

REFERENCIAS

- Ayres, C. 2007. *Triturus marmoratus* (Marbled newt). Newt Predation. *Herpetological Review*, 38: 434.
- Hagström, T. 1979. Population ecology of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Urodela) in SW Sweden. *Holarctic Ecology*, 2: 108-114.
- Miaud, C. 1993. Predation on newt eggs (*Triturus alpestris* and *T. helveticus*): identification of predators and protective role of ovoposition. *Journal of Zoology* (London), 231: 575-582.
- Montori, A. 1990. Alimentación de los adultos de *Euproctus asper* (Dugès, 1852) en la montaña media del Prepirineo catalán (España). *Revista Española de Herpetología*, 5: 23-36.
- Montori, A., & Herrero, P. 2004. Caudata. 43-275 In: Amphibia, Lissamphibia. García-París, M., Montori, A., y Herrero, P. *Fauna Ibérica, vol. 24*. Ramos M.A. et al. (eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Orizaola, G. & Rodríguez del Valle, C. 2000. *Triturus marmoratus* (Marbled newt). Predation. *Herpetological Review*, 31:233.
- Steward, J.W. 1969. *The tailed amphibians of Europe*. David and Charles. Newton Abbott.
- Villero, D., Montori, A. & Llorente, G.A. 2006. Alimentación de los adultos de *Triturus marmoratus* (Urodela, Salamandridae) durante el período reproductor en Sant Llorenç del Munt, Barcelona. *Revista Española de Herpetología*, 20: 57-70.

Tendencias a medio plazo de una población de lagartija cenicienta (*Psammodromus hispanicus*) en España central

Pablo García¹ & Isabel Mateos²

¹ Cl. Núñez de Zamora, 12-14, 1ºD. 37003 Salamanca. C.e.: pgarcia@herpetologica.org

² Cl. Los Transportistas, 15, 4ºA. 37007 Salamanca.

Fecha de aceptación: 7 de julio de 2009.

Key words: central Spain, density, population trends, *Psammodromus hispanicus*.

La lagartija cenicienta (*Psammodromus hispanicus*) es un lacértido presente en la Península Ibérica y el sur de Francia (Pérez-Mellado, 1998; Carretero *et al.*, 2002). Por lo general se considera que, aunque bien distribuida, no es una especie frecuente y sus poblaciones tienden a encontrarse fragmentadas y aisladas unas de otras (Pérez-Mellado, 1998; Galán, 1999; SCV, 2001; Carretero *et al.*, 2002; Velasco *et al.*, 2005). Además, sus preferencias de hábitat tan específicas, ocupando las series de degradación del encinar, hacen que algunas medidas de actuación y gestión de estos hábitats, como la corta del matorral bajo, puedan afectarla de manera puntual (Carrascal & Díaz, 1989; Santos & Tellería, 1989; Carretero & Llorente, 1997-1998; Carretero *et al.*, 2002; Martín & López, 2002).

Por estas razones algunos autores han considerado que ciertas poblaciones litorales, en la

Meseta Norte y en Galicia se encuentran amenazadas y en proceso de declive (Galán, 1999; Carretero *et al.*, 2002; Velasco *et al.*, 2005), a pesar de que no ha sido considerada como amenazada, y otros autores (p.e. SCV, 2001; Carretero *et al.*, 2002; Monzó, 2002) indican que se trata de una especie común en algunas zonas. No obstante, y al igual que sucede para la mayoría de las especies de reptiles en el mundo (Gibbons *et al.*, 2000; Whitfield *et al.*, 2007), no existe un seguimiento poblacional a largo plazo que permita asegurar estas tendencias supuestamente negativas (Koons *et al.*, 2006).

Debido a estas consideraciones puntuales, y a la escasez de trabajos recientes sobre el estado de conservación y la biología y ecología de la especie (véase revisión en: Pérez-Mellado, 1998; Carretero *et al.*, 2002; Martín & López, 2002; Carretero, 2006), es difícil estimar el estatus de la lagartija cenicienta en su área de distribu-

ción, conocer los problemas de conservación y, por extensión emprender medidas de conservación de la especie en el caso de ser necesarias (Dayton *et al.*, 1998; Sutherland, 2001; Koons *et al.*, 2006). En este trabajo se presentan las tendencias a medio plazo (siete años) de una población de lagartija cenicienta.

