

SUPERANDO LAS LIMITACIONES: NUEVAS ESTRATEGIAS PARA VIEJOS RETOS

JORGE M. LOBO, CATHERINE NUMA Y JOSÉ R. VERDÚ

COBERTURA DE LA INFORMACIÓN COROLÓGICA

Generar información fiable sobre la distribución de las especies es uno de los principales requisitos para establecer políticas de conservación eficaces. Sin embargo, y desgraciadamente, tras más de dos siglos de trabajo taxonómico y faunístico, solo poseemos datos aproximados sobre el total de especies que alberga cualquier territorio ibérico y carecemos de cartografía convincente que permita conocer la distribución actual de la mayoría de las especies. Estas insuficiencias son especialmente importantes en el caso de los invertebrados, el grupo animal al que pertenecen más del 80% de las especies animales de la Península Ibérica (Ramos *et al.*, 2001).

Uno de los primeros pasos para obtener una imagen cartográfica sobre la distribución espacial de las especies, consiste en la recopilación de todo el conjunto de información almacenada en la bibliografía y en las colecciones de historia natural. Desafortunadamente, cuando en nuestro país se ha reunido una inmensa parte de la información disponible sobre la distribución de un grupo de invertebrados, el resultado ha demostrado ser notablemente insuficiente (ver por ejemplo Lobo & Martín-Piera, 2002; Romo *et al.*, 2006). La cobertura y fiabilidad de los inventarios que poseemos a una resolución razonable para ser útil en el diseño de reservas (por ejemplo, cuadrículas de 100 km²), es tan limitada que, en el mejor de los casos, no se llega a poseer inventarios fiables del 5% del territorio nacional. El análisis de la información disponible sobre la distribución de los invertebrados ha evidenciado, en las ocasiones en que ha podido ser examinado, que dichos datos poseen una estructura espacial y ambiental debido a los sesgos, preferencias y desequilibrios en el esfuerzo de colecta realizado por los taxónomos (Dennis *et al.*, 1999; Dennis & Thomas, 2000; Lobo *et al.*, 2007). En el caso de este atlas, dichos sesgos quedan también patentes (ver Figura 2), ya que la información sobre las especies tratadas solo representa un 7% del territorio peninsular. El análisis ambiental de las 373 cuadrículas peninsulares de 100 km² con información sobre alguna de las especies consideradas, muestra que dichas localidades se caracterizan por poseer una menor altitud, pero una mayor precipitación y temperaturas medias (test de comparación de medias). Ello se debe, probablemente, a la escasa representación de las áreas de ambas mesetas y de las principales cordilleras ibéricas. La frecuencia con que aparecen estas cuadrículas (Figura 2) nos permite constatar que existen provincias enteras sin representación y que otras, como Cáceres, Granada o Pontevedra poseen el 37% del total de observaciones.

Sin embargo, si se analizan las especies y no las observaciones, podemos observar que no hay ninguna localidad que supere las 5 especies por cuadrícula (Tabla 1). La única cuadrícula con 5 especies se encuentra en la isla de Fuerteventura (Figura 3). A modo de resumen, el 79% de las cuadrículas presentan una especie, alrededor del 15% presentan 2 especies, el 5% contienen 3 especies, y por debajo del 1% se encuentran las cuadrículas con 4 ó 5 especies.

Tabla 1.- Cantidad de cuadrículas de 100 km² según el número de especies que contienen para los dos principales grupos taxonómicos y biotopos considerados.

Nº especies	Por grupos			Por biotopos	
	Artrópodos	Moluscos	Total acuáticos	Total terrestres	Total invertebrados
1	225	82	180	115	285
2	45	4	32	22	56
3	15	1	12	3	17
4	1	1	1	1	2
5	0	0	0	1	1



