

***Clytus tropicus* (Panzer, 1795): actualización de la distribución y modelo de nicho ambiental en la Península Ibérica (Coleoptera, Cerambycidae)**

Rafael Obregón¹, Antonio Verdugo², Antonio Fermín San Martín³ & José Ignacio Recalde⁴

1. Dpto. de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Área de Ecología Terrestre, Edif. Celestino Mutis C4, Campus de Rabanales, Universidad de Córdoba, E-14071, Córdoba; e-mail: rafaobregonr@gmail.com
2. Héroes del Baleares, 10 - 3º B, E-11100, San Fernando, Cádiz; e-mail: averdugopaez@gmail.com
3. Tr/Jesús Guridi, 3, 4º Izqda, E-31005, Pamplona, Navarra; e-mail: antoniofermin@terra.com
4. C/Andreszar, 21, E-31610, Villava, Navarra; e-mail: recalde.ji@ono.com

Resumen:

Se revisa la distribución de *Clytus tropicus* (Panzer, 1795) (Coleoptera, Cerambycidae) en la Península Ibérica, citándose por primera vez en Extremadura, en el Geoparque Villuercas-Ibores-Jara (SE Cáceres) y ampliándose su área conocida en las comunidades de Navarra y Madrid. A partir de estos datos de presencia recopilados se modeliza el nicho ecológico de la especie en la Península Ibérica con una resolución espacial de 1 km. Los valores del test AUC y sensibilidad muestran el buen ajuste del modelo. La precipitación del trimestre más cálido y la evapotranspiración potencial son las variables ambientales, que junto a la altitud (variable topográfica) son las que más contribuyen al modelo, con un 73,8% combinadas. El resto de variables no son tan relevantes para el modelo, pero son evaluadas en lo referente a la influencia en el nicho ambiental de la especie.

Las áreas de montaña del norte y centro peninsular, sobre todo las que coinciden con el dominio del robledal, constituyen las regiones más óptimas para la especie en la Península Ibérica. El área de distribución ibérica se estima en 14.500 km². Dado que la Península Ibérica constituye el extremo suroccidental de la distribución de esta especie, los resultados proporcionados pueden ser relevantes de cara a futuras evaluaciones de un eventual impacto del cambio climático sobre la distribución de *C. tropicus* en Europa.

Palabras clave: Coleoptera, Cerambycidae, *Clytus tropicus*, modelo, distribución potencial, Península Ibérica, primera cita, Extremadura, España.

***Clytus tropicus* (Panzer, 1795): updated distribution and environmental-niche modeling within Iberian Peninsula (Coleoptera, Cerambycidae)**

Abstract:

Distribution of *Clytus tropicus* (Panzer, 1795) (Coleoptera, Cerambycidae) is reviewed in the Iberian Peninsula, recording it for the first time in Extremadura (Geopark Villuercas-Ibores-Jara, SE Cáceres) and extending its known distribution area in the regions of Navarre and Madrid. Based on all those occurrence data, the ecological niche of the species in the Iberian Peninsula is modeled with a spatial resolution of 1 km. AUC values and sensitivity show accuracy fit of the model. The precipitation of warmest quarter and potential evapotranspiration are the

environmental variables, which together with the altitude (topographic variable) are the main contributors to the model with a 73,8% combined. The rest of variables provide lesser influence to the model, but they are assessed for the influence in the environmental niche of the species.

Northern and central Iberian mountain areas, coinciding mainly with the oak domain, are the optimal areas for *C. tropicus* in the Iberian Peninsula. Iberian distribution surface is estimated at 14.500 km². Considering that Iberian Peninsula hosts the most west-meridional populations of this species, the results provided could be relevant for future evaluations the eventual impact of the climatic change on the distribution of *C. tropicus* in Europe.

Key words: Coleoptera, Cerambycidae, *Clytus tropicus*, potential distribution, Iberian Peninsula, first record, Extremadura, Spain.

INTRODUCCIÓN

Los escarabajos saproxílicos juegan un importante papel en el ciclo de los nutrientes de los ecosistemas forestales (Speight, 1989). Además interactúan con diversos grupos de organismos para el mantenimiento de los mismos, como hongos, invertebrados artrópodos o no artrópodos, bacterias, etc. La creciente pérdida de hábitat propios de fases avanzadas del bosque en Europa ha afectado seriamente a cierto número de especies saproxílicas, por lo que es conveniente poner en práctica medidas encaminadas a la conservación de estos hábitats y la regulación de su gestión.

Clytus tropicus (Panzer, 1795) (Fig. 1) es un cerambícido de distribución paleártica, ampliamente distribuido en Europa central, conociéndose de Austria, Bielorrusia, Bélgica, Bulgaria, Croacia, República Checa, Francia, Alemania, Grecia, Hungría, Macedonia, Yugoslavia, Moldavia, Montenegro, Polonia, Portugal, Rumania, Rusia (área europea), Serbia, España, Suiza, Turquía (área europea) y Ucrania (Mannerkoski *et al.*, 2010).

En la Península Ibérica parece coincidir en zonas de media montaña con bosques bien conservados. Fue citada por primera vez del ámbito geográfico ibérico por Vives (1985) a partir de ejemplares conservados en colección de Lérida, en 1913 y Guadalajara, en 1960. Posteriormente se han publicado varios trabajos en los que se recogen citas esporádicas de la mitad norte peninsular: en Navarra (Recalde *et al.*, 1997, San Martín *et al.*, 2001), Orense (López-Vaamonde *et al.*, 2000), Soria (Calvo, 2002), Portugal (Soares-Vieira & Grosso-Silva, 2003), La Rioja (Pérez-Moreno *et al.*, 2004; Pérez-Moreno, 2010), Madrid, Ávila, Segovia y Ciudad Real (De la Rosa & López Vergara, 2009) y Castellón (Peris-Felipo & Jiménez-Peydró, 2012).

