

Seguimiento de las poblaciones de tritones torrentícolas *Calotriton asper* y *Calotriton arnoldi*. Marco conceptual y casos prácticos

Monitoring of *Calotriton asper* and *Calotriton arnoldi* stream-dwelling newt populations, a conceptual framework and practical cases

Albert Montori¹

¹ Life Tritó del Montseny-Diputació de Barcelona - GRENP. Centre de Recerca i Educació Ambiental de Calafell (GRENP-Aj. De Calafell). Segur de Calafell. Barcelona. Correspondencia: amontori@gmail.com

RESUMEN

Existen distintas metodologías para conocer tendencias poblacionales, detectar declives y disponer de los elementos de diagnóstico necesarios para la gestión de poblaciones y especies. Hasta hace poco muchos seguimientos sólo valoraban el estado de las poblaciones comparando distribuciones. Sin embargo, es necesario realizar seguimientos a largo plazo teniendo en cuenta que una gran parte de las especies de anfibios tienen una estructura metapoblacional. Estos seguimientos se basan en el censo de ejemplares en los puntos de reproducción por detección de cantos, conteo visual o captura de larvas. Este tipo de metodología es muy útil para especies que habitan fundamentalmente medios lénticos. La dificultad de localizar los ejemplares adultos y sus larvas en medios acuáticos reófilos obliga a realizar seguimientos muy específicos. En este estudio se presentan la metodología empleada en el seguimiento durante 21 años de una población de *Calotriton asper* (Dugès, 1852) en el Parc Natural del Cadí-Moixeró (Barcelona, Girona y Lleida) y la usada para la caracterización de todas las poblaciones del Parque, con el objetivo de determinar las poblaciones clave para realizar seguimientos a largo plazo con costes asumibles. Se describen las distintas tipologías de seguimiento utilizadas en las poblaciones de *Calotriton arnoldi* Carranza & Amat, 2005 dentro del Proyecto Life Tritó del Montseny, y finalmente se exponen los criterios y la metodología de seguimiento utilizados en el proceso de creación de nuevas poblaciones de esta especie catalogada como en peligro crítico.

PALABRAS CLAVE: *Calotriton*, tritones, Urodela, seguimiento, Cadí-Moixeró, Montseny.

ABSTRACT

There are a variety of methodologies to analyse population trends, detect declines in such trends and to obtain the necessary diagnostic elements for the management of populations and species. Until recently, most monitoring methodologies were limited to assessing the species status and comparing distributions. However, long-term monitoring are needed because a large part of amphibian species has a metapopulation structure. These surveys are based on the census of specimens in the reproduction habitats by means of the detection of calls, visual counting or larvae capture. This methodology has proven quite useful for species that mainly inhabit lentic environments. The difficulty of locating adult specimens and their larvae in rheophilic aquatic environments requires very specific monitoring surveys. In this study, we present the methodology used during a 21-year survey of one population of *Calotriton asper* (Dugès, 1852) in the Cadí-Moixeró Natural Park (Barcelona, Girona and Lleida). In addition, we present the methodology used for the characterization of all the populations of the Park in order to determine which streams could be considered key-populations in order to carry out long-term surveys at affordable costs. We then go on to describe the different monitoring surveys designed for *Calotriton arnoldi* Carranza & Amat, 2005 populations within the "Life Tritó del Montseny Project". Finally, we present the criteria and survey methodology used in the process of creating new populations of this species categorized as critically endangered.

KEY WORDS: *Calotriton*, newts, Urodela, survey, Cadí-Moixeró, Montseny.

LABURPENA

Metodologia desberdinak daude populazio-joerak ezagutzeko, gainbeherak detektatzeko eta populazioak eta espezieak kudeatzeko beharrezkoak diren diagnostiko-elementuak edukitzeko. Duela gutxi arte jarraipen askok populazioen egoera baloratzen zuten, soilik banaketak alderatuz. Hala ere, beharrezkoa da epe luzean jarraipen egitea, anfibio-espezie askok egitura metapoblazionala baitute. Jarraipen horien oinarria ugaltze-puntuetako aleen errolda da, kantuak hautemanez, aleen zenbaketen bidez edo larbak harrapatuz. Metodologia mota hori oso erabilgarria da, batez ere ingurune lentikoetan bizi diren espezieentzat. Ale helduak eta larbak uretako ingurune erreofiloetan aurkitzea zaila denez, jarraipen oso espezifikoak egin behar dira. Azterlan honetan *Calotriton asper* (Dugès, 1852) espezieko populazio baten 21 urteko jarraipenean erabilitako metodologia aurkezten da, Cadí-Moixeróko Parke Naturalean (Bartzelona, Girona eta Lleida). Horrez gain, parkeko populazio guztien karakterizazioan erabilitako metodologia ere deskribatzen da, epe luzean jarraipenak kostu onargarriekin egiteko funtsezko populazioak zehazteko helburuarekin. Montsenyko Life Tritó proiektuaren barruan *Calotriton arnoldi* Carranza & Amat 2005 populazioetan erabilitako desberdinak deskribatzen dira. Gainera arrisku kritikoan katalogatutako espezie horren populazio berriak sortzeko prozesuan erabilitako jarraipen-irizpideak eta -metodologia azaltzen dira.

GAKO-HITZAK: *Calotriton*, uhandreak, urodela, jarraipena, Cadí-Moixeró, Montseny.

INTRODUCCIÓN

Fue en la pasada década de 1980 cuando los investigadores en el campo de la herpetología empezaron a hacerse eco del alarmante descenso de las poblaciones de anfibios a nivel mundial, e incluso de la desaparición de alguna de ellas. El problema de cómo abordar el supuesto declive era que no existían seguimientos a largo plazo de las poblaciones naturales que evidenciaran con datos robustos este aparente declive, ya que eran conocidas las grandes fluctuaciones temporales que de forma natural sufren las poblaciones de anfibios, y aún ahora sigue siendo difícil discernir estas variaciones de las debidas a cambio global (Tejedo, 2003). Si bien es cierto que en la bibliografía científica ya se habían referenciado algunas desapariciones (Wright y Wright, 1949; Bragg, 1960; Jennings y Hayes, 1985), fue necesario que Houlahan *et al.* (2000) y Gardner (2001) recopilaran todos los datos y seguimientos existentes para proporcionar la evidencia científica de que los anfibios estaban desapareciendo en todo el planeta.

El declive generalizado de especies es particularmente grave en los anfibios ya que, actualmente, aproximadamente un 41% de las especies están amenazadas (IUCN, 2020). El estado crítico de los anfibios se debe en gran parte a su vulnerabilidad, como consecuencia de su peculiar ciclo de vida. Con una fase larvaria acuática y una fase terrestre adulta en muchos casos, los anfibios son vulnerables a los impactos que afectan a ambos medios.

No es el motivo central de este artículo desarrollar las múltiples causas que se han aducido para explicar el declive de los anfibios: la alteración, la fragmentación y pérdida de hábitat que causan la fragmentación y el aislamiento de las poblaciones, o la pérdida de calidad ambiental de los ecosistemas, bien sea por la degradación, la contaminación de los sistemas acuáticos y húmedos en general, que dificultan la reproducción, el desarrollo y la supervivencia de los anfibios. A estas causas de disminución de su biodiversidad hay que añadir también otros motivos de origen más reciente, como el aumento de las especies exóticas, la pérdida de conectividad ecológica, el aumento de la radiación ultravioleta, el cambio climático y, últimamente, la aparición de enfermedades emergentes (Galán, 1999; Bosch *et al.*, 2001; Pleguezuelos *et al.*, 2002; Temple y Cox, 2009; Catenazzi, 2015).

El estudio de los sistemas naturales es muy complejo, debido al gran número de variables que intervienen en los procesos y que dificultan una visión global y temporal de las tendencias o del estado de la biodiversidad (Nicholson y Possingham, 2006). La solución adoptada y aceptada de forma general es la utilización de indicadores (especies, comunidades, grupos taxonómicos, procesos, etc.), como una estrategia para evaluar el estado de la biodiversidad, detectar cambios y el cumplimiento de objetivos de conservación planteados (Rodrigues y Brooks, 2007). Estos indicadores permiten evaluar total o parcialmente los sistemas ecológicos, por lo que pueden ser considerados como estimadores de la biodiversidad de un sistema, actuando a diferentes niveles jerárquicos (genes, especies, poblaciones, comunidades y paisajes) y determinando sus

diferentes componentes (composición, estructura y función; Isasi-Catalá, 2011).

La aceptación de los indicadores como herramientas válidas de evaluación de los sistemas se basa en el supuesto de que el análisis parcial de los elementos de un sistema natural y su inclusión en los programas de gestión nos sirven como elementos de monitorización de los cambios del mismo (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001). Para que esto sea efectivo los indicadores deben cumplir con ciertas características, tales como: proporcionar respuestas tempranas sobre la presencia de una amenaza, detectar su causa, proporcionar información efectiva, eficiente, fácilmente estimable y robusta (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001; Isasi-Catalá, 2011). Entre los indicadores más ampliamente utilizados se encuentran los seguimientos a nivel de especie, basados en el estudio de las poblaciones y de la dinámica que las caracteriza como elementos de detección de factores de cambio en los sistemas naturales (Noss, 1990; Redford *et al.*, 2003).

El presente estudio tiene como objetivo el reconocimiento de la importancia y necesidad de realizar seguimientos de las poblaciones de anfibios, exponiendo distintas metodologías necesarias para poder conocer tendencias, detectar declives y tener los elementos de diagnóstico necesarios para elaborar predicciones y planes de gestión de poblaciones y especies en las fases iniciales de la detección de una amenaza o impacto. Sin embargo, no existe una única tipología de seguimiento por lo que la metodología a utilizar dependerá de la especie, la comunidad, el hábitat o de los objetivos que se pretendan conseguir. Lo que sí es evidente es que detectar y actuar en las fases iniciales de la aparición de una amenaza o declive es clave para poder revertir el problema.

Aunque en los párrafos anteriores ya queda clara la importancia de realizar seguimientos, la pregunta que surge siempre, y más en un grupo zoológico tan denostado como el de los anfibios, es: ¿Por qué debemos hacer seguimientos?

Intentaremos responder a esta pregunta en primer lugar y acto seguido focalizaremos el trabajo en las características generales de los seguimientos, para más adelante describir las características especiales de los seguimientos de los anfibios torrentícolas con tres ejemplos prácticos llevados a cabo sobre dos especies de urodelos, el tritón pirenaico (*Calotriton asper*) y el tritón del Montseny (*Calotriton arnoldi*). Estas dos especies precisan seguimientos sustancialmente distintos a los del resto de anfibios, por tratarse de especies que viven principalmente en medios reófilos, aunque el tritón pirenaico pueda ocupar secundariamente ambientes lénticos de alta montaña.

¿POR QUÉ DEBEMOS REALIZAR SEGUIMIENTOS DE ANFIBIOS?

En primer lugar, y apelando al pragmatismo, porque actualmente existe una obligación legal. La legislación europea en materia de medio ambiente y las distintas leyes y normativas a niveles estatal y autonómico obligan a reali-

zar seguimientos de determinadas especies y hábitats, así como planes de gestión y de recuperación de las especies en peligro (Artículo 17 de la Directiva 92/43/CEE, de Hábitats; Catálogo y Listado (Ley 42/2007, Real Decreto 139/2011) e Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007, Real Decreto 556/2011), por ejemplo). Pero es que, además, actualmente el 41% de las especies de anfibios están catalogadas dentro de alguna de las categorías de amenaza consideradas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2020); y no sólo eso, sino que desde el inicio de sus informes y valoraciones más de 400 especies de anfibios han aumentado su categoría de amenaza, mientras que sólo cinco la han mejorado. Esto hace que tengamos también una obligación ética de realizar seguimientos ya que, por una parte hace unos 350 millones de años que los anfibios modernos (*Lissamphibia*) ocupan nuestro planeta y, por otra, en la mayor parte de los casos este declive o extinción es debido a factores exclusivamente antrópicos.

Por otra parte, los anfibios se postulan como el grupo de vertebrados más adecuado para realizar seguimientos que nos permitan detectar alteraciones del sistema. Son los bioindicadores de cambio más robustos, debido fundamentalmente a tres características propias:

- Son muy vulnerables a los cambios ambientales como consecuencia de la complejidad de su ciclo biológico, a caballo entre el medio terrestre y el acuático. Su particular biología hace que los anfibios sean sensibles a las alteraciones o cambios en los dos sistemas.
- Son elementos clave de la cadena trófica. Ocupan una posición intermedia en las redes tróficas, al ser al mismo tiempo presas y depredadores. Además, las larvas de los anuros se sitúan en la base de la "pirámide trófica", al ser muchos de ellos fundamentalmente consumidores primarios.
- La permeabilidad de su piel los convierte en bioindicadores de la salud de los ecosistemas, especialmente de la calidad de los medios acuáticos e incluso del aire.

Sin embargo, en conservación se tiende a pensar habitualmente en especies de gran talla, de fácil identificación y asumibles por la población, como especies imprescindibles que bajo la excusa de "especies sucedáneas o paraguas" permiten la conservación de grandes áreas. Pero, ¿qué es una "especie paraguas o sucedánea"? Este concepto fue utilizado por primera vez por Wilcox (1984), quien definió una especie paraguas como aquella cuyos requisitos mínimos de área son al menos tan completos como los del resto de la comunidad para la que se busca protección. O sea, especies cuyos requisitos abarcan un campo amplio que ofrece protección a otras especies que comparten el mismo hábitat y, por tanto, su protección automáticamente se extiende a la de otras especies. Sin embargo, este concepto suele dirigirse casi exclusivamente hacia vertebrados de gran tamaño, en general socialmente aceptados y que cubren un área grande. Y aquí es donde encontraríamos una de las carencias del uso habitual de este concepto. Si consideramos los anfibios como es-

pecies sensibles a cambios, tanto en el hábitat acuático como en el terrestre, en muchos casos de amplia distribución y que, por último, ocupan una posición intermedia o basal en las redes tróficas, ¿no deberíamos pensar que las mejores "especies paraguas" se encontrarían en este grupo? Evidentemente es un tema complejo y de discusión mucho más amplia, pero queda claro que las especies de anfibios serían buenas candidatas para lo que hasta ahora se han considerado como "especies paraguas".

