

Bases para la gestión forestal en relación con la herpetofauna

Forest management and herpetofauna

- Albert Montori •
- Gustavo A. Llorente •
- Miguel A. Carretero •
- Xavier Santos •
- Àlex Richter-Boix •
- Marc Franch •
- Núria Garriga •

Resumen

Se realiza una descripción de los criterios fundamentales que deben tenerse en cuenta en la elaboración de planes de gestión forestal en relación a la fauna de anfibios y reptiles. Las particularidades ecológicas de ambos grupos aconsejan su tratamiento por separado ya que los efectos que sobre las poblaciones pueden causar distintas intervenciones pueden tener efectos muy diferentes sobre anfibios y reptiles.

En la gestión de áreas forestales considerando la comunidad de anfibios y reptiles presentes, adquiere particular importancia el conocimiento de las especies presentes en la zona, su caracterización y estatus, la estima de la riqueza específica y el conocimiento de su biología y ecología. Tanto si en la zona existen especies vulnerables o en peligro, como si se trata de poblaciones importantes para la especie, pasa a ser preferente la realización de planes específicos de gestión o seguimiento.

Los factores que afectan más negativamente a los anfibios y los reptiles son las carreteras, las talas o cortas a hecho, la ausencia de puntos de agua, los tratamientos fitosanitarios, así como la excesiva forestación de los terrenos forestales y los incendios forestales.

Las intervenciones que favorecen el aumento de la biodiversidad de ambientes en general incrementan la riqueza específica de anfibios y reptiles. Las masas forestales mixtas o en mosaico y el mantenimiento de los bosques de ribera son aconsejables para el mantenimiento de una mayor diversidad herpetológica. La adecuación de corredores biológicos y los planes de prevención de incendios son medidas imprescindibles para mantener las poblaciones herpetológicas.

Palabras clave

Sistemas forestales, anfibios, reptiles, gestión, seguimiento, herpetofauna.

Abstract

The description of the main criteria which must be taken into account for designing forest management plans regarding amphibian and reptile fauna are provided. The Eco-

logical traits of both groups make it reasonable to analyze them separately since the consequences of the actions may produce very different results on amphibians and reptiles.

Concerning amphibians and reptiles, the knowledge of species present, their characterization and status, their life histories and ecology, as well as the species richness are especially important when managing forest areas. In the case of vulnerable/endangered species or when important populations of any species exist, specific plans for management or monitoring should be carried out.

The most negative factors affecting amphibians and reptiles are: roads, abusive forest felling, absence of water bodies, treatments with phytosanitarios, as well as excessive forestation and forest fires.

Those measures favouring the increase of general environmental biodiversity tend to increase the species richness of amphibians and reptiles. Mixed or patched forest masses and the preservation of river forests are recommended for the conservation of high herpetological diversity. The improvement of biologic corridors and the development of prevention plans for forest fires are measures for keeping healthy herpetological populations.

Key words

Forest systems, amphibians, reptiles, management, monitoring, herpetofauna.

Introducción

La base teórica actual sobre la cual se construyen las directrices a seguir en la gestión forestal se basa en la conservación, el mantenimiento y la potenciación de la diversidad biológica asociada a un aprovechamiento sostenible de los recursos. El gestor medioambiental ha de conseguir coordinar dos conceptos a menudo enfrentados: biodiversidad y economía.

Cuando nos referimos a la gestión forestal desde la perspectiva de favorecer la biodiversidad, sigue produciéndose una visión muy parcial del tema, ya que la biodiversidad forestal sigue entendiéndose como una diversidad de ambientes y paisajes. Ésta idea está más en consonancia con la idea de diversidad vegetal o, a lo sumo, de vertebrados más que con el concepto de biodiversidad del ecosistema. Sin embargo, no deja de ser cierto que una diversidad de paisajes suele traducirse en una mayor diversidad biológica animal, pero no es lo mismo elaborar un proyecto considerando desde un inicio también las comunidades animales, que analizar *a posteriori* los efectos que una gestión forestal produce sobre la fauna que lo habita.

Por otra parte, los proyectos de gestión forestal deben considerar desde un inicio todas las variables en juego en los ecosistemas forestales (vegetación, suelo, agua, fauna,...); lo que evidentemente complica mucho la gestión inmediata, pero que a largo plazo da resultados mucho más favorables y económicamente rentables.

La interacción entre gestión forestal y la fauna empieza ahora a tenerse en cuenta, aunque la falta de estudios de referencia de los sistemas forestales mediterráneos, complican aún más la gestión integral de todo el sistema. El gestor medioambiental se encuentra con un déficit de estudios faunísticos, incluso de base, en amplias zonas de

nuestro territorio y a menudo debe recurrir a experiencias de fuera de nuestras fronteras, cuya aplicación a nuestras latitudes muchas veces es complicada e infructuosa.

En el caso de los anfibios y los reptiles, el déficit es aún más acusado y tan solo existen unos pocos trabajos a partir de los cuales realizar una correcta gestión ambiental desde una perspectiva herpetológica (Carretero & Rosell, 1998; Clivillé *et al.*, 1997; Llorente *et al.* 1994, 1995, 1997; Montori *et al.*, 1993, 1994, 1995, 1996; Santos *et al.* 1999; Richter-Boix *et al.*, 2003b y 2004).

Herpetocenosis

Si bien puede parecer correcto hablar de herpetocenosis, la realidad es que tratar conjuntamente los anfibios y los reptiles es bastante complejo debido, tanto a las características ecológicas y biológicas tan diferenciadas que ambos grupos presentan, como a las diferentes técnicas de estudio y muestreo. En consecuencia, no es estratégicamente correcto trabajar con la comunidad herpetológica en conjunto como punto de partida para la elaboración de los criterios de gestión forestal de una zona concreta. Como ya hemos comentado, ambos grupos presentan características tan diferenciadas que aconsejan tratarlos por separado.

Los anfibios son un grupo de vertebrados que viven a caballo entre el medio acuático y el terrestre, mucho más dependientes de la humedad ambiental y la existencia de masas de agua, que de la temperatura. Los reptiles, en cambio, suelen ser más termófilos y dependen, en general, mucho más de los espacios abiertos que les proporcionan áreas de insolación. Ambos grupos sin embargo, se ven afectados, de forma general, por el mismo tipo de actuaciones forestales, aunque su respuesta es muy distinta.

Las actuaciones más frecuentes sobre las masas forestales presentan distintos grados de incidencia sobre las poblaciones de anfibios y reptiles, de la misma forma que lo hacen sobre otros grupos de vertebrados. El problema radica en la metodología a aplicar para detectar y/o cuantificar el grado de incidencia de una actuación determinada y en función de esta metodología valorar los resultados obtenidos y, en su caso, aplicar las medidas de gestión óptimas para cada uno. Las actuaciones que más frecuentemente se realizan sobre masas forestales y que actúan en uno u otro sentido sobre las poblaciones de anfibios y reptiles son *grosso modo*: la creación de bosques monoespecíficos, los aclareos sucesivos, los aterrazamientos, la regresión de los espacios abiertos por abandono de actividades tradicionales, los incendios forestales, la limpieza de sotobosque, el uso del bosque como ocio, los tratamientos fitosanitarios, el abandono de la ganadería, la construcción de nuevas vías de comunicación, etc.

Importancia de los anfibios y los reptiles en los ecosistemas forestales

Por lo que respecta a los anfibios y reptiles, cabe señalar que ambos grupos son muy independientes del tipo de masa forestal. La riqueza o diversidad herpetológica en un área concreta vendrá determinada más por las características fisiográficas de la masa

forestal que por la composición taxonómica de la misma. No obstante, es evidente que una masa forestal con una diversidad de ambientes grande y con una producción elevada podrá potencialmente mantener una mayor riqueza específica.

La intervención humana, encaminada a mantener la biodiversidad en los sistemas naturales, plantea numerosas dudas ya que fácilmente el gestor ambiental se convierte en un jardinero ecológico. Sin embargo, debemos tener el convencimiento que no podemos aislarnos del medio ya que, actualmente, no se puede entender la naturaleza sin la intervención humana, a la cual hemos modificado desde nuestra aparición. Se trata de llegar al tan gastado concepto de desarrollo sostenible y entender la gestión del medio desde una perspectiva de mantenimiento de la biodiversidad sin dejar de considerar el hecho que para nuestra especie es un recurso. Es en este sentido que encontramos la justificación de nuestra intervención y del entendimiento de la importancia de los anfibios y los reptiles como componentes fundamentales de la gestión forestal y la biodiversidad.

Los anfibios son el grupo de vertebrados ideal para detectar variaciones en los ecosistemas debido al doble uso de hábitats, acuático y terrestre. La existencia de un ciclo larvario totalmente acuático (por lo menos en nuestras latitudes) y de un ciclo terrestre más o menos independiente del agua, los hace sensibles a cambios en los dos medios. De hecho, son organismos que pueden verse afectados tanto por alteraciones en el medio acuático como en el terrestre y en ocasiones, son los primeros en desaparecer en los sistemas contaminados. Además, al ser en la fase adulta predadores y presas al mismo tiempo, desempeñan un papel muy importante en los ecosistemas ya que se sitúan en una posición intermedia en la pirámide trófica.

Los reptiles, y en especial los pequeños lacértidos, son asimismo un buen elemento de diagnóstico de las alteraciones que puede sufrir el sistema ya que, en la mayor parte de los casos presentan tasas de renovación poblacional altas y períodos generacionales muy cortos. Como consecuencia, algunas especies renuevan todos sus efectivos poblacionales anualmente (Carretero & Llorente, 1991) o en dos tres años. Otra característica que hace idóneos a los pequeños lacértidos para realizar los seguimientos es su gran detectabilidad y abundancia en la mayor parte de sistemas mediterráneos. Además, al igual que ocurría con los anfibios, los saurios mediterráneos ocupan posiciones intermedias en las cadenas tróficas. Los ofidios no son especies aconsejables como indicadores ya que son predadores y presentan efectivos poblacionales bajos. Además, al igual que ocurre con los quelonios son frecuentemente de difícil detección.

La escala en la gestión

Cuando se inicia un proyecto de gestión, el gestor debe ser absolutamente consciente del nivel espacial en el cual va a trabajar. En todos los casos, la escala determinará un tipo u otro de decisiones y el modo de abordar la gestión. En consecuencia, es sumamente importante tener conocimiento de la escala de gestión que se va a realizar. No es lo mismo un plan de gestión de abasto estatal que local. No sólo por la diferencia de extensión, sino también por el tipo de objetivos. A escala estatal es mucho más importante tener elaborada una eficiente directriz general de actuación, mientras que a nivel

local el proyecto debe ser mucho más preciso y ejecutivo y, en muchos de los casos, puede apartarse de las directrices generales, debido a la casuística particular de la zona.

Metodología básica para la gestión de los anfibios y los reptiles

Antes de exponer las pautas a seguir en un proyecto de gestión que implique a los anfibios y los reptiles, debemos diferenciar lo que es un proyecto de gestión forestal, incluyendo bajo el término de forestal a toda la biota implicada, y lo que son los proyectos de gestión específicos. En muchos casos, no se trata tan solo de la gestión de una masa forestal, donde los criterios de productividad económica y respeto de la biodiversidad deban compaginarse. En ocasiones, la especial situación de una especie en concreto o un sistema, dan prioridad a los criterios de conservación frente a los de productividad. Este es el caso de las especies que se encuentran en peligro de extinción o en clara regresión, como consecuencia de una irracional actuación humana. En este supuesto debe abordarse el problema desde una perspectiva muy distinta que desarrollaremos más adelante.

Gestión de áreas

Hasta hace poco tiempo, y aún en la actualidad, cuando se da a conocer un proyecto de gestión de un área determinada en el que está previsto un cierto tipo de actuación, lo primero que llega a nuestras manos es el proyecto elaborado por una ingeniería y sobre el cual se debe trabajar aplicando los criterios de gestión medioambiental. En este punto es mucho más difícil actuar y es mucho más intensa la oposición presentada a cualquier modificación del proyecto original.

Lo idóneo sería que el proyecto de gestión o intervención incorporase ya desde el inicio a todas las partes implicadas en el mismo para elaborar un plan de gestión bien consolidado. Esto no sólo ahorraría tiempo, sino que abarataría los costes de una forma extraordinaria, tanto a corto como a largo plazo, y aseguraría los objetivos.

La realización de un proyecto de gestión desde la perspectiva de los anfibios y reptiles debe incluir un protocolo de trabajo bien temporizado y estructurado con la finalidad de poder realizar una correcta valoración de los efectos que sobre las poblaciones puede tener esa iniciativa de intervención. En muchos de los casos se desconoce incluso la composición específica de la comunidad y en algunos estudios puede incluso verse como el apartado de fauna se reduce a una simple lista de especies extraída de la bibliografía.

Los aspectos a considerar en los proyectos de gestión forestal para los anfibios y los reptiles son los siguientes.

Conocimiento de las especies presentes y su distribución

Es el requisito mínimo e imprescindible para la gestión de una zona determinada. En muchos casos se desconoce que especies de anfibios y reptiles pueblan zonas muy

TABLE 1. Retículo UTM aconsejado en función al tamaño del área a prospectar. En negrita se indica el tamaño de cuadrícula más utilizado en la bibliografía.

TABLE 1. *Advisable UTM reticle in function with the size of area to be explored. The size of the most often used square in the bibliography is indicated in bold.*

Área <i>Area</i>	Retículo Mínimo <i>Minimum Reticle</i>	Retículo Máximo <i>Maximum Reticle</i>
Continente (Europa) <i>Continent (Europe)</i>	50 × 50 Km	100 × 100 Km
País (España) <i>Country (Spain)</i>	10 × 10 Km	50 × 50 Km
Comunidad (Catalunya) <i>Autonomous Region (Catalonia)</i>	5 × 5 Km	10 × 10 Km
Comarca (Alt Empordà) <i>County (Alt Empordà)</i>	1 × 1 Km	5 × 5 Km
Área protegida (Garraf) <i>Protected Area (Garraf)</i>	500 × 500 m	1 × 1 Km
Población (Pla de Beret) <i>Town (Pla de Beret)</i>	Localización exacta	10 × 10 m

concretas y, en esa situación, difícilmente podremos valorar los efectos sobre la herpetofauna.

Para ello es necesario elaborar primero las listas de especies presentes y los mapas de distribución específicos para la zona en concreto. En la actualidad se ha generalizado el uso de la cartografía con proyección UTM o la representación en un entorno SIG para todos los grupos biológicos. En los mapas de proyección UTM se indica la presencia de la especie en un cuadrado determinado mediante un punto (figura 1). Con ello se obtiene un mapa de distribución de la especie, el cual en función del esfuerzo de prospección será más o menos representativo de la distribución de la especie en la zona.

Por lo general existe un criterio bastante unánime sobre qué tamaño de cuadrado (retículo) utilizar en función de la extensión de la zona (tabla 1).

Es importante indicar que el tamaño del retículo escogido es muy importante ya que de ello dependerá la información que podamos obtener de él. Un tamaño de cuadrícula demasiado pequeño con relación al área exigirá un esfuerzo de prospección desmesurado y nos proporcionará un mapa de distribución erróneamente fragmentado. En el otro extremo, nos encontraremos con que si elegimos un tamaño de malla demasiado grande no podremos apreciar la distribución detallada de la especie y nos aparecerá como una distribución continua (figura 1).

Es de vital importancia la localización de las citas de los individuos con la mayor precisión posible. La cita debe acompañarse con las coordenadas de localización. En la actualidad el formato más empleado es el de presentar las coordenadas en UTM. Con la ayuda actual de los GPS o los ortofotomapas es posible localizar las citas de individuos o sus núcleos reproductivos (ambientes acuáticos en el caso de los anfibios) a una escala muy detallada con un error de pocos metros. La precisión de la localización de

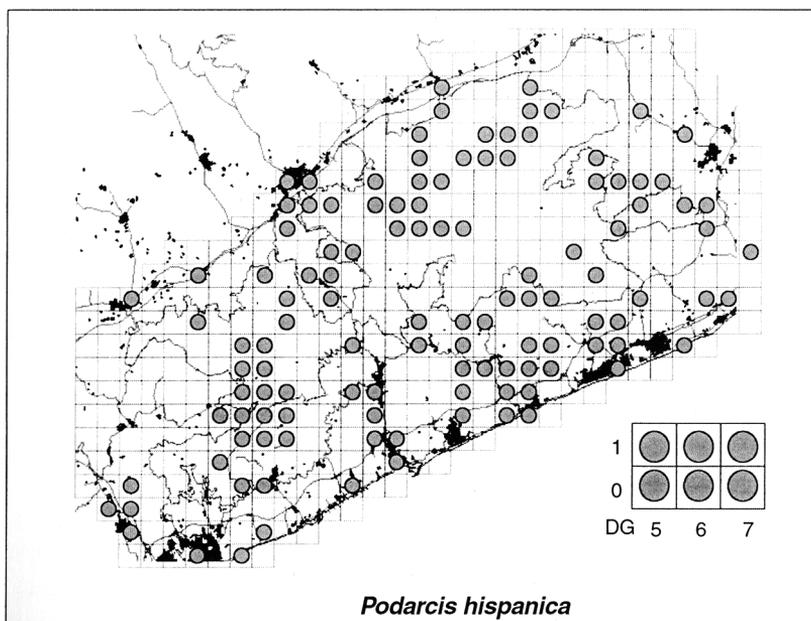


FIGURA. 1. Distribución de *Podarcis hispanica* en el Par Natural del Montnegre-Corredor (Cordillera Litoral Catalana) en UTM 1 x 1 y en UTM 10 x 10 km.

FIGURE 1. *Distribution of Podarcis hispanica in the Montnegre-Corredor Natural Park (Catalan Littoral Mountains) in 1 x 1 and 10 x 10 km UTM reticle.*

las citas nos permitirá posteriormente incorporar toda esta información en un programa SIG (Sistema de Información Geográfica). La ventaja de estas aplicaciones es que nos permiten visualizar y analizar la distribución de las especies junto a otras capas de información georeferenciadas como por ejemplo, el tipo de vegetación, la topografía de la zona, usos del suelo, pendientes y diversas variables climáticas (temperatura, precipitación, radiación solar).

Con todo ello es posible caracterizar el tipo de ambiente que utiliza una especie y determinar con ello su distribución potencial (Hayek & McDiarmid, 1994). La integración de las bases de datos en un SIG facilita la interpretación de la distribución actual de las especies, la actualización de los mapas y los análisis ante cambios sobre el paisaje (deforestación, obertura de una nueva red viaria, etc. -Richter-Boix, *et al.* 2003b-). A partir de las bases de datos de diferentes años se puede analizar la evolución de la distribución de una especie y evaluar el estado de sus poblaciones (Gibbs, 1993, 1998). Analizar si éstas se encuentran muy fragmentadas (Knutson *et al.*, 1999; Kolozsvar, 1999), y si existen barreras y de que categoría que dificulten el intercambio de individuos (presencia de una red viaria o ferroviaria, o bien de grandes núcleos urbanos). Con toda esta información se puede modelizar el efecto de las barreras en la migración de los individuos (Ray *et al.* 2002), y estudiar y proponer las medidas de gestión más adecuadas en cada caso (Richter-Boix, *et al.*, 2003; Santos *et al.*, 2006, 2007).

Caracterización de las especies

Una vez conocida la distribución específica de la zona, debemos analizar la comunidad herpetológica desde dos perspectivas bien diferenciadas:

1. Caracterización biogeográfica de las especies presentes.
2. Estatus de las especies.

1. Caracterización biogeográfica de las especies

Es imprescindible conocer que tipologías específicas tenemos en la herpetocenosis desde varias perspectivas. No sólo debemos conocer que biótopos utiliza la especie, sino también a que ecotipo pertenecen. Es decir no sólo si es una especie de márgenes de caminos, de vegetación baja, de roquedales,... sino también si es nocturna, heliotherma, arborícola, de suelo, etc. Para ello es muy conveniente disponer de una ficha de campo en la que puedan anotarse todas las características bióticas y abióticas que se puedan estimar en el momento de la observación (figura 2).

Este modelo de ficha, utilizado en la realización del Atlas Herpetológico de Catalunya (Llorente *et al.*, 1995), recoge información de aspectos diversos de la observación (de localización de la observación, del ejemplar, del biótopo y del hábitat general). Esta ficha puede servir de modelo, pero debe adecuarse a los objetivos precisos de cada estudio ya que, puede resultar demasiado exhaustiva o por el contrario demasiado imprecisa. Por ejemplo si estamos valorando los posibles efectos de un incendio forestal o la importancia de una charca para las poblaciones de anfibios puede resultarnos inapropiada.

Por otra parte, es muy importante conocer el carácter biogeográfico de las especies presentes (tabla 2) y su distribución general (figura 3), ya que nos ayudarán a comprender en buena medida el por qué de su distribución y en que hábitats podremos esperar encontrarlas. En la figura 2 se muestra la distribución de *Salamandra salamandra*, especie eurosiberiana que se distribuye en la Península ibérica por encima de la isoyeta de 600 mm de lluvia anual y siguiendo las grandes sierras que cruzan Iberia.

Asimismo, el carácter biogeográfico determinará la potencial distribución de la especie. Además, todas aquellas especies que presenten en la zona su límite de distribución habrá que esperar que presenten poblaciones dispersas y fragmentadas, mientras que aquellas en que la zona se sitúe totalmente dentro del área de distribución, lo más probable será que presenten distribuciones continuas si no hay factores que modifiquen su presencia. Además, el carácter biogeográfico de la especie nos podrá indicar sus preferencias de hábitat y nos ayudará a comprender una determinada distribución.

2. Estatus de las especies

Es imprescindible tener en cuenta el estatus de las especies, tanto a nivel de protección oficial como de situación real y local.