En el análisis realizado por la IUCN para elaborar la Lista Roja Europea de Escarabajos Saproxilicos, *C. tropicus* se considera una especie de "preocupación menor" (Nieto & Alexander, 2010), capaz de asociarse tanto a rodales de arbolado maduro como de edad intermedia (Mannerkoski *et al.*, 2010). No obstante, es rara y/o dispersa en algunos países, como la mayor parte de España y Portugal. *C. tropicus* es una especie típica del dosel del bosque (Mannerkoski *et al.*, 2010) y por ello discreta, lo

que dificulta su detección y la estimación de su área de distribución. No obstante, las trampas aéreas con atrayentes (Allemand & Aberlenc, 1991) constituyen un sistema eficaz para su captura y por tanto para perfilar mejor su abundancia y distribución reales. Según (Mannerkoski *et al.*, 2010) no sólo depende de árboles viejos o bosques maduros, si no que puede desarrollarse en bosques jóvenes en etapas tempranas, si bien aún queda mucho por ampliar el conocimiento sobre su biología y ecología.



Figura 1. Habitus de *Clytus tropicus* (Panzer, 1795)

El conocimiento de la distribución real de muchas especies sigue siendo una incógnita. Los mapas de distribución de especies se basan principalmente en datos publicados y de ejemplares de museos y colecciones que se extrapolan al resto del territorio circundante, por lo que a menudo reflejan las áreas tradicionalmente más prospectadas por los entomólogos (Templado, 1983). Pero la distribución potencial, en sentido estricto, es consecuencia del ambiente físico o biótico que viene determinado por el clima, altitud, litología y las interacciones con el medio o entre las especies (Lomolino *et al.*, 2006). Por ello, la metodología para analizar la distribución geográfica de las especies está evolucionando hacia sistemas que hagan posible conocer, a una escala mayor y más precisa, la distribución de las especies de un territorio completo. Con esto se minimizaría la inversión en recursos, tiempo y esfuerzo requeridos por los muestreos tradicionales.

En la actualidad, el desarrollo de modelos de distribución de especies (SDM= Species Distribution Model) o de nicho ecológico es una herramienta válida de cara al desarrollo de planes de conservación, así como para el estudio de la biología y distribución de las mismas (Waldhardt *et al.*, 2004), ya que permite conocer aquellos enclaves potencialmente susceptibles para albergar una especie concreta (Drake &

Bossenbroek, 2009). El uso de modelos proporciona una aproximación plausible a la verdadera distribución geográfica potencial de la especie, y es especialmente útil en el caso de aquellas cuya distribución actual sea poco conocida o bien un mero reflejo de las áreas más intensamente muestreadas por los investigadores.

Los modelos cuantifican la probabilidad de presencia de una especie en función de un conjunto de variables ambientales, topográficas, edáficas, etc. y de las localidades en que se conoce que dicha especie está presente (Estrada, 2008). La fiabilidad y el valor predictivo del modelo dependen en gran medida de la selección acertada de variables ambientales determinantes del área donde habita la especie objeto de estudio (Loiselle *et al.*, 2008; Obregón *et al.*, 2014, 2015).

Muchos de los algoritmos de modelado actual son poco sensibles al tamaño de muestra (Wisz *et al.*, 2008) generando resultados probabilísticos sólidos capaces de predecir con bastante exactitud los hábitats potenciales de especies para las que se dispone de un limitado número de datos de presencia. Por otro lado, estos modelos son muy sensibles a la variabilidad de los predictores ambientales del área de estudio y al grado de especialización de la especie en el uso del hábitat (Rodda *et al.*, 2011), como ocurre en el caso de *C. tropicus*. Uno de los “modelos de especies” basados en datos de presencia más consistentes es Maxent (Phillips *et al.*, 2006). En el presente trabajo hemos elegido este algoritmo de máxima entropía dado el reducido número de localidades conocidas de *C. tropicus* en la Península Ibérica.

En cualquier caso, los modelos de distribución de especies o nicho ecológico no son más que el paso inicial en el estudio ecológico de una especie. Estos proporcionan una primera aproximación probabilística al área que reúne las condiciones óptimas para la especie estudiada. Por ello, son una herramienta a tenerse en cuenta de cara a intervenciones de conservación y gestión medioambiental.

METODOLOGÍA

Actualización de la distribución

Se han recopilado los registros publicados de *C. tropicus* en la Península Ibérica y se han incorporado un número significativo de nuevas localidades inéditas (véase Anexo, al final del artículo).

Se estima el área de distribución de la especie en la Península Ibérica, según el mínimo polígono convexo y a partir del polígono generado con el mapa binario del modelo de nicho ecológico.

Modelo de distribución

Para la realización de los modelos se ha utilizado el programa Maxent V. 3.3.3 basado en el método de máxima entropía (Phillips *et al.*, 2006), donde la presencia de la

especie es la variable dependiente y como predictores o variables independientes se han utilizado datos climáticos, topográficos y de uso y cobertura del suelo. Este modelo indica que la mejor predicción disponible de la distribución es aquella que maximiza la entropía de la información de entrada (variables ambientales) y la salida es el nicho que la especie ocupa en un territorio (Phillips *et al.*, 2006). Por lo general, la variable de entrada es una serie de variables ambientales y el nicho se define en término de las mismas en relación a las localidades de presencia conocida de la especie (Anderson *et al.*, 2003).

Para las presencias se han revisado los trabajos encontrados en los que se cita la especie en la Península Ibérica, así como el presente registro en Extremadura. Los datos de presencia-ausencia utilizados en los modelos están georeferenciados en cuadrículas UTM de 1 km². En la práctica, disponemos de 32 localidades de presencia y el resto de ausencias, a las que denominaremos pseudo-ausencias, por tratarse de cuadrículas en las que no hay datos de la presencia de la especie.