OBJETIVOS DE LOS SEGUIMIENTOS DE ANFIBIOS

Los programas de seguimiento tienen como objeto conocer el estado de conservación de las especies mediante la evaluación periódica de sus poblaciones y la cartografía de su distribución a lo largo del tiempo.

La información obtenida en los seguimientos es vital para poder detectar precozmente el declive de una especie, cambios de tendencia poblacional, y definir y priorizar las medidas de conservación a desarrollar. Permiten además detectar los factores de cambio que producen estos declives, debido a que son especies de ciclo de vida corto y, por tanto, con cambios poblacionales rápidos. De todas formas, como se comentará más adelante, los anfibios funcionan en muchos casos como metapoblaciones y presentan de forma natural fluctuaciones poblacionales importantes, que dificultan determinar si los declives son reales o responden a oscilaciones poblacionales naturales. Esto obliga a efectuar seguimientos a largo plazo o comparar amplios períodos alejados en el tiempo, si queremos obtener una información robusta sobre las tendencias de las poblaciones (Skelly *et al.*, 2003; Tejedo, 2003; Gascon *et al.*, 2007; Campeny y Villero, 2007; Witmer, 2005; Greenberg *et al.*, 2018). Este hecho, añadido a la particular biología y ecología de los anfibios, se traduce en que los seguimientos de este grupo tengan unos requerimientos especiales y obliguen a tomar decisiones en cuanto a su tipología, en función de los objetivos que pretendamos alcanzar (Witmer, 2005). La toma de decisiones es fundamental, ya que el plan de seguimiento elaborado en función de los objetivos propuestos nos ha de permitir:

- Estimar los parámetros demográficos y biológicos básicos para la toma de decisiones (madurez sexual, longevidad, estructura en clases de edad o talla, sex-ratio, tamaño poblacional, migraciones o dispersión).
- Detectar los cambios en la distribución o la fenología de las especies con suficiente antelación.
- Estimar tendencias poblacionales a medio y largo plazo (fluctuaciones, declives, incrementos) para poder analizar la causalidad de estas variaciones temporales.
- Detectar y prevenir amenazas (impactos o riesgos), para poder actuar con suficiente antelación.
- Determinar las estrategias de gestión al nivel requerido (especie, población, área) y ser capaces de modificarlas en función de los indicadores obtenidos en los seguimientos a largo plazo.

Es fundamental que los seguimientos no sean puntuales y se extiendan en el tiempo con una periodicidad que dependerá de los objetivos pretendidos y la escala a la que se quieren realizar, pero que en ningún caso serán inferiores a los 5-10 años. Los seguimientos podrán realizarse tanto a nivel poblacional, específico, de comunidad, a nivel global o de un área geográfica concreta. Los seguimientos en función de la escala no son excluyentes entre sí, pero los objetivos, resultados obtenidos y causalidades sí son distintas (Montori *et al.*, 2007).

Un seguimiento a nivel poblacional o específico puede deberse a motivos distintos, pero suele aplicarse cuando existe un gran desconocimiento de la biología, ecología y situación de una especie en una zona determinada. Este tipo de seguimiento puede solaparse con otros de objetivos más generales, pero el conocimiento de los parámetros ecológicos que determinan la dinámica poblacional de los anfibios es básico para entender cómo funcionan las poblaciones, las especies, el sistema y qué elementos del paisaje y de la comunidad juegan un papel importante en su dinámica para tomar decisiones correctas para su gestión. Los ejemplos de seguimientos en anfibios son escasos en nuestro país y los existentes son relativamente recientes, ya que hasta hace pocos años no se consideraba que los seguimientos a largo plazo fueran importantes a nivel de gestión, y la importancia de los anfibios a este respecto estaba muy infravalorada e infrarrepresentada (Tejedo, 2003; Gosá y Sarasola, 2007; Campeny y Villero, 2007; Carrera y Villero, 2008; AHE, 2012; Andreu, 2014; Bosch y González-Miras, 2012; Montori *et al.*, 2012, 2014; Bosch y Fernández-Beaskoetxea, 2014; Colomer *et al.*, 2014; Galán, 2014; Oliver *et al.*, 2014; Minuartia, 2012, 2013, 2016; Campeny *et al.*, 2017; Montori y Jordà, 2018; Gosá *et al.*, 2013, 2018a y b, 2019; Miró *et al.*, 2020; OAPN, 2020). Estos estudios incluyen seguimientos de poblaciones, especies o comunidades durante un periodo prolongado, pero son la excepción y como se ha comentado, muy recientes.

Lo más usual es realizar estudios de un año o poco más, que en realidad no son seguimientos sino análisis de una situación puntual que puede o no compararse con otros estudios existentes. A modo de ejemplo véase OAPN (2020), donde se mezclan bajo el mismo concepto seguimientos a largo plazo con fotografías estáticas de la distribución de los anfibios, que no son más que inventarios sobre cartografía. Skelly *et al.* (2003) revisaron la bibliografía publicada sobre seguimientos y observaron que la mayoría de estudios eran de un año de duración o dos a lo sumo, y que el 80% de éstos se basaban en la comparación con datos históricos. La comparación de distribuciones pasadas y presentes es un análisis que se ha realizado y se realiza frecuentemente, pero que no sería estrictamente un seguimiento, ya que tiene una carencia fundamental de base, al tratarse de fotografías estáticas, que sólo comparan presencias, desconociéndose las ausencias reales pasadas y presentes. Además, los muestreos no son estandarizados para ambos periodos y en muchos casos éstos son fragmentarios. Este tipo de estudios pueden ser una buena herramienta para ver cambios en las distribuciones, si existen bases de datos suficientemente robustas y de lar-

go recorrido temporal (véase por ejemplo Moreno-Rueda *et al.*, 2012; Franch *et al.*, 2015; Enriquez-Urzelai *et al.*, 2019).

Fruto de este interés creciente en la realización de seguimientos es la creación de la red LTER España (Long-Term Ecological Network), que intenta reunir grupos de investigación, cuya finalidad es realizar seguimientos a largo plazo unificando metodologías para disciplinas muy diversas. Aunque a nivel internacional esta red tiene un gran número de miembros, a nivel español la participación es bastante testimonial y está formada por unos pocos espacios protegidos. Además la obtención de información sobre seguimientos es dificultosa y bastante críptica, al menos a nivel español (<https://lter-spain.net/>).

Volviendo a los seguimientos centrados en anfibios, cabe destacar aquí el programa SARE (Seguimiento de Anfibios y Reptiles Españoles) de la Asociación Herpetológica Española (Ayllón y Gómez-Calmaestra, 2014). El SARE nació en 2008 con la finalidad de obtener series temporales largas que permitieran detectar las tendencias a largo plazo de los anfibios y reptiles en España. Actualmente, la metodología SARE se ha generalizado para la mayor parte de los seguimientos y ha sido recomendada por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales en 2015 (https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/red-parques-nacionales/resumen-conclusiones_seminarioanfibios_tcm30-168614.pdf). El SARE está basado en los programas de seguimientos de aves de la Sociedad Española de Ornitología (SEO), de mariposas de la Butterfly Monitoring Scheme (BMS) o específicamente de anfibios y reptiles como el "Monitoring Network of Reptile, Amphibian & Fish Conservation" de RAVON y el desarrollado por "Amphibian and Reptiles Conservation" (ARC) en colaboración con "Amphibian and Reptile Groups of de UK-Volunteers working for the conservation of amphibians and reptiles" (ARG UK) en el Reino Unido, y denominado "The National Amphibian and Reptile Recording Scheme" (NARRS, 2013). Actualmente una gran parte de los seguimientos que se realizan o diseñan tienen como referencia el SARE, con algunas modificaciones debidas a la tipología del hábitat, de las especies y a las características y objetivos planteados (Arévalo *et al.*, 2015; AHE, 2016). Sin embargo, otras metodologías de seguimiento pueden ser igualmente útiles (Campeny y Villero, 2007; Llorente *et al.*, 2007; Carrera y Villero, 2008; Ekos, 2012; NARRS, 2013; Galán, 2014; Arévalo *et al.*, 2015; Montori y Jordà, 2018; Pujol-Buxó *et al.*, en prensa, entre otros), si bien la estandarización de los seguimientos con una misma metodología es lo ideal, ya que permite la comparación y valoración global de los resultados obtenidos en distintas zonas.

Por otra parte la aparición de enfermedades emergentes, que están diezmando las poblaciones de anfibios en todo el mundo, ha obligado a realizar un seguimiento de estas enfermedades y a aplicar criterios de bioseguridad en los muestreos (Fernández-Guiberteau y Montori, 2020; Fernández-Guiberteau *et al.*, 2020; Martínez-Silvestre *et al.*, 2022). Más recientemente se han incluido los análisis genéticos en los estudios demográficos. Sin embargo, no hablaremos de ellos, ya que esta tipología de seguimientos es objeto de otro trabajo más detallado en otro artículo de este volumen (Sánchez-Montes y Martínez-Solano, 2022).

CÓMO DISEÑAR, ESTRUCTURAR O ELABORAR UN SEGUIMIENTO

El primer paso en un programa de seguimiento consiste en definir la escala espacial objeto de estudio y tener bien determinados los objetivos y las especies que van a ser monitorizadas. En función de la dimensión del espacio la elección de los puntos de muestreo deberá estratificarse por tipologías de hábitat, aunque esto suponga una mayor carga de muestreos. Sin embargo, habitualmente no suele estratificarse debido a que los seguimientos se realizan mayoritariamente sobre poblaciones, especies o áreas de tamaño medio. El SARE, debido a su dimensión estatal, sí tiene estratificados los puntos de muestreo para que, de esta forma, todas las unidades bioclimáticas y paisajísticas estén representadas. Por otra parte, es fundamental replicar las tipologías de puntos de muestreo para poder obtener resultados robustos en el análisis de los datos obtenidos. En los seguimientos de anfibios los puntos de muestreo son mayoritariamente los medios acuáticos (charcas, pilones, abrevaderos, fuentes, acequias, embalses) y no suelen incluir parcelas o transectos como habitualmente ocurre en los seguimientos de reptiles o anfibios torrentícolas.

En el caso de los seguimientos de anfibios el censo o censo de los individuos viene determinado por su doble vida acuática y terrestre y requiere cierta experiencia. Existen muchas técnicas de muestreo, que habitualmente suelen combinarse en un seguimiento. En la tabla 1 se indican algunas de las técnicas estandarizadas de muestreo más utilizadas, el tipo de información que se obtiene y una valoración de los costes. Las características de cada una de estas técnicas están descritas en AHE (2016).

Como vemos, hay varias técnicas de muestreo que suelen combinarse y que requieren un cierto grado de especialización en cuanto al conocimiento de las especies y a su manejo. Habitualmente se combina la detección de cantos con el conteo visual de ejemplares adultos o juveniles y con el de larvas. En el momento de diseñar el seguimiento debe tenerse en cuenta:

- Los objetivos que se pretenden conseguir deben ser claros, concretos y abordables. En función de estos objetivos se seleccionará la o las técnicas de muestreo adecuadas para obtener el tipo de información necesario para cumplirlos.

- La dimensión espacial y temporal del seguimiento es clave. Los anfibios suelen tener una estructura metapoblacional. Un área de estudio reducida puede falsear los resultados llevando a determinar falsos declives. Por otra parte, debido a las fluctuaciones propias del grupo se recomienda que los seguimientos tengan una duración mínima de entre 5 o 10 años.
- El diseño del seguimiento debe tener en cuenta las especies presentes y es imprescindible disponer de un buen conocimiento de su biología y su dinámica poblacional. Por ello debe estar muy claro qué especies van a ser objeto de seguimiento y sobre qué clases de edad se va a actuar. Por otra parte, el diseño debe evidenciar que los resultados se obtendrán a largo plazo y que su objetivo es la detección de tendencias.
- Es importante ajustar los objetivos y la metodología en función del personal técnico disponible. La particular biología de los anfibios y la problemática de su conservación hacen que los seguimientos basados en ciencia ciudadana, aunque puedan resultar un complemento útil, aporten resultados poco robustos, y por ello se recomienda realizar los seguimientos mediante especialistas o personal técnico formado específicamente.
- Se recomienda realizar los muestreos en el período de máxima actividad de cada especie, y preferentemente por la noche. Por ello es importante el conocimiento de su fenología y ajustar los muestreos a los períodos de máxima posibilidad de detección. En el caso de realizar los seguimientos sobre individuos larvarios, los muestreos pueden ser diurnos.
- La valoración de costes y el compromiso con ellos a largo plazo es vital para conseguir los objetivos propuestos.
- Actualmente es imprescindible seguir todos los protocolos de bioseguridad, debido a la reciente aparición y amplia distribución de patógenos productores de enfermedades en los anfibios (Fernández-Guiberteau y Montori, 2020; Fernández-Guiberteau *et al.*, 2020).

Es importante resaltar que muchas especies de anfibios presentan un funcionamiento metapoblacional. Una

Técnica	Características	Información obtenida	Tiempo requerido	Coste económico	Coste de personal
Inventario exhaustivo	Nocturno o diurno. Incluye varias técnicas. Muestreo extensivo.	Riqueza específica	Elevado	Medio	Medio
Observación directa	Nocturno o diurno	Abundancia relativa	Bajo	Bajo	Bajo
Muestreo acústico	Nocturno	Abundancia relativa	Medio	Medio	Bajo
Vallado perimetral de charcas	Diurno	Abundancia relativa	Alto o muy alto	Alto	Alto
Conteo de larvas	Preferentemente diurno	Abundancia relativa/densidad	Medio	Medio	Medio
Parcelas de muestreo	Diurno/nocturno	Densidad	Alto	Medio	Medio
Transectos	Nocturno/diurno	Densidad/Abundancia relativa	Alto	Bajo	Medio

Tabla 1. - Técnicas estandarizadas utilizadas en los seguimientos de anfibios de medios acuáticos lénticos. Se indican en negrita las técnicas que suelen combinarse en un mismo tipo de seguimiento. Modificado de AHE (2016).

metapoblación es un conjunto de subpoblaciones próximas (en nuestro caso charcas, por ejemplo) que intercambian individuos de la misma especie, de manera que actúan como una gran población fragmentada, dividida en subpoblaciones (Fig. 1). A lo largo del tiempo se producen procesos de colonización y extinción propios de la dinámica metapoblacional. En el enfoque metapoblacional son las poblaciones locales las unidades de observación, y no los individuos (Rojas-Castro y Araya-Crisóstomo, 2019). El tamaño de la metapoblación es variable según la especie, su capacidad de dispersión, longevidad, demografía, etc. (Fig. 2), y además muchas especies, como es el caso de los tritones del género *Calotriton*, no presentan una dinámica metapoblacional, por lo que el conocimiento de la biología y ecología de las especies es fundamental en el diseño de los seguimientos.