La mayor parte de las especies de anfibios y reptiles están protegidas por la ley

»	ESPECIE = []	»	DATA = []	»	CODI ATLAS = []	
»	LOCALITAT = []			»	PROVINCIA = []	
»	MUNICIPI = []			»	ALT = []	
»	UTM 1 x 1 = []	»	UTM 10 x 10 = []	»	CITA []	
»	HORA SOLAR = []	»	CAPTURA []			
Dades exemplar:						
	»	SEXE []	Tipus	Altres exemplars		
			ADULT []	+ []		
»	PES = []		SUBADULT []	+ []		
»	L.T. = []		JUVENIL []	+ []		
»	C.C. = []		LARVA []	+ []		
»	L.C. = []	»	MORT []	POSTA [] + []		
»	L.Cb. = []	»	VIU []	MUDA [] + []		
»	A.Cb. = []			RESTE [] + []		
			FECA []	+ []		
Dades captura:						
	»	ACTIU []	Insolant []	»	PASSIU []	
»	TEMPERATURA : Aigua [°C]	Aire [°C]		»	Substrat [°C]	
»	A TERRA: []	»	A L'AIGUA: []	»	SOLS:	
Escombraries []	Pou/font []			Rocam []		
Runes []	Canal/Sèquia []			Pedregós []		
Camp []	Embassament []			Arenes []		
Marge..... []	Bassa obra []			Argiles []		
Talús []	" mixte []			Tartera []		
Sota..... []	" natural []			Gresos (Aren.) []		
Sobre..... []	" aluvial []			Húmics []		
Enterrat []	Curs rierol []			Turbós []		
Curs sec []	Vores []			Altres..... []		
Camí / Pista []	Toll []					
Platja []	Riu/riera []	»	pH [.]			
Pared pedres []	Fangar []					
Carretera []	Llac/Llacuna []	»	HUMITAT AMBIENTAL			
Marge pedres []	Vegetació lit. []		Humitat Rel. (%) []			
Vegetació []	Vegetació sum. []					
Dades biòtop general:						
Torbera []	Vegetació ribera	Conreu de vinyes []				
Falguerar []	Arboria []	" d'horta []				
Prat alpi []	Arbustiva []	" d'ametlles []				
" de pastura []	Herbàcia []	" cereal..... []				
" de dall []	Pineda Pi blanc []	" de fruiters []				
Herbassar []	" pinassa []	" abandonat []				
Bardissa []	" pinyoner []	Avellaner []				
Màquia []	" Pi roig []	Nucli urbà []				
Landa []	" Pi negre []	Construc. aïllada []				
Erial (Erms) []	Avetosa []	Ruïnes []				
Matoll []	Fageda []	Abocador []				
Garrig/Brolla []	Pollancrera []	Cova/Avenc/Mina []				
Roureda []	»Veg. xerofila []	Platja []				
Alzinar medit. []	Veg. halòfila []	Altres..... []				
" muntany. []	Veg. Psamòfila []	» SUBSTRATE:				
Sureda []	Canyissar/joncs []	Silici []				
Aiguamoll []	Conreu d'arròs []	Calcarí []				
Devesa []	" d'oliva []	Altres..... []				
	»	COBERTURA	Arbòria	Arbustiva	»	ORIENTACIO :
		100% []	100% []			N [] S []
		75% []	75% []			NE [] SO []
		50% []	50% []			E [] O []
		25% []	25% []			SE [] NO []
		0% []	0% []			

FIGURA 2. Modelo de ficha de campo usada para el muestreo del Atlas Herpetológico de Catalunya (Llorente et al., 1995.)

FIGURE 2. A sample data sheet used in the Herpetological Atlas of Catalonia (Llorente et al., 1995).

TABLA 2. Caracterización biogeográfica de los anfibios y reptiles de Catalunya (Carretero *et al.*, 1999).

TABLE 2. *Biogeographical characterisation of amphibians and reptiles of Catalonia (Carretero et al., 1999). Legend: Circummediterranean, Eurosiberian, Ibero-Magrabian, Ibero-Mediterranean, Introduced, Mesoeuropean, Older Introduction, Pyrenean Endemism, Recent Introduction, Western Europe.*

Especie <i>Species</i>	Categoría biogeográfica <i>Biogeographical Category</i>	Especie <i>Species</i>	Categoría biogeográfica <i>Biogeographical Category</i>
<i>Salamandra salamandra</i>	Eurosiberiana	<i>Acanthodactylus erythurus</i>	Iberomagrebí
<i>Calotriton asper</i>	Endemismo pirenaico	<i>Lacerta lepida</i>	Iberomediterránea
<i>Calotriton arnoldii</i>	Endemismo pirenaico	<i>Lacerta bilineata</i>	Mesoeuropea
<i>Pleurodeles waltl</i>	Iberomagrebí	<i>Lacerta agilis</i>	Eurosiberiana
<i>Lissotriton helveticus</i>	Europea occidental	<i>Lacerta vivipara</i>	Eurosiberiana
<i>Triturus marmoratus</i>	Europea occidental	<i>Iberolacerta bonnali</i>	Endemismo pirenaico
<i>Discoglossus pictus</i>	Introducción reciente	<i>Iberolacerta aranica</i>	Endemismo pirenaico
<i>Alytes obstetricans</i>	Europea occidental	<i>Iberolacerta aurelioi</i>	Endemismo pirenaico
<i>Pelobates cultripes</i>	Iberomediterránea	<i>Podarcis muralis</i>	Mesoeuropea
<i>Pelodytes punctatus</i>	Europea occidental	<i>Podarcis hispanica</i>	Iberomagrebí
<i>Bufo bufo</i>	Eurosiberiana	<i>Podarcis pityusensis</i>	Introducción reciente
<i>Bufo calamita</i>	Europea occidental	<i>Anguis fragilis</i>	Eurosiberiana
<i>Hyla meridionalis</i>	Iberomagrebí	<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Iberomagrebí
<i>Pelophylax perezi</i>	Iberomediterránea	<i>Hierophis viridiflavus</i>	Europea occidental
<i>Rana temporaria</i>	Eurosiberiana	<i>Malpolon monspessulanus</i>	Circummediterránea
<i>Testudo hermanni</i>	Circummediterránea	<i>Rhinechis scalaris</i>	Iberomediterránea
<i>Mauremys leprosa</i>	Iberomagrebí	<i>Zamenis longissimus</i>	Mesoeuropea
<i>Trachemys scripta elegans</i>	Introducción reciente	<i>Natrix maura</i>	Europea occidental
<i>Tarentola mauritanica</i>	Iberomagrebí	<i>Natrix natrix</i>	Eurosiberiana
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Introducción antigua	<i>Coronella girondica</i>	Iberomagrebí
<i>Chalcides striatus</i>	Iberomediterránea	<i>Coronella austriaca</i>	Eurosiberiana
<i>Chalcides bedriagai</i>	Iberomediterránea	<i>Vipera aspis</i>	Europea occidental
<i>Psammotromus algirus</i>	Iberomagrebí	<i>Vipera lata</i>	Iberomagrebí
<i>Psammotromus hispanicus</i>	Iberomediterránea		

tanto a nivel estatal como en las comunidades autónomas (Llorente *et al.*, 1995, 1998; Pleguezuelos, 1997; Lizana & Barbadillo, 1997; Pleguezuelos *et al.*, 2002). Aunque la mayoría de las especies se consideran como de “Preocupación menor” (Pleguezuelos *et al.*, 2002), a nivel de todo el territorio español, cuando se analizan las poblaciones a nivel más detallado, puede no ser así. A modo de ejemplo indicar que en el Delta de l’Ebre desaparecieron o han disminuido de forma importante sus efectivos, muchas poblaciones de anfibios y reptiles, como consecuencia de la contaminación de las aguas superficiales y del acuífero, sobreexplotación del mismo, pérdida de hábitat y muerte por atropellos (Llorente *et al.*, 1991).

Cabe por tanto, considerar el estatus de la especie en la zona y valorar la importancia de las poblaciones presentes en el conjunto del área. Además, este estatus “legal” de conservación, puede estar más o menos ajustado a la realidad, en función del nivel de conocimiento de la especie. Así, por ejemplo, mientras que el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) en Pleguezuelos (1997) era una especie protegida a nivel español y considerada como “No amenazada”; en una posterior revisión (Pleguezuelos *et al.*, 2002), pasa a ser



FIGURA 3. Ejemplo de distribución de una especie montana dependiente de la pluviometría: *Salamandra salamandra* en la Península Ibérica.

FIGURE 3. An example of the distribution of a mountain species dependent on rainfall: *Salamandra salamandra* in the Iberian Peninsula.

catalogada como una especie “vulnerable”. Actualmente en Castilla-León y Castilla-La Mancha, se supone que en tres generaciones (21 años) desaparecerán el 20% de sus poblaciones actuales (Barbadillo y Martínez-Solano, *com. pers.*). Por ello, aunque a nivel estatal la especie pueda no estar en peligro, a menor escala, pueden producirse regresiones poblacionales locales que a largo plazo se traduzcan en una disminución de su área de distribución. En consecuencia, son necesarios estudios a pequeña escala para detectar estos declives zonales y es imprescindible una legislación en materia de conservación a menor nivel (Comunidades Autónomas, por ejemplo).

Estimas de la riqueza específica

Se entiende por riqueza específica el número de especies presentes en una zona. Es un concepto que, aunque muchas veces relacionado, debe diferenciarse del de diversidad. En la mayor parte de los casos es prácticamente imposible estimar la diversidad herpetológica de una zona pues es prácticamente imposible llegar a saber el número de individuos de cada especie. Por tanto se suele analizar la riqueza específica, aunque en muchos estudios se hable de diversidad refiriéndose a riqueza.

TABLA 3. Unidades de hábitat consideradas en el Parc Natural de Montnegre-Corredor (Cordillera Litoral Catalana) y especies de reptiles presentes en cada una de ellas (Roig *et al.*, 1998). **Bt**: Bosques cerrados. **Be**: Bosques aclarados. **Bim**: Matorrales. **Zoh**: Zonas abiertas herbáceas. **Cc**: Campos de cultivo. **Zh**: Zonas humanizadas. **Pa**: Puntos de agua (ríos, rieras, pantanos, charcas o similares). **Zeh**: Zonas de elevada humedad (marismas, zonas umbrías, sotos o similares). **Rs**: Rieras secas. **Pit**: Pedregales y taludes. •: Presencia confirmada. ?: Presencia no confirmada.

TABLE 3. *Units of habitat considered in th Natural Park of Montnegre-Corredor (Catalan Littoral Mountains) and species of reptile present in each one of them (Roig et al., 1998). Bt: Closed Forest. Be: Cleared Forest. Bim: Thickets. Zoh: Open herbaceous Zones. Cc: Fields for cultivation. Zh: Humanised zones. Pa: Water points (rivers, streams, marshes, ponds or similar). Zeh: Zones with high humidity (swamps, shady, areas, thickets or similar). Rs: Dry rivers. Pit: Stony areas and slopes. •: Presence confirmed. ?: Presence unconfirmed.*

Especie/Unidad de hábitat	Bt	Be	Bim	Zoh	Cc	Zh	Pa	Zeh	Rs	Pit
<i>Testudo hermanni</i>	—	?	—	—	—	?	—	—	—	—
<i>Mauremys leprosa</i>	—	—	—	—	—	—	•	—	—	—
<i>Trachemys scripta</i>	—	—	—	—	—	—	•	—	—	—
<i>Tarentola mauritanica</i>	—	—	—	—	•	•	—	—	—	•
<i>Hemidactylus turcicus</i>	—	—	—	—	—	•	—	—	—	—
<i>Psammodromus algirus</i>	—	•	•	•	•	•	—	•	•	—
<i>Psammodromus hispanicus</i>	—	—	•	•	—	—	—	—	—	—
<i>Lacerta lepida</i>	—	•	•	—	•	•	—	—	•	—
<i>Podarcis muralis</i>	—	—	—	—	—	—	—	•	—	—
<i>Podarcis hispanica</i>	—	—	•	—	•	•	—	—	—	•
<i>Anguis fragilis</i>	•	•	—	—	•	—	—	•	•	—
<i>Malpolon monspessulanus</i>	—	•	•	•	•	•	—	—	•	•
<i>Rhinechis scalaris</i>	•	•	•	•	•	•	—	—	•	•
<i>Zamenis longissimus</i>	•	•	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Natrix maura</i>	—	—	—	—	—	•	•	•	—	—
<i>Natrix natrix</i>	•	—	—	—	•	—	•	•	•	—
<i>Coronella girondica</i>	—	•	•	—	—	•	—	—	—	•
<i>Vipera aspis</i>	—	•	—	—	—	—	—	—	—	•
<i>Vipera latastei</i>	—	—	?	—	—	—	—	—	—	?

En distintos estudios realizados (Bea *et al.*, 1994; Llorente *et al.*, 1995; Montori *et al.*, 1993, 1995, 1997, 1998), se pone claramente de manifiesto que los anfibios y reptiles no se distribuyen por igual en los distintos ambientes presentes en una zona determinada. Existen entre las distintas especies grandes diferencias en cuanto a las preferencias de hábitat pero además, existen unidades paisajísticas o de hábitat mucho más propicias que otras para la presencia de anfibios y reptiles y, en consecuencia, unas áreas presentan riquezas específicas mayores que otras (tablas 3 y 4).

En la tabla 3 puede observarse como los bosques cerrados en comparación con los

TABLE 4. Unidades de hábitats reproductores en los que se localizan las distintas especies de anfibios de Parc Natural de St. Llorenç del Munt i Serra de L'Obac (Montori *et al.*, 1997).

TABLE 4. *Units of reproduction habitats in which the different species of amphibians are located in the St. Llorenç del Munt i Serra de L'Obac Natural Park (Montori et al., 1997).*

Especie <i>Species</i>	Charcas <i>Ponds</i>	Fuentes <i>Fountain</i>	Rieras <i>Streams</i>	Pantanos <i>Reservoir</i>
<i>Salamandra salamandra</i>	6	3	3	0
<i>Triturus marmoratus</i>	2	0	0	0
<i>Alytes obstetricans</i>	9	0	0	0
<i>Pelodytes punctatus</i>	1	0	0	0
<i>Bufo bufo</i>	2	0	1	0
<i>Bufo calamita</i>	0	0	1	0
<i>Hyla meridionalis</i>	6	0	1	0
<i>Pelophylax perezi</i>	19	1	2	2
Total de puntos disponibles <i>Total of Available Points</i>	27	18	5	2

bosques aclarados presentan una menor riqueza específica. Si consideramos que en los últimos años la masa forestal se ha incrementado, la consecuencia lógica es que en algunas zonas se puede estar perdiendo riqueza herpetológica. Este hecho es especialmente claro en aquellas zonas donde la protección del área ha llevado a un cese prácticamente total de las actividades forestales tradicionales. Puede observarse también como, en el caso de los reptiles, las zonas más abiertas son por lo general las más favorables. No debe entenderse esto como una justificación para la tala masiva de las masas forestales. Muy al contrario, un hábitat excesivamente deforestado llevará de la misma forma a la pérdida de riqueza específica. La configuración ideal correspondería a aquella que presentara una máxima diversificación de unidades de hábitats en distintos niveles de sucesión. Cuanto más homogéneos sean los ambientes menor riqueza específica. En este sentido, una distribución de unidades de hábitat en mosaico favorece la presencia del mayor número posible de reptiles.

En la figura 4 se muestra como ejemplo la distribución por ambientes en la comarca de la Cerdaña, idealizando y simplificando una sección transversal de la comarca (Montori, datos propios). En esta sección puede verse la distribución diferencial de muchas de las especies presentes. Se observa muy claramente que no todas las especies se distribuyen por igual en un área y que los factores abióticos y bióticos como son cobertura, orientación, pendiente, insolación, etc., pueden estar influyendo muy directamente sobre la presencia o no de una especie y en consecuencia, sobre la riqueza específica. Estos factores también deben tenerse en cuenta para la elaboración de los planes de gestión y ponen de manifiesto una vez más, la importancia de la escala en el análisis de la riqueza herpetológica.

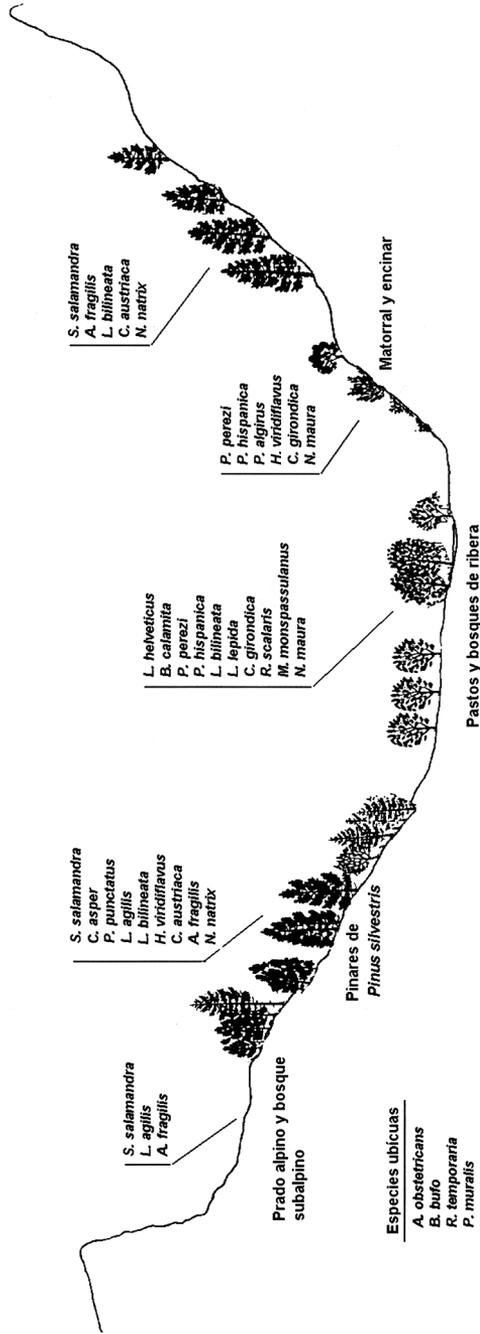


FIGURA 4. Sección transversal simplificada e idealizada de la comarca de la Cerdanya (Pirineo Oriental). Se indican las especies presentes en cada una de las grandes unidades de hábitat consideradas.

FIGURE 4. Simplified and idealized transverse section of La Cerdanya county (East Pyrenees). The species present are represented for each forest unit considered. Legend: Prado alpino y bosque subalpino: Alpine meadow and subalpine wood. Pinares de *Pinus sylvestris*: *Pinus sylvestris* pine groves. Pastos y bosques de ribera: Pastures and riverbank woods. Matorral y encinar: Brushwood and holm oak woods. Especies ubicuas: Ubiquitous species.

En la tabla 4 se muestra la distribución de las especies de anfibios del Parc de St. Llorenç del Munt i Serra de l'Obac, pero haciendo incidencia sobre los puntos de reproducción más utilizados. Como puede observarse, uno de los medios mejor representados en la zona (las fuentes) no es el idóneo para los anfibios, aún y presentar muchas de ellas recipientes donde se mantiene el agua casi de forma permanente. Puede observarse sin embargo, que para una especie, *Salamandra salamandra*, las fuentes pueden representar un medio de reproducción idóneo. Por tanto en el momento de valorar una actuación determinada puede que deba considerarse este hecho. Por otra parte se ve claro el papel primordial de las charcas como medio de reproducción de los anfibios. La gestión de las masas forestales por lo que respecta a los anfibios debe incluir un plan de gestión de charcas obligatoriamente. Este plan pasa por una primera catalogación de los puntos de agua, la valoración de los mismos y el establecimiento de un plan de seguimiento (ver más adelante) y de medidas correctoras o compensatorias si son necesarias.

En Cataluña se ha constatado en los últimos años la pérdida de algunos puntos de agua (Llorente *et al.*, 1995) muy importantes para las poblaciones de anfibios. A este respecto cabe indicar que en muchas zonas una charca puede representar el único punto de reproducción y dispersión en muchos km. a la redonda y, que ese punto puede ser el determinante de la desaparición o supervivencia de varias especies de anfibios en una zona en concreto. Este aspecto se ampliará más adelante.

Conocimiento de la biología y fenología de las especies

El conocimiento de la biología y ecología de las especies de anfibios y reptiles que forman la comunidad, es de suma importancia para poder valorar correctamente la incidencia de una determinada actuación o para poder proponer actuaciones con un objetivo concreto. En el caso de las aves, están muy bien determinados los periodos de construcción de nidos, incubación, etc. Sin embargo en el caso de los anfibios y los reptiles no existe el mismo tipo de conocimiento y concienciación a este respecto. Está muy claro que una tala o una intervención, según el momento en que se realice, puede afectar la reproducción de varias especies de aves. Sin embargo, que esta misma tala o intervención, que la quema de herbazales o la limpieza de una charca pueda afectar a la puesta de un saurio o un anuro no parece que sea tan grave ni tan evidente.

El conocimiento de la fenología de las especies de anfibios y reptiles de la zona en que vamos a trabajar es de suma importancia ya que nos permitirá valorar no sólo el grado de incidencia de determinadas actuaciones, sino también escoger el momento idóneo para realizar una determinada actuación. Por lo que respecta a los anfibios y reptiles, existen determinados momentos del ciclo biológico en los que se desaconseja cualquier tipo de actuación.

En los medios acuáticos está totalmente desaconsejado actuar de forma directa o indirecta durante el periodo reproductor de los anfibios y durante el desarrollo larvario. Debe tenerse en consideración que por ejemplo una corta en la vertiente de escorrentía de un curso o charca puede alterar las condiciones físico-químicas del medio acuático hasta el punto de eliminar a los anfibios allí presentes. Montori *et al.* (1995) y Clivillé

et al. (1997) registran el caso de una charca del Parc Natural del Garraf que tras un incendio forestal quedó prácticamente colmatada por lavado de la vertiente, pasando de ser la charca donde se reproducían un mayor número de especies y ejemplares antes del fuego, a una de las menos diversas después del fuego.

El momento idóneo para actuar sobre el medio acuático suele ser el invernial debido a la poca actividad biológica existente. Sin embargo, debe valorarse de igual forma la incidencia sobre las poblaciones.

Para los reptiles está también desaconsejada la actuación durante el periodo reproductor. Las actividades de preparación del suelo para plantación o las talas durante los periodos en que las puestas están incubándose, suelen ser nefastas para la mayor parte de las especies.

En la figura 5 puede observarse la fenología de las especies de anfibios en el macizo del Garraf (Montori *et al.*, 1993; Montori, 1996). Como puede verse, existen periodos del año en los que la práctica totalidad de las especies están reproduciéndose en el medio acuático y por el contrario, existen ciertos periodos en los que únicamente las especies presentes todo el año están en el agua. Además debe tenerse muy claro que a nivel de población es mucho peor actuar sobre un adulto que sobre un individuo larvario. En todas las poblaciones de anfibios la mortalidad larvaria es altísima mientras que en los adultos es muy baja.

En la figura 6 se presenta el periodo de actividad para la comunidad de reptiles de la Cerdaña (Montori, datos propios). De forma similar a los que sucedía con los anfibios, se observa que hay periodos en los que no hay actividad de reptiles ya que están en hibernación, mientras que en otros momentos están todas las especies activas.