Las variables ambientales utilizadas han sido obtenidas a partir de WorldClim con una resolución de 30 arc-seg (aprox. 1km). La combinación de los valores de temperatura y precipitación, permite obtener variables biológicamente más significativas, denominadas “bioclimáticas”. La evapotranspiración potencial representa un modelo de ETP media anual, generada por la red de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

Variable ambiental	Abrev.	Referencia	Unidades
Temperatura media anual	Bio 1	Worldclim; Hijmans <i>et al.</i> 2005	° C
Temperatura media del trimestre más cálido	Bio 10	Worldclim; Hijmans <i>et al.</i> 2005	° C
Precipitación anual	Bio 12	Worldclim; Hijmans <i>et al.</i> 2005	mm
Precipitación del trimestre más cálido	Bio 18	Worldclim; Hijmans <i>et al.</i> 2005	mm
Altitud	ALT	Modelo digital de Elevaciones (DEM)	m
Orientación	ORI	Modelo digital de Elevaciones (DEM), Generado en ArcGis	grados
pH del suelo (30 cm)	PHS	ESDB v2.0: The European Soil Database distribution; Panagos, 2006	Valor de 0-10
Cobertura vegetal (SIOSE)	COB	SIOSE	%
Evapotranspiración potencial	ETP	AEMET	l/m2

Tabla I. Variables ambientales predictoras analizadas en el modelo de distribución, abreviaturas, referencias y unidades.

Las variables topográficas como altitud, pendiente, orientación e insolación potencial son generadas a partir del modelo digital de elevaciones (DEM). Su resolución espacial es de 30 m, extrapolados a 1 km. La pendiente y orientación fueron calculadas usando el *Spatial Analyst Tool* en ArcGis 10.2.

La variable cobertura vegetal y usos del suelo han sido extraídas del Sistema de información de ocupación del suelo Español, SIOSE, del que se ha realizado un ráster con resolución de 1km² con el porcentaje de cobertura mayoritaria. El pH del suelo ha sido descargado de la base de datos europea de suelos, para los primeros 30 cm de profundidad.

Se ha realizado un test de correlación de Spearman para descartar variables fuertemente correlacionadas ($r > 0,8$) (Elith *et al.*, 2002). Entre las variables que mostraron una correlación inferior ($r < 0,8$), se eligieron aquellas que pueden afectar en mayor medida a la distribución de *C. tropicus* en la Península Ibérica, habida cuenta del rango ambiental de su distribución europea y sus requerimientos ecológicos y ambientales en el territorio.

Para la realización del mapa de salida binario se ha utilizado el umbral *Equal training Sensitivity and Specificity* (ETSS) desde Maxent.

RESULTADOS

Actualización de la distribución

La siguiente tabla recoge las citas revisadas de *C. tropicus* en la Península Ibérica y la nueva cita para Extremadura (véase Anexo).

Se estima el área de distribución de la especie en la Península Ibérica en 24.200 km², según el mínimo polígono convexo y en 14.500 km², a partir del modelo de nicho ecológico en formato binario ($p > ETSS$).

Modelo de distribución y variables implicadas

A partir del análisis logístico con el software Maxent, replicado 20 veces, se han obtenido los resultados para la contribución de las variables y test de evaluación de los modelos, test AUC (Área bajo la curva) y Sensibilidad (proporción de positivos reales) que aparecen en la tabla II.

La probabilidad de presencia aumenta paralelamente la precipitación recogida en el trimestre más cálido, o con la evapotranspiración potencial, consecuencia directa de la temperatura, humedad del suelo y tipo de planta transpirante.

Si analizamos el mapa logístico de salida generado con Maxent (Fig. 2), observamos que las zonas más óptimas para la especie coinciden con el dominio del robleal decíduo, tanto atlántico como continental, submediterráneo y mediterráneo (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. humilis*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea* y formas híbridas) en la Península Ibérica (Felicísimo, 2011), con un pH del suelo medio de 6,5 ($\pm 0,4$). Esto coincide, grosso modo, con el Prepirineo, Cordillera Cantábrica, Macizo Galaico,

Sistema Central, Montes de Toledo y las zonas más altas de la Cordillera Bética. La figura 2 muestra el mapa logístico con la probabilidad gradual.

Las gráficas de la figura 3 reflejan las curvas de respuesta de las cuatro variables que más contribuyen en el modelo: BIO18, PET, ALT y BIO1. Un aumento en las precipitaciones del trimestre más cálido y una temperatura media anual menor favorece la presencia de la especie, así como las especies de robles de las que dependen (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. humilis*, *Q. pyrenaica*).

Si analizamos el mapa logístico de salida generado con Maxent (Fig. 2), observamos que las zonas más óptimas para la especie coinciden con el dominio del robledal deciuo, tanto atlántico como continental, submediterráneo y mediterráneo (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. humilis*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea* y formas híbridas) en la Península Ibérica (Felicísimo, 2011), con un pH del suelo

Variable ambiental	Abreviatura	Contribución en %
Precipitación del trimestre más cálido	BIO18	48,0
Evapotranspiración potencial	ETP	14,9
Altitud	ALT	10,9
Temperatura media anual	BIO 1	8,9
pH del suelo	PHS	7,1
Precipitación anual	BIO12	6,1
Temperatura media del trimestre más cálido	BIO10	2,5
Cobertura vegetal (SIOSE)	COB	1,2
Orientación	ORI	0,4
AUC		0,919
Sensibilidad		0,897
Umbral ETSS		0,279

Tabla II. Contribución de las variables ambientales predictoras analizadas en el modelo de distribución y test de evaluación AUC y Sensibilidad.