El trabajo de campo se llevó a cabo en la localidades de Fresno Alhándiga y Sieteiglesias de Tormes, en el tramo medio del río Tormes, provincia de Salamanca (UTM 1x1 km. 30T TL7911, TL7912, TL7811 y TL8011; 820 msnm). El área de estudio se compone de un mosaico de hábitats entre los que se seleccionaron aquellas zonas que parecían a priori más adecuadas para la presencia de la especie (Carrascal & Díaz, 1989; Santos & Tellería, 1989; Carretero & Llorente, 1997-1998; Martín & López, 2002), es decir las series de degradación del encinar de *Quercus ilex* que se encuentran en las zonas más elevadas del valle del Tormes, y que cubren superficies más o menos extensas (hasta 175 hectáreas). Dichas series de vegetación se caracterizan por la dominancia de una vegetación de escaso porte, con cerca de un 90% de cobertura de especies de plantas con altura inferior a 30 cm, como el cardo corredor (*Eryngium* sp.) y, aunque de modo más puntual, el tomillo (*Thymus mastichina*). De modo aislado aparecen algunos matorrales de mayor porte como las escobas (*Cytisus* sp.) y retamas (*Retama sphaerocarpa*), así como encinas (*Quercus ilex*) espaciadas entre ellas y algunas gramíneas formadoras de macollas (*Stipa* sp.).

La metodología empleada para obtener las estimas de densidad de la lagartija cenicienta fue la de transectos lineales de 200 m de longitud, y una banda de dos metros a cada lado del observador en las que se contaban todos los ejemplares observados dentro de esa banda, y

que ha sido previamente empleada para otros lacértidos (Delibes & Salvador, 1988; Buckland *et al.*, 2001; Borchers *et al.*, 2002). En función de la superficie de hábitat idóneo para la especie se realizaron ocho transectos con estas características que cubrían buena parte del área de estudio. Los muestreos fueron estandarizados, realizándose cada año los mismos transectos, a las mismas horas (11-12 h) y con el mismo esfuerzo de replicación de los transectos.

Los ocho transectos de 400 m² cada uno se muestrearon entre dos y ocho veces al año durante la época de reproducción de la lagartija cenicienta en la provincia de Salamanca, entre marzo y mayo (Pascual & Pérez-Mellado, 1989; Pollo & Pérez-Mellado, 1990; Carretero, 2006), y se consideró sólo la estima de densidad más elevada de todas las obtenidas. Este procedimiento se repitió anualmente desde 2002 hasta 2008, ambos inclusive, abarcando por lo tanto un periodo de siete años. Dado que la longevidad máxima de la lagartija cenicienta en libertad se estima en uno-tres años, el periodo de estudio habría incluido un mínimo de entre dos y siete generaciones de la misma población (Pérez-Mellado, 1988; Carretero, 1992a).

Esta técnica asume que todos los ejemplares presentes dentro de los transectos son detectados, algo que no puede asumirse en este caso al ser las poblaciones escasas, por lo que las estimas de densidad podrían encontrarse desviadas (Buckland *et al.*, 2001; Borchers *et al.*, 2002). Para corregir estas estimas se realizó una aproximación a la probabilidad de detección de los ejemplares mediante el método empleado. Para ello, los registros obtenidos, así como la distancia a la que se situaban las lagartijas cenicientas detectadas del observador se trataron estadísticamente en el programa DISTANCE (Buckland *et al.*, 2001).