En conclusión debemos escoger muy bien el momento en que vamos a realizar la actuación y antes de tomar la decisión final considerar los siguientes puntos:

- Qué especies están presentes en la zona sobre la que se va actuar.
- Cuál es la actividad biológica dominante en el momento de la actuación (migración, reproducción, puestas,...).
- Cuál es el estatus legal y el real de protección de las especies afectadas.
- Incidencia real sobre las poblaciones (efectos directos e indirectos).
- Importancia de las poblaciones presentes en la zona para la especie y para el área.
- Qué medidas correctoras o compensatorias se pueden tomar para minimizar la incidencia o el impacto de la actuación.

El problema en todos estos casos radica en la valoración objetiva de la importancia de las poblaciones o de los efectos de la actuación. En la mayor parte de estudios de evaluación de impacto ambiental se intentan aplicar distintas metodologías que pretenden cuantificar los impactos de forma global –véase por ejemplo la matriz de Leopold (Leopold *et al.*, 1971). Sin embargo, estos intentos son demasiado generalistas y no sirven para grupos faunísticos concretos. El resultado es que en muchos casos queda a criterio del gestor la evaluación final. Con la fauna los criterios de objetividad son imprecisos debido tanto a la dificultad de cuantificación, como a la falta de estudios en las zonas donde se pretende actuar.

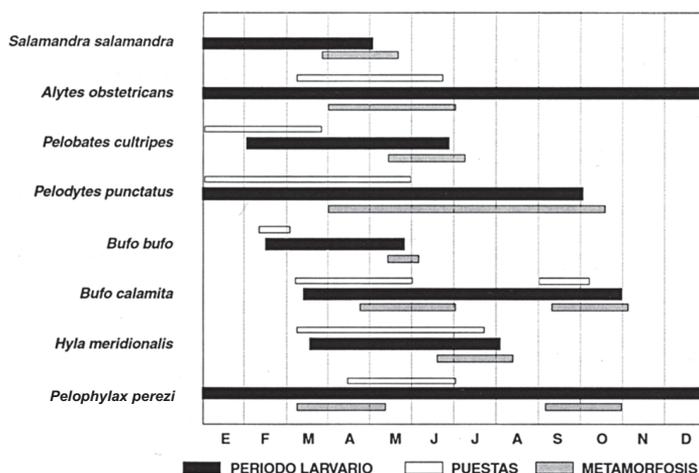


FIGURA 5. Fenología de los anfibios en el Parc Natural del Garraf (Cordillera Litoral Catalana) (Montori, 1996).

FIGURE 5. *The phenology of the amphibians in the Garraf Natural Park (Catalan Littoral Mountains) (Montori, 1996). Legend: Periodo larvario: Larva period. Puestas: Layings. Metamorfosis: Metamorphosis.*

A nivel peninsular, y por tanto a gran escala, se han realizado dos estudios bastante exhaustivos de las zonas de particular interés herpetológico (Santos *et al.*, 1999, Mateo, 2002 en Pleguezuelos, *et al.*, 2002). Estos estudios clasifican las zonas según su importancia herpetológica, cuantificando de la forma más objetiva posible todo un conjunto de variables faunísticas. En la tabla 5 se muestran los criterios utilizados por Santos *et al.* (1999). Estos estudios son de difícil aplicación a pequeña escala, pero sirven de modelo de cómo debemos hacer los análisis faunísticos en las zonas a gestionar, para intentar ser lo más objetivos posible y poder decir si una zona es herpetológicamente importante o no. También se puede hacer una aproximación a la importancia de la comunidad, cuantificando y categorizando factores ecológicos poblacionales de las especies presentes.

En el segundo de estos estudios (Mateo, 2002), este autor sigue las recomendaciones de Kershaw *et al.* (1995) así como las de Peterson y Navarrosigüenza (1999). Partiendo del estudio elaborado por Santos *et al.* (1999), considera como criterios para definir las áreas importantes el grado de amenaza de las especies, la diversidad y el número de endemismos de una determinada zona. Así, los criterios establecidos son:

- Que tenga , al menos, alguna especie EN o CR
- Que tenga al menos tres especies VU.
- Que tenga dos especies VU y al menos 30 especies de anfibios y reptiles de los que 7 o más sean endemismos ibéricos.
- Que tenga 40 o más especies autóctonas.
- Que sea un área insular que tenga, al menos, una especie VU.
- Que sea un área insular con 10 o más especies de herpetos autóctonos.

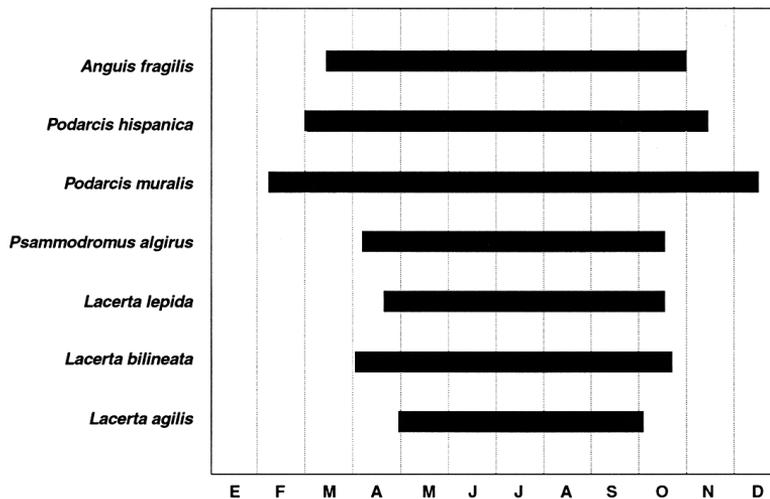


FIGURA 6. Periodo de actividad de la comunidad de saurios en la comarca de La Cerdanya (Pirineo Oriental).

FIGURE 6. *Period of activity of the Saurian Community in the La Cerdanya country (East Pyrenees).*

- Para establecer un orden de preferencia entre áreas de interés se consideró como zona de interés excepcional si cumple:
 - Tener, al menos, una especie CR.
 - Presentar, al menos, 5 taxones VU y/o EN.
 - Ser un área insular con, al menos 3 taxones VU o EN.

En áreas pequeñas la composición taxonómica de la comunidad y el estado de sus poblaciones en relación a la región adquiere una mayor importancia. A gran escala suele considerarse la importancia que una zona puede tener para una especie en cuestión como uno de los factores más importantes. Sin embargo, al intentar aplicar este concepto a pequeña escala, prácticamente nunca encontraríamos que una determinada actividad puede poner en peligro a toda la especie o población peninsular. Tomemos el caso del tritón pirenaico (*Calotriton asper*). Esta especie puede considerarse como un endemismo pirenaico y en consecuencia presenta una distribución relativamente reducida (Llorente *et al.*, 1995). A gran escala podemos ver claramente que su hábitat principal, los torrentes de montaña media, son realmente importantes para la supervivencia de la especie y sugerir en consecuencia una regulación de las actividades sobre estos medios. Sin embargo, a pequeña escala, podemos llegar a evaluar como favorable una determinada actuación sobre un único torrente porque no es importante para la especie y, sin embargo, sí podría serlo para el área en cuestión, ya que puede tratarse de la única población existente en la zona.

En consecuencia, los criterios fundamentales a considerar cuando se intenta valorar la importancia herpetológica de una zona pequeña deben ser:

TABLA 5. Criterios utilizados para cuantificar la importancia herpetológica de determinadas áreas en España (Santos *et al.*, 1998).

TABLE 5. Criteria used to quantify the herpetological importance of certain areas in Spain.

Endemismos <i>Endemisms</i>		Especies en peligro (E) y Vulnerables (V) <i>Species E & V</i>		Riqueza <i>Richness</i>	
De 0 a 2 endemismos	0	Ausentes (<i>Absent</i>)	0	De 1 a 14 especies (<i>From 1 to 14 species</i>)	0
De 3 a 4 endemismos	1	Especie V (<i>Species V</i>)	1	De 15 a 25 especies (<i>From 14 to 25 species</i>)	1
Más de 4 endemismos	2	Especie E (<i>Species E</i>)	2	Más de 25 especies (<i>More than 25 species</i>)	2
Endemismos zona <i>Endemisms zone</i>		Subespecies endémicas <i>Endemic Subspecies</i>		Abundancia <i>Abundance</i>	
Ausentes (<i>Absent</i>)	0	Ausentes (<i>Absent</i>)	0	Menos del 30 % abundantes (<i>Less than 30 % abundancy</i>)	0
1 endemismo zona	1	ssp endémica (<i>1 endemic sp</i>)	1	Del 30 al 50 % (<i>From 30 to 50 %</i>)	1
Más de 1 (<i>More than 1</i>)	2	Más de 1 (<i>More than 1</i>)	2	Más del 50 % (<i>More than 50 %</i>)	2
Insularidad <i>Insularity</i>		Distribución en la comunidad <i>Distribution within the community</i>			
No insularidad relevante (<i>No relevant insularity</i>)	0	Riqueza menor que la comunidad (<i>Richness less than the community</i>)	0		
Insularidad relevante (<i>Relevant insularity</i>)	1	Igual que la comunidad (<i>Same as the community</i>)	1		
		Mayor que la comunidad (<i>Greater than the community</i>)	2		

- Presencia de especies “en peligro” (EN), “vulnerables” (VU) y “En peligro crítico (CR).
- Especies no catalogadas bajo estos epígrafes pero en clara regresión en la comunidad (*Vipera latastei* en Catalunya por ejemplo).
- Riqueza específica elevada en relación a las zonas colindantes.
- Presencia de altas densidades poblacionales de determinadas especies, difíciles de encontrar en otras zonas (*Lacerta vivipara* en el Val d’Aran por ejemplo)
- Existencia de charcas o puntos especialmente importantes para la reproducción de los anfibios.
- Diversidad paisajística alta y cubierta vegetal en buen estado.
- Papel como corredor biológico.

Planes de seguimiento a largo plazo

Este apartado es de suma importancia y habitualmente no suele considerarse. Actualmente algunas áreas que gozan de figuras de protección y que en consecuencia prevén planes de gestión de dicha área, están iniciando planes de seguimiento a más largo plazo. Con estos planes se pretende poder detectar cambios en las comunidades y poder actuar o elaborar medidas correctoras si son precisas.

Los criterios para elaborar y ejecutar planes de seguimiento en referencia a la herpetofauna han de tener en consideración los siguientes apartados:

- Los seguimientos deben realizarse sobre las especies más comunes, ya que son éstas las que nos permitirán detectar con mayor precisión las variaciones poblacionales no debidas a fluctuaciones naturales. Las especies raras o endémicas no son buenos indicadores ya que presentan una menor detectabilidad y son mucho más fluctuantes. La tendencia general es a utilizar las especies raras como características e indicadoras del estado de una zona. Precisamente éstas son las que están más sujetas a fluctuaciones por pequeños cambios o azar y por ello son las menos apropiadas para realizar los seguimientos. No obstante, puede ser que su rareza se deba a una regresión de la especie (*Emys orbicularis* en la comarca de La Selva, p.ej.) y se precise elaborar un plan de seguimiento individualizado.
- Tanto si el seguimiento se realiza sobre comunidades herpetológicas como sobre especies, deben escogerse las zonas más favorables para realizarlo. Los seguimientos se basarán siempre en censos por transecto o muestreos homogéneos, manteniendo siempre los esfuerzos de muestreo constantes para poder compararlos entre sí. También debe tenerse en cuenta que los seguimientos deben realizarse en las óptimas condiciones siempre.
- El plan de seguimiento ha de incorporar una metodología sencilla para que pueda ser ejecutado por la propia guardería de la zona, técnicos o personal especializado. También ha de poder realizarse con un coste económico razonable para facilitar la su aplicación.
- El gestor forestal debe tener muy claro que objetivos persigue cuando va a realizar un seguimiento. En función de éstos podrá decidir sobre la necesidad de realizar un seguimiento extensivo o intensivo (Carretero & Rosell, 1998). Por ejemplo, puede interesar conocer como van evolucionando las comunidades de anfibios y reptiles en una zona concreta (p.ej. una área protegida) a partir de una distribución ya conocida. En ese caso deberemos realizar un seguimiento extensivo (tabla 6), de mayor escala y duración temporal. Sin embargo, nos puede ser muy necesario conocer la evolución de una especie vulnerable presente en la misma zona. Para ello no nos sirve este tipo de seguimiento y deberá realizarse uno de tipo intensivo (tabla 6).

En definitiva, la realización de uno u otro tipo de seguimiento dependerá única y exclusivamente de los objetivos que pretendamos conseguir aunque, como gestores, estamos obligados a saber detectar si es preciso realizar seguimientos y cuáles son prio-

ritarios en función de la composición específica de la zona. Es importante considerar la escala en los sobre la cual se establecerán los planes de seguimiento, especialmente en aquellos organismos que presentan una estructura metapoblacional, con grandes oscilaciones interanuales debidas a migración entre localidades, especialmente en los anfibios anuros (Skelly *et al.*, 1999). A pequeña escala podríamos tener una visión inco-

TABLA 6. Caracterización de los tipos de planes de seguimiento. (Carretero & Rosell, 1998).

TABLE 6. *Characterización of the types of monitoring plans.* (Carretero & Rosell, 1998).

SEGUIMIENTO EXTENSIVO <i>EXTENSIVE MONITORING</i>	Objetivo <i>Objective</i>	Control sobre <i>Control of</i>	Características <i>Characteristics</i>	Parámetros fundamentales <i>Fundamental Parameters</i>
	<ul style="list-style-type: none"> - Comunidades (detectar cambios a largo plazo y planificar actuaciones si es preciso) <p><i>Communities (Detect long term changes and plan actions if necessary)</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> - Anfibios <i>Amphibians</i> - Reptiles <i>Reptiles</i> - Lacértidos - Ambientes (charcas...) <i>Environments (ponds..)</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - Escala media o grande <i>Medium or large scale</i> - Intervalo de seguimiento medio (5 años) <i>Average monitoring interval (5 years)</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - Presencia/Ausencia <i>Presence/Abscence</i> - Riqueza específica <i>Specific Richness</i>
EJEMPLO <i>EXAMPLE</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Análisis de la comunidad de reptiles del P.N. del Garraf, áreas más importantes y evolución. <p><i>Analysis of the reptile community in the Garraf N. P., most important areas and evolution</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> - Poblaciones de reptiles <i>Reptile populations</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - Trabajo sobre toda el área administrativa del Parque en UTM 1 × 1 <i>Work over the entire administrative area of the Park in UTM 1 × 1</i> - Apoyo logístico de la guardería <i>Logistical support from the guard</i> - Repetición del estudio cada 5 años. <i>Repetition of the study every 5 years</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - Distribución UTM 1 × 1 <i>UTM 1 × 1 Distribution</i> - Base de datos documental <i>Documental database</i> - Análisis de riqueza específica <i>Specific Richness analysis</i> - Evaluación de factores de riesgo <i>Evaluation of risk factors</i> - Estatus de las especies <i>Status of the species</i> - Medidas de control <i>Control Measures</i>

TABLA 6. (continuación)

TABLE 6. (continuation)

SEGUIMIENTO EXTENSIVO <i>EXTENSIVE MONITORING</i>	Objetivo <i>Objective</i>	Control sobre <i>Control of</i>	Características <i>Characteristics</i>	Parámetros fundamentales <i>Fundamental Parameters</i>
	– Especies <i>Species</i> (detectar cambios a corto plazo y planificar actuaciones si es preciso) <i>(Detect short term changes and plan actions if necessary)</i>	– Especies <i>Species</i> (clave, bandera, paraguas, introducidas o reintroducidas, vulnerables amenazadas, endémicas...) <i>(key, flag, introduced, reintroduced, threatened, endemic...)</i> – Poblaciones <i>Populations</i>	– Escala pequeña <i>Small scale</i> – Intervalo corto (1 año o menos) <i>Short interval, 1 year or less</i>	– Abundancia absoluta/relativa <i>Absolute/relative Abundance</i> – Dinámica poblacional <i>Population dynamics</i>
EJEMPLO <i>EXAMPLE</i>	– Plan de seguimiento de las poblaciones de <i>Emys orbicularis</i> <i>Monitoring plan of the Emys orbicularis populations</i>	– Poblaciones de <i>Emys orbicularis</i> en Riudarenes <i>Emys orbicularis populations in Riudarenes</i>	– Trabajo sobre las charcas que presentan la especie. <i>Work on the ponds which present the species</i> – Censos mensuales <i>(Monthly Census)</i> – Apoyo logístico de grupos locales (ADEPAR) <i>Logistical support of local groups (ADEPAR)</i> – Aplicación de metodologías específicas de estudio de poblaciones de quelonios acuáticos. <i>Application of specific methodologies of study of the aquatic turtles</i>	– Parámetros ecológicos y biológicos básicos: <i>Basic ecological and biological parameters:</i> – Tamaño de población <i>Population size</i> – Fenología <i>Phenology</i> – Parámetros reproductivos <i>Reproductive parameters</i> – Comportamiento <i>Behaviour</i> – Amenazas <i>Threats</i> – Medidas correctoras <i>Corrective measures</i> – Evaluación de riesgos y evolución de las poblaciones <i>Evaluation of risks & evolution of populations</i>

recta ya que los anuros presentan un efecto de atracción (por el canto principalmente) que conlleve una concentración en determinadas charcas, próximas a la que se está siguiendo, pero no contempladas en el plan de seguimiento. Si ampliamos la escala, este efecto queda minimizado y lo que antes se nos mostraba como un declive poblacional deviene un desplazamiento a otros lugares de reproducción.

Hasta la fecha existen muy pocos planes de seguimiento de comunidades herpetológicas. Sólo se están realizando algunos de tipo específico (*Calotriton asper*, *Psammotriton hispanicus*, *Emys orbicularis* y *Testudo hermanni*), y recientemente se ha puesto en práctica en el Parc Natural de la Zona Volcànica de La Garrotxa un programa de seguimiento de charcas (Llorente *et al.*, 1997; Minuartia, 1998) con miras a realizar un control de la evolución de las poblaciones de anfibios en varios puntos de agua del Parque.

Dicho programa pretende describir las características bióticas y abióticas de los puntos seleccionados, determinar la fenología de las especies de anfibios detectadas, estimar densidades relativas de las especies y realizar un seguimiento del ciclo biológico de las poblaciones a largo plazo.

La metodología utilizada está ampliamente descrita en Llorente *et al.* (1997). En la tabla 7 se indican muy escuetamente las variables consideradas en dicho programa.

Para los reptiles no existen planes de seguimiento descritos en la bibliografía. Actualmente se está poniendo a punto (Llorente *et al.*, 2000) un plan específico de seguimiento de las poblaciones de reptiles en el Parc Natural del Montseny cuyas líneas generales se muestran en la tabla 8.

TABLA 7. Resumen de las variables consideradas en el programa de seguimiento de charcas para anfibios (Llorente *et al.*, 1997).

TABLE 7. Variables considered in the monitoring of ponds for amphibians (Llorente *et al.*, 1997).

Características abióticas	Características bióticas I: vegetación	Características bióticas II: anfibios	Características bióticas III: no anfibios
<i>Abiotic characteristics</i>	<i>Biotic characteristics I: vegetation</i>	<i>Biotic characteristics II: amphibians</i>	<i>Biotic characteristics III: non amphibian</i>
Aniones <i>Anion</i>	Vegetación circundante	Especies presentes	Especies ícticas
Cationes <i>Cation</i>	<i>Surrounding vegetation</i>	<i>Present species</i>	<i>Fish Species</i>
Turbidez <i>Turbidity</i>	Vegetación interior	Variables fenológicas	
pH <i>pH</i>	<i>Interior vegetation</i>	<i>Phenologic variables</i>	Depredadores <i>Predators</i>
Temperatura		Muestreo de larvas	– Ofidios <i>Ophidians</i>
<i>Temperature</i>		Larval samples	– Artrópodos <i>Arthropods</i>
Profundidad <i>Depth</i>		– Censo <i>Census</i>	– Otros <i>Others</i>
Temporalidad		– Densidad relativa	
<i>Temporality</i>		<i>Relative density</i>	
		– Estadios de desarrollo	
		<i>State of development</i>	

TABLE 8. Modelo esquemático del plan de seguimiento de las poblaciones de reptiles del Parc Natural del Montseny (Cordillera Prelitoral Catalana) (Llorente *et al.*, 2000).

TABLE 8. *Schematic model of the monitoring plan for the populations of reptiles in The Montseny Nature Park (Catalana Prelitoral Mountains) (Llorente et al., 2000).*

Plan de seguimiento de las poblaciones de reptiles en el Parc Natural del Montseny					
<i>Monitoring plan for the populations of reptiles in The Montseny Natural Park</i>					
Objetivos	Metodología	Estratificación	Parámetros ecológicos	Estimadores	Requerimientos metodológicos
<i>Objectives</i>	<i>Methodology</i>	<i>Stratification</i>	<i>Ecological Parameters</i>	<i>Estimators</i>	<i>Methodological Requirements</i>
– Evaluación de la evolución a largo plazo de las comunidades de reptiles <i>Evaluation of the long term evolution of the reptile communities</i>	– Transectos lineales repetitivos (2Km). <i>Repetitive lineal transects</i>	Ambientes: <i>Environments</i> – Encinar <i>Holm Oak Wood</i> – Robledal <i>Oak Wood</i> – Hayedo <i>Beech Wood</i> – Prados <i>Meadows</i> – Riberas <i>River banks</i>	– Comunidad vegetal <i>Vegetable Community</i> – Observación específica. <i>Specific Observation</i> – Biótomo <i>Biotope</i>	– Densidades relativas <i>Relative Densities</i>	– Número de observadores constante <i>Constant number of observers</i> – Observadores habituales y habituados <i>Regular and experienced observers</i> – Metodología homogénea <i>Homogenous Methodology</i> – Muestreos repetidos en condiciones iguales <i>Repeated sampling in equal conditions</i> – Estadarización de errores <i>Error standardisation</i>

Gestión de especies

La gestión específica debe considerarse en cada caso particular. Existen en la actualidad varias especies de anfibios y reptiles que se encuentran en peligro de extinción o están en la actualidad en franca regresión (Pleguezuelos, 1997; Llorente *et al.*, 1998; Pleguezuelos *et al.*, 2002). En el territorio español están catalogadas 10 especies como “En peligro”, 6 como “Vulnerables”, 5 como “Situación crítica” y 17 como “Casi amenazada” (Cox *et al.*, 2006) (tabla 9). De estas 38 especies, 27 se reproducen en la Península Ibérica. El resto son formas insulares o africanas.