Obregón, R., Verdugo, A., Sanmartín, A. F. & Recalde, J. I. *Clytus tropicus* (Panzer, 1795): actualización de la distribución y modelo de nicho ambiental en la Península Ibérica (Coleoptera, Cerambycidae)

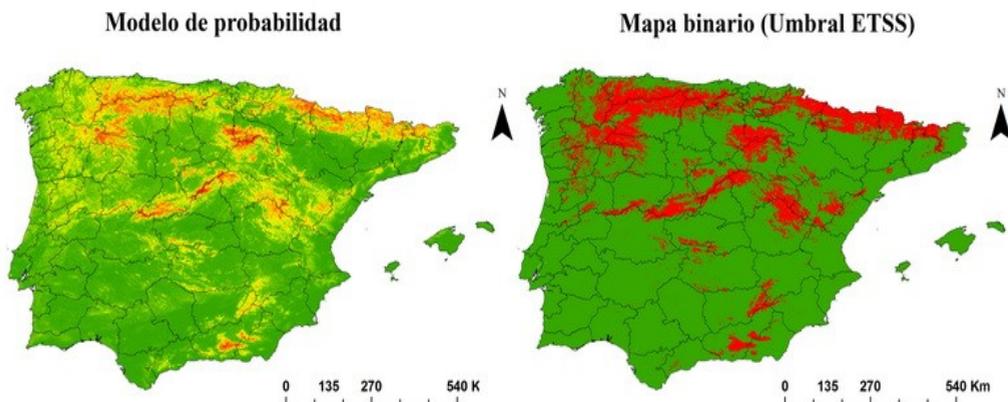


Figura 2. Modelo de distribución potencial de *C. tropicus* en la Península Ibérica (resolución: 1 km).

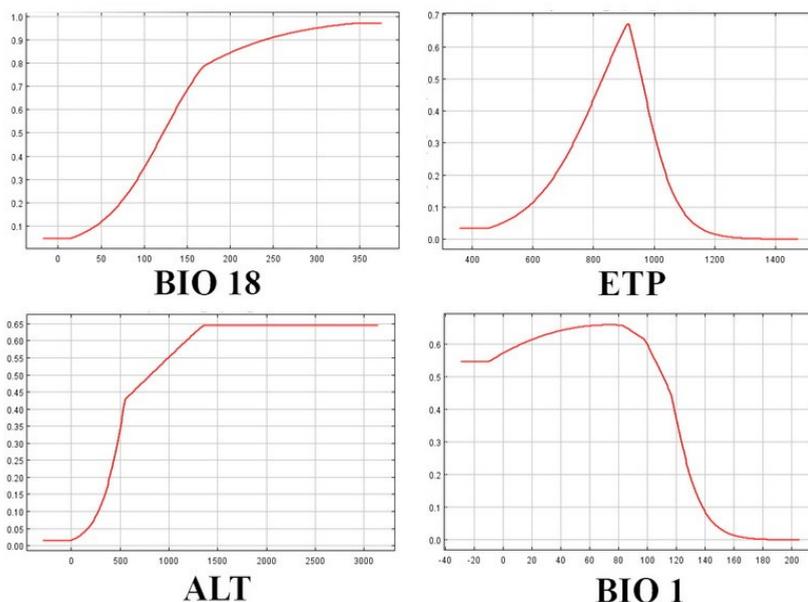


Figura 3. Curvas de respuesta que muestran la relación entre la probabilidad de presencia de *C. tropicus* y las cuatro variables que más contribuyen en el modelo: BIO18 (precipitación del trimestre más cálido), ETP (evapotranspiración potencial), ALT (altitud) y BIO1 (temperatura media anual). Los valores muestran la media sobre las 10 réplicas del modelo.

El área de distribución de la especie en la Península Ibérica, según el mínimo polígono convexo se representa en la figura 4.

Si representamos las temperaturas medias anuales y las precipitaciones de las localidades observamos como el nicho ambiental de la especie se encuentra bien definido a excepción de dos localidades (Fig. 5). El análisis de componentes principales realizado para valorar el agrupamiento de las localidades de presencia (Fig. 6) pone de manifiesto que dos localidades se separan notablemente del resto de la nube de puntos. Estas localidades excéntricas corresponden con los registros número 5 (Valle de Arán) y 10 (Sierra Madrona).

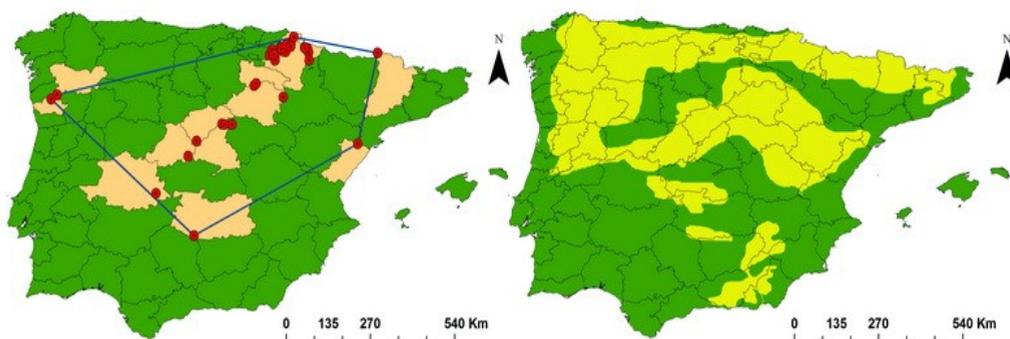


Figura 4. Mapa con el área estimada de distribución en la Península Ibérica: mínimo polígono convexo y distribución ajustada al modelo binario (amarillo). En naranja se muestran las provincias donde se cita la especie.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se revisa la bibliografía referente a *C. tropicus* en la Península Ibérica. Además, se cita por primera vez en Extremadura en los robledales del SE de Cáceres y se duplican las localidades ibéricas conocidas con las aportaciones para las comunidades de Navarra y Madrid. Todas las localidades analizadas coinciden con áreas de montaña, con masas forestales más o menos continuas y bien conservadas en el dominio del robledal, con un pH del suelo que oscila entre 5,9 y 7 (suelos ácidos). Todo esto pone de manifiesto la estrecha relación de *C. tropicus* con los robledales y la importancia que tiene la conservación de estos bosques para la protección de éste y otros elementos saproxílicos dentro del ámbito ibérico. Al igual que sucede con otras especies asociadas a árboles de hoja caduca, *C. tropicus* se distribuye de forma bastante continua en las áreas centrales de Europa mientras que parece hacerlo de forma más discontinua en las áreas meridionales del continente, como sucede en la Península