La probabilidad de detección estimada es inferior a uno, de un 50%, por lo que no puede considerarse que todos los ejemplares sean detectados con este método. Para corregir las estimas de densidad obtenidas, el número de ejemplares detectado se dividió entre la probabilidad de detección (Borchers *et al.*, 2002) y estos datos fueron los empleados en posteriores análisis. Estos datos anuales de densidad corregidos se analizaron mediante el programa TRIM (Statistics Netherlands, <http://www.cbs.nl>). Este programa proporciona un análisis para estimar las tendencias poblacionales mediante una regresión loglineal de Poisson, en las que se pueden producir diferentes modelos en función de la existencia de tendencias lineales, efectos temporales en la población, así como defectos y desviaciones en el muestreo (sobre dispersión de los datos y correlación entre las densidades de las series de tiempo).

Se construyeron todos los modelos posibles para la población estudiada en el periodo estudiado para obtener el que mejor se ajustase a los registros temporales obtenidos, lo cual se

evaluó mediante el Criterio Informativo de Akaike (AIC; Borchers *et al.*, 2002), siendo mejores los modelos cuanto menor sea el valor de este parámetro. Los modelos en los que se incluye-se un efecto temporal importante en las variaciones de la población no pudieron ser probados debido a la inexistencia de observaciones en algunos años a pesar de haberse llevado a cabo los muestreos.

La densidad corregida media obtenida ha sido de 6.25 ej.s./ha en todos los transectos realizados. Esta densidad se ha registrado en tres años distintos del periodo estudiado al principio (2002 y 2003) y al final (2008). En el resto de años (2004, 2005, 2006 y 2007) no se obtuvieron observaciones de la especie.

El modelo que mejor se ajusta a los datos (Tabla 1) estima que no existe un claro efecto temporal en las variaciones observadas en la población. Dos modelos (Tabla 1) de los probados ofrecían el mismo valor del AIC (-15.10), pero el elevado valor calculado en la sobre dispersión en los datos (OD = 0.917) hizo aconsejable la inclusión de este parámetro. No obstante, los parámetros de ajuste de los modelos (χ^2 ; Tabla 1) no muestran valores significativos.

La población de lagartija cenicienta estudiada muestra una tendencia estable, sin cambios aparentes significativos, a lo largo de todo el periodo de estudio (Figura 1). No obstante, esto puede ser debido a que no se pudo testar el modelo de variación interanual por la inexistencia de observaciones en los muestreos de ciertos años.

La población de lagartija cenicienta estudiada puede catalogarse como de baja densidad en comparación con las estimas realizadas en Cataluña (17.53-23.03 ej.s./ha; Carretero, 1992b, 1997-98) y León (12.5 ej.s./ha.; Delibes & Salvador, 1986), pero superior a los datos en Madrid (2-4 ej.s./ha; Cano, 1984), si bien es cier-

TABLA 1. Modelos analizados mediante el programa TRIM, parámetros incluidos en los modelos, parámetros de ajuste (χ^2 , 12 grados de libertad en todos los casos) y valor del AIC. En negrita el modelo seleccionado. NTE: sin efectos temporales en la población; LT: tendencia lineal; OD: sobre dispersión en los datos; SC: correlación importante entre años.

Modelo	Parámetros	χ^2 (p)	AIC
NTE	OD	11.00 (0.53)	-15.10
NTE	SC	11.30 (0.50)	-14.79
NTE	OD, SC	11.30 (0.50)	-14.79
NTE		11.00 (0.53)	-15.10
LT	OD	10.68 (0.47)	-13.43
LT	SC	11.43 (0.41)	-13.17
LT	OD, SC	11.43 (0.41)	-13.17
LT		11.43 (0.41)	-13.17