TABLA 9. Especies catalogadas como «EN» (en peligro), «VU» (vulnerables), «CR» (en situación crítica) y NT (casi amenazada) según el informe de la IUCN para los anfibios y reptiles de la cuenca mediterránea (Cox et al., 2006).

TABLE 9. Species catalogued as «EN» (Endangered), «VU» (Vulnerable), «CR» (Critically Endangered) & «NT» (Near Threatened) by the IUCN of amphibians and reptiles of the Mediterranean basin report (Cox et al., 2006).

Especies EN	Especies VU	Especies CR	Especies NT
<i>Calotriton arnoldi</i>	<i>Salamandra algira</i>	<i>Gallotia bravoana</i>	<i>Calotriton asper</i>
<i>Rana pyrenaica</i>	<i>Chioglossa lusitanica</i>	<i>Gallotia intermedia</i>	<i>Pleurodeles waltii</i>
<i>Chalcides paralellus</i>	<i>Alytes muletensis</i>	<i>Gallotia simonyi</i>	<i>Triturus pygmaeus</i>
<i>Chalcides simonyi</i>	<i>Alytes dickhilleni</i>	<i>Iberolacerta aranica</i>	<i>Alytes cisternasii</i>
<i>Iberolacerta aurelioi</i>	<i>Chalcides minutus</i>	<i>Iberolacerta martinezricai</i>	<i>Pelobates cultripipes</i>
<i>Iberolacerta cyreni</i>	<i>Iberolacerta monticola</i>		<i>Discoglossus jeanneae</i>
<i>Algyroides marchii</i>			<i>Rana iberica</i>
<i>Podarcis carbonelli</i>			<i>Macroprotodon brevis</i>
<i>Podarcis lilfordi</i>			<i>Vipera latastei</i>
<i>Chalcides mauritanicus</i>			<i>Iberolacerta bonnali</i>
			<i>Podarcis pityusensis</i>
			<i>Lacerta lepida</i>
			<i>Chalcides bedriagai</i>
			<i>Chalcides pseudostratus</i>
			<i>Emys orbicularis</i>
			<i>Testudo hermanni</i>

Está claro que esta clasificación es útil para estas especies a nivel general y determina que en las zonas en que estén presentes se desaconseje cualquier actuación que afecte a sus poblaciones. Sin embargo, esta lista es insuficiente a nivel local ya que, como se ha comentado en el apartado anterior, una cosa es la especie y otra muy distinta la importancia de las poblaciones para zonas muy concretas.

Pueden encontrarse planes específicos de recuperación o seguimiento en Montori et al. (1994 y 1996) y en Bertolero et al. (1995).

Factores que afectan negativamente a la herpetofauna

Como se ha comentado en un apartado inicial, los anfibios y los reptiles poseen características biológicas y ecológicas muy diferenciadas. Por ello, cuando se vayan desarrollando los distintos factores que intervienen negativamente sobre la herpetofauna, lo haremos por separado.

Son muchos los factores que distorsionan en mayor o menor medida las poblaciones de anfibios y reptiles. En general se suele asociar cualquier actividad humana a una pérdida de calidad del medio y en consecuencia a una pérdida de biodiversidad. Sin embargo, no es más cierto que la distribución de algunas especies se ha visto muy favorecida por nuestra especie.

En la actualidad sin embargo, la mayor parte de actuaciones forestales que realizamos sobre el medio van en detrimento del mismo y en consecuencia acostumbran a ser perjudiciales para la mayoría de grupos zoológicos.

Los anfibios y los reptiles son a este respecto algo distintos del resto de vertebrados y por ello por medio de varios ejemplos de actuaciones forestales iremos poniendo en evidencia las características fundamentales del grupo a tener en cuenta en la gestión forestal.

Fragmentación del hábitat

La fragmentación del hábitat está considerada como una de las mayores causas de la pérdida de biodiversidad contemporánea. La fragmentación de las regiones forestales puede deberse a múltiples motivos, desde la tala de árboles para la propia explotación forestal, la creación de áreas agrícolas o prados, construcciones urbanísticas, redes viarias y ferroviarias, tendidos eléctricos, etc.. Todas estas intervenciones no sólo implican una pérdida de hábitat, sino también una pérdida en la continuidad del hábitat y por consiguiente un aumento del efecto borde en el hábitat. La fragmentación puede definirse como la transformación de un bosque continuo en varias unidades más pequeñas y aisladas entre sí, cuya extensión agregada de superficie resulta ser mucho menor que la del bosque original (Bustamante & Grez, 1995).

Los efectos de la fragmentación sobre los organismos y en especial de la fauna, son los de incrementar el riesgo de extinción al reducir el tamaño de la población local, hecho que a su vez lleva a la reducción de la distribución geográfica de las especies. Éstos efectos pueden ser amortiguados a través del “efecto rescate” por la dispersión de individuos entre poblaciones locales (Hanski *et al.*, 1996). Éste proceso depende de la disponibilidad y capacidad de los individuos de dispersarse desde una población hasta otra. Dos variables son determinantes en éste proceso, la distancia geográfica entre las poblaciones que deban intercambiar individuos y la permeabilidad del hábitat que facilite o dificulte el movimiento de los individuos (Ray *et al.*, 2002). La distancia de dispersión aumenta con la destrucción del hábitat, mientras que la permeabilidad se ve alterada directamente por cambios en el uso del suelo (fragmentación). Así pues, la construcción de una nueva carretera puede constituir una pequeña reducción de hábitat, pero en cambio reducir mucho la permeabilidad entre las dos superficies forestales que divide, aislando de esta manera a sus poblaciones y por tanto aumentando sus probabilidades de extinción.

Estructura metapoblacional de los anfibios y la fragmentación del hábitat

Por su peculiar ciclo biológico, los anfibios son organismos especialmente susceptibles a estas alteraciones del paisaje. Las charcas o núcleos de agua son utilizados para la reproducción y como hábitat por las larvas para completar su desarrollo, mientras que los ambientes terrestres son los hábitats de los juveniles y los adultos. Este com-

plejo ciclo implica migraciones anuales entre ambos hábitats tanto por parte de los adultos como de los juveniles. Debido a esta movilidad entre localidades y la inestabilidad temporal de muchos de los ambientes acuáticos explotados para su reproducción (Griffiths, 1997), se puede decir que los anfibios funcionan como un sistema metapoblacional (Marsh & Trenham, 2001) en el cual la distribución de las especies cambia frecuentemente entre años incluso en ambientes inalterados (Skelly *et al.*, 1999). Esto por ejemplo es lo que se ha observado en un estudio llevado a cabo durante cuatro años consecutivos en los parques de Collserola y Garraf (Richter-Boix *et al.*, 2004). Dicho estudio pone de manifiesto que todas las especies sufren extinciones locales al mismo tiempo que colonizan nuevos puntos de agua, variando dichas tasas de extinción-colonización en función del tipo de ambiente que utilicen las especies para reproducirse (figura 7). Las especies de ambientes más inestables como *Bufo calamita* y *Pelodytes punctatus* son las que muestran unos índices más elevados.

Esta dinámica propia de las especies en un ambiente fragmentado y poco permeable a la migración, da lugar que las extinciones locales sean posteriormente recolonizadas, con lo cual a largo plazo las poblaciones vayan aislándose entre ellas haciéndolas más susceptibles a la extinción. Este proceso es el que parece que ha tenido lugar en la Sierra de Collserola, donde se aprecia una zona central del parque aislada por las dos principales redes viarias que lo atraviesan donde todas las especies están ausentes. Sin embargo en las fragmentos forestales mayores que quedan en los dos extremos del parque las especies están presentes, apareciendo dicha discontinuidad en el centro (Richter-Boix *et al.*, 2003). El hecho de que todas las especies muestren un patrón de distribución parecido permite sostener la hipótesis de que el fragmento central ha quedado aislado del resto por la presencia de las carreteras más transitadas y por la vía ferroviaria, la poca permeabilidad de éstos elementos para los anfibios dificulta la recolonización de los ambientes acuáticos existentes en el fragmento aislado (figura 8).

En otro estudio, Gibbs (1998) mira si existe alguna correlación entre la tolerancia de las especies a la fragmentación y su biología de dispersión. En contra de lo que se esperaría los resultados señalan que son las especies con una mayor tasa y capacidad de dispersión las más afectadas. Aquellas especies cuyos individuos se alejan poco de sus centros reproductores y son fieles a los mismos tienen menos probabilidades de perecer cuando el paisaje ha sido fraccionado y se han incrementado las distancias entre las localidades y ha variado su permeabilidad. Así por ejemplo los bufónidos serían considerados el grupo más sensible a esta alteración del paisaje, al ser unos organismos con una gran movilidad anual. Estas suposiciones coinciden con el hecho de que sean las especies más atropelladas en las carreteras (ver más adelante el apartado de carreteras).

Para poder resolver estos problemas, en primer lugar hace falta conocer la localización de todos los posibles puntos de agua disponibles y la caracterización de los mismos en función de su naturaleza y su temporalidad. Cabe recalcar que mantener la heterogeneidad de ambientes acuáticos es imprescindible, puesto que cada especie presenta unas preferencias por un tipo u otro. La mayoría de las especies disponen de una plasticidad suficiente para poder desarrollarse en todos los posibles ambientes, si bien las tasas de supervivencia y la eficacia de crecimiento y desarrollo varían. Por ejemplo encontramos especies típicas de charcas efímeras y temporales como *Bufo calamita* y *Pelodytes punctatus* que explotan con un gran rendimiento estos ambientes, otras de

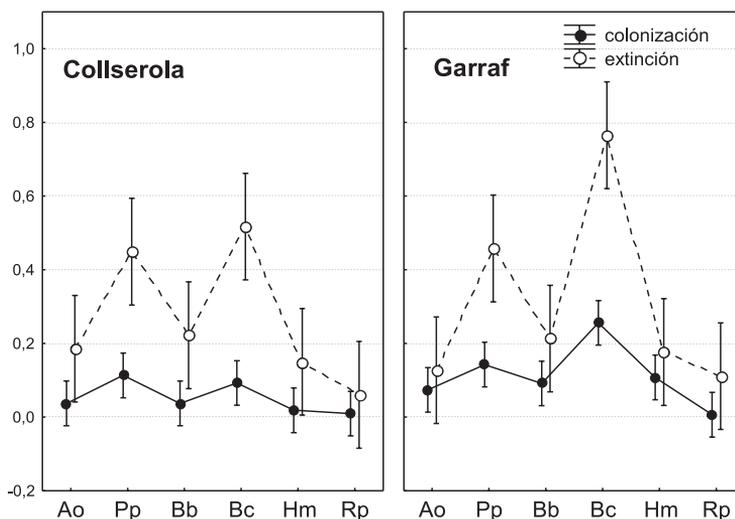


FIGURA 7. Tasas de extinción-colonización para seis especies de anfibios en dos áreas protegidas cercanas a Barcelona (Collserola y Garraf). Ao: *Alytes obstetricans*, Pp: *Pelodytes punctatus*, Bb: *Bufo bufo*, Bc: *Bufo calamita*, Hm: *Hyla meridionalis*, Rp= *Pelophylax perezii*.

FIGURE 7. *Extinction and colonization rates for six amphibian species in two protected areas near Barcelona (Collserola and Garraf).*

ambientes permanentes como *Bufo bufo* y *Pelophylax perezii*, y organismos que colonizan las aguas frescas y oligotróficas de pozos o fuentes como *Salamandra salamandra* o *Alytes obstetricans* (Richter-Boix *et al.*, 2004b). La pérdida de ésta heterogeneidad puede ocasionar cambios en las interacciones existentes entre las especies y a medio plazo ser capaz de alterar la estructura de la comunidad (Richter-Boix *et al.*, 2003b). Es por ello que hay que apuntar que dichos inventarios de ambientes acuáticos deberían incluir los ambientes temporales como las zonas inundables tras fuertes períodos de lluvia y charcas temporales, generalmente ignoradas por las leyes y las administraciones gestoras. Estos ambientes no solo ayudan a reducir la distancia entre charcas permanentes favoreciendo así la conectancia entre las poblaciones (Gibbs, 1993; Semlitsch & Bodie, 1998), sino que son el principal hábitat de diversas especies (Griffiths, 1997).

Incorporar toda esta base de datos en un SIG (ver apartado correspondiente) sobre el cual podamos representar los elementos barrera y la fragmentación del paisaje nos permitirá visualizar, interpretar y analizar con mayor rapidez la posible existencia de un problema de fragmentación del hábitat. Conociendo las distancias existentes entre las distintas categorías de puntos de agua, el uso que hacen de los mismos cada especie, y la permeabilidad de la distancia existente entre ellos puede ayudar a los gestores a diseñar medidas correctoras. Dichas medidas pueden incorporar la decisión de crear nuevos puntos de agua que ayuden en la conectancia entre núcleos reproductores, medidas

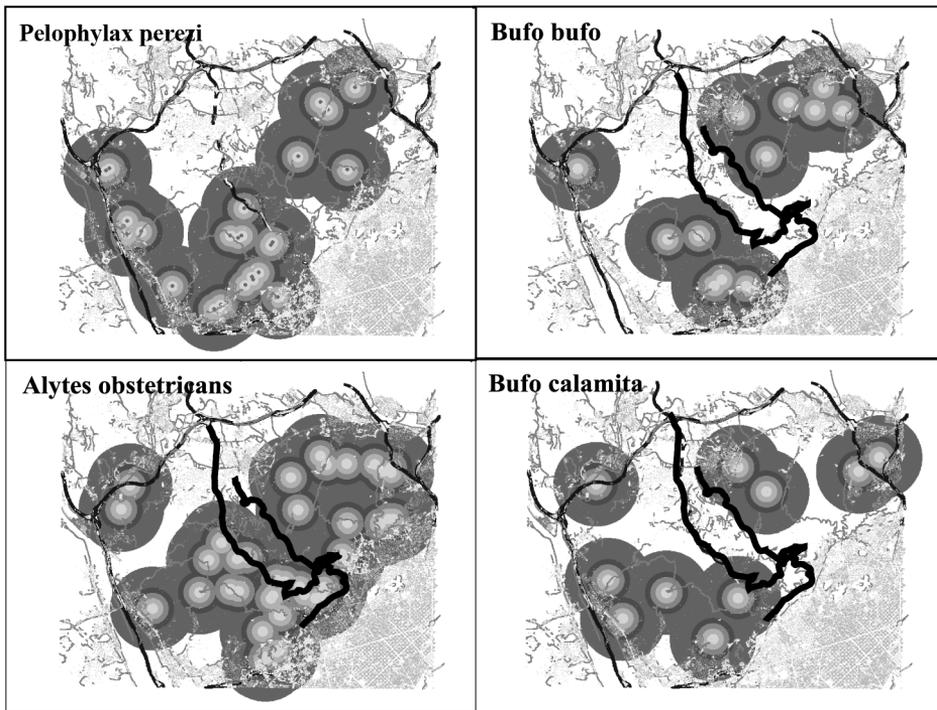


FIGURA 8. Fragmentación de las poblaciones en el Parc Metropolità de Collserola debido a los ejes viarios que lo cruzan. Los círculos delimitan el área de 500 m de radio alrededor de la charca de reproducción.

FIGURE 8. *Fragmentation of amphibian populations in the Metropolitan Park of Collserola due to the road network. Circles indicate 500 meter buffers around each breeding pond.*

correctoras (ej. pasos de fauna) sobre los elementos barrera que aumenten la permeabilidad entre los fragmentos (Richter-Boix *et al.*, 2003, 2004), e incluso plantear la translocación de puestas de la misma metapoblación (Marsh & Trenham, 2001; Seigel & Dodd, 2002) en charcas donde se han extinguido las poblaciones una vez que se han resuelto las causas que generaron la extinción de la población local (alteración del hábitat, pérdida de conectividad con el resto de poblaciones, etc.).

Incendios forestales

Los incendios forestales son una de las perturbaciones que comporta un cambio más drástico y rápido del sistema forestal situándolo en una fase muy inicial de la sucesión ecológica. Generalmente los estudios del impacto de los incendios forestales suelen centrarse sobre todo en la comunidad vegetal (sucesión de las especies tras la

perturbación). La alteración de la masa forestal sin embargo afecta a todas las comunidades animales, pudiendo cambiar el orden o la intensidad de sus interacciones.

La mayor parte de los estudios existentes relativos a los efectos sobre la fauna se centran en aves y mamíferos (ver Pons, 1999) y tan solo unos pocos hacen referencia a los efectos sobre los anfibios y los reptiles (Cheylan, 1984; Felix *et al.*, 1990; Montori *et al.*, 1995; Clivillé *et al.*, 1997). Últimamente han aparecido algunos trabajos que evalúan el impacto sobre ciertas comunidades de insectos (hormigas) (Izhaki *et al.*, 2003) y sobre vertebrados (Woinarski, 2004), repitiéndose el mismo patrón que en las aves: unas especies se ven favorecidas y otras no.

Actualmente el 90% de los incendios forestales que se producen en la región mediterránea tienen su origen o están relacionados con la actividad humana. Anualmente se producen unos 50000 incendios forestales en toda la cuenca mediterránea, con aproximadamente un millón de hectáreas quemadas (Carretero *et al.*, 2003). En España desde 1991 a 1997 se produjeron un total de 127601 incendios forestales con una superficie quemada de 634.839 ha. La distribución de estos incendios no es homogénea sino que determinadas zonas se ven más expuestas que otras.

Mientras que unos autores consideran que los incendios son desfavorables para las biocenosis (Folch, 1976; Mateos, 1992; Prodon, 1988; Terradas, 1996), otros, afirman que a largo plazo y a gran escala resultan beneficiosos (Pianka, 1989; Prodon, 1988). La mayor parte de los estudios existentes relativos a los efectos sobre la fauna se centran en aves y mamíferos (Pons, 2002) y tan solo unos pocos hacen referencia a los efectos sobre los anfibios y los reptiles (Cheylan, 1984; Felix *et al.*, 1990; Montori *et al.*, 1994, 1995; Clivillé *et al.*, 1997).

Los resultados obtenidos en el Macizo del Garraf (Montori *et al.*, 1995; Clivillé *et al.*, 1997) indican que los efectos del incendio forestal sobre las poblaciones de anfibios deben considerarse a tres niveles sobre el hábitat, sobre la especie y sobre el individuo.

La pérdida de hábitat (cobertura vegetal, recursos tróficos, humedad, etc.) por causa del fuego se ha demostrado como determinante, tanto sobre la presencia de individuos en las charcas, como sobre el número de especies que se reproducen en ellas (tablas 10 y 11). Puede verse que aunque la mayor parte de especies están presentes en la charca después del incendio (tabla 10), no todas llegan a reproducirse (tabla 11).

La pérdida de cobertura vegetal comporta una disminución de la humedad del suelo, lo que va en detrimento de los anfibios, dependientes de la humedad. De hecho, se observa un descenso de la capacidad de retención hídrica por parte del suelo (Carretero *et al.*, 2003). Las especies más terrestres como *Bufo calamita*, *Pelobates cultripes*, y/o forestales como *Bufo bufo* y *Salamandra salamandra*, pueden verse muy afectadas por la pérdida de cobertura, realizando importantes desplazamientos hacia las áreas menos quemadas (Montori *et al.*, 1995; Clivillé *et al.*, 1997).

Hyla meridionalis es la especie más vulnerable al fuego forestal. Al habitar frecuentemente entre la vegetación y ser una especie termófila y activa durante el día, presenta una mortalidad directa por el fuego mucho mayor que las otras especies. *Pelophylax perezi* y *Pelodytes punctatus* son las especies menos afectadas por el incendio forestal, debido probablemente a los hábitos esencialmente acuáticos de la primera y cavernícolas de la segunda.

TABLA 10. Numero de especies presentes en las charcas antes y después del fuego.

TABLE 10. *Number of species present in the ponds before and after the fire.*

Charca <i>Pond</i>	% Vegetación quemada <i>% Burned Vegetation</i>	Nº especies antes <i>Num. Species before</i>	Nº especies después <i>Num. Species afterwards</i>	Balance <i>Balance</i>
Charca -A- <i>Pond A</i>	50	6	3	-3
Charca -B- <i>Pond B</i>	10	3	5	+2
Charca -C- <i>Pond C</i>	10	3	3	0
Charca -D- <i>Pond D</i>	0	5	8	+3
Charca -E- <i>Pond E</i>	0	3	3	0
Charca -F- <i>Pond F</i>	100	6	3	-3
Total especies <i>Total species</i>		26	25	-1

TABLA 11. Numero de especies que se reproducen en las charcas antes y después del fuego.

Table 11. *Number of Species which reproduce in the ponds before and after the fire.*

Charca <i>Pond</i>	% Vegetación quemada <i>% Burned Vegetation</i>	Nº especies antes <i>Num. Species before</i>	Nº especies después <i>Num. Species afterwards</i>	Balance <i>Balance</i>
Charca -A- <i>Pond A</i>	50	6	3	-3
Charca -B- <i>Pond B</i>	10	3	2	-1
Charca -C- <i>Pond C</i>	10	3	2	-1
Charca -D- <i>Pond D</i>	0	5	8	+3
Charca -E- <i>Pond E</i>	0	3	3	0
Charca -F- <i>Pond F</i>	100	6	2	-4
Total especies <i>Total species</i>		26	20	-6

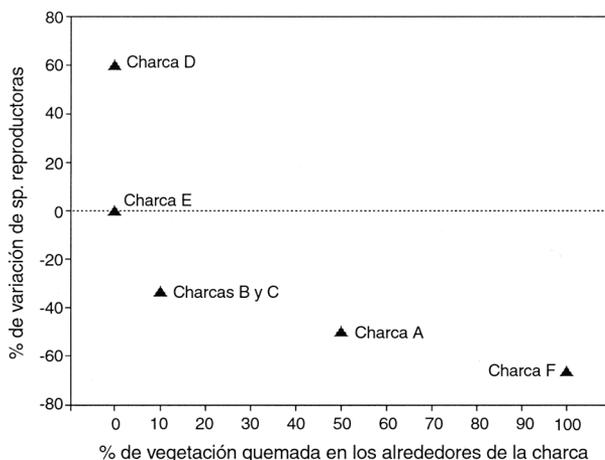


FIGURA 9. Relación del número de especies reproductoras en las charcas (% de variación) antes y después del fuego con el porcentaje de vegetación circundante afectada por el fuego. Datos del Parc Natural del Garraf (Cordillera Litoral Catalana).