Otro aspecto muy importante es la selección de los puntos de muestreo según su tipología. Si nos referimos concretamente a masas de agua o charcas, la selección dependerá de muchos factores, entre ellos el hidroperíodo. En las regiones templadas y cálidas las comunidades de anfibios se reproducen en medios acuáticos utilizando el gradiente de hidroperíodo existente en dichas zonas, que va desde medios acuáticos efímeros, pasando por los temporales y llegando hasta los permanentes (Well-

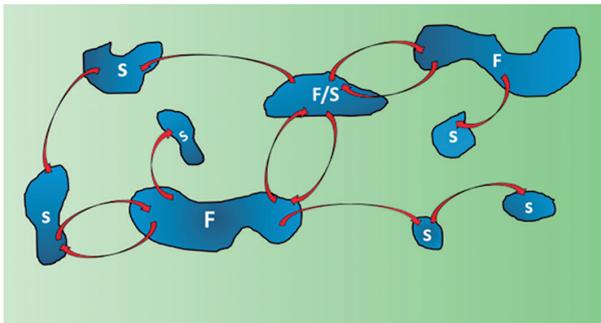


Fig. 1. - Esquema hipotético del funcionamiento metapoblacional. F: fuente, S: sumidero. Las flechas indican la direccionalidad de los intercambios entre subpoblaciones.

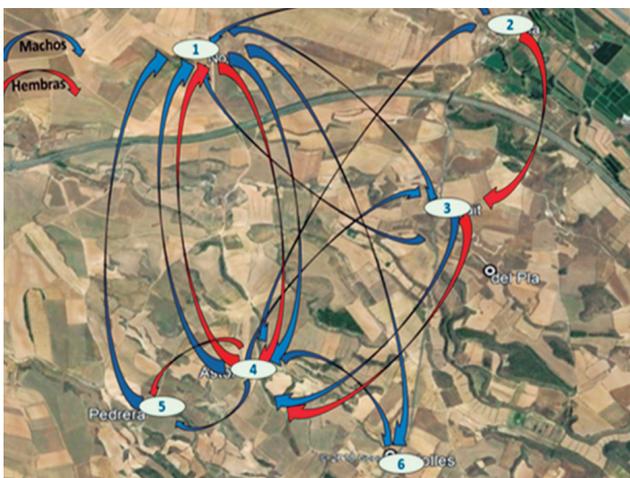


Fig. 2. - Ejemplos de dinámica de dispersión de dos especies en una misma zona, Izquierda: *Epidalea calamita*, Derecha: *Pelobates cultripes*. Las flechas indican la dirección de los desplazamientos entre varios años, Azul: machos, Rojo: hembras. Los números indican las charcas estudiadas (datos de UdL no publicados).

born *et al.*, 1996; Babbitt *et al.*, 2003; Van Buskirk, 2003; Richter-Boix *et al.*, 2006a y b). Los dos extremos del rango hidrológico difieren claramente en sus características abióticas y bióticas. Mientras que en las charcas efímeras y temporales los anfibios se enfrentan al riesgo de la desecación, los medios permanentes suelen presentar comunidades de depredadores bien establecidas, y por tanto limitan la presencia de las especies de anfibios. Es en los medios temporales de media o larga duración donde se da la mayor riqueza de especies y donde aparece otro factor de riesgo, la competencia interespecífica, que debe añadirse a los dos factores de estrés antes comentados, el riesgo de desecación y de depredación (Fig. 3). Por ello, y debido a que la comunidad de anfibios no se distribuye uniformemente a lo largo de este gradiente de hidroperíodo, ni espacial ni temporalmente, los seguimientos deben tener en cuenta este factor e incluir todas las tipologías de charcas en su planificación.

Las técnicas de muestreo, la detección y la diagnosis específica requieren de un personal especializado o muy formado para que los seguimientos aporten resultados robustos y comparables. Por ello, para el caso de seguimientos de anfibios se recomienda que estos se realicen de noche, combinando el muestreo visual con el auditivo. El personal que realice los seguimientos debe ser experimentado y formado para este tipo de censos. Deben realizarse en el período de máxima actividad, el cual dependerá del piso bioclimático en el que vayamos a realizar el seguimiento y de las especies presentes en la zona. En la Figura 4 puede observarse la comparación de efectividad de los muestreos nocturnos y diurnos en el Parc del Garraf (Fernández-Guiberteau y Montori, 2019). Como puede apreciarse, al cuarto mes de los muestreos nocturnos ya se han detectado todas las especies reproductoras en una charca, mientras que en los muestreos diurnos una especie queda sin detectar, y además no se alcanza la máxima riqueza específica hasta el sexto mes. En la tabla 2 se dan los valores obtenidos del número de adultos observados según que los seguimientos fueran diurnos o nocturnos, para cuatro charcas distintas del Parc del Garraf (Fernán-

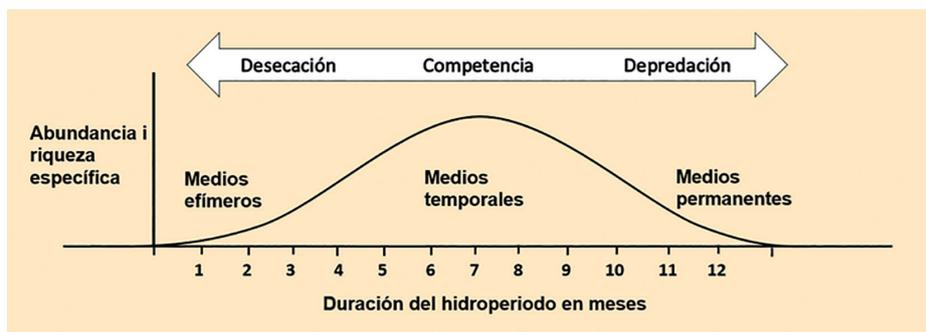


Fig. 3. - Distribución de la abundancia de anfibios según el hidroperíodo.

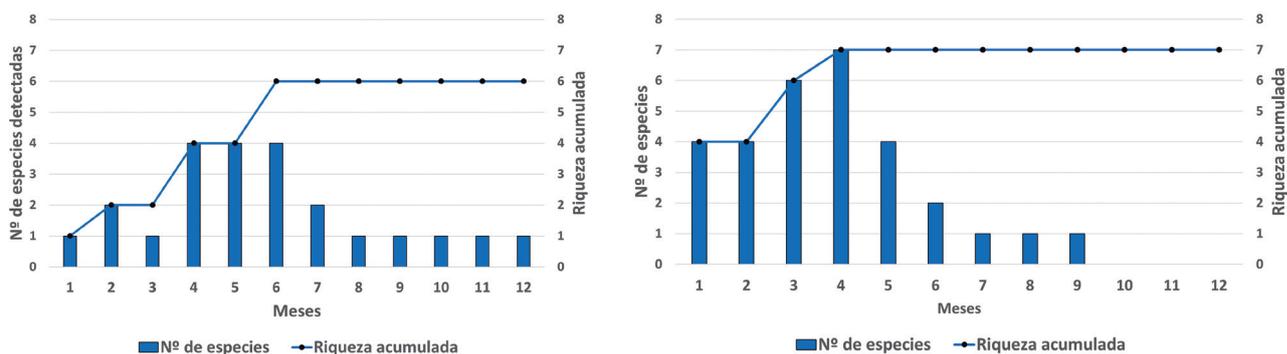


Fig. 4. - Número de especies detectadas y riqueza específica acumulada para una misma charca en el Parc Natural del Garraf a lo largo de un año según se haya realizado el muestreo de noche (derecha) o de día (izquierda).

dez-Guiberteau y Montori, 2019). Aunque las metodologías de muestreo no fueron las mismas queda en evidencia la mayor efectividad de los muestreos nocturnos para las especies de anfibios, si bien las estimaciones de densidades de individuos larvarios pueden realizarse de día. Existen varios ejemplos de seguimientos realizados mediante el conteo de larvas (Bosch y González-Miras, 2012; Oliver *et al.*, 2014; Reques, 2008; Minuartia, 2012; Campeny *et al.*, 2016, entre otros). Sin embargo, los resultados obtenidos a partir del censo de larvas están sujetos a una gran variabilidad intra e interanual. Ésta es mucho mayor que la de

los adultos, las larvas son de difícil análisis, aportando con menor frecuencia datos concluyentes en cuanto a tendencias poblacionales. Los estudios basados en conteo de larvas tienen la ventaja de poderse realizar de día, pero requieren metodologías muy estandarizadas de muestreo para que produzcan resultados comparables a largo plazo. Por otra parte, permiten ajustar y conocer la fenología de las especies, son mucho más eficientes para la detección de las especies escasas o más crípticas y aportan los criterios necesarios para la gestión de los hábitats. Por el contrario, requieren de personal muy especializado o

Técnica	Charca A		Charca B		Charca C		Charca D	
	D	N	D	N	D	N	D	N
<i>Salamandra salamandra</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Alytes algogavarii</i>	0	16	0	15	0	4	0	0
<i>Pelobates cultripes</i>	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Pelodytes punctatus</i>	0	17	0	28	0	5	1	7
<i>Hyla meridionalis</i>	2	81	1	118	0	84	10	28
<i>Bufo spinosus</i>	0	0	0	75	0	14	0	19
<i>Epidalea calamita</i>	0	0	0	5	0	30	1	0
<i>Pelophylax perezi</i>	4	3	15	9	0	4	587	79
Total	6	118	16	254	0	141	599	133
Nº muestreos	34	11	36	11	31	11	33	11
Nº ind./muestreo	0,18	10,73	0,44	23,09	0,00	12,82	18,15	12,09

Tabla 2. - Número de ejemplares adultos detectados en cuatro charcas del Parc Natural del Garraf en función del período de muestreo. D: diurno. N: nocturno. Los muestreos nocturnos se realizaron siguiendo la metodología propuesta por el SARE de la AHE (AHE, 2016). Los muestreos diurnos se realizaron mediante la metodología de detección de cantos, conteo de larvas, puestas, ejemplares metamórficos, subadultos y adultos (Campeny y Villero, 2007).

formado, dada la dificultad de identificación de los ejemplares, especialmente en estadios tempranos de desarrollo. Por ello se recomienda el muestreo nocturno mediante escuchas y censo visual de adultos, complementado con la captura e identificación de larvas, sin conteo, para completar la información sobre riqueza específica y fenología.

Por otra parte, en áreas geográficas donde la actividad reproductora se produce fundamentalmente durante los primeros meses del año, la extensión al segundo semestre de los muestreos no aporta información relevante y tan sólo se recomiendan si uno de los objetivos del seguimiento es conocer y estimar variaciones en la fenología de las especies. En la Figura 5 se muestra la efectividad de los muestreos según se realicen en el primer o segundo semestre del año para cuatro charcas del Parc Natural del Garraf (Fernández-Guiberteau y Montori, 2019). Evidentemente, el periodo de muestreo deberá variar según el piso bioclimático y la fenología de la comunidad batracológica, eligiendo siempre los periodos de máxima actividad para realizar los seguimientos.

SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES TORRENTICOLAS

Hasta ahora nos hemos centrado en especies de anfibios que habitualmente se reproducen en medios lénticos, como son las charcas, y que acostumbran a estar estructuradas como metapoblaciones. Pero no todos los anfibios ocupan estos medios. Los hábitats reófilos como ríos, regatas o torrentes, entre otros, también presentan comunidades de anfibios cuyo seguimiento no se ajusta a lo explicado hasta ahora.

Especies como *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758), *Lissotriton boscai* (Lataste, 1879), *Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789), *Alytes sp. Wagler*, 1829, *Bufo spinosus* Daudin, 1803, *Pelophylax perezi* (Seoane, 1885) y *Rana temporaria* Linnaeus, 1758 utilizan también los cursos de agua para reproducirse o como hábitat frecuente, y algunas especies como *Calotriton arnoldi*, *C. asper* y *Rana pyrenaica* Serra-Cobo, 1993 tienen este medio como hábitat preferente o exclusivo. Para estas tres especies sí que podemos hablar de poblaciones individualizadas en cada torrente, ya que su dinámica no se ajusta al funcionamiento

metapoblacional. Eso no implica que no haya flujo génico entre poblaciones, pero no se dan los procesos de colonización/extinción con la frecuencia que se ha comentado en el caso de las metapoblaciones.

En el caso de *R. pyrenaica* únicamente se ha publicado un trabajo de conservación que incluye un seguimiento de algunas poblaciones durante el período 2011-2013 (Vieites *et al.*, 2014) y en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido se está realizando un seguimiento desde el año 2007 basado en la realización de transectos, en los que se realiza una prospección visual de los diferentes cuerpos de agua, conteo de larvas, juveniles, subadultos y adultos en un tramo de 100 metros de longitud en 31 localizaciones. Adicionalmente se anotan otras especies de anfibios y peces presentes y se caracteriza el medio físico-químico. Sin embargo, la metodología precisa y los resultados de los seguimientos no han sido publicados hasta la fecha, aunque se sabe que se aplican protocolos de bioseguridad (https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/red-parques-nacionales/rana-pirenaica-ordesa_tcm30-168605.pdf).