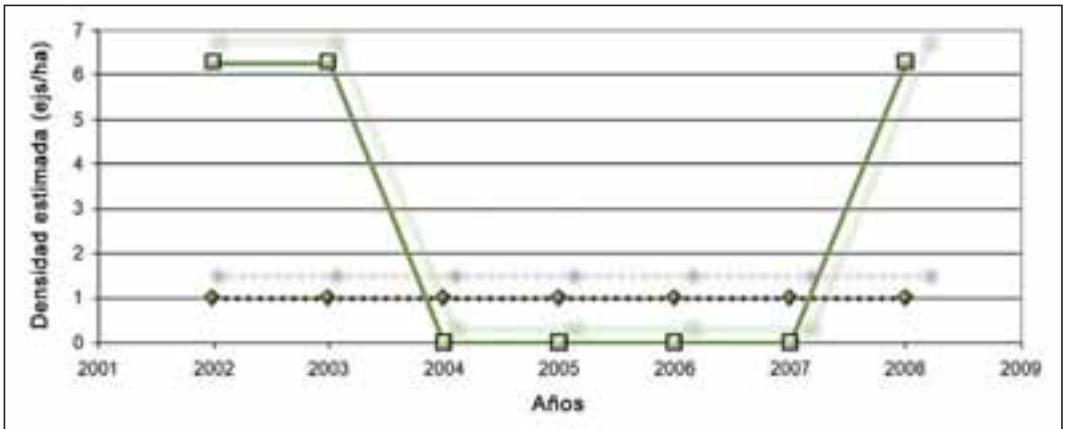


Figura 1: Cambios en la densidad de la población de lagartija cenicienta estudiada a lo largo del periodo de estudio (línea continua: estimado como ejs./ha.) y cambios estimados a partir del modelo obtenido con TRIM (línea discontinua: estimado como proporción de cambio en la densidad respecto al comienzo del estudio).

to con metodologías muy dispares que no permiten una comparación directa.

Las tendencias en las poblaciones de reptiles ibéricos son por lo general desconocidas (Pleguezuelos *et al.*, 2002) y en el caso de la lagartija cenicienta sólo existe un estudio (Carretero, 1997-98) en el que se demostraba que en un periodo de nueve años (1989-1997) una población costera se había incrementado desde 17.53 ejs./ha hasta alcanzar 23.03 ejs./ha, quizás por el incremento de la cobertura vegetal. Sin embargo, en este estudio no se realizó un seguimiento continuo de la población, sino que las estimas de población se llevaron a cabo en el primer (1989) y en el último año (1997) del periodo de estudio, sin tenerse en cuenta que pueden existir cambios interanuales en la densidad (Nichols *et al.*, 1998; Koons *et al.*, 2006), como se ha demostrado en este trabajo y en la misma área de estudio de Carretero (1997-1998) por Carretero & Llorente (1991).

Estos cambios bruscos en las densidades de la lagartija cenicienta a lo largo de los siete años de estudio (desde 6.25 ejs/ha. hasta 0 ejs./ha) ya habían sido descritos previamen-

te en hábitats con una cierta cobertura vegetal (Carretero & Llorente, 1991; Pérez-Mellado, 1998). Dado que a lo largo del periodo de estudio no se detectaron cambios importantes en la estructura del hábitat, estas variaciones pueden atribuirse a las elevadas tasas de renovación poblacional, prácticamente anual (Carretero & Llorente, 1991). Por otra parte, en poblaciones de vertebrados formadas por pocos individuos, como en este caso, pueden existir procesos estocásticos que conlleven descensos más o menos marcados en la densidad (Nichols *et al.*, 1998; Koons *et al.*, 2006) y estos procesos podrían estar ocurriendo también en la población estudiada y pueden ser una consecuencia directa de las elevadas tasas de renovación mencionadas.

Los datos expuestos parecen indicar la estabilidad de la población de lagartija cenicienta estudiada en un periodo relativamente largo aunque, como ya ha sido discutido, con variaciones en la densidad. Esta tendencia estable sugiere que el hábitat estudiado se encuentra en su capacidad de carga mayor y que no podría albergar una población compuesta por un mayor número de individuos.

Esta tendencia estable parece contrastar con las indicadas en buena parte de la geografía ibérica donde parece que una parte importante de las poblaciones podrían encontrarse en una fase de descenso poblacional (Carretero *et al.*, 2002; Velasco *et al.*, 2005) con la excepción de la ya mencionada en el Delta del Llobregat (Carretero, 1997-1998). En la interpretación de los resultados aquí expuestos, no obstante, debe tenerse en cuenta que se trata de una única población y que la tendencia demostrada puede ser puntual y no extrapolable directamente a otros núcleos de población como ocurre en otros grupos de vertebrados (Nichols *et al.*, 1998; Gibbons *et al.*, 2000; Koons *et al.*, 2006; Whitfield *et al.*, 2007).

