo en Ordesa 1 y Ordesa 2. Se encontraron individuos adultos en todas las localidades (fig. 3), y fueron Añisclo 1 y el mes de mayo, mes central de la época reproductora (MONTORI, 1988), el barranco y el periodo en que mayor número de adultos se detectaron.

No se encontró ningún juvenil ni subadulto en los barrancos estudiados. En el caso de los juveniles, se debe a que las larvas no llegaron a completar la metamorfosis en el periodo de estudio. En el caso de los subadultos, es difícil hallar a estos ejemplares porque llevan una vida terrestre; solamente se han detectado en ocasiones puntuales que confirman que se alejan mucho del cauce (DESPAX, 1923; MONTORI, 1988).

El seguimiento anual de la especie permitió observar que a partir de 2007 se produjo un incremento en el número de adultos, hasta 2011, cuando se produjo un descenso acusado. Cabe destacar que este año fue muy seco (GÓMEZ y cols., 2013), lo que pudo afectar a la actividad y, por lo tanto, la detectabilidad de *Calotriton asper*. A partir de 2011 la abundancia de

adultos se incrementa hasta que se produce un nuevo descenso en 2014. Este descenso se presentó en todos los núcleos poblacionales excepto en Ordesa 3 (fig. 4). Las fluctuaciones en el número de individuos detectados podrían deberse al abandono del cauce por parte de los mismos de forma voluntaria o involuntaria. Diversos estudios muestran que durante las crecidas y avenidas los tritones se dirigen primero hacia las orillas, donde la corriente es menor, e incluso salen del agua si la avenida es importante y se refugian en las márgenes del curso, fuera de él, hasta que la corriente disminuye (CLERGUE-GAZEAU y MARTÍNEZ-RICA 1978). MONTORI y cols. (2008) afirman que *Calotriton asper* es capaz de desplazarse longitudinalmente hasta 50 metros en hábitats torrentícolas; por lo tanto, puede ser posible que hayan existido desplazamientos aguas arriba o aguas abajo de las zonas de estudio o incluso fuera del cuerpo de agua en determinados periodos. Por otra parte, COLOMER y cols. (2014) realizaron un modelo para predecir la extinción de esta especie con el incremento de avenidas extremas (50 l/m²/día, con un periodo de retorno actual de cuatro años) previsto en un escenario de cambio climático. Las conclusiones mostraron una disminución considerable de la población de larvas tras las lluvias torrenciales, que tenían como consecuencia la reducción o incluso la inexistencia del reclutamiento tres años después, cuando los individuos alcanzaban la madurez sexual. La dinámica poblacional de los depredadores naturales (ranas pardas y sapos comunes) y los hábitos crepusculares y nocturnos de la especie, que dificultan su detección durante el día (HERVANT y cols., 2000), son también posibles fuentes de variabilidad del número de individuos a lo largo de los años.

Debe prestarse especial atención a las perturbaciones ambientales, que puedan mermar los núcleos poblacionales de este anfibio que ya se encuentra en una situación sensible y cuyo reducido movimiento direccional y su estructura poblacional constante (MONTORI y cols., 2008) implican una conectividad entre núcleos poblacionales escasa.

Diferencias biométricas relacionadas con el sexo en Calotriton asper en los barrancos del PNOMP

En lo referente al peso de los adultos de *Calotriton asper*, los machos alcanzaron pesos superiores (5,21 gramos) a las hembras (4,33 gramos), lo

que coincide con lo obtenido en otros estudios (SERRA-COBO y cols., 2000). Nuestros resultados mostraron que la media de la longitud total del cuerpo (LT) de *Calotriton asper* es muy similar entre hembras (101,54 milímetros) y machos (99,64 milímetros), aunque algunos machos presentaron valores atípicos: uno de ellos alcanzó el valor máximo detectado (131,40 milímetros). Los valores medios hallados fueron un poco menores que los reportados para la especie por MONTORI y LLORENTE (2014), quienes registraron una longitud de adultos de 80 a 160 milímetros, las hembras ligeramente más grandes que los machos. Estos autores también indicaron que los machos presentan una cola más corta y robusta debido a que las vértebras caudales de este sexo en la región proximal presentan unas apófisis espinosas y transversas mucho más desarrolladas que en las hembras, lo que coincide con nuestros resultados, en donde la longitud de la cola en los machos fue significativamente menor (40,81 milímetros y 44,77 milímetros, respectivamente).