FIGURE 9. Relationship between the number of reproducing species in the ponds before and after the fire (% of variation) and the percentage of vegetation around the pond affected by the forest fire. Data of Parc Natural del Garraf (Catalan Littoral Mountains).

Por otra parte, la pérdida de cobertura vegetal favorece la pérdida de suelo al ser lavado por la lluvia. Este hecho es especialmente grave en los puntos de agua ya que la llegada de cenizas y el lavado del suelo cambian las condiciones físico-químicas del medio acuático, no permitiendo en algunos casos la reproducción de algunas especies.

El incendio también provoca una pérdida de contingente poblacional. Muchos individuos mueren directamente por las llamas o bien quedan malheridos. El descenso en el número de especies que se reproducen en cada charca, es más patente cuanto mayor es la superficie vegetal quemada en los alrededores de la charca (figura 9). En la mayor parte de los casos se observa un aumento de especies y densidades de larvas en las zonas próximas que no se han visto afectadas por el fuego (Montori *et al.*, 1995; Clivillé *et al.*, 1997), por lo que existe una redistribución de la comunidad superviviente como consecuencia del fuego.

Esta migración observada en las poblaciones de las distintas especies de anfibios como consecuencia del fuego (Montori *et al.*, 1995) permite valorar positivamente la posibilidad de recuperación natural de las mismas, a partir de las charcas no afectadas por el fuego situadas en las inmediaciones de la zona afectada por el incendio.

Sin embargo, esta migración puede producir una saturación de las poblaciones vecinas, produciéndose un efecto de «falso rescate» ya que los núcleos receptores pueden

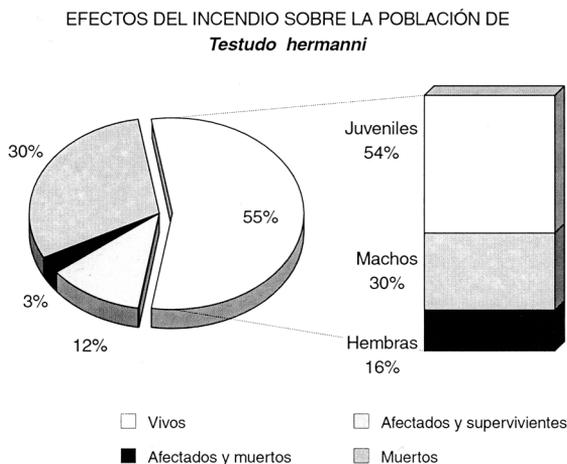


FIGURA 10. Incidencia del fuego sobre la población de *Testudo hermanni* del macizo de l'Albera (Pirineo Oriental).

FIGURE 10. *Incidence of forest fire in Testudo hermanni population from l'Albera massif (East Pyrenees). Legend: Vivos: Living. Afectados y muertos: Affected and dead. Afectados supervivientes: Affected survivors. Muertos: Dead. Juveniles: Juveniles. Machos: Males. Hembras: Females.*

no soportar el aumento poblacional al que se ven sometido. Por otra parte, se observa que algunas especies sí se ven favorecidas por el fuego, colonizando los hábitats afectados por el fuego mientras se mantienen desestructurados.

Por ello, es imprescindible establecer un plan de gestión posterior al incendio que no sólo contemple la regeneración de las zonas afectadas por el fuego sino que también favorezca la conservación de las zonas colindantes a partir de las cuales se van a recolonizar las charcas afectadas.

La situación de los reptiles es otra muy distinta. Normalmente se produce una mayor mortalidad directa por las llamas y tan solo existen datos referenciados en la bibliografía para tortugas terrestres (Cheylan, 1984; Felix *et al.*, 1990). Los estudios realizados posteriormente al incendio (figura 10) indican que en L'Albera (Girona) un 30% de la población de *Testudo hermanni* murió directamente por las llamas. Esto implica que si la frecuencia de incendios es muy alta la población en pocos años acaba extinguiéndose. Si a esto añadimos que esta especie está considerada como «vulnerable», nos encontramos ante uno de los casos claros que precisan un plan de gestión específico donde se favorezca la reproducción de la especie y además se incluyan medidas encaminadas a minimizar o anular los incendios forestales.

Por otra parte, otros estudios realizados en poblaciones de reptiles (Russell *et al.*, 1999) indican que no existe ninguna evidencia de que se produzcan migraciones después de un incendio forestal. Sin embargo, la variabilidad interespecífica es muy grande como para generalizar esta observación y el impacto directo del fuego sobre las es-

pecies menos móviles debe ser ciertamente importante tal y como observan Del Amo *et al.* (2002) quienes consideran que la desaparición de *Testudo hermanni* en el Garraf a principios del siglo XX es causa sin duda de los incendios forestales.

Actividad forestal

La mayor parte de actividades forestales implican un cambio en el paisaje forestal al cual no son habitualmente ajenos los organismos que lo pueblan. Las talas o adecuaciones de distinto tipo provocan cambios tanto en la composición taxonómica de las comunidades vegetales como en la estructuración de toda la comunidad. Los anfibios y reptiles presentan respuestas por lo general muy diversas a las distintas actuaciones.

La actividad agrícola tiende a homogeneizar los medios, y en consecuencia a disminuir la diversidad vegetal. Esta reducción, especialmente en los casos de monocultivos extensivos, se traduce también en una pérdida de riqueza específica de anfibios y reptiles. Éste es el caso de las grandes extensiones dedicadas al cereal en España, donde prácticamente han desaparecido muchas de las especies que potencialmente habitaban esas zonas. Además, la actividad agrícola lleva asociadas toda una serie de actuaciones perjudiciales para la fauna en general: roturado el terreno, tratamientos fitosanitarios, vertidos, etc.

Sin embargo, la actividad tradicional agrícola de pequeñas extensiones, conllevó durante cierto tiempo la creación de charcas, balsas de riego, acequias y otras estructuras que favorecieron la expansión de muchos anfibios e incluso reptiles, al llevar el agua a zonas donde escaseaba. Además, el mantenimiento de los márgenes de los campos con vegetación ayudó a mantener la riqueza herpetológica al constituirse como reservorios de biodiversidad.

La progresiva mecanización del campo y el abandono de la agricultura tradicional han contribuido a dejar en desuso muchas de estas infraestructuras y a tender hacia el monocultivo extensivo o el cultivo intensivo. Como consecuencia, los hábitats se homogeneizan y ya no se mantienen los límites con vegetación lo que conlleva a una importante pérdida de biodiversidad, no sólo herpetológica. También el abandono de las charcas y canales de riego al mecanizarse el mismo, hace que muchos de estos puntos de agua se pierdan o se conviertan en vertederos incontrolados y, como consecuencia, se pierdan hábitats de reproducción de anfibios (Llorente *et al.*, 1995).

Para evitar estos impactos sería deseable diversificar los cultivos, mantener los márgenes con vegetación y evitar la pérdida de los puntos de agua existentes. Aguilar *et al.* (1999), ponen de manifiesto además, que los pozos abandonados se constituyen en trampa mortal para los anfibios y reptiles que mueren de inanición o por deshidratación al caer en ellos. Estos autores en la provincia de Tarragona han localizado dentro de pozos y albercas abandonadas 23 especies de anfibios y reptiles, entre los que destacan *Malpolon monspessulanus* (320 ejemplares), *Hemorrhois hippocrepis* (256 ejemplares) y *Bufo bufo* (153 ejemplares).

Tanto para anfibios como para reptiles debe considerarse que toda actividad que favorezca un aumento de la diversidad de ambientes se traducirá en una mayor diversidad herpetológica. Los bosques monoespecíficos, las talas a hecho o incluso los bos-

TABLA 12. Algunos aspectos básicos de la gestión forestal de anfibios y reptiles.

TABLE 12. *Some basic aspects of forest management of amphibians and reptiles.*

Gestión forestal y anfibios <i>Forest Management & Amphibians</i>	Gestión forestal y reptiles <i>Forest Management & Reptiles</i>
<p>La cobertura arbórea y arbustiva asegura el mantenimiento de la humedad del suelo necesaria para el mantenimiento de muchas especies de anfibios.</p>	<p>Una excesiva forestación va en detrimento de las poblaciones de reptiles ya que precisan de zonas abiertas e insoladas.</p>
<p><i>The tree canopy and bush covering assure the maintenance of the necessary soil humidity which in turn assures the maintenance of many amphibian species.</i></p> <p>La mayor parte de especies son nocturnas y activas con niveles de humedad ambiental altos.</p>	<p><i>Excessive Forestation is detrimental to the reptile populations as they require open, sunny areas.</i></p> <p>Los bosques abiertos, aclarados, de ribera y los matorrales con roquedos son los medios idóneos para la presencia de reptiles.</p>
<p><i>The majority of species are nocturnal and active with high levels of environmental humidity.</i></p>	<p><i>Open, clear, riverside forests and stony thickets are the most suitable environment for reptiles.</i></p>
<p>La existencia de puntos de agua en buen estado es un factor determinante para su presencia.</p>	<p>Los caminos forestales, los cortafuegos y las cortas parciales favorecen la penetración de los reptiles en las masas forestales.</p>
<p><i>The existence of water points in good condition is a determining factor for their presence.</i></p>	<p><i>Forest paths, firewalls and partial cuttings facilitate the penetration of the reptiles in the forest mass.</i></p>
<p>La falta de suelo y vegetación es perjudicial para los anfibios por la disminución de productividad.</p>	<p>Los bosques más diversos mantienen mayores diversidades reptilianas.</p>
<p><i>The lack of soil & vegetation is detrimental for amphibians due to diminishing of productivity.</i></p>	<p><i>The more diverse forests maintain more diversity of reptile.</i></p>
<p>El incremento de las actividades de ocio incrementa el número de interacciones negativas con los anfibios por un aumento de los contactos directos y del tráfico rodado.</p>	<p>La falta de suelo y vegetación es perjudicial para los reptiles por la disminución de productividad.</p>
<p><i>The increase in leisure activities increases the number of negative interactions with amphibians due to the rise in direct contact and the circulating traffic.</i></p>	<p><i>The lack of soil and vegetation is detrimental for reptiles due to diminished productivity.</i></p>
<p>Los tratamientos fitosanitarios actúan negativamente sobre las poblaciones de anfibios.</p>	<p>El incremento de las actividades de ocio incrementa el número de interacciones negativas con los anfibios por un aumento de los contactos directos y del tráfico rodado.</p>
<p><i>Pesticide treatments have a negative effect on the amphibian populations.</i></p>	<p><i>The increase in leisure activities increases the number of negative interactions with amphibians due to the rise in direct contact and the circulating traffic.</i></p>
	<p>La existencia de microrelieve y medios fisurícolas favorece la permanencia de los reptiles en los medios forestales.</p>
	<p><i>The existence of microrelieves and fissures favour the permanence of the reptiles in the forests.</i></p>

ques excesivamente homogéneos presentan riquezas herpetológicas muy bajas, especialmente por lo que hace referencia a los reptiles, mientras que los bosques con claros alternados, los márgenes de masas forestales, los caminos forestales y los bosques mixtos presentan las mayores riquezas herpetológicas. En la tabla 12 se indican algunos criterios básicos a tener en cuenta para la gestión forestal en base a la herpetofauna.

Debe considerarse que, si bien para los anfibios el mantenimiento de una cobertura importante favorece el mantenimiento de la humedad en el suelo y en consecuencia la presencia de anfibios, para los reptiles la falta de insolación a nivel del suelo limita

la presencia de éstos a tan solo las especies forestales. Sin embargo, cabe decir que la alternancia de pequeños claros en las masas forestales no va en detrimento de las poblaciones de anfibios.

Una correcta gestión forestal para los anfibios debería además incluir una gestión de la disponibilidad de agua. Las talas excesivas realizadas durante los periodos de lluvia y sin ningún tipo de protección de vertientes pueden producir un lavado y una erosión del suelo excesivo que lleve a modificar los cursos o colmatar las pozas y las charcas donde estas especies se reproducen. Se hace indispensable para los anfibios la existencia de un estudio sobre los puntos de agua de la zona donde se va a realizar la actuación. Por otra parte, la abundancia de relieve horizontal (lajas, rocas, árboles caídos,...) favorecen la presencia de anfibios y reptiles al proporcionarles refugios.

Como se ha comentado anteriormente, los anfibios mantienen una vida entre dos ambientes: el acuático y el terrestre. Son los únicos vertebrados terrestres que tienen una fase de vida larvaria acuática y el periodo reproductor está asociado a los puntos de agua. En consecuencia los anfibios pueden utilizarse como excelentes bioindicadores ya que pueden ser sensibles a alteraciones tanto del medio acuático como del terrestre.

Por lo general los anfibios no son vertebrados demasiado dependientes del tipo de cubierta vegetal y de la cobertura, aunque sí de las condiciones abióticas y fisiográficas de la masa forestal. Es mucho más importante la humedad, la diversidad de ambientes y los microclimas existentes que la composición vegetal. Para la mayoría de los anfibios, las charcas, las acequias, los regatos y riachuelos, e incluso los ríos, representan un medio fundamental para completar su ciclo biológico. De estos ambientes, las charcas por sus características (aguas quietas, vegetación abundante, relativa ausencia de depredadores, etc.) son los medios más adecuados para la reproducción de los anfibios (tabla 4). Por ello, es imprescindible que cualquier plan de gestión o de actuación forestal prevea la adecuación de estos medios o evite la incidencia sobre ellos.

La mayoría de las charcas son de origen humano y han favorecido la presencia desde muy antiguo de comunidades de anfibios en los medios forestales. Su conservación es primordial para el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas forestales y es vital para la supervivencia actual de muchas poblaciones de anfibios. En muchos casos la sobreexplotación de acuíferos ha provocado la desaparición reciente de muchos pequeños cursos superficiales, que eran apropiados para la reproducción de los anfibios. Estas charcas representan en algunas zonas el único punto de reproducción en muchos kilómetros a la redonda y por ello es estrictamente necesario una correcta gestión de las masas de agua (ver apartado de fragmentación de hábitat).

En Cataluña y en general en toda la Península Ibérica se ha detectado la progresiva alteración y pérdida de muchas charcas debido fundamentalmente al cambio en los usos agrarios, la introducción de especies exóticas, vertidos, modificación del medio, obras públicas, desecación por sobreexplotación de acuíferos, pérdida de calidad del agua, actividades de ocio, etc. (Llorente *et al.*, 1995, 1997; Galán, 1997; Bosch & Ayllón, 1998).

Por otra parte la actuación sobre los márgenes de los ríos con la finalidad de canalizarlos y disminuir el riesgo de inundación está provocando la desaparición de muchos bosques de ribera y los hábitats asociados (meandros abandonados, microrrelie-

ves, masas forestales en mosaico, etc.) con la consiguiente pérdida de biodiversidad. Los bosques de ribera son muy importantes debido a que juegan un papel vital en los ecosistemas forestales debido a:

- a) Actúan como corredores biológicos y sirven de conexión entre sistemas forestales aparentemente aislados.
- b) Son reservorios de biodiversidad por la gran variedad de ambientes que presentan y por su papel de ecotono.

Por ello deben gestionarse correctamente y no deberían considerarse como productivos. Las líneas fundamentales para una correcta gestión de los bosques de ribera y los ríos pueden encontrarse en González & García (1998) y Boon *et al.* (1992). Existen sin embargo unos principios básicos a seguir en la gestión de los ríos y sus riberas dirigidos específicamente a la gestión herpetológica:

1. El río está en conexión con su cuenca. Tanto el propio río como las comunidades de ribera están estrictamente relacionados con su cuenca. El buen estado de las poblaciones en los bosques de ribera dependerá en gran medida del estado de la cuenca. Es inútil una correcta gestión de los bosques de ribera si en la cuenca no se produce también. Por ejemplo es inútil intentar regenerar unos bosques en mosaico o crear charcas en las riberas si la calidad del agua depende de unos vertidos río arriba.
2. La biodiversidad del río y su ribera depende de la heterogeneidad de ambientes. La tendencia actual a canalizar los cursos produce una homogeneización del medio que imposibilita la existencia de bosques de ribera. La estructuración irregular de los márgenes con bosques en mosaico alternados con charcas y roquedales dispersos favorece la colonización de las riberas por parte de los anfibios y reptiles y el funcionamiento de las mismas como corredores biológicos y reservorios de biodiversidad.
3. Los cauces y las márgenes irregulares favorecen la presencia de ambientes diversos y la colonización de las riberas por parte de los anfibios y los reptiles.
4. El régimen de crecidas incrementa la producción primaria y favorece la colonización de las riberas por parte de especies oportunistas.

De la misma forma que los anfibios, los reptiles no son nada dependientes del tipo de comunidad vegetal y sí lo son de la estructuración de la misma. Se ha observado que el incremento en estos últimos años de la superficie forestada y el abandono del trabajo tradicional en el bosque ha favorecido a las especies más higrófilas en detrimento de las especies más termófilas. El aumento de la cobertura con el consecuente déficit de insolación a nivel del suelo impide la colonización de los medios forestales a la mayoría de los reptiles. En este sentido, las masas forestales dispersas, formando un mosaico con las zonas abiertas, el mantenimiento de márgenes de los campos con franjas de vegetación, el mantenimiento de claros con matorral bajo y disperso en las zonas de bosque, los ambientes fisurados, los cortafuegos y los caminos forestales favorecen la intrusión de muchas especies de reptiles en los sistemas forestales. Sin embargo, éstos

últimos también favorecen la penetración humana en el bosque con la consiguiente alteración del medio (atropellos, residuos, incendios, etc.). Otro aspecto a considerar es el mantenimiento de madera muerta en los ambientes forestales. Si bien un excesivo número de ramas y troncos muertos en el bosque favorecen los incendios forestales, el mantenimiento de troncos de madera muerta de gran calibre en los claros genera microrelieve y ambientes muy propicios para los reptiles y anfibios, al encontrar en ellos refugio y alimento.

En la tabla 12 están indicadas algunas consideraciones a tener en cuenta para los planes de gestión forestal en base a la herpetofauna.

Vías de comunicación

En el apartado anterior ya se ha comentado el efecto positivo que podrían tener las pistas forestales y las carreteras como vías de penetración en los sistemas forestales.

Sin embargo debe matizarse, pues no es así en la mayoría de los casos. Por lo general las carreteras son un importante factor de distorsión para la fauna y especialmente los anfibios y los reptiles.

Las estructuras viarias son un elemento cada vez más común y abundante en nuestro entorno. Para poder analizar la influencia de la red viaria sobre las poblaciones y los ecosistemas es importante que se conozcan los efectos ecológicos que tienen las carreteras sobre ellos. Se pueden enumerar distintos efectos generales que tienen las carreteras sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos:

Mortalidad debida a la construcción de la carretera. Ocasiona la muerte directa de los organismos sésiles y de movimiento reducido (Trombulak *et al.*, 2000), así como una mortalidad indirecta producida por la destrucción del hábitat de las distintas especies (Petranka *et al.*, 1993), con la pérdida de sus lugares de reproducción y alimentación.

Efecto barrera. Las áreas de distribución de los organismos quedan divididas en zonas más pequeñas, y separadas por una estructura que muchas veces es infranqueable, impidiendo el flujo génico entre poblaciones (Swihart & Slade, 1984; Reh & Seitz, 1990), el acceso al alimento o a las zonas de reproducción. Esta fragmentación del hábitat varía la distribución de las poblaciones (Vos & Chardon, 1998), y puede llevar a extinciones locales cuando el número de individuos de la población es muy reducido.

Alteración del ambiente físico. Debido a la construcción de la carretera pueden variar las características físicas de la zona adyacente, produciendo una compactación del suelo (Vora, 1988) con el consiguiente aumento de su densidad. También origina un aumento de la temperatura de la superficie, que provoca la agregación de animales como pequeños pájaros o serpientes en la carretera incrementando el riesgo de ser atropellados (Whitford, 1985). De igual modo provoca una disminución del contenido de agua en el suelo, así como el aumento de la incidencia de luz que conlleva un incremento de la densidad de especies que crecen con niveles elevados de luminosidad. Otro efecto negativo es un aumento de la cantidad de polvo en suspensión que reduce la fotosíntesis, respiración y transpiración de las plantas adyacentes (Trombulak *et al.*, 2000).

Alteración del ambiente químico. La combustión de la gasolina produce un au-

mento local de metales pesados (Benfenati *et al.*, 1992) que se acumulan en tejidos de plantas y animales, un aumento de sales que al disolverse con agua alteran el pH y la composición química del suelo, así como la aparición de moléculas orgánicas que pueden provocar toxicidad en los ambientes acuáticos. Tampoco es desdeñable el aumento de la concentración de moléculas de ozono (Benfenati *et al.*, 1992).

Incremento de la accesibilidad. La proliferación de las vías de comunicación conlleva un incremento del número de personas que acceden a la zona (Suárez Cardona, 1992). Esto ocasiona una mayor alteración del hábitat y un mayor impacto sobre la fauna, ya sea por impacto directo o indirecto (aumento de la caza, introducción de especies exóticas, etc...).

Mortalidad por atropello. El riesgo de atropello depende de las características de la vía, del entorno próximo y de la propia especie. La mayoría de atropellos son debidos a la colisión del individuo con el vehículo al intentar cruzar la carretera (Groot Briunderik & Hazebroek, 1996; Philcox *et al.*, 1999). También tiene lugar el atropello de animales cuando se están alimentando en la carretera, ya sea de otros animales atropellados o de restos de granos y semillas que han sido vertidos accidentalmente durante su transporte (Dhindsa *et al.*, 1988). Los anfibios son especialmente vulnerables al atropello debido a su lenta velocidad de desplazamiento y a su estrategia vital que implica desplazamientos hacia las zonas de reproducción (Palis, 1994). También los reptiles se ven muy afectados por las carreteras, ya que utilizan el asfalto de las carreteras para termorregular.

Atropellos

La mortalidad de animales por atropello está bien documentada, en especial la que hace referencia a mamíferos de mediano y gran tamaño como pueden ser ungulados (Groot Briunderik & Hazebroek, 1996), babuinos (Drews, 1995), lobos (Barrientos Benito, 1993), armadillos (Invar & Mayer, 1999), erizos (Huijser & Bergers, 2000), nutrias (Philcox *et al.*, 1999) o tejones (Clarke *et al.*, 1998).