Por otra parte, durante el periodo en el que esta población ha sido monitorizada no se han producido cambios significativos en la estructura y composición de la vegetación, factor importante en el hábitat seleccionado por esta especie, salvo en 2008 cuando se realizaron unas actuaciones de desbroce, que sólo afectaron a apenas un 0.10% del hábitat idóneo para la especie. La estabilidad de la población y la inexistencia de perturbaciones serias sobre el hábitat indican que la lagartija cenicienta puede mantener poblaciones viables y estables en periodos de tiempo largos, siempre y cuando el hábitat no se vea afectado de manera importante.

En base a estos resultados y a las propuestas de Santos & Tellería (1989), Carretero (1997-1998) y Martín & López (2002), en el caso de que existan impactos importantes sobre el hábitat, una actuación de gestión simple que podría dar buenos resultados en cuanto a la respuesta de la lagartija cenicienta sería recuperar la sucesión ecológica y, más concretamente, aquellas series de vegetación ocupadas por la especie.

La existencia de conclusiones sobre las tendencias de las poblaciones de lagartija cenicienta basadas en observaciones muy puntuales y sin un seguimiento definido (Carretero *et al.*, 2002) puede estar dando lugar a evaluaciones incorrectas del estado de conservación de la especie (Dayton *et al.*, 1998; Koons *et al.*, 2006; Whitfield *et al.*, 2007). Nuestros datos indican que no todas las poblaciones de esta especie, a pesar de ser una especie escasa, se encuentran en proceso de rarefacción y, extensivamente, no todas amenazadas. Por lo tanto, no todas las poblaciones de lagartija cenicienta necesitan las mismas medidas de gestión y conservación, algo que debe ser tenido en cuenta a la hora de realizar intervenciones sobre esta especie (Dayton *et al.*, 1998; Sutherland, 2001; Koons *et al.*, 2006; Primack, 2006, 2006).

AGRADECIMIENTOS: Este trabajo no hubiera sido posible sin la colaboración desinteresada de varias personas que nos ayudaron en diferentes fases del estudio, en especial a A. García, J. García, P. García, D. Díaz y S. Mateos.

REFERENCIAS

- Borchers, D.L., Buckland, S.T. & Zucchini, W. 2002. *Estimating Animal Abundance*. Closed Populations. Springer-Verlag, London.
- Buckland, S.T., Anderson, B.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L.J. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Cano, C. 1984. *La Comunidad de Lacértidos (Lacertidae: Squamata) de un Encinar Continental*. Ciclo Anual de Actividad. Tesis de Licenciatura. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Carrascal, J.M. & Díaz, J.A. 1989. Habitat selection in Iberian *Psammodromus* species along a Mediterranean successional gradient. *Amphibia-Reptilia*, 10:231-242.
- Carretero, M.A. & Llorente, G.A. 1991. Reproducción de *Psammodromus hispanicus* en un arenal costero del nordeste ibérico. *Amphibia-Reptilia*, 12: 395-408.
- Carretero, M.A. 1992a. Reintroduction of *Psammodromus hispanicus* in a coastal sand area of NE Spain. 107-113, *In*: Korsos, Z. & Kiss, I. (eds.), *Proceedings of the Sixth Ordinary General Meeting SEH*. Budapest 1991.