El hábitat utilizado por *R. pyrenaica* es casi exclusivamente torrentícola, por lo que la metodología de seguimiento es muy similar a la utilizada para las especies de *Calotriton*. Este género, formado por dos especies, *C. asper* y *C. arnoldi*, presenta unas características y adaptaciones particulares que de forma general pueden resumirse de la siguiente forma: habitan principalmente ambientes reófilos, tienen hábitos fisurícolas y presentan estereotactismo positivo. Presentan los pulmones reducidos, por lo que necesitan aguas frías y oxigenadas. Son fundamentalmente especies nocturnas, especialmente *C. arnoldi*, y están adaptadas a vivir en ambientes impredecibles sujetos a fuertes variaciones de caudal. En general, presentan una distribución discreta en los torrentes, una movilidad muy baja y bajas tasas de migración. Son especies muy longevas y con poblaciones que pueden mantenerse con pocos efectivos.

Los seguimientos que detallaremos en el presente trabajo son tres estudios con metodologías de seguimiento aplicadas a las características ecológicas diferenciales de estas especies y con objetivos en algunos casos sustancialmente distintos.

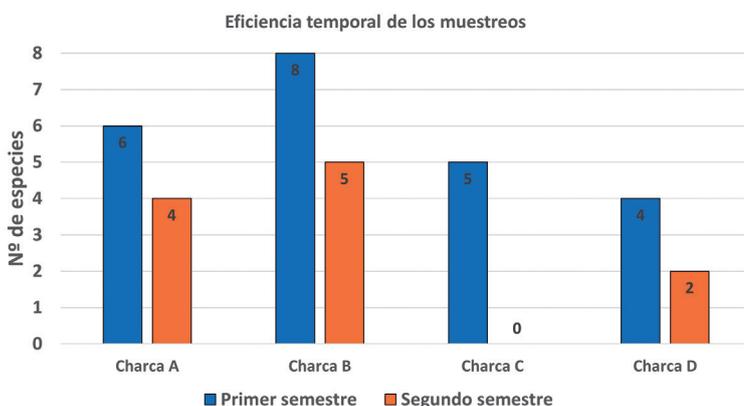


Fig. 5. - Eficiencia temporal de los muestreos nocturnos en cuatro charcas del Parc Natural del Garraf, Barras azules: muestreos realizados en el primer semestre. Barras naranjas: muestreos realizados en el segundo semestre.

Seguimiento a largo plazo de una población de *Calotriton asper* del Prepirineo catalán (P.N. Cadí-Moixeró) desde 1982 hasta 2002

En este caso debemos situarnos primero en contexto. En el año 1982 se desconocía prácticamente toda la biología y la ecología básica de la especie a pesar del gran número de estudios, realizados sobre todo en la vertiente francesa del Pirineo (Clergue-Gazeau. 1972, 1981, 1982a y b; Clergue-Gazeau y Beetschen, 1966). Estos estudios estaban centrados fundamentalmente en el ciclo reproductor y las alteraciones que producía la adaptación a la vida cavernícola, y, secundariamente, en la distribución y el hábitat de la especie (Clergue-Gazeau y Martínez-Rica, 1978). Sin embargo, no se conocía nada de los aspectos biológicos y ecológicos que intervenían en la dinámica y demografía de la especie. Por ello, en 1982 se inició el seguimiento a largo plazo del tritón pirenaico *C. asper*, especie considerada “Casi Amenazada” por la UICN.

El seguimiento de las poblaciones torrentícolas debe planificarse a partir de la metodología de transecto, adaptada a las características de la especie (Fig. 6) y del medio. En este caso la realización del estudio a largo plazo requirió un período inicial de estudio intensivo y extensivo y un seguimiento de menor intensidad y puntual a partir del cuarto año.

Metodológicamente el seguimiento se estructuró de la siguiente forma:

Primer año:

- Delimitación del tramo a estudiar. 1.500 metros lineales de torrente divididos en segmentos de 50 m de longitud, que a su vez se subdividieron en tramos de 10 m.
- Caracterización de las variables bióticas y abióticas de los segmentos (Tabla 3).
- Realización del transecto diurno mediante búsqueda activa de los ejemplares.

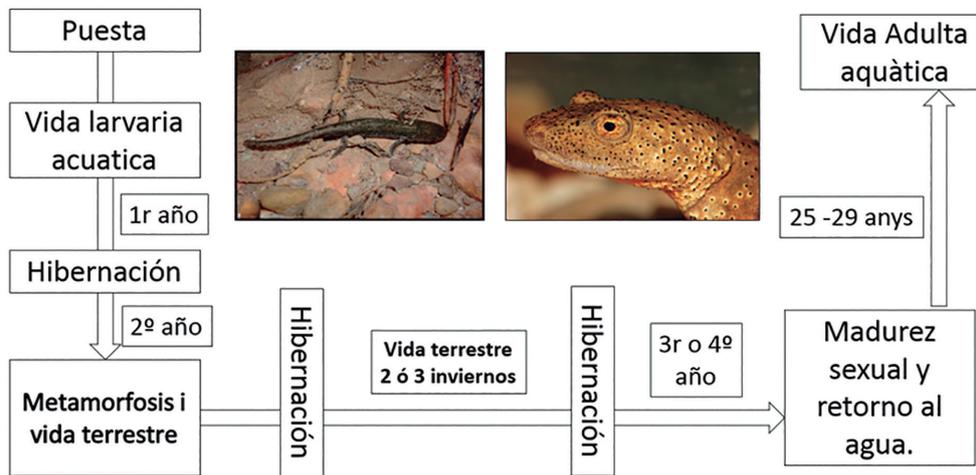


Fig. 6. - Ciclo biológico de *Calotriton asper* para una población torrentícola de montaña media (1200-1500 m,s,n,m.).

Variables	Categorización				Mín.	Máx.	Media
Nº de pozas	1: 1-5	2: 6-10	3: 11-	-	3	14	7,75
Nº de saltos	1: 1-5	2: 6-10	3: 11-15	4: ≥16	1	17	9,25
Nº de refugios	1: 1-50	2: 51-100	3: 101-150	4: ≥151	63	250	158,25
Nº de remansos	1: 1-3	2: 4-6	3: 7-9	-	1	9	5,29
Nº de árboles	1: 1-5	2: 6-10	3: 11-15	4: ≥16	0	27	6,21
Nº de arbustos	1: 1-15	2: 16-30	3: 31-45	4: ≥46	3	63	20,6
% vegetación acuática	1: ausente	2: 0-15%	3: 16-30%	4: >30%	0	35	10,2
% cobertura arbórea	1: 1-15%	2: 16-30%	3: 31-45%	4: ≥46%	0	65	42,7
Estructura del lecho	1: >50% rocas	2: >50% rocas+piedras	3: >50% piedras	4: >50% piedras+grava	-	-	-
Profundidad media cm	Promedio de 10 mediciones en cada tramo				15,7	26	19,2
Anchura media cm	1: <1 m	2: 1-1,5 m	3: 1,5-2 m	4: 2 m	98	240	148,2
Tª del agua	Promedio de 5 mediciones en cada tramo				6,5	12,1	8,26
pH	Promedio de 5 mediciones en cada tramo				5,8	6,7	6,13
O2 disuelto (ppm)	1: 7-9	2: 9-11	3: 11-13	4: >13	3,5	10,7	7,18
Velocidad cm/s	1: 0-5	2: 5-10	3: 10-15	4: 15-20	3,4	16,6	7,49

Tabla 3. - Variables bióticas y abióticas tomadas para la caracterización de los tramos y categorización de las mismas, en un estudio a largo plazo sobre el tritón pirenaico. Mín: Mínimo. Máx: Máximo. Modificado de Montori *et al.* (2008).

- Marcaje individual de todos los ejemplares adultos para permitir la estimación poblacional mediante metodologías basadas en captura-recaptura.
- Toma de variables biométricas de cada ejemplar (sexo, peso, longitud cabeza-cuerpo (CC) y longitud de la cola (Lcola)), referenciando el segmento de captura para el estudio posterior de dispersión.
- Liberación en el mismo lugar de captura.
- Contaje del número de individuos no adultos y su localización (individuos larvarios, metamórficos, juveniles y subadultos).
- Selección de un tramo representativo de la densidad poblacional del torrente (Fig. 7).
- Este recorrido se repitió mensualmente desde julio de 1982 hasta octubre de 1984.

Entre 1985 y 2002:

- Muestreo durante el periodo de máxima actividad (última quincena de agosto- primera de septiembre).
- Muestreo único que dejó de ser mensual para pasar a ser anual y en condiciones meteorológicas e hidrológicas óptimas: no ocurrencia de lluvias torrenciales durante la semana anterior, no previsión de crecidas por tormenta, caudal bajo, día soleado.
- Realización del transecto diurno mediante búsqueda activa de los ejemplares.
- Mantenimiento del esfuerzo de captura (siempre dos personas muestreando).
- Toma de variables biométricas de cada ejemplar (sexo, peso, CC y Lcola), referenciando el tramo de captura para el estudio posterior de dispersión.
- Liberación en el mismo tramo de captura.

Mantener el esfuerzo de captura constante es imprescindible para poder comparar los transectos entre sí. Excepto en el primer año (primera captura y recaptura), que se realizó un muestreo intensivo para marcar el máximo de individuos posibles, el resto de los muestreos fueron realizados por dos personas experimentadas.

Los datos obtenidos durante el estudio permitieron conocer la distribución por tramos de los ejemplares por sexo (Fig.7) y clases de edad, variación temporal de la sex-ratio, actividad, factores abióticos y bióticos que determinaban su abundancia, tasas de crecimiento, longevidad y supervivencia, de migración y dispersión; la dispersión, los parámetros reproductivos como ciclo testicular, ovogénesis, fecundidad, el nicho y la ecología trófica de las distintas clases de edad, el análisis de la competencia y segregación espacial y trófica interespecífica e intraespecífica y el tamaño poblacional y su variación anual (Fig. 8) (Montori, 1988, 1991, 1992, 1997; Montori y Herrero, 2004; Montori *et al.*, 2008, 2012; Montori y Llorente, 2014; Sánchez-Hernández *et al.*, 2019).

Otros seguimientos por transecto realizados sobre esta especie en Navarra (Gosá *et al.*, 2018b) coinciden en las propuestas metodológicas aquí planteadas: seguimiento preferentemente diurno, censo durante el periodo de máxima actividad y menor caudal (de julio a septiembre), siempre en condiciones meteorológicas óptimas y un tramo de muestreo mínimo de unos 150 m siempre que fuera posible, teniendo en cuenta que la especie no presenta desplazamientos importantes en los torrentes (Montori *et al.*, 2008). Estos autores también coinciden en la necesidad de mantener los tramos de muestreo fijos a lo largo de los años aunque no siempre es posible debido a la dinámica fluvial. Sin embargo, advierten que esta circunstancia no presenta excesivos problemas siempre que el punto de inicio y final estén bien referenciados (Gosá *et al.*, 2018b), ya que para comparar densidades poblacionales y variaciones temporales proponen utilizar el IKA (Índice Kilométrico de Abundancia), estimador muy utilizado ya en otros grupos faunísticos. Estos autores proponen repetir los transectos dos veces durante el mismo periodo aunque con uno pueda ser suficiente. Para realizar los transectos es importante una consideración final. Éstos deben realizarse en sentido ascendente para evitar que la turbidez que los prospectores puedan generar en la búsqueda activa de ejemplares dificulte su detección (Montori, 1988; Gosá *et al.*, 2018b).

En la Figura 8 puede observarse que a lo largo de los 21 años de seguimiento de una población de tritón pirenaico

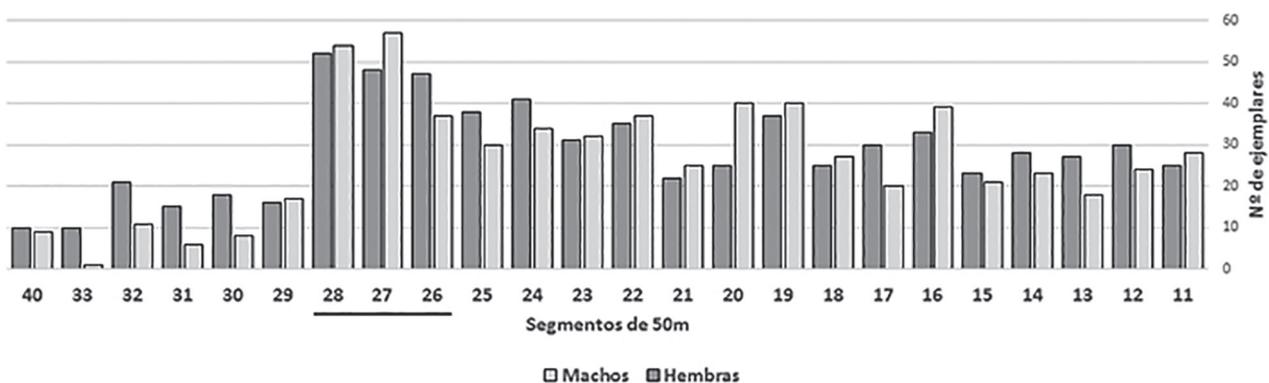


Fig. 7. - Número de machos y hembras de *Calotriton asper* contabilizados por segmento en agosto y septiembre del primer año de seguimiento y utilizados para la estimación poblacional. Los segmentos subrayados indican los tramos seleccionados para realizar el seguimiento anual por transecto a partir del tercer año.