Características del hábitat y efecto del medio sobre la biometría y abundancia de Calotriton asper

Son diversos los focos detectados de perturbación potencial del hábitat de la especie durante la realización de este trabajo. El ganado puede ocasionar bajas poblacionales debido a pisoteo en los alrededores de los barrancos (Fernando Carmena, comunicación personal). Además del pisoteo, el aporte de materia orgánica en aguas con poca renovación podría desencadenar la eutrofización del agua y agravar la presión de ausencia hídrica del barranco en épocas de sequía, tal como se observó en julio de 2014, cuando el ganado redujo considerablemente el poco volumen de agua restante en varias localidades. Sin embargo, al contrario de lo esperado, las localidades que presentaron un mayor número de individuos fueron las zonas con mayor presencia de ganado continuo (barrancos de los valles de Añisclo y Escuaín). La presencia de seres humanos no pareció afectar a los individuos, aunque los humanos pueden actuar como agente portador de enfermedades como el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* (BOSCH, 2003; PIOTROWSKI y cols., 2004), especie que ha sido causante del declive más importante en los últimos años de las poblaciones de anfibios a nivel mundial (KOLBY y cols., 2015).

Se desconoce la incidencia que mamíferos carnívoros como nutrias y otros mustélidos pueden tener sobre el tritón pirenaico, ya que podría ser una presa potencial (GÓMEZ y cols., 2013). En la mayor parte de la bibliografía de *Calotriton asper* se indica que la trucha de río, *Salmo trutta*, es su principal depredador (DESPEX, 1923; MONTORI y HERRERO, 2004; GÓMEZ y cols., 2012), aunque de forma general cualquier especie íctica de mediano tamaño puede convertirse en su potencial depredador. No es habitual la presencia de estos salmónidos en los barrancos estudiados, pero sí que se encuentran en los ríos donde desembocan estos afluentes, en los cuales el número de individuos de *Calotriton asper* es más escaso (GÓMEZ y cols., 2013). Los reptiles también depredan al tritón pirenaico, en el valle de Añisclo se observó depredación de tritón pirenaico por culebra de agua (*Natrix maura*) (Ramón Antor, comunicación personal). En el caso de los mamíferos carnívoros, no se encontraron restos de excrementos en las riberas de los barrancos, aunque no se descarta su presencia.