Obregón, R., Verdugo, A., Sanmartín, A. F. & Recalde, J. I. *Clytus tropicus* (Panzer, 1795): actualización de la distribución y modelo de nicho ambiental en la Península Ibérica (Coleoptera, Cerambycidae)

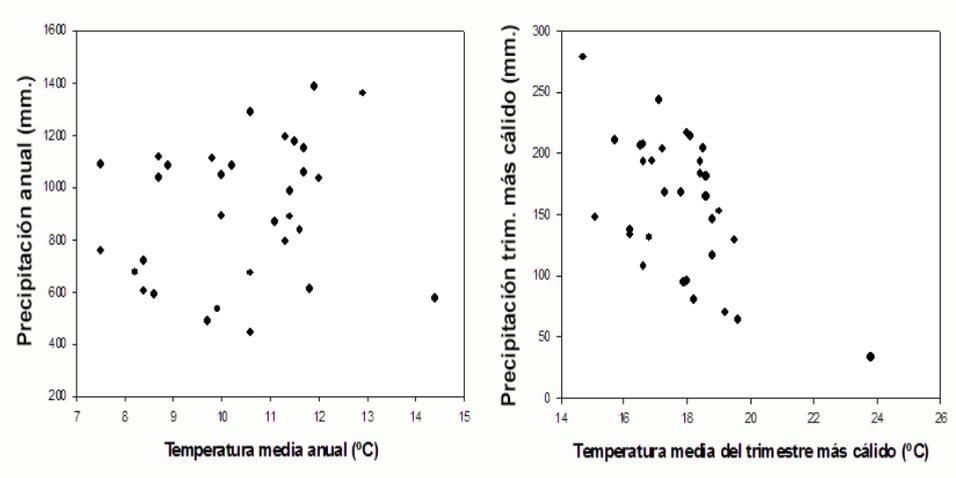


Figura 5. Nicho ambiental de la especie. Representación de la temperatura media anual y precipitación anual de las localidades conocidas.

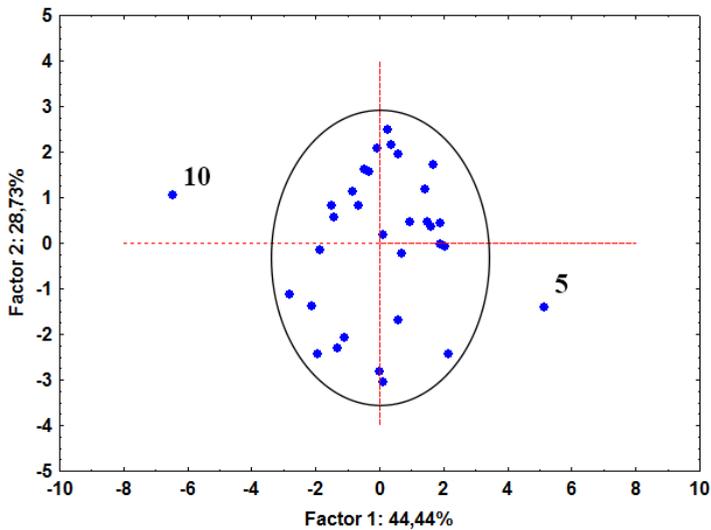


Figura 6. Análisis de componentes principales que muestra el agrupamiento de las localidades de *C. tropicus* en la Península Ibérica, de acuerdo a las variables analizadas en el modelo de nicho ambiental.

Ibérica. Esta distribución más dispersa tiene que ver con la orografía, el clima y la vegetación: solo en determinadas alturas y orientaciones se dan las condiciones de humedad que hacen posible la existencia de robledales y con ellos sus especies asociadas.

La modelización de la distribución de especies es una eficaz herramienta ampliamente utilizada, que permite conocer mejor el área de distribución de una especie (Khanum *et al.*, 2013). Los modelos de nicho ecológico en especies de hábitats preferentemente montañosos, están basados generalmente en factores topográficos (Gutiérrez-Illán *et al.*, 2010; Obregón *et al.*, 2014) y de forma indirecta de la climatología modelada por la topografía. Las variables climáticas están estrechamente correlacionadas con las variables topográficas de altitud, pendiente y orientación.

En el caso de *C. tropicus*, este aparece en hábitats de media montaña, condicionado por la presencia de especies arbóreas de las que depende estrechamente. Estas dependen del clima y este de la topografía ibérica. Estas masas arbóreas, principalmente de robles, además coinciden, a menudo, con áreas naturales protegidas de la red Natura 2000.

Respecto al modelo de nicho ecológico, la contribución de las variables, la precipitación del trimestre más cálido (Bio18), coincidiendo con el verano (junio-agosto) y la evapotranspiración (ETP) determinan más del 60% del modelo potencial de la especie. El pH del suelo y la cobertura vegetal (SIOSE) tienen una baja contribución al modelo de *C. tropicus*, no superando el 1,5%.

Si analizamos las curvas de respuesta de las variables más contribuyentes se observa cómo la precipitación y evapotranspiración potencial acumulada condicionan la distribución actual de la especie así como el hábitat potencial. El máximo de probabilidad de presencia se sitúa por encima de los 350 mm de precipitación anual recogida en el periodo más seco del año, que condiciona directamente la disponibilidad de agua en el suelo y con ella la presencia de los robledales. La respuesta a la temperatura es inversa, como se esperaría, con un fuerte descenso en la probabilidad de presencia por encima de 10°C de media anual. Las localidades de presencia de *C. tropicus* en la Península Ibérica presentan un patrón común y pueden agruparse en un nicho ambiental relativamente estrecho. La altitud media de los registros conocidos es de 927,7 m ($\pm 322,6$; $n=32$), con un máximo de 1580 m y un mínimo de 475 m. El modelo estima que las localidades por debajo de los 500 m se encuentran en el subóptimo de la especie, aunque esta variable topográfica tiene poca contribución en el modelo.