- Carretero M.A. 1992b. Estima de la abundancia de *Psammodromus hispanicus* en un arenal costero de Cataluña. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 3: 12-13.
- Carretero, M.A. 1997-98. Comparació de l'abundància de *Psammodromus hispanicus* a la platja del Prat entre 1989 i 1997. Propostes per a la gestió de l'hàbitat. *Spartina*, 3: 131-136.
- Carretero, M.A. 2006. Reproductive cycles in Mediterranean lacertids: plasticity and constraints. 33-54. In: Corti, C., Lo Cascio, P. & Biaggini, M. (eds.), *Mainland and insular lacertid lizards: a Mediterranean perspective*. Firenze University Press, Firenze.
- Carretero, M.A. & Llorente, G.A. 1997-98. Preferències d'hàbitat de *Psammodromus hispanicus* al delta del Llobregat. *Spartina*, 3: 119-130.
- Carretero, M.A., Santos, X., Montori, A. & Llorente, G.A. 2002. *Psammodromus hispanicus* Fitzinger, 1826. Lagartija cenicienta. 263-265. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. DGCN-AHE. Madrid.
- Dayton, P.K., Tegner, M.J., Edwards, P.B., Riser, K.L. 1998. Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications*, 8: 309-32.
- Delibes, A. & Salvador, A. 1986. Censos de lacértidos en al Cordillera Cantábrica. *Revista Española de Herpetología*, 1: 337-371.
- Galán, P. 1999. *Conservación de la Herpetofauna Gallega*. Universidade da Coruña, A Coruña.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S. & Winne, C.T. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience*, 50: 653-666.
- Koons, D.N., Grand, J.B. & Arnold, J.M. 2006. Population momentum across vertebrate life histories. *Ecological Modelling*, 197: 418-430.
- Martín, J. & López, P. 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biological Conservation*, 108: 213-219.
- Monzó, J.C. 2002. *Anfibios y Reptiles del Entorno de Pinoso (Alicante)*. Concejalía de Medio Ambiente, Ayuntamiento de Pinoso, Pinoso.
- Nichols, J.D., Boulignier, T., Hines, J.E., Pollock, K.H. & Sauer, J.R. 1998. Estimating rates of local species extinction, colonization and turnover in animal communities. *Ecological Applications*, 8: 1213-1225.
- Pascual, J.A. & Pérez-Mellado, V. 1989. Datos sobre la reproducción y el crecimiento de *Psammodromus hispanicus* Fitzinger, 1826 en un medio adhesionado de la España Central. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16: 45-55.
- Pérez-Mellado, V. 1998. *Psammodromus hispanicus* Fitzinger, 1826. 307-318. In: Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica, volumen 10. Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC. Madrid.
- Pollo, C.J. & Pérez-Mellado, V. 1990. Biología reproductora de tres especies mediterráneas de Lacertidae. *Mediterranea, Serie Biológica*, 12: 149-160.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Primack, R.B. 2006. *Essentials of Conservation Biology*. Fourth Edition. Sinauer Associates, Sunderland.
- Santos, T. & Tellería, L.J. 1989. Preferencias de hábitat y perspectivas de conservación en una comunidad de lacértidos en medios cerealistas del centro de España. *Revista Española de Herpetología*, 3: 259-272.
- SCV 2001. El atlas de anfibios y reptiles de Ciudad Real. *Boletín de la Sociedad para la Conservación de los Vertebrados*, 8-9: 19-27.
- Velasco, J.C., Lizana, M., Román, J., Delibes, M. & Fernández, J. 2005. *Guía de los Peces, Anfibios, Reptiles y Mamíferos de Castilla y León*. Náyade editorial, Medina del Campo.
- Whitfield, S.M., Bell, K.E., Philippi, T., Sasa, M., Bolaños, F., Chaves, G., Savage, J.M. & Donnelly, M.A. 2007. Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 8352-8356.

Comportamiento de huida y tiempo de permanencia bajo el agua de *Lacerta schreiberi*

Pedro L. Hernández-Sastre¹, Enrique Ayllón¹ & Miguel A. Carretero²

¹ AHE. Apartado de Correos 191. 28910 Leganés. Madrid. C.e.: enrique.ayllon@herpetologica.org

² CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal.

Fecha de aceptación: 15 de abril de 2009.

Key words: escape behaviour, Lacertidae, Montes de Toledo.

Diversos autores han descrito el comportamiento de huida en el lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*) que habitualmente incluye trepar a los

árboles o lanzarse al agua (Salvador, 1974), estrategia esta última que no se ha indicado para otros lagartos verdes. Se ha indicado que los lagartos pueden