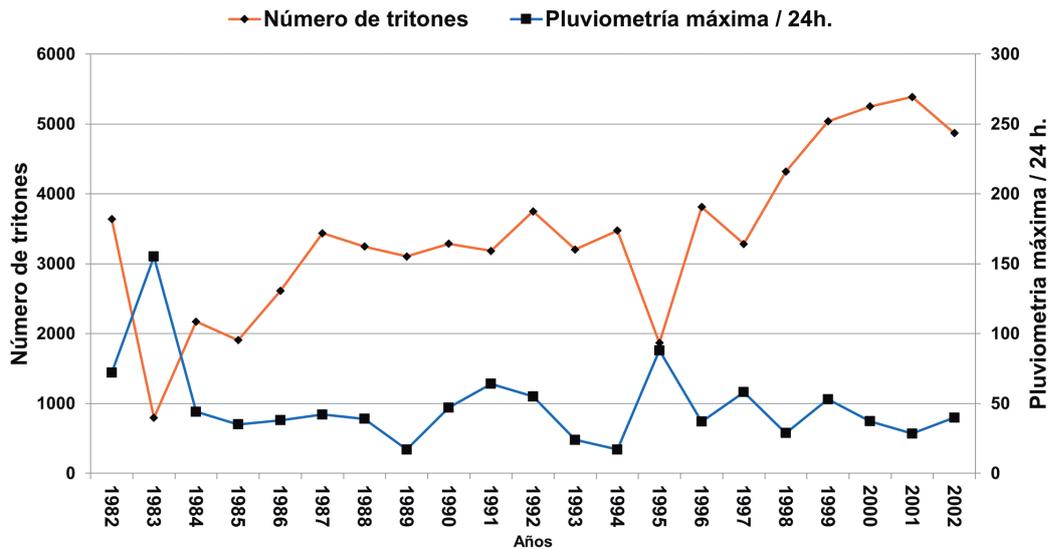


Fig. 8. - Número de ejemplares de *Calotriton asper* estimados en los 1,5 km de torrente delimitados y pluviometría máxima en 24 horas registrada en el período de un año previo al censo del tritón pirenaico en el Parc del Cadí-Moixeró, Datos meteorológicos recogidos por la estación de bomberos de Bellver de Cerdanya y el Servei Meteorològic de Catalunya.

del Parc del Cadí-Moixeró se producen importantes fluctuaciones poblacionales. Durante el primer año de muestreo, el 7 y 8 de noviembre de 1982 se produjo el mayor episodio de lluvia torrencial registrado en la zona y con un periodo de retorno estimado de 100 años (Servei Geològic de Catalunya, 1983). El observatorio de La Molina registró en dos días una pluviometría acumulada de 555 mm y el día 8 algunos observatorios de la cuenca del Segre registraron valores superiores a los 300 mm. En ese momento los tritones se encontraban ya en hibernación, por lo que la avenida producida por las lluvias desgarró los márgenes del torrente donde hibernaban y causó una mortalidad cercana al 60% de la población de *C. asper* (Montori, 1988).

Sin embargo, la continuación del seguimiento durante 1983 y los años sucesivos permitió obtener mucha información sobre cómo es la dinámica de una población que habita medios tan impredecibles como los torrentes de media y alta montaña. En la Figura 8 se muestra la evolución del tamaño de población de 1982 a 2002 y la pluviometría máxima en 24 horas en la zona. Los resultados obtenidos en el estudio intensivo del primer año y el seguimiento posterior de la población hasta 2002 permitieron estimar muchas variables demográficas y biológicas, así como proyectar futuros escenarios de cambio climático para ver cómo respondería esta población a un aumento de la frecuencia de lluvias torrenciales (Colomer *et al.*, 2014).

Existe otro tipo de muestreo para poblaciones torrentícolas de *C. asper*, que sería una modificación del clásico transecto y basado en múltiples observaciones focales a lo largo del torrente (Loras, 2019). En este tipo de seguimiento se propone censar individuos visualmente eligiendo estaciones de muestreo a lo largo de un tramo seleccionado. En este caso concreto se seleccionaron 32 estaciones de muestreo en un tramo de 650 m. En cada punto o estación de muestreo se realizaba una observación focal diurna de cinco minutos contabilizando el número de individuos observados y su actividad a lo largo de todo el año, contabilizando un total de 42 muestreos. También como en el caso

anterior se realizaba una caracterización abiótica de cada punto de muestreo (Loras, 2019).

Sin embargo, este tipo de muestreos intensivos y de largo recorrido temporal son insostenibles a nivel de costes si se pretende realizarlos en todas las poblaciones de una especie. El seguimiento desarrollado en el presente trabajo tenía como objetivo conocer los parámetros ecológicos y biológicos básicos, desconocidos hasta el momento, necesarios para poder elaborar planes de gestión o seguimiento, basados en el conocimiento de la especie y que aportaran información veraz y útil para su conservación, así como la del hábitat y del sistema. Por ello, si se decide realizar seguimientos de una especie, en este caso *C. asper*, en una zona amplia debe determinarse qué poblaciones son clave e indicadoras de cambio. Para ello, una vez conocidos los parámetros ecológicos, demográficos y biológicos de la especie, en 2016 se planteó a nivel del Parc Natural del Cadí-Moixeró, área protegida donde se localizaba la población estudiada de forma intensiva, realizar un estudio de caracterización y seguimiento extensivo, con la finalidad de determinar las poblaciones clave cuyo seguimiento nos aportaría información robusta sobre el estado y evolución temporal de las poblaciones de *C. asper* en el Parque. El proyecto también tuvo como objetivo conocer su distribución real, caracterizar el hábitat y realizar pequeños transectos para estimar IKAs que permitieran comparar entre sí poblaciones (San Sebastián *et al.*, 2017, 2018, 2019 y 2020).

Caracterización de las poblaciones de *C. asper* en el Parc Natural del Cadí-Moixeró, para determinar qué poblaciones son representativas de la especie de cara a maximizar el rendimiento de los seguimientos

Para realizar un estudio de este tipo que pretende caracterizar el hábitat y las poblaciones para el aspecto más importante, la toma de decisiones, debemos tener en cuenta distintos elementos a analizar:

- Es importante conocer la distribución precisa de la especie en la zona de estudio.
 - Es imprescindible caracterizar dicha distribución, tanto para la presencia como para la ausencia de la especie en un determinado torrente.
 - Realizar estimaciones poblacionales relativas (IKA) mediante transecto.
 - Determinar factores de amenaza.
 - Valorar las poblaciones representativas e indicadoras de cambio para un seguimiento continuado.
- Para ello se determinó la siguiente metodología:
- Se realizó previamente un análisis de cuencas y subcuencas hidrográficas (Modelo de altitud 2 x 2 m del Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC)).
 - Con los resultados anteriores se seleccionaron las estaciones de muestreo (torrentes, fuentes, abrevaderos) por encima de 800 m de altitud.
 - Los muestreos se realizaron de día durante los meses de máxima actividad y facilidad de prospección (julio y agosto).
 - Inicialmente se realizaba una prospección intensiva para la detección de la presencia de *C. asper*. En caso de ser positiva se realizaba un transecto mínimo de 50 m (Tabla 4), anotando tanto el número de tritones por clases de edad y actividad como la presencia de otras especies (peces, anfibios, reptiles). En todo momento se intentó mantener el esfuerzo de captura constante. Aunque *C. asper* tiene actividad nocturna también se activa de día, por lo que es totalmente recomendable realizar los censos diurnos. Los resultados obtenidos mediante transectos diurnos de longitud conocida permiten comparar densidades entre torrentes.
 - Es importante realizar la caracterización biótica y abiótica de los torrentes muestreados, tanto si hay presencia como si no. Las ausencias son tan im-

Autores	Zona	Nº de <i>C. asper</i> adultos	Longitud del transecto en km	IKA
San Sebastián <i>et al.</i> , 2020.	PN Cadí-Moixeró (Catalunya)	2	0,030	66,67
		5	0,126	39,68
		23	0,100	230,00
		3	0,070	42,86
		1	0,030	33,33
		2	0,075	26,67
		1	0,070	14,29
		0	0,125	136,00
		8	0,150	53,33
		4	0,060	66,67
		3	0,035	85,71
		1	0,070	14,29
		1	0,115	8,70
		7	0,065	107,69
Gosá y Bergerandi, 1994	Navarra	72	1	72
Olano <i>et al.</i> , 2007	Euskadi	-	-	17,71
		-	-	8,45
Montori <i>et al.</i> , 2012	PN Cadí- Moixeró	133	0,150	890,5
Loras, 2019	Garrotxa (Catalunya)	-	-	58,78
Gosá <i>et al.</i> , 2018b	Navarra Zonas ZEC	-	-	76,68
		-	-	35,88
		-	-	5,56
		-	-	16,60
		-	-	9,47
		-	-	76,68
		-	-	35,88
		-	-	48,61
		-	-	112,11
		-	-	50,28

Tabla 4. - Algunos valores de IKA de adultos de *C. asper* publicados. San Sebastián *et al.* (2020): algunos valores de IKAs estimados para distintos torrentes de la vertiente sur del Parc Natural del Cadí-Moixeró. Montori *et al.* (2012): IKA promedio de 21 años de transectos para un torrente de la vertiente norte del Parc Natural del Cadí-Moixeró. Gosá *et al.* (2018b): valores de IKA promedio de varios años de algunas regatas muestreadas en Navarra. Loras (2019): valor promedio estimado en un torrente de La Garrotxa en Catalunya (Loras, com. pers.).

portantes como las presencias para caracterizar los hábitats de las poblaciones. Este factor es extremadamente importante en las poblaciones que se encuentran en el límite de su distribución, ya que es muy difícil la valoración objetiva sin poseer datos de base.

- Deben seguirse a rajatabla los criterios de bioseguridad propuestos por la comunidad científica internacional en relación a la prevención de enfermedades emergentes en anfibios.
- Una vez finalizado el transecto se realizaba una valoración del estado del torrente, características abióticas (caudal, anchura, orientación) y factores de amenaza detectados.

Con los resultados obtenidos se hizo una estimación de densidad IKA (índice kilométrico de abundancia) para comparar los distintos torrentes entre sí. Las localizaciones positivas tipo surgencias, balsas o que no fueran cursos de agua se eliminaron de la estimación de los IKA (Tabla 4). Dichas estimaciones, muy utilizadas en aves y reptiles, también se han empleado en los censos por transecto para esta especie (Gosá *et al.*, 2018b, San Sebastián *et al.*, 2017, 2018, 2019 y 2020; Loras, 2019) y permiten comparar las densidades de distintas zonas. Como puede observarse la variabilidad interpoblacional de los IKA es muy elevada, pero también lo es la intrapoblacional a lo largo de los años. Otro motivo más para concluir que los seguimientos deben ser a largo plazo.

Proyecto Life Tritó del Montseny (Seguimiento de las poblaciones de *C. arnoldi* del macizo del Montseny)

El proyecto Life Tritó Montseny (LIFE15 NATO/SE/000757) se inició el 1 de octubre de 2016. Nació de la necesidad de proteger el tritón del Montseny (*Calotriton arnoldi*), que está en estado crítico de conservación. Inicialmente se iba a llevar a cabo en un lugar de interés comunitario de la Red Natura 2000 (cod. SE5110001) durante los años 2016-2020, pero se prorrogó hasta el 2022. Los objetivos pretendidos por este proyecto pueden consultarse en <https://lifetritomontseny.eu/es/>.

Dos de los objetivos planteados en el proyecto Life-Tritó del Montseny requieren la realización de seguimientos de las poblaciones de *C. arnoldi* del Macizo: incrementar el conocimiento de su biología y desvelar sus requerimientos ecológicos y amenazas, ampliando su área de distribución.

Esta especie, diferenciada de *C. asper* por Carranza & Amat (2005), tiene una biología y una ecología a priori similar a la de su congénere. Sin embargo, hay algunas particularidades que obligan a realizar un tipo de seguimiento distinto al descrito para *C. asper*.

Se estima que *C. arnoldi* tiene una población total de unos 1.500 ejemplares adultos y ocupa exclusivamente ocho torrentes de la cuenca alta de La Tordera, entre los 600 y 1.200 m.s.n.m. Los cursos que habita (Fig. 9) presentan una fuerte pendiente, aguas frías y oxigenadas y discurren sobre un lecho formado fundamentalmente por esquistos y pizarras muy fracturadas, que habitualmente

se localizan en áreas de hayedo o encinar culminal. Actualmente estas ocho poblaciones se distribuyen en dos núcleos, oriental y occidental, situados en ambas vertientes de La Tordera y aislados genéticamente desde hace unos 200.000 años (Valbuena-Ureña *et al.*, 2013). Esta particularidad ha hecho que se considerara la gestión de la especie como si fueran dos especies distintas, para mantener las características genéticas y morfológicas diferenciales. Evidentemente, la prioridad es la conservación de la especie, pero si pueden mantenerse los procesos evolutivos independientes detectados sin comprometer el futuro de la especie queda justificado tratar el grupo oriental y el occidental como dos unidades distintas de gestión (Valbuena-Ureña *et al.*, 2013).

Las diferencias de *C. arnoldi* con *C. asper*, que hacen distintas sus metodologías de seguimiento, se deben al carácter casi exclusivamente nocturno del tritón del Montseny, a la elevada pendiente de los torrentes, que hace que la corriente sea rápida y dificulte la detección durante el día, y a la existencia de una gran parte de la población, que vive en el curso subterráneo donde abundan las fracturas y las fisuras. Por otra parte, la especie presenta un periodo de inactividad estival que puede que realmente no lo sea, ya que durante el estiaje los tritones ocupan el acuífero subterráneo y son indetectables. En la Figura 10 puede verse resumido el ciclo fenológico de la especie. Por otra parte su distribución muy restringida, que ocupa en total 5 km lineales de torrentes en un área de unos 8 km², la hace muy susceptible a alteraciones en el medio bien sea por fenómenos climáticos extremos cada vez más frecuentes o por modificaciones del flujo de aguas o de la comunidad vegetal, consecuencia del cambio global (Leddesma *et al.*, 2019).

Como ya se ha comentado en el seguimiento a largo plazo de una población de *C. asper* del Prepirineo catalán es imposible realizar un seguimiento intensivo en todas las poblaciones de la especie, debido al elevado coste que precisaría. Y eso incluso tratándose de una especie catalogada como CR (en peligro crítico) por la UICN (Carranza & Martínez-Solano, 2009), reconociendo la propia entidad que son necesarios seguimientos para conocer su biología y ecología, y que existe financiación gracias a un proyecto Life (LIFE15 NAT/ES/000757). Por este motivo se optó por realizar dos tipos de seguimiento que cubrieran todo el rango de distribución de la especie: un seguimiento extensivo y otro intensivo. Además, como uno de los objetivos del programa Life era aumentar el área de distribución de *C. arnoldi* creando nuevas poblaciones, se diseñaron seguimientos específicos para las nuevas poblaciones naturalizadas. Así, el seguimiento en el Montseny quedó estructurado de la siguiente forma:

- Sobre poblaciones naturales:
 - Seguimiento extensivo sobre las ocho poblaciones.
 - Seguimiento intensivo sobre una población natural.
- Sobre poblaciones de nueva creación:
 - Seguimiento de todas las poblaciones.