Según los análisis de agrupamiento para las variables analizadas, aparecen dos localidades que se alejan del núcleo central del nicho ambiental de la especie, que corresponde con Sierra Madrona y el Valle de Arán, ambos en los extremos de la variabilidad ambiental nicho. Sierra Madrona coincide con la localidad más meridional, con un microclima muy especial que funciona como isla de diversidad para muchas especies de distribución septentrional. La orografía y localización constituyen el borde

meridional de la submeseta sur, que como un zócalo retiene la humedad de los vientos dominantes del S-SO, lo que provoca un régimen de lluvias y temperaturas único en la mitad meridional que ha mantenido amplias superficies de bosques de *Q. pyrenaica* relicticas (Sarrión, 2001). Además, presenta las temperaturas media anual y del trimestre más cálido más altas y las precipitaciones más bajas, con la ETP máxima con 1249 l/m² en el área de distribución del robledal. Consideramos esta localidad la más sensible a desaparecer si se cumplen las predicciones de cambio climático.

Por el contrario, en el otro extremo encontramos la localidad ildense, en pleno Pirineo, con las mínimas temperaturas, y el máximo de precipitación anual del trimestre más cálido. La temperatura media anual en esta localidad no supera los 8°C, encontrándose dominio del abetal y como consecuencia en el subóptimo del robledal.

De acuerdo con los resultados predichos por el modelo, la distribución actual basada en las localidades conocidas infraestima el área de distribución de la especie en la Península Ibérica, pudiendo aparecer en los robledales del Sistema Ibérico (Teruel, Cuenca, Guadalajara) y en el sistema Bético (Jaén, Granada y Albacete), en Sierra de Segura, Cazorla, La Sagra y Nevada. La prospección con un método adecuado y un mayor esfuerzo de muestreo en los robledales ibéricos permitiría confirmar distribución real de esta especie, así como otras asociadas al mismo tipo de hábitat. La aparente rareza de *C. tropicus* en los países mediterráneos donde alcanza el límite meridional de su área de distribución invita a confirmar su área de distribución real así como su abundancia y el estado de sus poblaciones. Los modelos de distribución de especies son una herramienta para el entendimiento de la distribución de las especies, especialmente para aquellas (como *C. tropicus*) con poblaciones que se encuentran en el límite de su distribución.

Si tiene lugar el aumento de las temperaturas y el desajuste de las precipitaciones, y con ella la prevista migración latitudinal y altitudinal de las masas europeas de roble (Broadmeadow, 2002) cabe prever que la distribución de *C. tropicus* resulte afectada, y de forma especialmente evidente en las áreas frescas de clima continental y el tercio septentrional ibérico.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la ayuda prestada a Juan Jesús de la Rosa (Madrid), por sus aportaciones de citas no publicadas y sus comentarios sobre la especie. A Carlos López Vaamonde (INRA, Orleans, Francia) y Juan José Pino (Universidad de Vigo) por la localidad precisa de la especie en Galicia y descripción del hábitat. A Sara Mañas, esposa del primer autor, por su ayuda prestada en campo y en la revisión y clasificación del material.

BIBLIOGRAFIA

- Allemand, R. & Aberlenc, H. P. 1991.** Une méthode efficace d'échantillonnage de l'entomofaune des frondaisons: le piège attractif aérien. *Bulletin de la Société Entomologique Suisse*, 44: 293-305.
- Anderson, R. P., Lew, D., & Peterson, A.T. 2003.** Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162 (3): 211-232.
- Broadmeadow (ed.) 2002.** *Climate change: Impacts on UK forests*. Bulletin 125. Forestry Commission, Edinburgh.
- Drake, J.M. & Bossenbroek, J.M. 2009.** Profiling ecosystem vulnerability to invasion by zebra mussels with support vector machines. *Theoretical Ecology* 2: 189-198.
- Elith, J., Graham H., C., Anderson P., Dudík R., M. Ferrier, S. Guisan, A. J. Hijmans, R. Huettmann, F. R. Leathwick, J. Lehmann, A. Li, J. G. Lohmann, L. A. Loiselle, B. Manion, G. Moritz, C. Nakamura, M. Nakazawa, Y. McC. M. Overton, J. Townsend Peterson, A. J. Phillips, S. Richardson, K. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, R. Soberón, J. Williams, S. S. Wisz, M. E. Zimmermann, N. 2006.** Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29 (2), pp. 129-151.
- Estrada, A. 2008.** Evaluación de las redes de espacios naturales protegidos en Andalucía mediante el uso de modelos espaciales de distribución de vertebrados. *Ecosistemas* 173: 149-454.
- ESDB v2.0. 2004.** *The European Soil Database distribution version 2.0*, European Commission and the European Soil Bureau Network, CD-ROM, EUR 19945 EN.
- Felicitísimo, A. M. (coord.) 2011.** Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 1. Flora y vegetación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, 552 pp.
- Gutiérrez-Illán, J., Gutiérrez, D. & Wilson, R.J. 2010.** Fine-scale determinants of butterfly species richness and composition in a mountain region. *Journal of biogeography*, 37: 1706-1720.
- Khanum, R., Mumtaz, A.S. & Kumar, S. 2013.** Predicting impacts of climate change on medicinal asclepiads of Pakistan using Maxent modeling. *Acta Oecologica* 49: 23-31.
- Loiselle, B. A., Jørgensen, P. M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J. G., Lohmann, L. G. y Montiel, O.M. 2008.** Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography*, 35, pp. 105-116.
- Lomolino, M.V., Riddle, B.R. y Brown, J.H. 2006.** *Biogeography*. 3rd edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland. U.S.A.
- Lopez-Vaamonde, C., Pino, J.J., Devesa, S. 2000.** Distribución y estatus de conservación de la familia Cerambycidae Latreille, 1804 (Insecta, Coleoptera) de Galicia (Noroeste de la Península Ibérica). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)* 96 (1-2): 125-137.
- Mannerkoski, I., Hyvärinen, E., Alexander, K., Büche, B. & Campanaro, A. 2010.** *Clytus tropicus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 31 May 2015
- Nieto, A. & Alexander, K.N.A. 2010.** *European Red List of Saproxylic Beetles*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 56 pp.
- Obregón, R.; Arenas-Castro, S., Gil-T., F.; Jordano, D. & Fernández-Haeger, J. 2014.** Biología, ecología y modelo de distribución de las especies del género *Pseudophilotes* Beuret, 1958 en Andalucía (Sur de España) (Lepidoptera: Lycaenidae). *SHILAP Revista de Lepidopterología*, 42(168): 501-515.