En los últimos 15 años han aparecido publicados algunos trabajos que ponen de manifiesto el peligro que suponen las carreteras para las poblaciones de anfibios y reptiles (PMVC-CODA, 1993; Lizana, 1993; Llorente *et al.*, 1995; Guyot & Clobert, 1997; Lizana & Barbadillo, 1997; Carretero & Rosell, 1999, 2000; Trombulak & Frisell, 2000; Laurie & Fahrig, 2001; Helldin & Andreas, 2003; Montori *et al.*, 2003; Gibbs & Shriver, 2005; Santos *et al.*, en prensa).

Las carreteras actúan como un depredador inespecífico, siendo la primera causa de mortalidad del alce en Kenai Nacional Wildlife Refuge en Alaska (Bangs *et al.*, 1989) o de la lechuza común en el Reino Unido (Newton *et al.*, 1991), y una de las más importantes del lince ibérico en España (Ferrerías de Andrés, 1993).

También son víctimas de atropellos otras especies de vertebrados, que debido a su menor tamaño, muchas veces pasan desapercibidas (Newton *et al.*, 1991; Dhindsa *et al.*, 1988). Un buen ejemplo de ello son los anfibios, que son difíciles de detectar debido fundamentalmente a su reducido tamaño y secundariamente al poco tiempo de permanencia del cadáver en la carretera. El resultado es que están muy infravalorados en numerosos estudios (figuras 11 y 12). Por otra parte, está claro que los atropellos

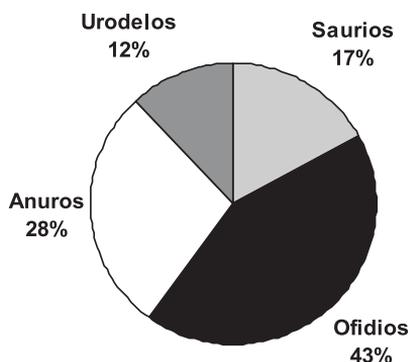


FIGURA 11. Porcentaje de anfibios y reptiles atropellados en el Parc Natural de Garraf, a partir de los datos recogidos por la Guardería.

FIGURE 11. *Percentage of amphibian and reptile road mortality in the Parc Natural de Garraf from data recorded by Rangers.*

pueden tener un fuerte impacto sobre poblaciones con una distribución muy restringida, como por ejemplo los anfibios neotropicales (La Marca & Reinthalter, 1991).

Uno de los primeros trabajos que se hizo para evaluar ese impacto fue durante los años 1959-1960 (Hodson, 1962). Durante esos dos años se realizó un seguimiento de un tramo de carretera de unos 3.2 kilómetros, cerca de Northamptonshire (Inglaterra). Se encontraron un total de 577 animales atropellados de 16 especies distintas. La especie con mayor incidencia fue *Rana temporaria* con 409 individuos, poniendo de manifiesto la gran susceptibilidad de los anfibios a este problema.

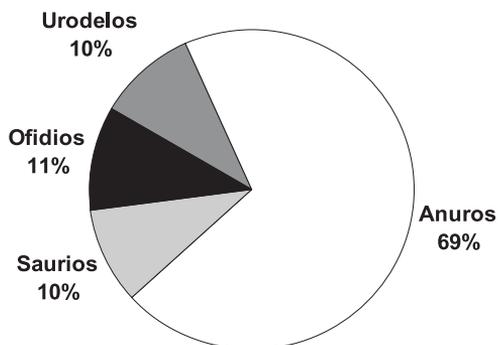


FIGURA 12. Porcentaje de anfibios y reptiles atropellados en el Parc Natural de Garraf, a partir de los datos recogidos mediante una metodología de muestreo estandarizada.

Figure 12. *Percentage of amphibian and reptile road mortality in the Parc Natural de Garraf from data recorded by sample standardized method.*

Así pues, las poblaciones de anfibios se ven muy afectadas por la presencia de las carreteras. Muestra de ello son los estudios realizados en Estados Unidos (Carpenter & Delzell, 1951; Palis, 1994), Holanda (van Gelder, 1973), Francia (Epain-Henry, 1987), India (Dhindsa *et al.*, 1988), Inglaterra (Cooke, 1988; Cooke, 1995), Venezuela (La Marca & Reinthalter, 1991), Italia (Fusari, 1993; Giovine, 1993) y Canadá (Fahrig *et al.*, 1995; Clevenger *et al.*, 2001). Fahrig *et al.* (1995) observaron que la densidad de atropellos de anfibios aumenta con una mayor intensidad de tráfico, mientras que la densidad de individuos adyacentes a la carretera disminuye. Otros estudios sin embargo (Autores, datos propios) no detectan esta relación.

A partir de los años 80 también se empezaron a hacer estudios de la mortalidad de los vertebrados en las carreteras en la península Ibérica, con la mayoría de trabajos realizados en el norte de esta (Cifuentes Torres & García Oñate, 1991; Alvarez Balís & Freán Hernandez, 1991; González-Prieto *et al.*, 1991; Freán *et al.*, 1992; González-Prieto *et al.*, 1993). También encontramos algunos estudios en Andalucía (López Redondo & López Fernández, 1991), Menorca (Mayol, 1991), Barcelona (Babiloni González, 1991) y recopilaciones de datos de todo el país (López Redondo & López Redondo, 1991; López Redondo, 1992; PMVC-CODA, 1993; Lizana & Barbadillo, 1997; Carretero & Rosell, 2000).

Las conclusiones más destacables de estos estudios radican en el hecho de la gran incidencia de los atropellos sobre la herpetofauna, con un porcentaje sobre el total de vertebrados atropellados que puede llegar al 94 % (González-Prieto *et al.*, 1993). Los anfibios son el grupo de vertebrados que presentan mayor mortalidad, sobretodo por la noche en periodos de humedad muy elevada o de lluvia, durante la primavera y el otoño. En esos periodos los anfibios realizan migraciones masivas hacia los lugares de reproducción. Cuando la carretera pasa por una zona próxima a esos lugares la mayoría de individuos de la población la cruzan para acceder a ellos siendo fácilmente atropellados. En cambio, cuando la humedad es baja la actividad de los anfibios disminuye, y además, los individuos activos suelen rehuir las carreteras debido a la sequedad del asfalto.

Por el contrario, los reptiles presentan una mayor mortalidad durante el día y en los meses más cálidos. Cabe recordar que muchas especies utilizan el asfalto como fuente de calor. Además la mayoría del tráfico es diurno, aumentando el riesgo de atropello.

A menudo tiene lugar una infravaloración de la mortalidad de los anfibios y los reptiles (Corrales-Vázquez & Hernández-Fernández, 1992; González-Prieto *et al.*, 1993; datos propios), que, como ya se ha comentado anteriormente, puede ser debida a la dificultad de detección debido al pequeño tamaño de algunas especies, al retraso de la muerte permitiendo la huida del individuo y a la poca durabilidad del cuerpo en la carretera debido al consumo por parte de carroñeros o al deterioro por el paso sucesivo de automóviles (figuras 11 y 12).

Las características de la carretera así como de su entorno están directamente relacionadas con las especies atropelladas y con la cantidad de individuos que se ven afectados. Son muy pocos los datos que se tienen sobre las tipologías y la caracterización de las zonas de atropello. Algunos autores ponen de manifiesto la mayor mortalidad de anfibios durante las migraciones reproductoras cerca de las charcas de reproducción. Otros autores relacionan una mayor mortalidad de anfibios y reptiles a la presencia de vegetación adyacente a la carretera.

TABLA 13. Porcentajes de individuos atropellados de vertebrados en distintos estudios publicados.

TABLE 13. Percentage of road killed vertebrates referred to in literature.

Autor	Lugar	Total	Anfibios (%)	Reptiles (%)	Aves (%)	Mamíferos (%)
González-Prieto <i>et al.</i> , 1993	Orense	12.192	10.870 (89,2)	613 (5)	380 (3,1)	329 (2,7)
Álvarez-Balvis & Freán-Hernández, 1991	Orense	213	5 (2,35)	1 (0,47)	116 (56,46)	89 (41,78)
	Orense	3.228	2.966 (91,88)	83 (2,57)	103 (3,19)	61 (1,89)
Hodson, 1962	Northamptonshire, Gran Bretaña	577	409 (70,8)	2 (0,35)	—	166 (28,7)
Corrales-Vázquez & Hernández-Fernández, 1992	Extremadura	392	3 (0,76)	17 (4,34)	220 (56,12)	152 (38,78)
Babiloni González, 1991	Barcelona	637	53 (8,3)	80 (12,5)	182 (28,5)	310 (48,6)
López-Redondo & López-Redondo, 1991	España	29.123	7.612 (26,13)	1.796 (6,16)	10.288 (35,32)	9.427 (31,75)
Ashley & Robinson, 1996	Lake Erie, Canadá	32.502	30.034 (92,4)	864 (2,7)	1.302 (4)	302 (0,9)
Datos propios	Catalunya	2.053	1.240 (60,40)	245 (11,93)	265 (13,05)	300 (14,61)

En la tabla 13 se observan los resultados obtenidos en distintos estudios de atropellos de vertebrados. Hay una gran diferencia en los resultados que se debe a la metodología empleada para hacer los muestreos y a la diferente tipología de las carreteras estudiadas. Una muestra de ello es el trabajo realizado por Álvarez-Balvis & Freán-Hernández (1991) en dos carreteras de distinta tipología en Orense. Las dos carreteras se prospectaron por las mismas personas con la misma metodología obteniendo unos resultados muy distintos. La carretera que presenta mayor número de atropellos discurre paralela al río Miño, mientras que la otra atraviesa hábitats de tipo suburbano y de campiña. Las proporciones de los distintos grupos de vertebrados varían claramente en función del entorno que cruza la carretera.

Por ello es necesario determinar la presencia de puntos sensibles o negros. Cuando un tramo de carretera presenta una mortalidad superior a la media para una especie o para un conjunto de especies es denominado «Punto negro».

En un estudio que se está llevando a cabo en Catalunya desde el año 2001 se constata que el sapo común (*Bufo bufo*), el sapo corredor (*Bufo calamita*) y la salamandra

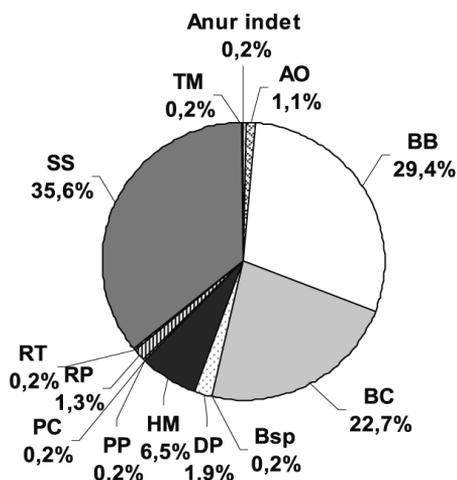


FIGURA 13. Porcentajes de anfibios encontrados atropellados en Catalunya el año 2002 (datos propios). Las siglas corresponden a las iniciales del género y la especie.

FIGURE 13. Percentage of amphibian road mortality in Catalonia during 2002 sampling (authors, unpublished data). Captions are initials of genus and species name.

(*Salamandra salamandra*) son las especies más atropelladas (figura 13). Entre los reptiles destaca *Malpolon monspessulanus* como la especie más atropellada (figura 14). Se ha observado que la mayor o menor incidencia en los atropellos no depende de la intensidad del tráfico, ya que cuando tienen lugar el paso de centenares de individuos por encima de la calzada un solo coche puede ocasionar una elevada mortandad. Por el contrario existe una relación entre el estado de conservación de la zona y la cantidad de individuos atropellados (figura 15), siendo algunas de las zonas de mayor incidencia eminentemente forestales (Llorente *et al.*, 2003, 2004).

A modo de ejemplo tenemos los datos obtenidos en el Parque Natural del Montseny. Éste, presenta una elevada mortalidad de salamandras, en parte debido a la gran densidad de individuos de esta especie en la zona. Cuando la humedad de la carretera que cruza el parque es muy elevada, debido a las precipitaciones que tienen lugar en primavera y en otoño, gran cantidad de salamandras cruzan la carretera, donde son atropelladas en gran cantidad. En este caso en particular, una medida para reducir los atropellos sería limitar el acceso de los individuos a la calzada mediante vallas y habilitar pasos de fauna por debajo de la carretera.

En una revisión del problema realizada por Langton (1989), para minimizar el impacto de los atropellos, lo más útil es colocar pasos subterráneos para fauna con barreras que dirijan a los anfibios hacia los túneles. No sirven como pasos de fauna los canales de drenaje y deben diseñarse en función de las características del medio, la población y el tipo de paso (Langton, *op cit.*). Además, los anfibios y los reptiles no tienen gran capacidad de desplazamiento y su comportamiento, muy estereotipado, les impide reconocer muchas de las estructuras acondicionadas como pasos de fauna (Mi-

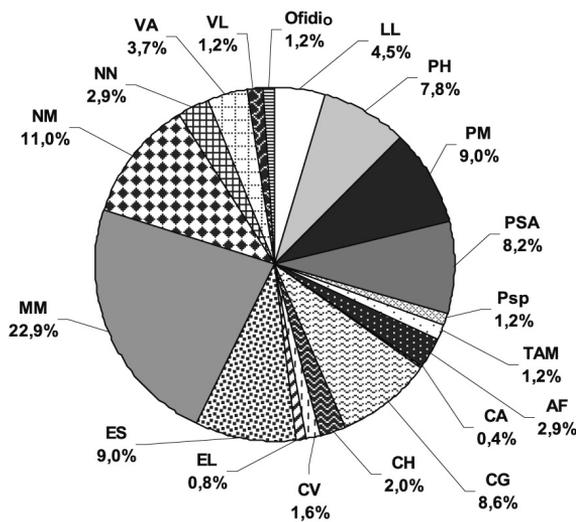


FIGURA 14. Porcentajes de reptiles encontrados atropellados en Catalunya el año 2002 (datos propios). Las siglas corresponden a las iniciales del género y la especie.

FIGURE 14. *Percentage of reptile road mortality in Catalonia during 2002 sampling (authors, unpublished data). Captions are initials of genus and species name.*

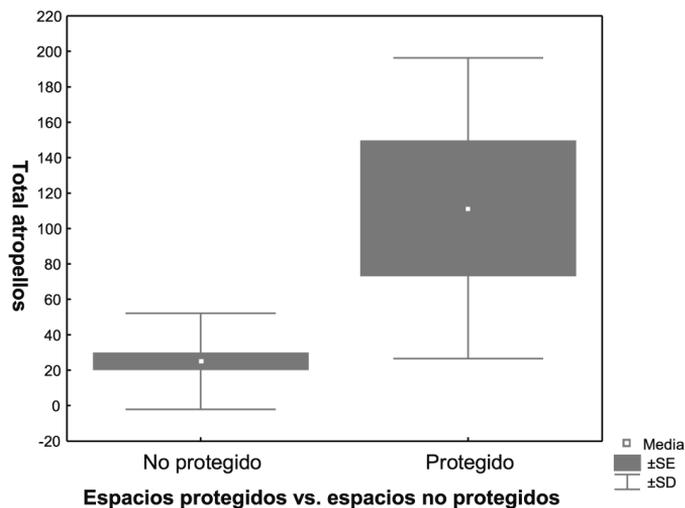


FIGURA 15. Total de anfibios y reptiles atropellados en espacios protegidos y no protegidos de Catalunya el año 2002 (datos propios).

FIGURE 15. *Amphibian and reptile road mortality in protected and non protected areas in Catalonia during 2002.*

TABLA 14. Relación de impactos de las carreteras, medidas correctoras y de seguimiento para los anfibios.

TABLE 14. *List of road impact, corrective measures and monitoring plans for amphibians.*

Impacto <i>Impacts</i>	Medidas correctoras Anfibios <i>Corrective measures for Amphibians</i>	Planes de seguimiento <i>Monitoring plans</i>
Efecto barrera por tipo de medio. <i>Effect of environmental barriers.</i>	Túneles de paso para anfibios a favor de pendiente y dirigidos. <i>Sloped and directed tunnels for Amphibians.</i>	Seguimiento de utilización y conservación de estructuras. <i>Continued Monitoring and preservation of structures.</i>
Tráfico rodado. <i>Circulating Traffic.</i>	Señalización informativa. <i>Informative Signposting.</i>	Localización de los pasos más frecuentados. <i>Localisation of most frequented passes.</i>
Mediana impermeable. <i>Impenetrable middle barrier.</i>	Charcas de sustitución. <i>Substitute Ponds.</i>	Censos de atropellos a lo largo de todo el año. <i>Census of road deaths throughout the year.</i>
Fragmentación de poblaciones. <i>Population Fragmentation.</i>	Barreras de restricción de paso. <i>Barriers to restrict passing.</i>	Evaluación del uso de las charcas de sustitución. <i>Evaluation of the use of Substitute Ponds.</i>
Contaminación acústica. <i>Acoustic Pollution.</i>	Barreras sónicas. <i>Sonic Barriers.</i>	

nuartia, 1998). En los anfibios, como medidas compensatorias, también están dando buenos resultados las charcas de sustitución cuando la migración es de tipo reproductor e implica el paso por una carretera. Sin embargo, para las especies que presentan una gran fijación a los lugares de puesta, los resultados no son tan buenos (Langton, 1989).

El efecto barrera que produce una carretera (tabla 14) es debido a lo agresivo que resulta con respecto a las zonas no asfaltadas. Normalmente, un anfibio sobre el asfalto seco tiende a deshidratarse y por ello en condiciones de humedad baja no suele atravesarlo, refugiándose entre la vegetación y el suelo donde se mantiene un cierto grado de humeada. Durante las noches de lluvia el asfalto retiene mucha más agua que el suelo por su menor permeabilidad y muchos anfibios se aventuran a él. Es en ese momento cuando son atropellados. En la tabla 15 se dan algunas cifras de atropellos en carreteras interiores y/o periféricas de dos Parques Naturales (Aiguamolls de l'Empordà y Montseny). Aunque los Aiguamolls de l'Empordà aún no habían sido declarados como zona protegida. La situación actual no ha variado mucho y estos datos pueden haberse incrementado por el aumento de las visitas en ambas zonas. En las figuras 16, 17 y 18 se muestran los anfibios y reptiles encontrados muertos por atropello durante la realización de las campañas del Atlas Herpetològic de Catalunya (Llorente *et al.*, 1995). El efecto barrera de las carreteras se está acentuando últimamente por la utilización de medianas impermeables al paso de la fauna ya que detienen su avance haciéndoles re-

TABLA 15. Algunos datos de atropellos en de zonas protegidas actualmente en Catalunya. **Ss**: *Salamandra salamandra*. **Tm**: *Triturus marmoratus*. **Dp**: *Discoglossus pictus*. **Pc**: *Pelobates cultripes*. **Pp**: *Pelodytes punctatus*. **Bb**: *Bufo bufo*. **Bc**: *Bufo calamita*. **Hm**: *Hyla meridionalis*. **Rp**: *Pelophylax perezi*.

TABLE 15. *Amphibian mortality on several roads located in protected areas in Catalonia.*

Fecha Date	Carretera Road	Ss	Tm	Dp	Pc	Pp	Bb	Bc	Hm	Rp
27/02/82	Pau - Castelló d'Empuries (5Km)	-	12	9	2	2	2	10	3	2
27/02/82	Fortià - Vilacolum - St. Pere (11 Km)	-	-	5	-	-	2	2	3	1
27/02/82	St. Pere Pescador - Castelló (7 km)	-	-	3	-	-	1	25	3	2
22/02/80	Campins - Sta. Fe del Montseny (9Km)	14	-	-	-	-	2	-	-	-
25/02/80	Campins - Sta. Fe del Montseny (9Km)	36	-	-	-	-	1	-	-	-
22/03/80	Campins - Sta. Fe del Montseny (9Km)	21	-	-	-	-	3	-	-	-

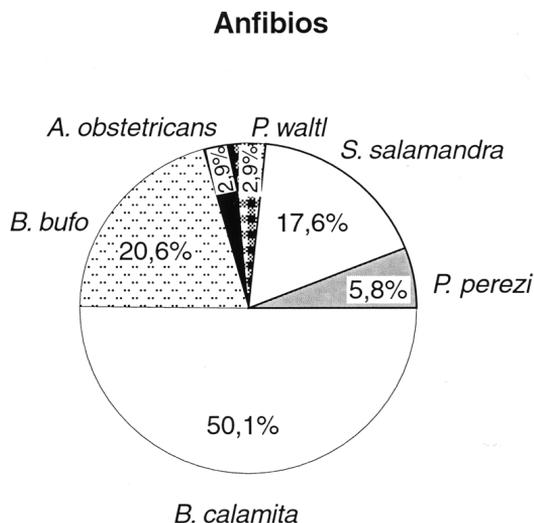


FIGURA 16. Anfibios encontrados atropellados en Catalunya de 1987 a 1992 (Base de datos del *Atlas dels Anfibis i Rèptils de Catalunya i Andorra*, Llorente et al., 1995).

Figure 16. *Amphibian road mortality in Catalonia from 1987 to 1992 (Data base of the Atlas dels Anfibis y Rèptils de Catalunya i Andorra, Llorente et al., 1995).*

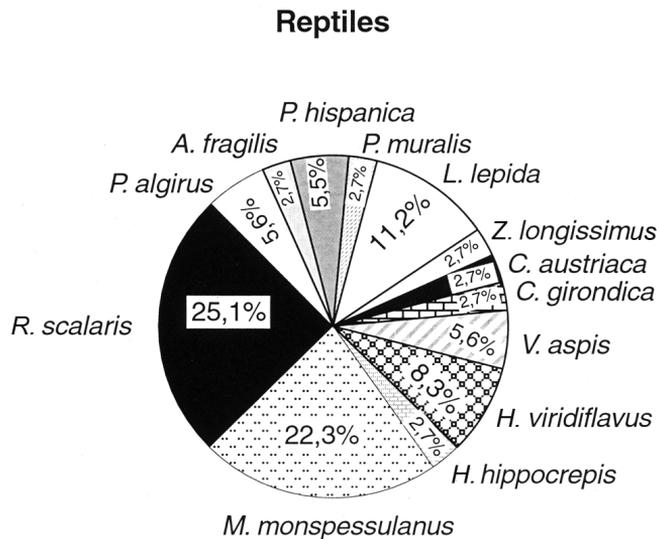


FIGURA 17. Anfibios encontrados atropellados en Catalunya de 1987 a 1992 (Base de datos del *Atlas dels Anfibis i Rèptils de Catalunya i Andorra*, Llorente *et al.*, 1995).