Fig. 9. - Hábitat de *Calotriton arnoldi*.

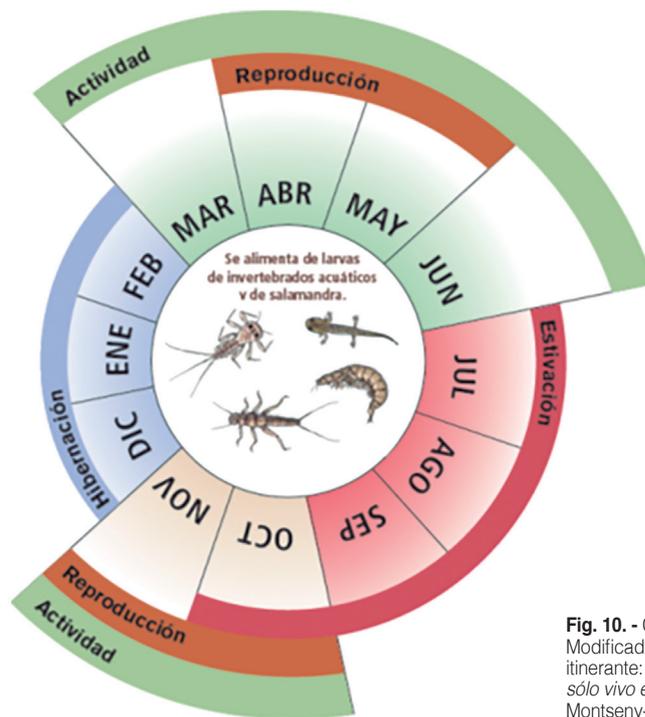


Fig. 10. - Ciclo fenológico de *C. arnoldi*, Modificado del tríptico de la exposición itinerante: "Mi nombre es Calotriton y sólo vivo en el Montseny" (Life Tritó del Montseny-Diputació de Barcelona).

Seguimiento extensivo sobre las poblaciones naturales

Aunque los seguimientos extensivos de la especie se iniciaron en 2010, éstos no se regularizaron y extendieron a las ocho poblaciones hasta 2016. La metodología utilizada difiere un poco de lo reseñado hasta ahora, y se resume en los siguientes puntos:

Se realizan dos censos por año en primavera y otoño en cada una de las ocho poblaciones, coincidiendo con los periodos de máxima actividad de la especie. El seguimiento se realiza mediante transecto nocturno en tramos ya delimitados en los estudios previos. Siempre será ejecutado por dos personas, para mantener constante el esfuerzo de captura. La localización de los individuos es visual, sin búsqueda activa en los refugios. Por tanto, lo que se está estimando es la actividad en el acuífero superficial, que se considera representativa de la densidad cuando se comparan los transectos de varios años y torrentes. Las prospecciones se realizan siempre en las condiciones climatológicas óptimas. Todos los ejemplares localizados se georreferencian, determinándose su clase de edad y sexo, así como los datos básicos sobre biometría, estado y actividad. Antes y después de cada censo se aplican las medidas de bioseguridad establecidas para los anfibios y para el proyecto Life.

Como complementario a estos seguimientos, y dada la distribución fragmentada de las poblaciones incluso en el mismo torrente, se están realizando muestreos en los torrentes donde hasta ahora no se ha encontrado la especie, y ensayando técnicas de análisis de presencia mediante metabarcoding de ADN ambiental (Hebert *et al.*, 2003), para conocer ausencias reales o presencias en torrentes

en los que hasta la fecha no se ha detectado la especie. Al mismo tiempo se han analizado los parámetros bióticos, abióticos e históricos en todos los cursos, independientemente de que se haya localizado o no la especie, y en los que se conoce su ausencia real. Se ha realizado un análisis geomorfológico estructural, una descripción de las características de los torrentes (altitud, pendiente, orientación, cobertura vegetal, estructura del bosque de ribera, disponibilidad de materia orgánica, disponibilidad trófica, sustrato, hidromorfología, hidrodinámica, físico-química del agua, temperatura, captaciones de agua, usos del suelo actuales y pasados, etc.). Todo ello con la finalidad de caracterizar la distribución de la especie y de poder determinar qué torrentes son óptimos para la creación de nuevas poblaciones.

Seguimiento intensivo sobre una población natural

Como ocurría con *C. asper* en el inicio de su seguimiento, una gran parte de la ecología y dinámica de poblaciones de *C. arnoldi* era conocida de forma muy superficial. Por este motivo se planteó dentro del proyecto Life Tritó del Montseny el seguimiento intensivo de una población situada en el núcleo oriental, teniendo como objeto estimar el tamaño de población, conocer su estructura demográfica, su fenología, la dispersión longitudinal o migración de los individuos y determinar qué factores estructurales, ambientales o antrópicos constituyen un riesgo o una amenaza, para poder proponer medidas correctoras en caso de ser necesarias. Por otra parte, al tiempo que se capturaban individuos para marcarlos se recogieron muestras para su caracterización genética.

La metodología aplicada para este seguimiento no difiere sustancialmente de la utilizada en el primer seguimiento de *C. asper*. Se delimitó un segmento de 150 m subdividido en tramos de 10 m. Las marcas de tramo estaban numeradas del 0 al 15 con un color fluorescente, dado que los seguimientos se realizaban por la noche. Cada prospección fue llevada a cabo por dos investigadores como mínimo, procurando mantener constante el esfuerzo de captura. Sin embargo, dado que el objetivo no era la estimación de IKAs o la comparación de densidades, sino un estudio demográfico, esta variable no se consideró tan importante. Desde abril de 2018 los muestreos se realizaron procurando mantener una periodicidad mínima mensual (Fig. 11) a lo largo de todo el ciclo anual, y se tiene previsto continuar el seguimiento como mínimo hasta más allá del año 2022. Cada prospección se realizó de noche en sentido ascendente y con búsqueda activa, intentando evitar pisar el lecho del torrente. Cuando se localizaba un

ejemplar era capturado, marcándose el lugar con una banderola, con el fin de liberarlo en el mismo sitio. Cada individuo capturado fue georreferenciado mediante GPS con una precisión de 1m, y localizado dentro de un tramo. En el momento de indicar el tramo también se anotaban tres localizaciones posibles. Por ejemplo, en el tramo 12-13 el tritón podría estar más cercano al 12, registrándose como 12 · - -13, o bien equidistante a los dos marcadores o más cercano al 13, registrándose como 12- · -13 o 12- · · 13, respectivamente. De esta forma se obtenía un error máximo de 3,3 m, en muchos casos inferior al error del GPS. Se recogieron datos morfométricos, de clase de edad y sexo de todos los ejemplares capturados. Los adultos fueron marcados mediante elastómeros de diferentes colores (azul, amarillo, rojo y verde) en distintas partes del cuerpo (zona gular, vientre y parte inferior de las extremidades), consiguiendo mediante combinaciones individualizar los ejemplares (Fig. 12). Durante el primer año se marcó

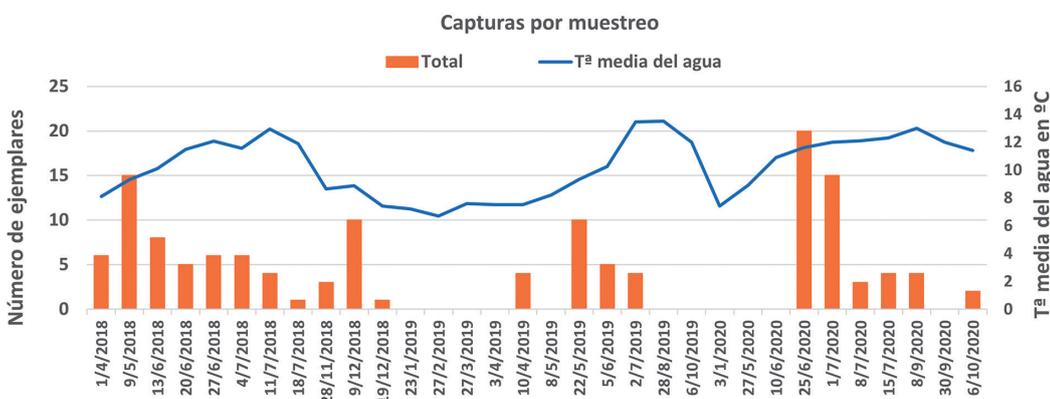


Fig. 11. - Número de ejemplares capturados a lo largo del periodo de estudio y temperatura media del acuífero superficial durante los muestreos.



Fig. 12. - Zonas de marcado subcutáneo de los tritones adultos capturados y código de lectura actual utilizado (izquierda). Abajo a la derecha: marcaje inicialmente utilizado en la cola pero desestimado posteriormente. Centro: Lectura de las marcas con luz UV (arriba) y con luz normal (abajo). Arriba a la derecha: material utilizado: jeringas de inyección y elastómeros.

también en la parte inferior de la cola, pero se desestimó debido al mayor grosor de la piel en esa zona. El reconocimiento de las marcas es especialmente sencillo si se usa una linterna de luz ultravioleta. Dada la sensibilidad de la especie a la infección por *Batrachochytrium salamandrivorans*, patógeno detectado en una zona cercana (Martel *et al.*, 2020), previamente al inicio del muestreo el material de campo era desinfectado con Virkon S®, siguiendo los criterios de bioseguridad existentes (Fernández-Guiber-teau *et al.*, 2020), y los investigadores llevaban guantes de nitrilo que se cambiaban cada vez que se manipulaba un ejemplar.

Los datos de demografía y dinámica de poblaciones así obtenidos nos permiten conocer las variables biológicas y demográficas necesarias para planificar la naturalización de ejemplares en un torrente donde la especie no está presente y en el que los estudios complementarios comentados en el apartado anterior sugieren que es un hábitat óptimo. De hecho, gran parte de los torrentes analizados en los que no está presente actualmente *C. arnoldi*, dentro de los que componen el área óptima de distribución, presentan condiciones no significativamente distintas a las de los torrentes donde sí está presente. En algunos casos, únicamente la desestructuración del bosque de ribera (desaparición de especies autóctonas o ausencia de éstas), la geomorfología del lecho (sin fisuras o fracturas que permitan la circulación de agua subterránea durante el estiaje) y los usos antiguos del medio (minería y carboneo, por ejemplo) parecen explicar la ausencia de la especie.

Seguimiento de las poblaciones de nueva creación

Existe una gran incertidumbre sobre los criterios a tener en cuenta en el momento de la elección de un torrente como candidato a crear en él una nueva población. Para subsanar esta incertidumbre se han utilizado los resultados obtenidos en los seguimientos anteriores, tanto a nivel de especie como de hábitat, y se ha modelizado a largo

plazo cómo evolucionarían las poblaciones a partir de la introducción de un número determinado de ejemplares, la capacidad de carga del medio y la curva de crecimiento poblacional registrada a partir de las estimaciones de los parámetros ecológicos obtenidos en los seguimientos de la especie y el hábitat (Villero *et al.*, 2020) (Fig. 13).

En la selección del torrente hay otros parámetros que deben tenerse muy en cuenta. Por una parte, la selección de nuevas poblaciones debe incluir forzosamente una evaluación de costes por parte del proyecto para ver si son asumibles, y una estimación real de la disponibilidad de ejemplares a liberar. Es necesario una coordinación con los centros de cría para poder alcanzar las recomendaciones de liberación y refuerzo propuestos por los estudios de modelización. En todo caso, el número de torrentes que pueden albergar nuevas poblaciones estará siempre determinado por esta disponibilidad de ejemplares y por otro aspecto poco biológico pero muy realista: la propiedad y gestión de la localidad propuesta. Si existen hábitats adecuados es preferible que éstos sean de titularidad pública ya que facilita la gestión. En caso contrario es necesario llegar a acuerdos con el propietario, que pueden ser desde una simple autorización, un acuerdo de custodia, una permuta o incluso una compra. La importancia de las acciones de sensibilización y conocimiento propuestas en el proyecto Life Tritó del Montseny, entre los muchos objetivos, pretende que los propietarios forestales entiendan la importancia de conservar esta especie, y para ello es necesario seducirlos ambientalmente y que ellos mismos entiendan el beneficio, no necesariamente económico, que supone la conservación de las poblaciones de *C. arnoldi* como un acervo cultural, natural, histórico y de futuro sostenible, que debe mantenerse para futuras generaciones.

Una vez seleccionado el torrente es imprescindible determinar el tramo de la liberación y decidir qué protocolo de seguimiento se va a realizar. En el caso de uno de los torrentes en que se ha realizado la liberación de individuos la metodología de seguimiento ha sido la siguiente:

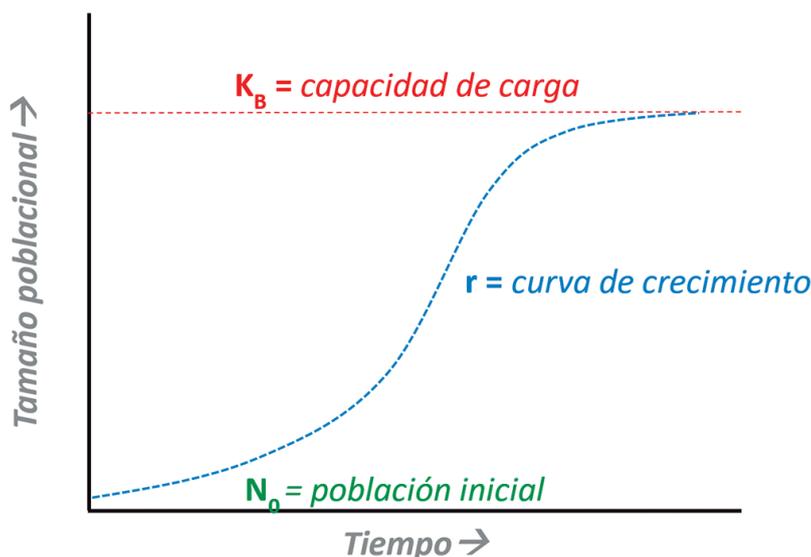


Fig. 13. - Modelo teórico de la evolución de una introducción. Modificado de Villero *et al.* 2020.