Las variables ambientales son esenciales en la supervivencia y el desarrollo de las comunidades. Las funciones vitales de cada especie se desarrollan en un rango óptimo de cada una de estas variables. Dentro de ese rango óptimo las alteraciones de algunas variables pueden suponer cambios en la actividad o fisiología del organismo. Por ejemplo, el pH no es una variable que condicione la presencia o ausencia de anfibios, aunque los valores bajos de pH y las fuertes variaciones pueden limitar su desarrollo (CHAMBERS, 2011). Los valores registrados de las diferentes variables ambientales estudiadas coincidieron con los rangos óptimos determinados por otros investigadores (GÓMEZ y cols., 2013); sin embargo, no se observó correlación entre las variables biométricas de la especie estudiada y las variables ambientales. La ausencia de correlación puede deberse a que el estudio se ha desarrollado en una franja estrecha del amplio gradiente altitudinal y ambiental ocupado por la especie. En lo referente a la vegetación circundante, los sustratos del lecho o del margen de los barrancos, no se apreciaron diferencias relevantes que lleven a establecer una relación entre el entorno y un mayor peso o tamaño de los individuos. Por otra parte, destacó el tamaño alcanzado por un individuo en el barranco de Ordesa 2, que superaba los 130 milímetros de longitud total (LT). Difícilmente puede establecerse relación entre las características ambientales del barranco y el tamaño de un solo tritón, si bien podría deberse a la mayor edad de este individuo localizado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer el permiso de acceso concedido por el director del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Manuel Montes Sánchez. A Elena Villagrasa Ferrer, jefa del Equipo de Conservación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, por la labor de coordinación y supervisión de los trabajos de campo. A Ignacio Gómez Pellicer, Ramón Antor y Fernando Carmena Flores, por la revisión de este manuscrito y por su implicación y ayuda constante en el campo. A todo el equipo de empleados del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, por su amabilidad y ayuda en el trabajo de campo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AmphibiaWeb. Information on amphibian biology and conservation. Disponible en <http://amphibiaweb.org> [consulta: 29/9/2014].
- BARBADILLO, L. J., J. E. LACOMBA, V. PÉREZ-MELLADO, V. SANCHO y L. F. LÓPEZ-JURADO (1999). *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta. Barcelona.
- BLANCO VILLERO, J. M. (1995). *Los anfibios y reptiles de la provincia de Cádiz*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.
- BLAUSTEIN, A. R., y D. B. WAKE (1990). Declining amphibian populations: A global phenomenon. *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 203-204.
- BLAUSTEIN, A. R., J. M. KIESECKER, D. P. CHIVERS, D. G. HOKIT, A. MARCO, L. K. BELDEN y A. C. HATCH (1998). Effects of ultraviolet radiation on amphibians: Field experiments. *American Zoologist*, 38: 799-812.
- BLAUSTEIN, A. R., J. M. ROMANSIC, J. M. KIESECKER y A. C. HATCH (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9: 123-140.
- BOSCH, J. (2003). Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Munibe*, 16: 56-73.
- BOSCH, J., M. TEJEDO, R. LECIS, C. MIAUD, M. LIZANA, P. EDGAR, Í. MARTÍNEZ-SOLANO, A. SALVADOR, M. GARCÍA-PARÍS, E. RECUERO-GIL, R. MÁRQUEZ y P. GENIEZ (2006). *Euproctus asper*. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en <http://www.iucn.org/es> [consulta: 2/8/2014].
- BOSCH, J., M. TEJEDO, R. LECIS, C. MIAUD, M. LIZANA, P. EDGAR, Í. MARTÍNEZ-SOLANO, A. SALVADOR, M. GARCÍA-PARÍS, E. RECUERO-GIL, R. MÁRQUEZ y P. GENIEZ (2008a). *Calotriton asper*. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en <http://www.iucn.org/es> [consulta: 2/8/2014].

- BOSCH, J., M. TEJEDO, R. LECIS, C. MIAUD, M. LIZANA, P. EDGAR, Í. MARTÍNEZ-SOLANO, A. SALVADOR, M. GARCÍA-PARÍS, E. RECUERO-GIL, R. MÁRQUEZ y P. GENIEZ (2008b). *Euproctus asper* (Dugès, 1852). *Pyrenean Brook Salamander*. Disponible en <http://www.iucn.org/es> [consulta: 2/8/2014].
- CHAMBERS, D. L. (2011). Increased conductivity affects corticosterone levels and prey consumption in larval amphibians. *Journal of Herpetology*, 45: 219-223.
- CLERGUE-GAZEAU, M. (1971). L'Euprocte pyrénéen: conséquence de la vie cavernicole sur son développement et sa reproduction. *Annales de Spéléologie*, 25: 825-960.
- CLERGUE-GAZEAU, M., y J. P. MARTÍNEZ-RICA (1978). Les différents biotopes de l'urodèle pyrénéen, *Euproctus asper*. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 114: 461-471.
- COLLINS, J. P., y A. STORFER (2003). Global amphibian declines: Sorting the hypotheses. *Diversity & Distributions*, 9: 89-98.
- COLOMER, M. À., A. MONTORI, E. GARCÍA y C. FONDEVILLA (2014). Using a bioinspired model to determine the extinction risk of *Calotriton asper* populations as a result of an increase in extreme rainfall in a scenario of climatic change. *Ecological Modelling*, 281: 1-14.
- DEHLING, J. M. (2015). A new species of *Rhacophorus* (Anura: Rhacophoridae) from Gunung Kinabalu, Borneo. *Salamandra*, 51: 1-11.
- DESPAX, R. (1923). Contribution à l'étude anatomique et biologique des Batraciens Urodèles du groupe des Euproctes et spécialement de l'Euprocte des Pyrénées Triton (*Euproctus asper*). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 51: 185-440.
- GAINES, W. L., R. J. HARROD y J. F. LEHMKUHL (1999). Monitoring biodiversity: Quantification and interpretation. *General Technical Report. PNW-GTR-443*. U. S. Department of Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Research Station Portland. Portland (OR). 27 pp.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R. (2005). Los mamíferos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Naturaleza Aragonesa*, 14: 37-45.
- GARDNER, T. (2001). Declining amphibian populations: A global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24: 25-44.
- GÓMEZ, I., F. CARMENA, R. ANTOR y E. VILLAGRASA (2012). Seguimiento de *Rana pyrenai-ca* como bioindicador de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Sarga – Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- GÓMEZ, I., F. CARMENA, R. ANTOR y E. VILLAGRASA (2013). Seguimiento de *Rana pyrenai-ca* como bioindicador de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Sarga – Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- GRASA, M., y K. WOUTERSEN (2002). *Atlas de las aves del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Kees Woutersen. Huesca.