Figure 17. *Reptile road mortality in Catalonia from 1987 to 1992 (Data base of the Atlas dels Ambifis y Rèptils de Catalunya i Andorra, Llorente et al., 1995).*

troceder y volver a intentarlo repetidamente. El efecto barrera de las vías de comunicación está muy relacionado con la fragmentación de hábitats (ver apartado correspondiente).

Los planes de gestión forestal que incluyan la construcción o la adecuación de vías de comunicación rodada deben incluir un plan de seguimiento de la incidencia del tráfico sobre las poblaciones de anfibios y reptiles así como el conjunto de medidas correctoras necesarias para minimizar su efecto.

La situación de los reptiles es muy distinta. Este grupo es fundamentalmente diurno y termófilo, y muchas especies encuentran en el asfalto una fuente de calor. Por otra parte, los asfaltos poco rugosos dificultan el avance de las serpientes aumentando el tiempo de exposición a un atropello. Si además añadimos que la mayor parte del tráfico es diurno, este grupo es uno de los que mayor riesgo presenta. Sin embargo, la mayor parte de los trabajos publicados (Carretero & Rosell, 2000; PMVC-CODA, 1993; Lizana & Barbadillo, 1997; Llorente *et al.*, 2002, 2003) muestran resultados mucho más bajos de los esperados. Ello puede ser debido a varias causas algunas de las cuales han sido ya aducidas: escasa detectabilidad por el pequeño tamaño de algunas especies, muestreos indebidamente planificados, retraso en la muerte y huida como ocurre en los ofidios y facilidad de consumo por parte de los carroñeros oportunistas.

Anfibios y Reptiles

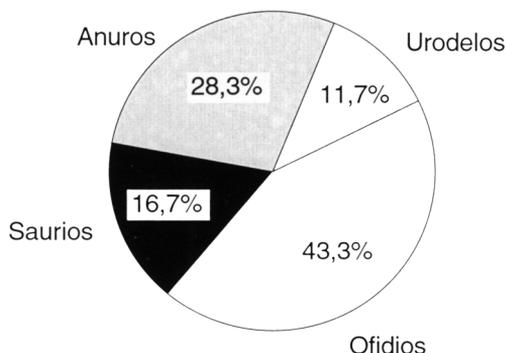


FIGURA 18. Total de anfibios y reptiles encontrados atropellados en Catalunya de 1987 a 1992 (Base de datos del *Atlas dels Anfibis i Rèptils de Catalunya i Andorra*, Llorente et al., 1995).

Figure 18. *Amphibian and Reptile road mortality in Catalonia from 1987 to 1992* (Data base of the *Atlas dels Ambifis y Rèptils de Catalunya i Andorra*, Llorente et al., 1995).

Efectos de la presencia humana

La proliferación de carreteras y pistas forestales facilita la penetración del ser humano en los ambientes forestales. Esta entrada de visitantes a la naturaleza provoca un gran número de distorsiones que en síntesis son:

- Incremento del número de contactos negativos. Sin considerar la animadversión que producen estos animales, es evidente que a mayor afluencia de público mayor será el número de incidencias negativas para el anfibio o el reptil.
- Aumento de la contaminación de los sistemas forestales, especialmente por contaminación del agua y aumento de desechos.
- Aumento del riesgo de incendios forestales.
- Aumento de la deforestación y la erosión del suelo.
- Aumento del tráfico rodado.

Contaminación

El aumento de las concentraciones de determinadas sustancias en los ambientes naturales es la causa de la alteración de las condiciones de los sistemas forestales. La

contaminación puede expresarse de forma global o bien actuar localmente. Muchos contaminantes afectan muy claramente a las poblaciones de anfibios, que parecen mucho más susceptibles a cambios en el medio acuático, aunque no debe despreciarse el efecto indirecto que puede producir sobre los reptiles debido a la alteración de las condiciones bióticas (desaparición de presas o alimentos) y abióticas (cambios en la cobertura, por ejemplo). Las sustancias tóxicas presentes tanto en la atmósfera como en el agua, pueden matar directamente a los anfibios, disminuir sus tasas de crecimiento, afectar a su comportamiento e incluso provocar su inmunodepresión (Blaustein & Kiesecker, 2002).

Los contaminantes más frecuentemente nombrados como causantes de alteraciones de las comunidades de anfibios y reptiles son los pesticidas, herbicidas y fungicidas, los fertilizantes y numerosos contaminantes de origen industrial (Blaustein & Kiesecker, 2002).

Actividad industrial

La liberación a la atmósfera de grandes cantidades de contaminantes industriales puede tener frecuentemente sobre los anfibios y reptiles una actividad tóxica difícil de valorar y determinar, ya que al ser transportados por el aire, sus efectos pueden localizarse a mucha distancia del punto de emisión. En ocasiones estos efectos pueden localizarse en zonas aparentemente limpias e inalteradas. Sin embargo, habitualmente los niveles de contaminantes atmosféricos suelen ser bajos y la variación en la sensibilidad interespecífica es grande.

La liberación de gases que favorecen el efecto invernadero puede producir el aumento de las temperaturas medias y modifica las condiciones bajo las cuales se encuentran las poblaciones de anfibios y reptiles. Además el aumento de la radiación ultravioleta en superficie afecta a las poblaciones de anfibios, aunque la respuesta a la radiación UV-B es distinta según la especie (Blaustein & Kiesecker, 2002). Estos mismos autores indican que puede existir en algunos casos un efecto sinérgico entre las radiaciones UV-B y algunos contaminantes atmosféricos y acuáticos.

Los anfibios en su estado larvario, son muy sensibles a la acidificación del medio acuático donde viven (Dunson *et al.*, 1992). Algunas especies pueden ser particularmente tolerantes a pH inferiores a 5, sobretodo en algunas zonas pantanosas. Sin embargo, los renacuajos de la mayoría de especies no sobreviven ni realizan la metamorfosis con valores de pH inferiores a 4.5 – 5.0 (Freda 1986; Rowe & Freda, 2000). La acidificación del medio impide la absorción del vitelo, altera el desarrollo larvario y puede producir malformaciones en las larvas, reducción del tamaño y alterar su capacidad nadadora. A nivel poblacional se ha constatado una reducción en la tasa de renovación de las poblaciones, y con ello menor densidad de individuos y menor diversidad en la comunidad de anfibios reproductores (Beebee *et al.*, 1990; Vertucci & Corn, 1996). Para los ejemplares adultos también se sugiere el impacto de la lluvia ácida debido a su respiración a través de la piel.

Aunque en España la lluvia ácida no un problema generalizado, determinadas centrales térmicas en zonas forestales puede incidir negativamente sobre las comunidades

herpetológicas. A nivel europeo, la acidificación del medio acuático es un grave problema en Europa Central y del norte, donde han desaparecido un gran número de poblaciones de anfibios debido a la acidificación de las charcas de reproducción.

Actividad agrícola y forestal

En muchos casos los tratamientos fitosanitarios que se realizan en las masas forestales pasan desapercibidos debido a su difícil detectabilidad. Sin embargo, la mayor parte de plaguicidas son tóxicos para los anfibios y los reptiles y, además, muchos de ellos son de carácter bioacumulativo. Por tanto aunque los efectos del tratamiento no puedan verse a corto plazo, si pueden aparecer al cabo del tiempo si éstos se van repitiendo. Por otra parte, hay que considerar la pérdida de disponibilidad trófica que suponen la mayor parte de los tratamientos ya que eliminan a gran parte de los invertebrados que forman la dieta de anfibios y reptiles.

Sparling *et al.* (2001) y Davidson *et al.* (2001) asocian el declive de varias especies de anfibios de California a la deposición atmosférica de pesticidas organofosforados originados en el Valle Central, lejos de la zona afectada.

Aunque en la Península Ibérica no hay datos referenciados sobre el declive de especies debido a tratamientos fitosanitarios, existen algunas observaciones puntuales. En la figura 19 se observa como el tritón pirenaico (*Calotriton asper*) adquiere parte de la contaminación tras el tratamiento (Montori *et al.*, 1982). El problema radica en conocer la toxicidad real de estos productos para cada especie y el gestor debe considerar tanto esto, como el carácter acumulativo a través de la red trófica que poseen algunos de estos productos. Por otra parte, aunque no se conocen datos cuantitativos, muy probablemente la extinción de varias especies de anfibios en las llanuras deltaicas de agricultura intensiva (Delta del Ebro y del Llobregat) ha sido debida a los tratamientos fitosanitarios y a la contaminación química de las masas de agua (Llorente *et al.*, 1995). Bridges (1997) y Boone & Semlitsch (2001), indican que el insecticida “Carbaryl” puede reducir el crecimiento y el desarrollo larvarios, afecta al comportamiento de las larvas y modifica las interacciones entre especies. De todas formas, la sensibilidad a los contaminantes es muy variable entre especies y ambientes (Sparling *et al.*, 2000).

El caso de los fertilizantes es similar. Ampliamente utilizados en ambientes forestales y agrícolas, interfieren gravemente sobre las poblaciones de anfibios. Los fertilizantes nitrogenados, los nitratos y especialmente los nitritos aumentan la tasa de mortalidad de las poblaciones acuáticas y modifican su comportamiento: reducen la actividad de alimentación, disminuyen la capacidad de natación, provocan malformaciones e incluso la muerte (Marco *et al.*, 1999). Sin embargo, al igual que ocurre con los productos fitosanitarios, la sensibilidad a los fertilizantes nitrogenados es muy variable entre especies (Blaustein & Kiesecker, 2002). Existe sin embargo, un resultado preocupante ya que Marco *et al.* (1999) observan que las concentraciones de nitratos consideradas como aptas para el consumo humano, son extremadamente tóxicas para dos de las cinco especies analizadas por este autor.

El problema radica en que el abusivo uso de los fertilizantes nitrogenados en la agricultura intensiva ha provocado desde la segunda guerra mundial un progresivo y conti-

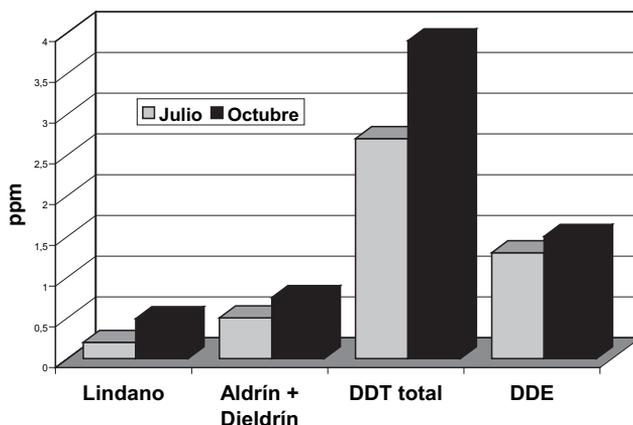


FIGURA 19. Niveles de plaguicidas organoclorados en el tritón pirenaico (*Calotriton asper*) antes y después de un tratamiento forestal con DDT y Lindano en la comarca de la Cerdanya (Pirineo Oriental).

FIGURE 19. Levels of Organochlorine pesticides in the Pyrenean Newt (*Calotriton asper*) before and after treatment with DDT and lindane in La Cerdanya county (East Pyrenees).

nuado aumento de las concentraciones de nitratos y nitritos en las aguas superficiales y subterráneas. Una parte importante de estos fertilizantes añadidos a los suelos contaminan los distintos horizontes edáficos y alcanzan finalmente el freático que posteriormente volverá a ser utilizado para otras actividades humanas o formará aguas superficiales. Wijer *et al.* (2003) observan que en larvas de *Rana temporaria* elevadas concentraciones de nitrato amónico aumentan la mortalidad larvaria y alargan el periodo larvario.

En un reciente estudio (Marco *et al.*, 2001), se demuestra que la urea, fertilizante forestal ampliamente utilizado en muchos lugares del mundo, produce un aumento de la mortalidad de algunas especies de anfibios forestales (*Plethodon vehiculum* y *Rhyacotriton variegatus*). Estos mismos autores observan sin embargo, que otras especies no se ven afectadas por estos tratamientos (*Taricha granulosa*).

Introducción de especies alóctonas

La introducción de especies alóctonas en el medio natural es un factor que produce alteraciones en la dinámica poblacional de comunidades a través principalmente de la depredación, competencia, disminución de recursos y modificación de los hábitats provocando la regresión y/o desaparición de especies. Este factor tiene especial incidencia en especies vinculadas directa o indirectamente a ambientes acuáticos, agudizando la problemática al ser este un tipo de ambiente minoritario en el entorno forestal.

Actualmente el listado de especies introducidas en la península Ibérica es muy am-

plio y se ha constatado un severo efecto sobre las poblaciones naturales de anfibios y reptiles, especialmente en aquellas estrechamente ligadas a los ambientes acuáticos.

Diversas especies de cangrejos han sido introducidas en la península ibérica con diferente grado de éxito: El cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), el cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) y otras especies como *Cherax destructor*, *Procambarus zonanangulus*, *Astacus leptodactylus* y *Austropotamobius astacus*. Es conocido el efecto negativo del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) sobre las poblaciones de anfibios. Así, por ejemplo, en Portugal se ha descrito la predación de puestas sobre *Bufo calamita* (Cruz *et al.*, 2004) y sobre las larvas de *Alytes cisternasii* (Sumares *et al.*, 2004). De igual modo, se ha comprobado la predación sobre huevos y larvas de tritones en California (Gamradt & Kats, 1996) así como agresiones directas sobre adultos de *Pleurodeles walt* (Bermejo, 2004) y *Hyla meridionalis* (L. Benejam *com. pers.*).

Por otra parte, la introducción de especies ícticas en los ambientes acuáticos, ocasiona la práctica desaparición de las poblaciones de anfibios en poco tiempo, ya por depredación directa sobre puestas y larvas (*Gambusia holbrooki*; *Leuciscus spp.* (Amaral *et al.*, 2004, entre otros), como sobre adultos de *Pelophylax perezi* (A. Montori, *com. pers.*) o *Hyla meridionalis* (Etxezarreta & Rubio, 2004). Además, cabe destacar efectos indirectos debidos a la bioturbación provocada por especies ícticas como carpas (*Cyprinus carpio*), y gardí (*Scardinius erythrophthalmus*) repercutiendo negativamente en la vegetación y consecuentemente en las zonas de puesta y refugio de anfibios. En la figura 20 puede observarse como una comunidad batracológica afectada por la introducción de *Gambusia holbrooki*, se recupera a los dos años de haber eliminado la población íctica.

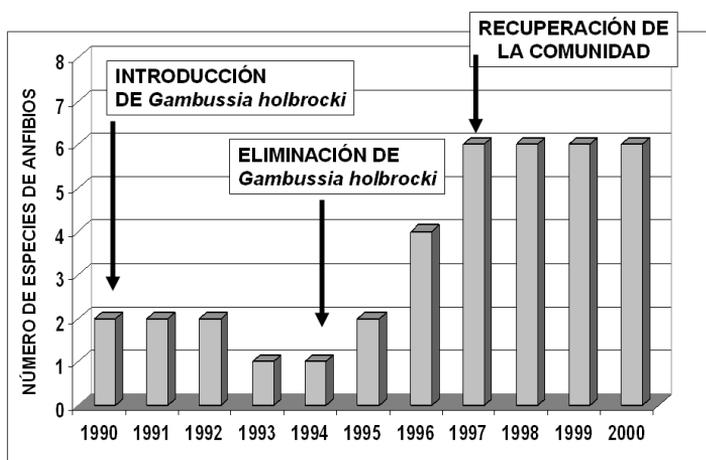


FIGURA 20. Evolución de la comunidad de anfibios (número de especies reproductoras) una vez eliminada la población íctica introducida.

Figure 20. Changes in an amphibian community (number of breeding species) after introduced fish species were removed.

También se ha detectado la introducción de anfibios a partir de granjas de rani-cultura. Concretamente se ha comprobado la presencia de *Aquarana catesbeiana* y *Pelophylax esculentus* en Villasbuenas de Gata (Cáceres). La primera de ellas no sólo puede competir con las especies de anfibios autóctonas, sino que también es un acti-vo depredador debido a su gran tamaño. El caso de *Pelophylax esculentus* es muy distinto ya que puede hibridar con *Pelophylax perezi*, la especie autóctona, introdu-ciendo genomas alóctonos en las poblaciones ibéricas.

En el grupo de los quelonios, la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) pre-senta una distribución muy amplia ocupando la mayoría de biotopos acuáticos. Algunos estudios indican ya que es un buen competidor de los galápagos autóctonos ibéricos y que puede interactuar con las poblaciones de anfibios, depredando larvas y adultos. Debido a la prohibición del comercio de *Trachemys scripta elegans* como animal de compañía, es-tán apareciendo de forma creciente otras especies como *T. s. scripta*, *Pseudemys florida-na*, *P. concinna*, *Graptemys pseudogeographica*, *G. kohni*, *Chrysemys picta*, *Macroclmys temminckii*, *Chelydra serpentina*, *Pelodiscus sinensis*, *Apalone spinifera* o *Pelomedusa subrufa*, que potencialmente se pueden incorporar como competidores de las poblaciones naturales. Todas estas especies son susceptibles de colonizar puntos de agua forestales aunque no sea su biotopo óptimo.

La introducción de mamíferos, aunque más rara, puede ocasionar un impacto no des-deñable. Así, cabe destacar el efecto del visón americano (*Mustela vison*) puesto que de-preda intensamente sobre las especies de anfibios tanto urodelos como anuros y reptiles, especialmente quelonios como *Emys orbicularis* (S. Ramos, com. pers.) que ocupan char-cas torrentes y pequeños cursos de agua. El visón americano frecuenta cursos de agua que discurren por masas forestales y se trata de una especie actualmente en expansión.

Como conclusión, es importante tener en cuenta que cualquier especie alóctona, si no puede ser eliminada, debe ser objeto de un seguimiento específico para poder reali-zar las acciones oportunas encaminadas a minimizar los efectos de su presencia. La gestión forestal debe considerar este aspecto y ser consciente de la problemática que conlleva la introducción de especies ya que esta se puede dar de forma espontánea por la expansión o dispersión de la propia especie invasora o por translocaciones acciden-tales o voluntarias. Por ello debería realizarse un seguimiento de los puntos de agua susceptibles de albergar poblaciones de especies foráneas. La creación de masas de agua de una cierta envergadura destinadas a almacenar agua para utilizar en caso de in-cendios pueden ser hábitats favorables, no sólo para las poblaciones de anfibios y rep-tiles ligados al agua sino también para especies introducidas. El seguimiento de las charcas permitiría una extracción rápida de los individuos de especies alóctonas caso que fueran voluntaria o accidentalmente introducidas.

Bibliografía

- ALVAREZ-BALÍS, I. & FREÁN-HERNÁNDEZ, M.M. 1991. Vertebrados atropellados en dos carreteras orensanas. Primer informe. *Jornadas mortalidad vertebrados en carreteras*, 239-251.
- AMARAL, S.; SUMARES, A.; CRUZ, M.J. & REBELO R. 2004. Despostas coportamentais de girinos de *Alytes cisternasii* à presenta de depredadores naturais, *Leuciscus* spp., e de um preda-

dor exótico, *Procambarus clarkii*. Actas del VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología 2004. Málaga. Pp. 58-59.

ASHLEY, E.P. & ROBINSON, J.T. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, Lake Erie, Ontario. *The Canadian Field-Naturalist*, 110: 403-412.

BABILONI-GONZÁLEZ, G. 1991. Informe provisional del seguimiento de la mortalidad de vertebrados en las carreteras de la provincia de Barcelona. Septiembre 1991. *Jornadas mortalidad vertebrados en carreteras*, 127-135.

BANGS, E.E.; BAILEY, T.N. & PORTNER, M.F. 1989. Survival rates of adult female moose on the Kenai Peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 53: 557-563.

BARRIENTOS BENITO, L.M. 1993. Incidencia de las autovías en las poblaciones de lobo de Castilla y León. *Quercus*, 22: 25.

BEEBEE, T.J.C., FLOWER, R.J., STEVENSON, A.C., PATRICK, S.T., APPLEBY, P. G., FLETCHER, C., MARSH, C., NATKANSKI, J., RIPPEY, B., BATTARBEE, R.W. 1990. Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain: palaeoecological, documentary, and experimental evidence for breeding site acidification. *Biological Conservation* 53: 1-20.

BENFENATI, E.; VALZACCHI, S.; MARIANI, G.; AIROLDI, L. & FANELLI, R. 1992. PCDD, PCDF, PCB, PAH, cadmium and lead in roadside soil: relationship between road distance and znd concentration. *Chemosphere*, 24: 1077-1083.

BERMEJO, A. 2004. Primeros datos de agresiones de *Procambarus clarkii* sobre *Pleurodeles walt*. Actas del VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología 2004. Málaga. Pp. 11-12.

BERTOLERO, A., CARRETERO, M.A., LLORENTE, G. A., MARTÍNEZ-VILALTA, A. & MONTORI, A. 1995. The importance of introductions in species conservation: the case of *Tes-tudo hermanni* in the Ebro Delta Natural Park (NE Spain). in: *Proceedings of the International Congress of Chelonian Conservation*. Pp. 187-191, Soptom Ed.

BLAUSTEIN, A.R. Y KIESECKER, J.M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian population. *Ecology letters*, 5: 597-608.

BOON, P.J.; CALOW, P. & PETTS, E. (eds.). 1992. River conservation and management. John Wiley & Sons, 470 pp.

BOONE, M.D. & SEMLITSCH, R.D. 2001. Interaction of an insecticide with larval density and predation in amphibian experimental communities. *Conservation Biology*, 15: 228-238.

BOSCH, E. & AYLLÓN, E. 1998. Situación actual y primeros resultados del proyecto de catalogación de masas de agua de interés herpetológico "Proyecto Charcas". *Bol Asoc. Herpetol. Esp.*, 9: 45-48.

BRIDGES, C.M. 1997. Tadpole Swimming performance and activity affected by acute exposure to sublethal levels of carbaryl. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 1935-1939.

BUSTAMANTE, R. & GREZ, A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ciencia y Ambiente*, 11: 58-63.

CARPENTER, C.C. & DELZELL, D.E. 1951. Road records as indicators of differential spring migrations of amphibians. *Herpetologica*, 7: 63-64.

CARRETERO, J.M., GUZMAN, E. MARTÍNEZ, M. & ÚBEDA, X. 2003. *Els incendis forestals a Comissió II premi Castelldefels àmbit sostenible*. Eds. Castelldefels. 148 pp.

- CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. A., MONTORI, A., SANTOS, X. & FRANCESCH, J. 1999. Observed vs. potential distributions: application to the herpetofauna of a region of the Mediterranean basin. *in*: Legakis, A. (ed.) *Contributions to the zoogeography and ecology of the Eastern Mediterranean region*, 1: 221-228.
- CARRETERO, M.A. & LLORENTE, G.A. 1991. Reproducción de *Psammodromus hispanicus* en un arenal del nordeste ibérico. *Amphibia-Reptilia* 12(4): 395-408.
- CARRETERO, M.A. & ROSELL, C. 1998. *Seguiment dels components de la diversitat biològica*. Departament de Medi Ambient. Informe inédito. 53pp.
- CARRETERO, M.A. & ROSELL, C. 2000. Incidencia del atropello de anfibios, reptiles y otros vertebrados en un tramo de carretera de construcción reciente. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11(1): 39-42.
- CHEYLAN, M. 1984. The true status and future of Hermann's Tortoise *Testudo hermanni robertmertensi* Wermuth 1952 in Western Europe *Amphibia-Reptilia*, 5: 17-26.
- CIFUENTES-TORRES, A. & GARCÍA-OÑATE, B. 1991. Mortalidad de anfibios en carreteras de la provincia de Pontevedra. *Jornadas mortalidad vertebrados en carreteras*, 231-238.
- CLARKE, G.P.; WHITE, P.C.L. & HARRIS, S. 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86: 117-124.
- CLEVENGER, A.P.; MCIVOR, M.; MCIVOR, D.; CHRUSZSCZ, B. & GUNSON, K.E. 2001. Tiger Salamander, *Ambystoma tigrinum*, movements and mortality on the Trans-Canada highway in southwestern Alberta. *The Canadian Field-Naturalist*, 115: 199-204.
- CLIVILLÉ, S., MONTORI, A., LLORENTE, G. A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. 1997. Incendios forestales y anfibios: el caso del Parc Natural del Garraf. *Quercus*, 138: 10-13.
- COOKE, A.S. 1988. Mortality of toads (*Bufo bufo*) on roads near a cambridgeshire breeding site. *British Herpetological Society Bulletin*, 26: 29-30.
- COOKE, A.S. 1995. Road mortality of common toads (*Bufo bufo*) near a breeding site, 1974-1994. *Amphibia-Reptilia*, 16: 87-90.
- CORRALES-VÁZQUEZ, J.M.D.P. & HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, S. 1992. La carretera como depredador inespecífico. Efecto frontera sobre la fauna y posibles alternativas. *II Simposio Nacional sobre carreteras y medio ambiente*, 403-416.
- COX, N., CHANSON, J. & STUART, S. (Eds.). 2006. *The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 42 pp.
- CRUZ, M.J., PASCOAL, S., TEJEDO, M. & REBELO R. 2004. Predação de posturas de sapo-corredor (*Bufo calamita* por uma espécie exótica, o lagostim-vermelho-americano (*Procambarus clarkii*). *Actas del VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología 2004*. Málaga. P. 21.
- DAVIDSON, C., SHAFFER, H.B. & JENNIGS, M.R. 2001. Declines of the California red-legged frog: Climate, UV-B, habitat and pesticides hypotheses. *Ecol. Appl.*, 11: 464-479.
- DEBINSKI, D. M. & HOLT, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14(2): 342-355.
- DEL AMO, R., PERIS, A., SANTAUFEMIA, F.X. & TORRE, I., 2002. *La fauna vertebrada de Castelldefels*. Comissió I premi Castelldefels Àmbit Sostenible Eds. Castelldefels.

- DHINDSA, M.S., SANDHU, J.S., SANDHU, P.S. & TOOR, H.S. 1988. Roadside birds in Punjab (India): relation to mortality from vehicles. *Environmental Conservation*, 15: 303-310.
- DREWS, C. 1995. Road kills of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on baboon mortality. *African Journal of Ecology*, 33: 89-100.
- DUNSON, W.A., WYMAN, R.L., & CORBETT, E.S. 1992. A symposium on amphibian declines and habitat acidification. *Journal of Herpetology*, 16: 349-352.
- EPAIN-HENRY, C. 1987. L'autoroute A 71 et les batraciens de sologne méthodes de protection. *Bulletin Societe Herpetologique Francoise*, 41: 24-27.
- ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X., 2003. Causas de la regresión en el período 1978-1998 y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco). La conservación de los anfibios en Europa. *Munibe* (suplemento 16): 146-159.
- FAHRIG, L., PEDLAR, J.H., POPE, S.E., TAYLOR, P.D. & WEGNER, J.F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73: 177-182.
- FÈLIX, J., BUDÓ, J., CAPALLERAS, X. & FARRÉ, M. 1990. Conseqüències dels incendis forestals en una població de tortuga mediterrània (*Testudo hermanni hermanni*) de l'Albera. *Annals de l'Institut d'Estudis Empordanesos*, 23: 13-36.
- FERRERAS DE ANDRÉS, P. 1993. Incidencia de las carreteras sobre las poblaciones de lince ibérico. *Quercus*, 22: 22-23.
- FOLCH, R. 1976. El incendio forestal, fenómeno biológico. *Cuaderno de ecología aplicada*, 1: 7-32.
- FREÁN-HERNÁNDEZ, M.M., VILLARINO, A., ALVAREZ-BALÍS, I. & GONZÁLEZ-PRIENTO, S. 1992. Mortalidad de vertebrados por atropello en las riberas del Miño en Orense. *II Simposio Nacional sobre carreteras y medio ambiente*, 371-375.
- FREDA, J. 1986. The influence of acidic pond water on amphibians: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 30: 439-450.
- FUSARI, S. 1993. Salvataggio dei rospi comuni (Bufo bufo) sul lago d'Iseo (Riva di Solto, Bergamo). *Quaderni Civita Stazioni Idrobiologica*, 20: 17-20.
- GALÁN, P. 1997. Declive de poblaciones de anfibios en dos embalses de La Coruña (noroeste de España) por introducción de especies exóticas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 38-40.
- GAMRADT, S.C. & KATS, L.B. 1996. Effect of Introduced Crayfish and Mosquitofish on California Newts. *Conservation Biology*, 10 (4): 1155-1162.
- GIBBS, J. P. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands*, 13 (1): 25-31.
- GIBBS, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, 13: 263-268.
- GIBBS, J.P. & SHRIVER, W. G. 2005. Can road mortality limit populations of poolbreeding amphibians? *Wetland Ecology and Management*, 13: 281-289.
- GIOVINE, G. 1993. Inetrvento di salvataggio della batracofauna nell'area del lago di endine (Val Cavallina, Bergamo) durante il 1992. *Quaderni Civita Stazioni Idrobiologica*, 20: 33-37.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & GARCÍA DE JALÓN, D. 1998. *Restauración de ríos y riberas*. Escuela técnica superior de Ingenieros de Montes. Fundación Conde del Valle de Salazar-diciones Mundi-prensa. Madrid. 319 pp.

- GONZÁLEZ-PRIETO, S., VILLARINO, A. & FREÁN-HERNÁNDEZ, M.M. 1991. Mortalidad de vertebrados en el tramo Ourense-Penalba de la CN-120 durante 1989. *Jornadas mortalidad vertebrados en carreteras*, 252-266.
- GONZÁLEZ-PRIETO, S., VILLARINO, A. & FREÁN-HERNÁNDEZ, M.M. 1993. Mortalidad de vertebrados por atropello en una carretera nacional del NO de España. *Ecología*, 7: 375-389.
- GRIFFITHS, R.A. 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7: 119-126.
- GROOT BRUINDERINK, G.W.T.A. & HAZEBROEK, E. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10: 1059-1067.
- HANSKI, I., MOILANEN, A. & GYLLENBERG, M. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist*, 147: 527-541.
- HAYEK, L.C. & MCDIARMID, R.W. 1994. GIS and remote sensing techniques. In Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.C. & Foster, M.S. (eds.) *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians*. Pp. 166-175. Smithsonian Institution Press.
- HELLDIN, J.O. & ANDREAS, S. 2003. Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forest and farmland. *Proceedings of the IENE Conference on Habitat fragmentation due to transport infrastructures*. 13-14 november. Pp. 1-9. Brussels.
- HODSON, N.L. 1962. A survey of road mortality in mammals (and including data for the Grass snake and Common frog). *Notes on British Mammals*, 13: 576-579.
- HUIJSER, M.P. & BERGERS, P.J.M. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, 5: 111-116.
- INBAR, M. & MAYER, R.T. 1999. Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin*, 27: 865-872.
- IZHAKI, I., LEVEY D. J. Y SILVA, W.R. 2003. Effects of prescribed fire on an ant community in Florida pine savanna. *Ecological Entomology*, 28: 439-448
- KNUTSON, M. G., J. R. SAUER, D. A. OLSEN, M. J. MOSSMAN, L. M. HEMESATH, & LANNOO, M. J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology*, 13(6): 1437-1446.
- KOLOZSVARY, M. B. & R. K. SWIHART. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1288-1299.
- LA MARCA, E. & REINTHALER, H.P. 1991. Population changes in *Atelopus* species of the Cordillera de Mérida, Venezuela. *Herpetological Review*, 22: 125-128.
- LANGTON, T.E.S. 1989. *Amphibians and roads*. ACO Polymers products.
- LAURIE, W.C. & FAHRIG, L. 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of different agility. *Conserv. Biol.*, 15: 1071-1078.
- LEOPOLD, L.B., CLARKE, F.E., HANSHAW, B.B. & BALSLEY, J.R. 1971. A procedure for evaluating environmental impact. *U.S. Geol. Survey Circ.*, 645. 13 pp.
- LIZANA, M. & BARBADILLO, L.J. 1997. Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. In Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal. Pleguezuelos (ed.). *Monografías de Herpetología*, 3: 477-516.

- LIZANA, M. 1993. Mortalidad de anfibios y reptiles en carreteras: informe sobre el estudio AHE-CODA. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 4: 37-41.
- LLORENTE, G. A., FONTANET, X., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. 1991. Herpetofauna del Delta de l'Ebre: distribució i conservació. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 6: 26-29.
- LLORENTE, G.A., MONTORI, A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 1998. Amfibis i Rèptils. In: *Catàleg dels vertebrats de Catalunya*. DARP. Generalitat de Catalunya.
- LLORENTE, G.A., MONTORI, A., CARRETERO, M.A., SANTOS, X. & FONTANET, X. 1994. Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España. *Environmental Encounters*, 19: 83-92.
- LLORENTE, G.A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M.A. 1995. *Atlas de distribució dels amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra*. El Brau. Figueres, 192 pp.
- LLORENTE, G.A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M.A. 1997. Programa de seguiment de basses importants per als amfibis a Catalunya. Memoria inédita. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. Barcelona, 38 pp. Inédito.
- LLORENTE, G.A., MONTORI, A., SANTOS, X., GARRIGA, N., RICHTER-BOIX, A. & CARRETERO, M.A. 2001. Incidència de les carreteres sobre els amfibis i rèptils de Catalunya. Departament de Medi Ambient - Universitat de Barcelona. 123pp. Inédito
- LLORENTE, G.A., MONTORI, A., SANTOS, X., GARRIGA, N. & RICHTER-BOIX, A. 2002. Incidència de les carreteres sobre els amfibis i rèptils de Catalunya. Memòria 2002. Departament de Medi Ambient - Universitat de Barcelona. 170pp.
- LLORENTE, G.A., MONTORI, A., SANTOS, X., GARRIGA, N. y RICHTER-BOIX, A. 2003. Incidència de les carreteres sobre els amfibis i rèptils de Catalunya. Memòria 2003. Departament de Medi Ambient - Universitat de Barcelona. 209pp.
- LÓPEZ-REDONDO, J. & LÓPEZ-FERNÁNDEZ, L.R. 1991. Resultados provisionales del seguimiento de la mortalidad del camaleon (*Chamaleo chamaleon*) en las carreteras de Cadiz, Málaga y Huelva. *Jornadas mortalidad vertebrados en carreteras*, 267-279.
- LÓPEZ-REDONDO, J. & LÓPEZ-REDONDO, G. 1991. Aproximación a los primeros resultados globales provisionales del PMVC. *Jornadas mortalidad vertebrados en carreteras*, 22-34.
- LÓPEZ-REDONDO, J. 1992. Metodología y resultados del proyecto de seguimiento de la mortalidad de vertebrados en carreteras (P.M.V.C./C.O.D.A.). *II Simposio Nacional sobre carreteras y medio ambiente*, 319-343.
- MARCO, A., CASH, D., BELDEN, L.K. & BLAUSTEIN, R., 2001. Sensitivity to Urea fertilization in three amphibian species. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40(3): 406-409.
- MARCO, A., QUILCHANO, C. & BLAUSTEIN, A.R., 1999. Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 2836-2839.
- MARSH, D.M., & P.C. TRENHAM. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.*, 15: 40-49.
- MATEOS, E. 1992. *Colembolos (Collembola, Insecta) edáficos de encinares de la Serra de l'O-bac y la Serra de Prades (Sierra prelitoral catalana). Efectos de los incendios forestales sobre estos artrópodos*. Tesis doctoral. Barcelona. 403 pp.

- MAYOL, J. 1991. Mortalidad de *Tarentola mauritanica* en caminos rurales de Menorca. Nota preliminar. *Jornadas mortalidad vertebrados en carreteras*, 280-281.
- MINUARTIA 1998. Evolució de les poblacions d'amfibis a la Zona Volcànica de la Garrotxa. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Inédito.
- MONTORI, A. 1996. Amfibis i rèptils del massís del Garraf. *La Sentiu*, 22. Museu de Gavà Ed.
- MONTORI, A., CLIVILLÉ, S., LLORENTE, G.A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 1995. Efectes de l'incendi de primavera de 1994 sobre les poblacions d'amfibis d'una àrea natural protegida: El Parc Natural del Garraf. Cirit, ACOM 1994. 48 pp. Inédito.
- MONTORI, A., CLIVILLÉ, S., LLORENTE, G.A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 1997. La comunitat d'amfibis del Parc Natural de Sant Llorenç de Munt i Serra de l'Obac: catàleg i punts d'aigua importants per a la seva reproducció. Diputació de Barcelona Servei de Parcs Naturals. Inédito.
- MONTORI, A., CLIVILLÉ, S., LLORENTE, G.A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 1998. La comunitat de rèptils del Parc Natural de Sant Llorenç de Munt i Serra de l'Obac: catàleg i àrees importants. Diputació de Barcelona (Servei de Parcs Naturals). Inédito.
- MONTORI, A.; GRAU, M. I. & FRANCESC, J.J. 1993. Ús de l'espai i el temps en la comunitat d'amfibis del Massís del Garraf. Caixa de Barcelona-Ajuts a la Recerca. Inédito.
- MONTORI, A., LLORENTE, G. A., CARRETERO, M. A. & LÓPEZ-JURADO, L.F. 1996. Plan de recuperación del Lagarto Gigante de El Hierro. *Quercus*, 128: 18-22.
- MONTORI, A., LLORENTE, G.A. & FELIX, J. 1994. Estado y gestión de las poblaciones de *Tes-tudo hermanni hermanni* del nordeste de la Península Ibérica. *Environmental Encounters*, 19: 71-82.
- MONTORI, A., LLORENTE, G.A. & NADAL, J. 1982. Niveles de residuos plaguicidas organoclorados en el tritón pirenaico (*Euproctus asper* Dugès, 1852). *P. Cent. pir. Biol. exp.*, 13: 33-38.
- MONTORI, A., LLORENTE, G.A., SANTOS, X., RICHTER-BOIX À. & GARRIGA, N. 2003. Incidència dels atropellaments sobre l'herpetofauna al Parc del Garraf: eix viari Olivella-Rat-Penat. In *IV Trobada d'Estudiosos del Garraf*. Diputació de Barcelona. Pp. 107-112.
- NEWTON, I.; WYLLIE, I. & ASHER, A. 1991. Mortality causes in British Barn Owl *Tyto alba*, with a discussion of aldrin-dieldrin poisoning. *Ibis*, 133: 169.
- PALIS, J.G. 1994. *Rana utricularia*. Road mortality. *Herpetological Review*, 25: 119.
- PETRANKA, J.W. & ELDRIDGE, M.E. 1993. Effects of timber harvesting on southern appalachian salamanders. *Conservation Biology*, 7: 363-370.
- PHILCOX, C.K.; GROGAN, A.L. & MACDONALD, D.W. 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of applied Ecology*, 36: 748-762.
- PIANKA, E.R. 1989. Desert lizard diversity: additional comments and some data. *Am. Nat.*, 134 (3): 344-364.
- PLEGUEZUELOS, J.M. 1997. Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal. *Mon. Herp.* 3. 542 pp. Univ. de Granada y Asociación Herpetológica Española.
- PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.). 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid, 584 pp.

PMVC-CODA. 1993. Millones de animales mueren atropellados cada año en las carreteras españolas. *Quercus*, 83: 12-19.

PONS, P. 2002. The population responses of birds to fire in Mediterranean ecosystems. In Pardini, G. & Pintó, J. (eds.). *Fire, landscape and biodiversity: an appraisal of the effects and effectiveness*, Diversitas, 29, Servei de Publicacions de la Universitat de Girona, Girona. Pp. 57-68.

PRODON, R. 1988. *Dynamique des systèmes, avifaune-vegetation après deprise rurale et incendies dans les Pyrénées méditerranéennes silicieuses*. Thèse Doctoral d'État. Université de Paris VI. 333 pp.

RAY, N., LEHMANN, A. & JOLY, P. 2002. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2143-2165.

REH, W. & SEITZ, A. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*, 54: 239-249.

RICHTER-BOIX, A., LLORENTE, G.A., ESCARTÍN, S., LÓPEZ, R. & MONTORI, A. 2003a. Aproximació a l'herpetologia del Parc Metropolità de Collserola amb especial consideració a les poblacions d'amfibis. Parc Metropolità de Collserola. Inèdit.

RICHTER-BOIX, A.; VARRÀ, E. & CRISTÒBAL, J. 2003b. Aplicacions del SIG a la gestió dels recursos naturals, un exemple pràctic: els punts d'aigua i els amfibis. IV Trobades d'estudiosos del Garraf. Novembre 2002, Vilanova i la Geltrú. Pp. 99-105.

RICHTER-BOIX, A., LLORENTE, G.A. & MONTORI, A. 2004. Influencia de la dimensió espacial en la estructura y dinàmica de dos metacomunidades de anfibios anuros. VIII Congreso Luso-Español y XII Congreso Español de Herpetología. Málaga.

ROIG, J.M., MONTORI, A., CARRETERO, M.A., LLORENTE, G.A. & SANTOS, X. 1998. Distribució dels rèptils al parc del Montnegre i Corredor. Diputació de Barcelona. Servei de Parcs Naturals. 56 pp. Inèdit.

ROWE, C.L. & J. FRED A. 2000. Effects of acidification on amphibians at multiple levels of biological organization. In Sparling, D.W., G. Linder, and C. Bishop (eds.). *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. SETAC Press.

RUSSELL, K. R., VAN LEAR, D. H. & GUYNN, D. C., Jr. 1999. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. *Wildlife Society Bulletin*, 27(2): 374-384.

SANTOS, X., CARRETERO, M.A., LLORENTE, G.A. & MONTORI, A. (coord.). 1998. *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 237 pp.

SANTOS, X., BRITO, J. C., SILLERO, N., PLEGUEZUELOS, J.M. & LLORENTE, G. A. 2007. Comparing Filippi and Luiselli's (2000) method with a cartographic approach to assess the conservation status of secretive species: the case of the Iberian snake-fauna. *Amphibia-Reptilia*, 28: 17-23.

SANTOS, X., BRITO, J. C., SILLERO, N., PLEGUEZUELOS, J.M., LLORENTE, G.A., FAHDD, S. & PARELLADA, X. 2006. Inferring habitat-suitability areas with ecological modeling techniques and GIS: A contribution to assess the conservation status of *Vipera latastei*. *Biological Conservation*, 131(1): 93105.

SEIGEL, R.A. & DODD, C. K. Jr. 2002. Management of amphibian populations through translocation: Response to Marsh and Trenham. *Conserv. Biol.*, 16: 552-554.

- SEMLITSCH, R. D. & BODIE, J. R. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology*, 12(5): 1129-1133.
- SPARLING, D.W., FELLERS, G.M. & MCCONNELL, L.L. 2001. Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20: 1591-1595.
- SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.). 2000. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press. Pensacola, Florida.
- SUÁREZ CARDONA, F. 1992. Efectos sobre la fauna. Medidas correctoras. *II Simposio Nacional sobre carreteras y medio ambiente*. Pp. 305-315.
- SUMARES, A., PASCOAL, S., AMARAL, S., CRUZ, M.J., ANDRADE, P. & REBELO R. 2004. Reprodução do sapo-parteiro-ibérico (*Alytes cisternasii*) em ribeiras com diferentes graus de ocupação por um predador exótico, o lagostim-vermelho-americano (*Procambarus clarkii*). Actas del VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología 2004. Málaga. Pp. 125-126.
- SWIHART, R.K. & SLADE, N.A. 1984. Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy*, 65: 357-360.
- TERRADAS, J. 1996. *Ecologia del foc*. Ed. Proa. Barcelona. 270 pp.
- TROMBULAK, S.C. & FRISSELL, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14:18-30.
- VAN GELDER, J.J. 1973. A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. *Oecologia*, 13: 93-95.
- VERTUCCI, F. A. & CORN, P.S. 1996. Evaluation of episodic acidification and amphibian declines in the Rocky Mountains. *Ecological Applications*, 6: 449-457.
- VORA, R.S. 1988. Potential soil compactation forty years after logging in northeastern California. *The Great Basin Naturalist*, 48: 117-120.
- VOS, C.C. & CHARDON, J.P. 1998. Effect of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of applied Ecology*, 35:44-56.
- WHITFORD, P.C. 1985. Bird behavior in response to the warmth of blacktop roads. *Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences Arts and Letters*, 73: 135-143.
- WIJER, P., WATT, P.J. & OLDHAM, R.S. 2003. Amphibian decline and aquatic pollution: Effects of nitrogenous fertiliser on survival and development of the frog *Rana temporaria*. *Applied Herpetology*, 1(1-2): 3-12.
- WOINARSKI, J.C.Z., RISLER, J. & KEAN, L. 2004. Response of vegetation and vertebrate fauna to 23 years of fire exclusion in a tropical *Eucalyptus* open forest, Northern Territory, Australia. *Austral Ecology*, 29: 156-176.