- Selección de un tramo de 100 m, aproximadamente, considerado como óptimo.
- Determinación de 21 puntos de liberación georreferenciados.
- Liberación de ejemplares adultos marcados con microchips para identificación individual y estimación de la dispersión en un hábitat nuevo.
- Realización de tres censos nocturnos anuales con búsqueda activa de ejemplares.
- Los transectos se realizan por un número variable de prospectores (entre cuatro y ocho), ya que el objetivo no es evaluar densidades sino capturar el número máximo de ejemplares para determinar el nivel de asentamiento (Fig. 14) y adaptación en función de los desplazamientos realizados, variación de peso, de talla.
- Los individuos recapturados son identificados mediante el lector de microchips, se georreferencian y se realiza la morfometría correspondiente. Posteriormente se liberan en el mismo lugar de captura.
- El seguimiento debe prolongarse hasta el cuarto o quinto año para poder tener confirmación del éxito reproductor, determinar el grado de asentamiento y estimar los parámetros bióticos y abióticos que pueden explicar la distribución de los ejemplares a lo largo del torrente. Es evidente que los tritones liberados, provenientes todos ellos de cría en cautividad, precisan de un tiempo de reconocimiento y elección del microhábitat más adecuado. Esto comportará sin duda dispersiones o agrupaciones en las zonas más favorables para la especie. La liberación de los tritones en tramos evaluados como óptimos por un comité creado al respecto no implica que sea el finalmente elegido por los ejemplares liberados, por mucho que los criterios de elección se hayan elaborado a partir de datos y modelos lo más objetivos posible.
- En los siguientes años debe reforzarse la población en función de los modelos elaborados por Villero *et al.* (2020).

AGRADECIMIENTOS

Este estudio es el resultado de la participación y trabajo de muchas personas y entidades que han generado y colaborado en muchos estudios, memorias y publicaciones, como puede observarse en la bibliografía. Me remito a ellos como copartícipes de la autoría del mismo. Sin embargo, quiero destacar aquí varias instituciones y personas que de una forma u otra son responsables de esta publicación. En primer lugar agradecer a Marc Franch, Olatz San Sebastián, Àlex Richter-Boix y Xavier Santos por la amistad y las muchas horas y años de campo y de redacción de memorias y publicaciones compartidas. A Adrià Jordà por dejarse engañar como alumno desde secundaria, ser un acompañante incondicional en el campo e insistir en convertirse en el experimentado herpetólogo que ya es. A Dani Fernández-Guiberteau por compartir muchas horas de campo y amistad, y gran parte del tiempo del trabajo y estudio del tritón del Montseny y otros anfibios. Su entusiasmo, capacidad de gestión, conocimiento de las comunidades herpetológicas y su habilidad en el campo son difíciles de encontrar. Al personal del Life Tritó del Montseny del Parc Natural-Reserva de la Biosfera del Montseny por su gran entusiasmo, horas y horas de dedicación y colaboración, y por permitirnos participar en este proyecto Life (Dani Guinart, Sonia Solorzano, Jordina Grau), y muy especialmente a los guardaparques del Montseny, Xavier y Lluís, cuyo trabajo, entusiasmo y conocimiento del terreno han sido imprescindibles para llevar a buen puerto estos estudios). Al personal de Torreferrussa: Francesc Carbonell, Mónica Alonso y Raquel Larios por ser parte de este trabajo y estar siempre dispuestos a participar en los seguimientos. A Fèlix Amat por convencernos para realizar el seguimiento de las poblaciones de *C. arnoldi*, ¡Moltes gràcies! También a Jordi-García Petit, Director del Parc Natural del Cadí-Moixeró por priorizar los seguimientos de *C. asper* en dicho parque y por las facilidades dadas para ello. Finalmente, al gran número de compañeros que en un momento u otro han participado de estos estudios: Gustavo Llorente, Xavier Santos, Dani Villero, Núria Garriga y un sinfín de herpetólogos más. Los estudios realizados

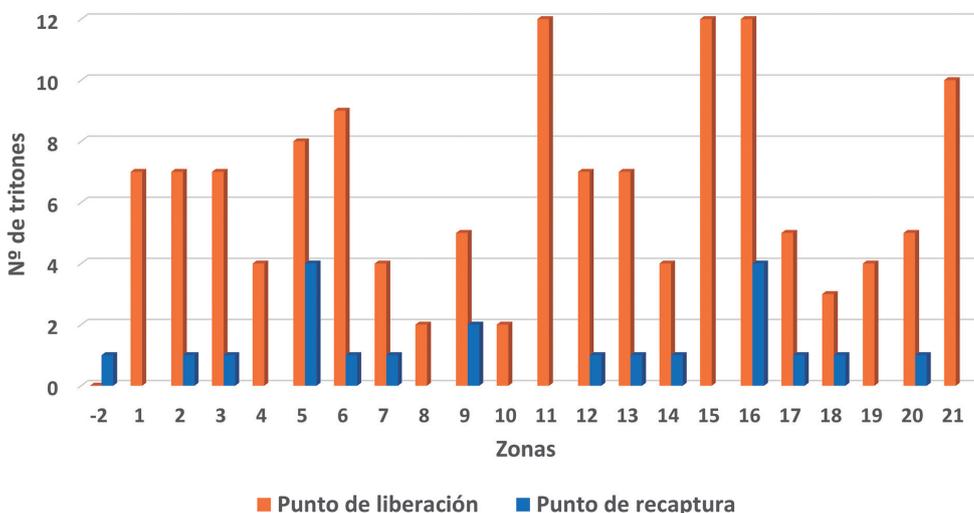


Fig. 14. - Distribución de los ejemplares liberados a lo largo del torrente elegido para el asentamiento de una nueva población y distribución de las recapturas después de seis censos realizados.

fueron autorizados en cada periodo de estudio mediante los correspondientes permisos otorgados por la Conselleria correspondiente de la Generalitat de Catalunya y por la administración de los Parques en los que se ha trabajado.

BIBLIOGRAFÍA

AHE (Asociación Herpetológica Española), 2012. Resultados de los dos primeros años de seguimiento del programa SARE. Informe inédito. 26 pp.

AHE (Asociación Herpetológica Española), 2016. Diseño de un plan de seguimiento de las poblaciones de anfibios en 10 parques nacionales de la red. Asociación Herpetológica Española- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Magrama). Informe inédito. 96 pp.

Andreu, A.C., 2014. Seguimiento de anfibios y reptiles en Doñana. Bol. Asoc. Herpetol. Esp. 25(2), 65-75.

Arévalo, V., Álvarez, F., Morales, J., Flechoso, M.F., Gosá, A., Lizana, M., 2015. Manual para el muestreo y seguimiento de anfibios. En: MEDWETRIVERS proyecto LIFE 11 NAT/ES/699 MEDWETRIVERS. Programa de gestión y seguimiento de las zonas húmedas y riberas mediterráneas incluidas en la red natura 2000 en Castilla y León. Acción A3: Inventario de especies de interés comunitario de LIC/ZEPa Fluviales y Humedales Mediterráneos en Castilla y León. Universidad de Salamanca. 19 pp.

Ayllón, E., Gómez-Calmaestra, R., 2014. Introducción al programa para el seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios y reptiles en el territorio español (Programa SARE). Bol. Asoc. Herpetol. Esp. 25(2), 3-11.

Babbitt, K.J., Baber, M.J., Tarr, T.L., 2003. Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. Can. J. Zool. 81, 1539-1552.

Bosch, J., Martínez-Solano, I., García-París, M., 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. Biol. Conserv. 97, 331-337.

Bosch, J., González-Miras, E. (eds.), 2012. Seguimiento de *Alytes dickhilleni*: Informe final. Monografías SARE. Madrid: Asociación Herpetológica Española, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Bosch, J., Fernández-Beaskoetxea, S., 2014. Quince años de seguimiento de las poblaciones de anfibios del macizo de Peñalara (Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, Madrid). Bol. Asoc. Herpetol. Esp. 25(2), 30-37.

Bragg, A.N., 1960. Population fluctuation in the amphibian fauna of Cleveland County, Oklahoma during the past twenty-five years. Southwest. Nat. 5, 165-169.

Campeny, R., Villero, D., 2007. Seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios en cinco espacios protegidos de Catalunya. Munibe, Cienc. nat. 25, 224-237.

Campeny, R., Fernández-Bou, M., Carol, Q., 2016. Seguiment de les poblacions d'amfibis al Parc del Garraf 2004-2011. Monografies de la Diputació de Barcelona. Col·lecció Documents de treball. Sèrie Territori 31, 112-120.

Campeny, R., Ferran, A., Fernández, M., Vila-Escarré, M., 2017. Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc del Montnegre i el Corredor 2004-2014: algunes dades sobre les tendències observades. III Trobada d'Estudiosos de la Serralada Litoral Centrals i del Montnegre i el Corredor. Sèrie Territori i Parcs Naturals 2, 199-211.

Carrera, D., Villero, D., 2008. Els amfibis de la conca de la Tordera. En: Boada, M., Mayo, S., Roser, M. [Cur.]. Sistema socioecològic de la conca de la Tordera. Barcelona: Institució Catalana d'Història Natural, pp.375-410.

Carranza, S., Amat, F., 2005. Taxonomy, biogeography and evolution of *Euproctus* (Amphibia: Salamandridae), with the resurrection of the genus *Calotriton* and the description of a new endemic species from the Iberian Peninsula. Zool. J. Linn. Soc. 145, 555-582.

Carranza, S., Martínez-Solano, I., 2009. *Calotriton arnoldi*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 07 February 2021.

Catenazzi, A., 2015. State of the World's Amphibians. Annu. Rev. Environ. Resour. 40, 91-119. Doi: 10.1146/annurev-environ-102014-021358.

Clergue-Gazeau, M., 1972. L'Euprocte Pyreneen. Conséquences de la vie cavernicole sur son développement et sa reproduction. Thèse présentée à la Faculté des Sciences de l'Université Paul-Sabatier pour obtenir le grade de docteur ès Sciences naturelles. N° d'ordre 479. Editions du Centre National de la Recherche Scientifique.

Clergue-Gazeau M., 1981. Cycles sexuels des urodèles pyrénéens à tendance aquatique. Rôle de la température. I. Les mâles (*Euproctus asper* Dugès- *Triturus helveticus* Razoumowsky). Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 117, 16-40.

Clergue-Gazeau, M., 1982a. Variation du cycle sexuel des urodèles pyrénéens à tendance aquatique. Rôle de la température. II. Les femelles. (*Euproctus asper* Dugès, *Triturus helveticus* Razoumowski). Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 118, 153-159.

Clergue-Gazeau, M., 1982b. Influence de plusieurs facteurs de l'environnement sur la reproduction de l'espèce *Euproctus asper* Dugès (Amphibia, Caudata, Salamandridae). P. Centr. Pir. Biol. Exp. 13, 25-31.

Clergue-Gazeau M., Beetschen J.C., 1966. Contribution à l'étude de la reproduction de l'Urodèle *Euproctus asper* (Dugès) dans les Pyrénées centrales et ariégeoises. Ann. Limnol. 2(1), 217-226.

Clergue-Gazeau, M., Martínez-Rica, J.P., 1978. Les différents biotopes de l'urodèle pyrénéen, *Euproctus asper*. Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse 114(3-4), 461-471.

Colomer, M.A., Montori, A., García, E., Fondevila, C., 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. Ecol. Model. 281 (2014), 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.02.018>.

Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecol. Indic. 1, 3–10.

Ekos Estudios Ambientales, 2012. Seguimiento de los anfibios y reptiles de la CAPV. Memoria inédita. Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. 49 pp.

Enriquez-Urzelai, U., Bernardo, N., Moreno-Rueda, G., Montori, A., Llorente, G.A., 2019. Are amphibians tracking their climatic niches in response to climate warming? A test with Iberian amphibians. *Climatic Change* 154, 289–301. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02422-9>

Fernández-Guiberteau, D., Montori, A., 2019. Projecte de seguiment dels batracis al Parc del Garraf (2019). Memòria tècnica. Memoria Inédita. Diputació de Barcelona-GREN. 70 pp.