- HERVANT, F., J. MATHIEU y J. P. DURAND (2000). Metabolism and circadian rhythms of the European blind cave salamander *Proteus anguinus* and a facultative cave dweller, the Pyrenean newt (*Euproctus asper*). *Canadian Journal of Zoology*, 78: 1427-1432.
- KOLBY, J. E., S. D. RAMÍREZ, L. BERGER, K. L. RICHARDS-HRDLIČKA, M. JOCQUE y L. F. SKERRATT (2015). Terrestrial dispersal and potential environmental transmission of the Amphibian Chytrid Fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*). *PLoS One*, 10 (4): e0125386.
- LLORENTE, G. A., A. MONTORI, X. SANTOS y M. Á. CARRETERO (1995). *Atlas dels anfibis i rèptils de Catalunya i Andorra*. El Brau. Figueres. 191 pp.
- LOZANO, P. J., y J. A. CADIÑANOS (2007). Valoración biogeográfica de los anfibios en la comunidad autónoma de Euskadi. *Lurralde*, 30: 181-202.
- MAURIN, H. (coord.) (1995). *Inventaire de la faune menacé de France*. Nathan. París. 175 pp.
- MONTORI, A. (1988). *Estudio sobre la biología y ecología del tritón pirenaico Euproctus asper (Dugès, 1852) en La Cerdanya*. Tesis doctoral presentada en la Universitat de Barcelona. 486 pp.
- MONTORI, A., y P. HERRERO (2004). Caudata. En M. García-París, A. Montori y P. Herrero (eds.), *Amphibia: Lissamphibia*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC (Fauna Ibérica, 24). Madrid.
- MONTORI, A., y G. A. LLORENTE (2014). Tritón pirenaico – *Calotriton asper*. En A. Salvador e Í. Martínez-Solano (eds.), *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- MONTORI, A., G. A. LLORENTE y A. RICHTER-BOIX (2008). Habitat features affecting the small-scale distribution and longitudinal migration patterns of *Calotriton asper* in a Pre-Pyrenean population. *Amphibia-Reptilia*, 29: 371-381.
- PIOTROWSKI, J. S., L. SEANNA, S. L. ANNIS, E. JOYCE y J. E. LONGCORE (2004). Physiology of *Batrachochytrium dendrobatidis*, a chytrid pathogen of amphibians. *Mycologia*, 96: 9-15.
- PLEGUEZUELOS, J. M.^a, R. MÁRQUEZ y M. LIZANA (2002). *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- POUNDS, J. A., M. FOGDEN y J. CAMPBELL (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Naturaleza*, 398: 611-615.
- RODRÍGUEZ, C. F., E. BECARES, M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ y C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ (2015). Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions*, 7: 75-85.
- SERRA-COBO, J., F. UIBLEIN y J. P. MARTÍNEZ-RICLA (2000). Variation in sexual dimorphism between two populations of the Pyrenean salamander *Euproctus asper* from ecologically different mountain sites. *Belgian Journal of Zoology*, 130: 39-45.
- THIESMEIER, B., y C. HORNBERG (1990). Zur fortpflanzung sowie zum paarungsverhalten der Gebirgsmolche, Gattung *Euproctus* (Gené), in terrarium unter besonderer berücksichtigung von *Euproctus asper* (Dugès, 1852). *Salamandra*, 26: 63-82.