Obregón, R., Verdugo, A., Sanmartín, A. F. & Recalde, J. I. *Clytus tropicus* (Panzer, 1795): actualización de la distribución y modelo de nicho ambiental en la Península Ibérica (Coleoptera, Cerambycidae)

Obregón, R., Fernández Haeger, J., López Tirado, J., Moreno Benítez, J.M. & Jordano, D. 2015. Updating distribution of *Borbo borbonica* (boisduval, 1833) in southern Iberian Peninsula (Lepidoptera, Hesperiiidae). Potential and future distribution models. *North Western Journal of Zoology* (in press).

Panagos, P. 2006. The European soil database. *GEO: connexion*, 5 (7): 32-33.

Pérez Moreno, I., Moreno Grijalba, F. & Rodríguez Saldaña P.C. 2004. Nuevos datos sobre cerambycidos de La Rioja (España) (Coleoptera, Cerambycidae). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 35: 295-296.

Pérez-Moreno, I. 2010. Nuevas aportaciones al conocimiento de la fauna de coleópteros saxofílicos (Coleoptera) del Sistema Ibérico septentrional, I: Robledales del Valle Medio del Iregua (Sierra de Cameros, La Rioja, España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 46: 321-334.

Peris-Felipo, F.J. & Jiménez-Peydró R. 2012. Cerambycidae (Coleoptera) richness in Mediterranean landscapes of Spain: diversity and community structure analysis *Biodiversity Journal*, 3 (1): 59-68.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapired, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.

Recalde, J.I., Bregaña, M. & San Martín, A.F. 1997. Nuevos datos sobre la fauna navarra del los longicornios (Coleoptera: Cerambycidae & Vesperidae). *ZAPATERI Revta. aragon. ent.*, 7: 191-207.

Rodda, G.H., Jarnevich, C.S., Reed, R.N. 2011. Challenges in identifying sites climatically matched to the native ranges of animal invaders. *PLoS ONE* 6 (2): e14670

San Martín, A.F., Recalde, J.I., & Bregaña, M. 2001. Nuevos registros de longicornios de Navarra, destacables a nivel ibérico (Coleoptera: Cerambycidae). *Zapateri Revta. Aragon. Ent.*, 9: 31-36.

Sarrión, F.J. 2001. *Flora y vegetación de líquenes epífitos de Sierra Madrona - Valle de Alcudia (Ciudad Real): relaciones con el estado de conservación de sus bosques*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, 394 pp.

Soares-Vieira, P. & Grosso-Silva, J.M. 2003. Novidades e registos interessantes para a fauna de coleópteros (Coleoptera) do Parque Nacional da Peneda-Gerês (Noroeste de Portugal). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 33: 173-181.

Speight M.C.D. 1989. *Saproxyllic invertebrates and their conservation*. Nature and Environment series, 42. Council of Europe, Strasbourg, 82 pp.

Templado, J. 1983. El paisaje vegetal y la distribución de los Lepidópteros Ibéricos (Lepidoptera). *Boletín Asoc. esp. Entom.* 6: 337-341.

Vives, E. 1985. Cerambycidos (Coleoptera) de la Península Ibérica y de las Islas Baleares. *Treballs del Museu de Zoologia de Barcelona*, 2: 1-137 (1984).

Vives, E., 2000. Coleoptera, Cerambycidae. En: Fauna Ibérica, vol. 12. Ramos, M.A. *et al.*, (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 716 pp.

Vives, E. 2001. *Atlas fotográfico de los cerambycidos ibero-baleares (Coleoptera)*. Argania editio, Barcelona. 287 pp.

Waldhardt, R., Simmering, Otte, A. 2004. Estimation and prediction of plant species richness in a mosaic landscape. *Landscape Ecol.* 19: 211-226.

Wisn, M.S., Hijmans R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A., NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers. Distrib.* 14: 763-773.

Anexos

Tabla III. Registros bibliográficos e inéditos de *C. tropicus* en la Península Ibérica. Se incluyen datos de altitud, número de ejemplares, UTM 10Km, fecha y referencia. En negrita se resaltan las localidades inéditas.