- Fernández-Guiberteau, D., Montori, A., 2020. Les malalties infeccioses en amfibis. Manual de bones pràctiques en les activitats educatives de descoberta. Gemma Pascual, Narcís Vicens i Daniel Guinart (Coord.). Life Tritó del Montseny. 20 pp. https://lifetritomontseny.eu/documents/107349215/342993610/Bones_PractiquesWEB.pdf/11a7c63b-cd53-0e37-0cf5-737c18dade-d8?t=1602242474228.
- Fernández-Guiberteau, D., Montori, A., Pérez-Sorribes, L., Carranza, S., 2020. Bioseguretat: Protocols sanitaris per a les activitats que impliquin la interacció directa o indirecta amb les poblacions d'amfibis al medi natural. Parc del Montnegre-Corredor-Parc Natural i Reserva de la Biosfera del Montseny. Diputació de Barcelona. 14 pp. https://lifetritomontseny.eu/documents/107349215/129237140/Protocol_Bioseguretat_2020+esp.+medi+aqu%C3%A0tic.pdf/088814f9-03bd-4749-8bc8-ece5c97a9e3b
- Franch, M., Montori, A., Sillero, N., Llorente, G.A., 2015. Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species. *Hydrobiologia* 757, 129–142. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2247-8>
- Galán, P., 1999. Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia. Universidad de Coruña. Monografía 72. A Coruña. 286 pp.
- Galán, P., 2014. Seguimiento de las poblaciones de anfibios y reptiles en Galicia. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 25(2), 43-51
- Gardner, T., 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Anim. Biodiv. and Conserv.* 24.2(2), 25-44.
- Gascon, C., Collins, J.P., Moore, R.D., Church, D.R., McKay, J.E., Mendelson, J.R. III. (eds.), 2007. Amphibian Conservation Action Plan. IUCN/SSC Amphibian Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Gosá, A., Bergerandi, A., 1994. Atlas de distribución de los Anfibios y Reptiles de Navarra. *Munibe, Cienc. nat.* 46, 109-189.
- Gosá, A., Sarasola, V., 2007. Seguimiento de una población costera de rana bermeja (*Rana temporaria*). *Munibe Suplemento* 25, 88-93,
- Gosá, A., Sarasola, V., Crespo-Díaz, A., 2013. Seguimiento y determinación de la situación de *Rana dalmatina*. Campaña 2013. GAN. Gobierno de Navarra. Memoria inédita. 32pp.
- Gosá, A., Garin-Barrio, I., Cabido, C., Laza-Martínez, A., Rubio, X., 2018a. Seguimiento de anfibios en espacios protegidos del País Vasco y Navarra. I. Parques Naturales de Izki y Valderejo (Álava). *Munibe, Cienc. nat.* 66, 129-142.
- Gosá, A., Garin-Barrio, I., Fernández, A., Rubio, X., Cabido, C., 2018b. Estimación de la abundancia poblacional de tritón pirenaico en seis zonas especiales de conservación de Navarra. Gobierno de Navarra, 63 pp.
- Gosá, A., Garin-Barrio, I., Rubio, X., Laza-Martínez, A., Cabido, C., Fernández, A., 2019. Seguimiento de anfibios en espacios protegidos del País Vasco y Navarra. II. Parque Natural de las sierras de Urbasa y Andía y Zonas Especiales de Conservación de la sierra de Aralar y Roncesvalles-Selva de Irati (Navarra). *Munibe, Cienc. nat.* 67, 75-91.
- Greenberg, C., Zarnoch, S., Austin, J., 2018. Long-term amphibian monitoring at wetlands lacks power to detect population trends. *Biological Conservation* 228, 120–131.
- Hebert, P.D.N., Cywinska, A., Ball, S.L., DeWaard, J.R., 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. Royal Soc. B: Biol. Sci.* 270(1512), 313–321. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2218>.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A., Kuzmin, S.L., 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404, 752-755.
- Isasi-Catalá, E., 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Inter ciencia* 36(1), 31-38.
- IUCN, 2020. The IUCN red list of threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/> [Consulta: 21 noviembre 2020].
- Jennings, M.R., Hayes, M.P., 1985. Pre-1900 overharvest of California red-legged frogs (*Rana draytonii*): the inducement for bullfrog (*Rana catesbeiana*) introduction. *Herpetologica* 41(1), 94-103.
- Ledesma, J.L.J., Montori, A., Altava-Ortiz, V., Barrera-Escoda, A., Cunillera, J., Àvila, A., 2019. Future hydrological constraints of the Montseny brook newt (*Calotriton arnoldi*) under changing climate and vegetation cover. *Ecol. Evol.* 2019, 00, 1–12. <https://doi.org/10.1002/ece3.5506>.
- Llorente, G.A., San Sebastián, O., Franch, M., Richter-Boix, A., 2007. Seguiment d'amfibis de Catalunya (SAC). Informe tècnic. Barcelona: Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya. 25 pp.
- Loras, F., 2019. Seguiment per observació focal d'una població perifèrica de *Calotriton asper* (Dugès, 1852) a la Garrotxa. *Butl. Soc. Cat. Herpet.* 27, 14-25.
- Martel, A., Vila-Escarré, M., Fernandez-Guiberteau, D. *et al.*, 2020. Integral chain management of wildlife diseases. *Conservation Letters* 2020,13, e12707. <https://doi.org/10.1111/conl.12707>.
- Martínez-Silvestre, A., García-Salmerón, A., Pujol-Buxó, E., Baena, O., Loras, F., Maluquer-Margalef, J., Thumsová, B. y Bosch, J. En prensa. Anàlisi de les malalties emergents dels amfibis dins de 7 parcs de la Xarxa de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia* 29.
- Minuartia, Estudis Ambientals, 2012. Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc del Garraf / 2011. Diputació de Barcelona. Oficina Tècnica de Parcs Naturals. Document inèdit. 46 pp + 1 annex.
- Minuartia, Estudis Ambientals, 2013. Tractament de les dades de seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc de Sant Llorenç del Munt i Serra de l'Obac. Any 2012. Document inèdit. Diputació de Barcelona. 48 pp.
- Minuartia, Estudis Ambientals, 2016. Tractament de les dades de seguiment de les poblacions d'amfibis al parc del Garraf. 2015 i 2016. Document inèdit. Diputació de Barcelona. 60 pp.
- Miró, A., O'Brien, D., Tomàs, J., Buchaca, T., Sabás, A., Osorio, V., Lucatía, F., Pou-Rovirae, Q., Ventura, M., 2020. Rapid amphibian community recovery following removal of non-native fish from high mountain lakes. *Biol. Conserv.* 251, 108783.
- Montori A., 1988. Estudio sobre la biología y ecología del tritón pirenaico *Euproctus asper* (Dugès 1852) en la Cerdanya. Ph.D. thesis, University of Barcelona.
- Montori, A., 1991. Alimentación de los adultos de tritón pirenaico *Euproctus asper* (Dugès, 1852), en el prepirineo de la Cerdanya (España). *Rev. Esp. Herp.* 5, 23-36.
- Montori, A., 1992. Alimentación de las larvas de tritón pirenaico, *Euproctus asper*, en el prepirineo de la Cerdanya, España. *Amphibia-Reptilia* 13, 157-167.

- Montori A., 1997. Trophic segregation between the Pyrenean Newt (*Euproctus asper*) and the Brown Trout (*Salmo trutta fario*). En: W. Bohme, W. Bischoff, and T. Ziegler (eds.), Herpetologia Bonnensis, Societas Europaea Herpetologica, Bonn, Germany, pp. 273 – 278.
- Montori, A., Herrero, P., 2004. Caudata. En: Amphibia, Lissamphibia. Fauna Ibérica, Vol. 24, pp. 43-275. Ramos, M.A., Ed. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
- Montori, A., Llorente, G.A., Richter-Boix, À., 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.
- Montori, A., Llorente, G.A., Carretero, M.A., Santos, X., Richter-Boix, A., Franch, M., Garriga, N., 2007. Bases para la gestión forestal en relación con la herpetofauna. Camprodon i Subirach, J., Plana Bach, E. (Eds.). Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. 2ª edición revisada y ampliada. Universitat de Barcelona.
- Montori, A., Richter-Boix, A., Franch, M., Santos, X., Garriga, N., Llorente, G.A., 2012. Natural fluctuations in a stream dwelling newt as a result of extreme rainfall: A 21-year survey of a *Calotriton asper* population. Basic and Applied Herpetology 26, 43–56. <https://doi.org/10.11160/bah.12001>.
- Montori A., Llorente G. A., 2014. Tritón pirenaico — *Calotriton asper*. En: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, pp. 1 – 28.
- Montori, A., Llorente, G.A., Villero, D., 2014. Recursos SARE: AHEnuario y base de datos. Utilización del SIARE para la incorporación de observaciones de anfibios y reptiles de España. Bol. Asoc. Herpetol. Esp. 25(2), 112-117.
- Montori, A., Jordà, A., 2018. Seguiment de les poblacions d'amfibis adults al Parc del Garraf, període 2009-2018. Programa SARE de l'AHE. VIII Trobada d'Estudiosos del Garraf i d'Olèrdola. Sèrie Territori i Parcs Naturals 6, 153-164.
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J.M., Pizarro, M., Montori, A., 2012. Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. Cons. Biol. 26, 278–283.
- NARRS, 2013. Amphibian Survey Protocols (v. 2013). Amphibian and Reptile Groups of the United Kingdom.
- Nicholson, E., Possingham, H., 2006. Objectives for multiple-species conservation planning. Cons. Biol. 20, 871-881.
- Noss, R., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. Cons. Biol. 4, 355-364.
- Olano, I., Ruiz De Azua, N., Fernández, J.M., Arrayago, M.J., Bea, A., 2007. Estado de conservación de poblaciones periféricas de anfibios: tritón pirenaico *Euproctus asper* y sapo de espuelas *Pelobates cultripes* en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Munibe. Suplemento 25, 66-73.
- Oliver, J.A., Manzano, X., Pinya, S., 2014. Contando ferrerets. Veinticinco años de recuentos visuales de una especie en peligro de extinción. Bol. Asoc. Herpetol. Esp. 25(2), 37-43.
- OAPN. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, 2020. Conservación y seguimiento de anfibios en la Red de Parques Nacionales. Adaptándonos al cambio. Boletín de la Red de Parques Nacionales 64. 51 pp.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (eds.), 2002. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza –Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Pujol-Buxó, E., Martínez-Silvestre, A., García-Salmerón, A., Baena, O., Valera, J., Loras, F., Bosch, J., Maluquer-Margalef, J. En prensa. Resultats del primer any de seguiment estandarditzat d'amfibis al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. X Trobada d'Estudiosos del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Sèrie Territori i Parcs Naturals. Diputació de Barcelona.
- Redford, K., Coppolillo, P., Sanderson, E., Da Fonseca, G., Dinerstein, E., Groves, C., Mace, G., Maginnis, S., Mittermeier, R., Noss, R., Olson, D., Robinson, J., Vedder, A., Wriugh, M., 2003. Mapping the conservation landscape. Cons. Biol. 17, 116-131.
- Reques, R., 2008. Seguimiento de las comunidades de anfibios del río Guadiamar. En: Montes, C., Carascal, F. (Coord.). La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto de corredor verde. La historia de un sistema socioecológico emergente. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. Capítulo 13, 251-262.
- Richter-Boix, A., Llorente, G.A., Montori, A., 2006a. Breeding phenology of an amphibian community in a Mediterranean area. Amphibia-Reptilia 27, 544-559.
- Richter-Boix, A., Llorente, G.A., Montori, A., 2006b. A comparative analysis of the adaptive developmental plasticity hypothesis in six Mediterranean anuran species along a pond permanence gradient. Evol. Ecol. Res. 8, 1139-1154.
- Rodrigues, A.S.L., Brooks, T.M., 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 38, 713-737.
- Rojas-Castro, H., Araya-Crisóstomo, S., 2019. Medidas de conservación ex situ: Un enfoque metapoblacional a partir del modelo clásico de Levins. Gayana 83(1), 46-56. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382019000100046>.
- San Sebastián, O., Franch, M., Richter-Boix, A., Montori, A., 2017. Situació del tritó pirinenc (*Calotriton asper*, Dugès, 1852) en el Parc Natural del Cadí-Moixeró. Estudi preliminar de l'estat de conservació a la vall de Pi i Ingla – 2017. Memòria Inèdita. AHE-PNCM. 12 pp.
- San Sebastián, O., Montori, A., Franch, M., Richter-Boix, A., 2018. Situació del tritó pirinenc (*Calotriton asper*, Dugès, 1852) al Parc Natural del Cadí-Moixeró. Segona fase: 2018. Memòria Inèdita. AHE-PNCM. 104 pp.
- San Sebastián, O., Montori, A., Franch, M., Richter-Boix, A., 2019. Situació del tritó pirinenc (*Calotriton asper*, Dugès, 1852) al Parc Natural del Cadí-Moixeró. Tercera fase: 2019. Memòria Inèdita. AHE-PNCM. 89 pp.
- San Sebastián, O., Montori, A., Franch, M., Richter-Boix, A., 2020. Situació del tritó pirinenc (*Calotriton asper*, Dugès, 1852) al Parc Natural del Cadí-Moixeró. Quarta fase. Memòria Inèdita AHE-PNCM. 114 pp.
- Sánchez-Hernández, J., Montori, A., Llorente, G.A., 2019. Ontogenetic Dietary Shifts and Food Resource Partitioning in a Stream-Dwelling Urodela Community: Mechanisms to Allow Coexistence Across Seasons. Russ. J. Herpet. 26(3), 135 – 149. DOI: 10.30906/1026-2296-2019-26-3-135-149.
- Servei Geològic de Catalunya, 1983. Efectes geomorfològics dels aiguats del novembre de 1982. Publicacions del servei Geològic de Catalunya. Informes 1. 246pp.
- Skelly, D.K., Yurewicz, K.L., Werner, E.E., Relyea, R.A., 2003. Estimating Decline and Distributional Change in Amphibians. Cons. Biol. 17(3), 744–751.
- Tejedo, M., 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global. Munibe Suplemento 16, 20-43.

Temple, H.J., Cox, N.A., 2009. European Red List of Amphibians. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities-IUCN. 33pp. ISBN 978-92-79-11356-7.

Valbuena-Ureña, E., Amat, F., Carranza, C., 2013. Integrative phylogeography of *Calotriton* newts (Amphibia, Salamandridae), with special remarks on the conservation of the endangered Montseny brook newt (*Calotriton arnoldi*). PLoS ONE 8, e62542. DOI:10.1371/journal.pone.0062542.

Van Buskirk, J., 2003. Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. Div. Distrib. 9, 399-410.

Vieites, D.R., Peso, M., Nieto, S., 2014. Bases para la conservación de las ranas pardas, *Rana pyrenaica* y *Rana temporaria*, en el Pirineo. En: Proyectos de investigación en parques nacionales: 2011-2014. MITECO, 231-256.

Villero, D., Amat, F., Canesa, S., Guinart, D., Hermoso, V., Salgado-Rojas, J., Solórzano, S., Brotons, L., 2020. Avaluació de l'estratègia per ampliar l'àrea de distribució del trítid del Montseny: Planificació de la creació de noves poblacions. InForest JRU CTFC-CREAF, Diputació de Barcelona. Document inèdit. 19 pp.

Wellborn, G.A., Skelly, D.K., Werner, E.E., 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. Annu. Rev. Ecol. Syst. 27, 337-363.

Wilcox, B.A., 1984. In Situ Conservation of Genetic Resources: Determinants of Minimum Area Requirements. Conference: National Parks, Conservation and Development. Proceedings of the World Congress on National Parks. J.A. McNeely and K.R. Miller, Smithsonian Institution Press. Pp. 18-30.

Witmer, G.W., 2005. Wildlife population monitoring: some practical considerations. Wildl. Res. 32(3), 259.

Wright, A.H., Wright, A.A., 1949. Handbook of Frogs and Toads of the United States and Canada. Comstock, Ithaca, New York. 670 pp.