Id	Paraje	Municipio	Provincia/Distrito/País	Altitud	UTM	Mes	Año	Especie arbórea dominante/hospedadora	Referencia
1	Hayedo de La Pineda	Lumbreras	La Rioja/ES	1400	30TWM36	7	2002	<i>Fagus sylvatica</i>	Pérez-Moreno et al., 2004
2	Robledal de la Cárcara	Lumbreras	La Rioja/ES	1580	30TWM35	6	2003	<i>Q. petraea</i>	Pérez-Moreno et al., 2004
3	Sierra de Cameros	Nieva de Cameros	La Rioja/ES	1.100	30TWM27	5	2006	<i>Q. pyrenaica</i>	Pérez-Moreno, 2010
4	Parque Natural La Tinenea de Benifassá	Pobla de Benifassá	Castellón/ES	944	31TBF60	6	2011	-	Peris-Felipo & Jiménez-Peydró, 2012
5	-	Majaclrayo	Guadalajara/ES	1210	30TVL75	5	1960	<i>Q. pyrenaica</i>	Vives, 1984
6	Valle de Arán	Les	Lérida/ES	1250	31TCH14	7	1913	-	Vives, 1984
7	Foz dos rios do Forno e da Maceira	Terras de Bouro	Braga/PO	475	29TNG7127	6	2002	<i>Q. robur</i>	Soares-Vieira & Grosso-Silva, 2003
8	Dehesa del Moncayo	Cueva de Ágreda	Soria/ES	1330	30TWM92	6	2002	<i>Q. pyrenaica</i>	Calvo-Sánchez, 2002
9	Parque Natural del Xurés	Corga de Xiradela	Orense/ES	700	29TNG72	3	1994	<i>Q. robur</i>	López-Vaamonde et al., 2000
10	Sierra Madrona	Fuencaliente	Ciudad Real/ES	800	30SUH85	5	2008	<i>Q. pyrenaica</i>	De la Rosa & Lopez Vergara, 2009
11	Sierra del Tiemblo	El Tiemblo	Avila/ES	1135	30TUK76	4	2008	<i>Q. pyrenaica</i>	De la Rosa & Lopez Vergara, 2009
12	Dehesa Boyal	El Espinar	Segovia/ES	1235	30TUL90	4	2009	<i>Q. pyrenaica</i>	De la Rosa & Lopez Vergara, 2009
13	Dehesa Bonita	Somosierra	Madrid/ES	1470	30TVL55	6	2008	<i>Q. pyrenaica</i>	De la Rosa & Lopez Vergara, 2009
14	Hayedo de Montejo	Montejo de la Sierra	Madrid/ES	1430	30TVL55	6	2014	<i>Q. petraea</i>	Inédita, De la Rosa, J.J. leg
15	Geoparque Villuercas-Ibores-Jara	Guadalupe	Cáceres/ES	1350	30STJ97	5	2015	<i>Q. pyrenaica</i>	Inédita, R. Obregón leg. (3 exx)
16	Abaurreas	Valle de Aezkoa	Navarra/ES	975	30TXN45	7	2000	<i>Q. humilis</i>	San Martín et al., 2001
17	Aramendia	Valle de Allin	Navarra/ES	570	30TWN73	7	1998	<i>Q. humilis/Q. faginea</i>	San Martín et al., 2001
18	Goñi	Valle de Goñi	Navarra/ES	885	30TWN94	7	1998	<i>Q. humilis</i>	Recalde et al., 1997 y San Martín et al., 2001
19	Jauntsarats	Valle de Basaburúa Mayor	Navarra/ES	555	30TWN96	6	1998	<i>Q. robur</i>	San Martín et al., 2001
20	Alkotz	Valle de Ultzama	Navarra/ES	600	30TXN06	7	2009	<i>Q. robur/F. sylvatica</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
21	Ladera sur de Aralar	Sierra de Aralar	Navarra/ES	995	30TWN85	7	2000	<i>Q. humilis</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
22	Ayechu	Valle de Urraul Alto	Navarra/ES	900	30TXN44	7	2005	<i>Q. humilis</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
23	Parque Natural del Señorío de Bertiz	Oieregi/Valle de Bertizarana	Navarra/ES	615	30TXN18	8	2007	<i>Q. robur/Q. pyrenaica</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.

Obregón, R., Verdugo, A., Sanmartín, A. F. & Recalde, J. I. *Clytus tropicus* (Panzer, 1795): actualización de la distribución y modelo de nicho ambiental en la Península Ibérica (Coleoptera, Cerambycidae)

24	Eguillor	Valle de Olo	Navarra/ES	640	30TWN94	6	2009	<i>Q. humilis/Q. faginea</i> o híbridos	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
25	Garralda	Valle de Aezkoa	Navarra/ES	1050	30TXN35	7	2010	<i>Q. petraea</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
26	Irañeta	Irañeta/Valle de Arakil	Navarra/ES	590	30TWN85	7	2010	<i>Q. humilis</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
27	Monasterio de Leyre	Sierra de Leyre	Navarra/ES	835	30TXN52	7	2002	<i>Q. faginea</i> o híbridos	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
28	Larraona	Ameskoa Alta/Sierra de Lokiz	Navarra/ES	745	30TWN63	7	2005	<i>Q. humilis</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
29	Monte Monjardín	Villamayor de Monjardín	Navarra/ES	860	30TWN72	7	2014	<i>Q. faginea</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
30	Olaldea	Oroz-Betelu/Valle de Artze	Navarra/ES	705	30TXN35	7	2010	<i>Q. petraea/F. sylvatica</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
31	Olazti	Olazti/Sakana	Navarra/ES	600	30TWN64	7	2008	<i>Q. robur</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
32	Bosque de Orgi/Lizaso	Valle de Ultzama	Navarra/ES	526	30TXN05	6	2002	<i>Q. robur</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.
33	Zudaire	Ameskoa Baja/Sierra de Urbasa	Navarra/ES	730	30TWN73	8	2004	<i>Q. humilis</i>	Inédita, Recalde y San Martín, leg.

Tabla IV. Rango de valores de las variables analizadas para las localidades de presencia de *C. tropicus*: promedio, mínimo, máximo y desviación estándar. Temperatura (°C), precipitación (mm), pH (1-10), altitud (m), pendiente y orientación (grados).

Variable analizada	Promedio ± SD	Máximo	Mínimo
Altitud	927,7 ± 322,6	1580	475
Orientación	174,6 ± 100,1	358	0
Precipitación del trimestre más cálido	158,8 ± 56,4	279	34
Temperatura media del trimestre más cálido	17,8 ± 1,7	24	15
Temperatura media anual	10,4 ± 1,6	14	8
Precipitación anual	911,9 ± 264,4	1388	447
PH suelo	6,5 ± 0,4	7,3	5,9
Evapotranspiración potencial	927,8 ± 76,1	1249	780

Recibido: 5 mayo 2015
Aceptado: 26 junio 2015
Publicado en línea: 2 julio 2015