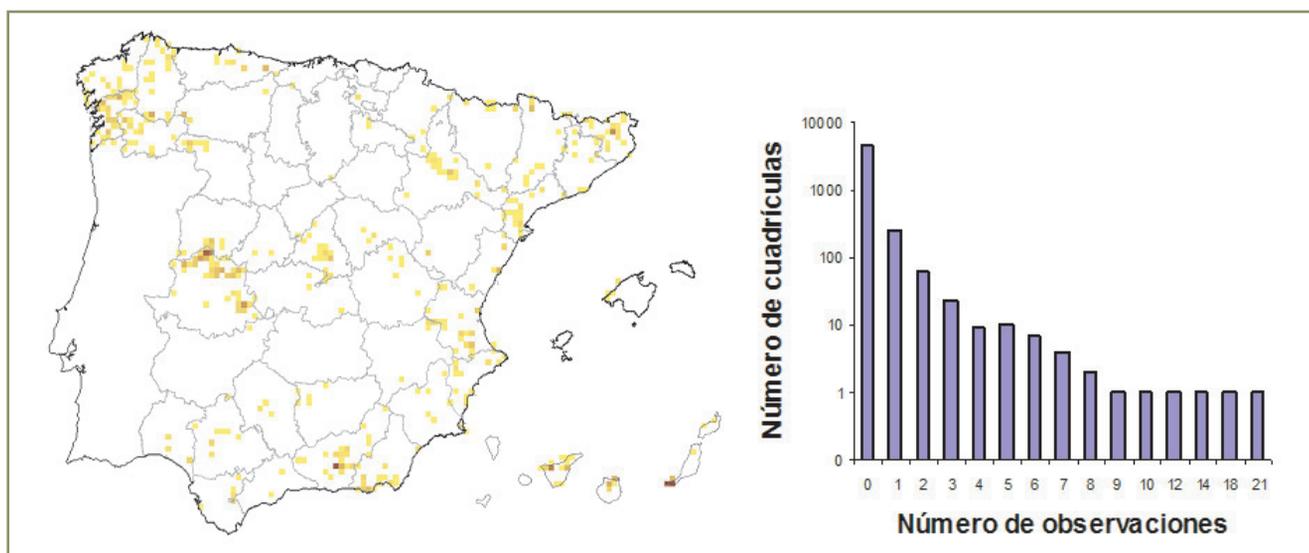


Figura 2.- Distribución geográfica del número de ocasiones en que se han obtenido observaciones de las especies incluidas en este atlas y frecuencia con que aparecen las cuadrículas de 100 km² peninsulares. Los colores más oscuros del mapa representan un mayor número de observaciones las cuales oscilan entre 1 y 21.

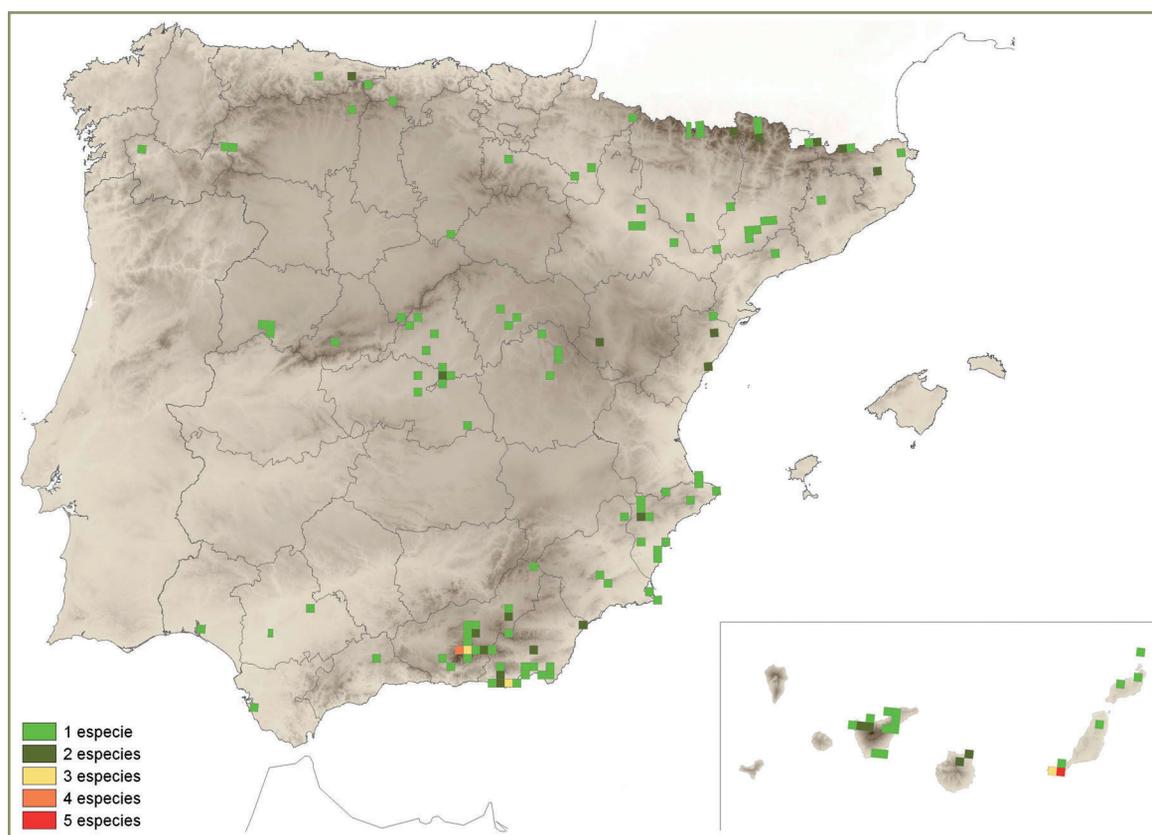


Figura 3.- Número de especies de invertebrados (en peligro crítico y en peligro) de medios terrestres por cuadrícula.

En los medios acuáticos, las cuencas con una mayor cantidad de información sobre invertebrados amenazados son la del Duero (extremo occidental), el Miño y el Tajo (centro-occidental), dentro de la vertiente atlántica (Figura 4). Dentro de esta vertiente, la cuenca del Guadalquivir presenta un número de invertebrados amenazados menos elevado. Dentro de la vertiente mediterránea, las cuencas del Ebro, la del Pirineo oriental y la del Júcar son las que poseen una información mayor. Dentro de esta vertiente, las cuencas del Segura y del Sur no presentan una representación de información tan elevada.

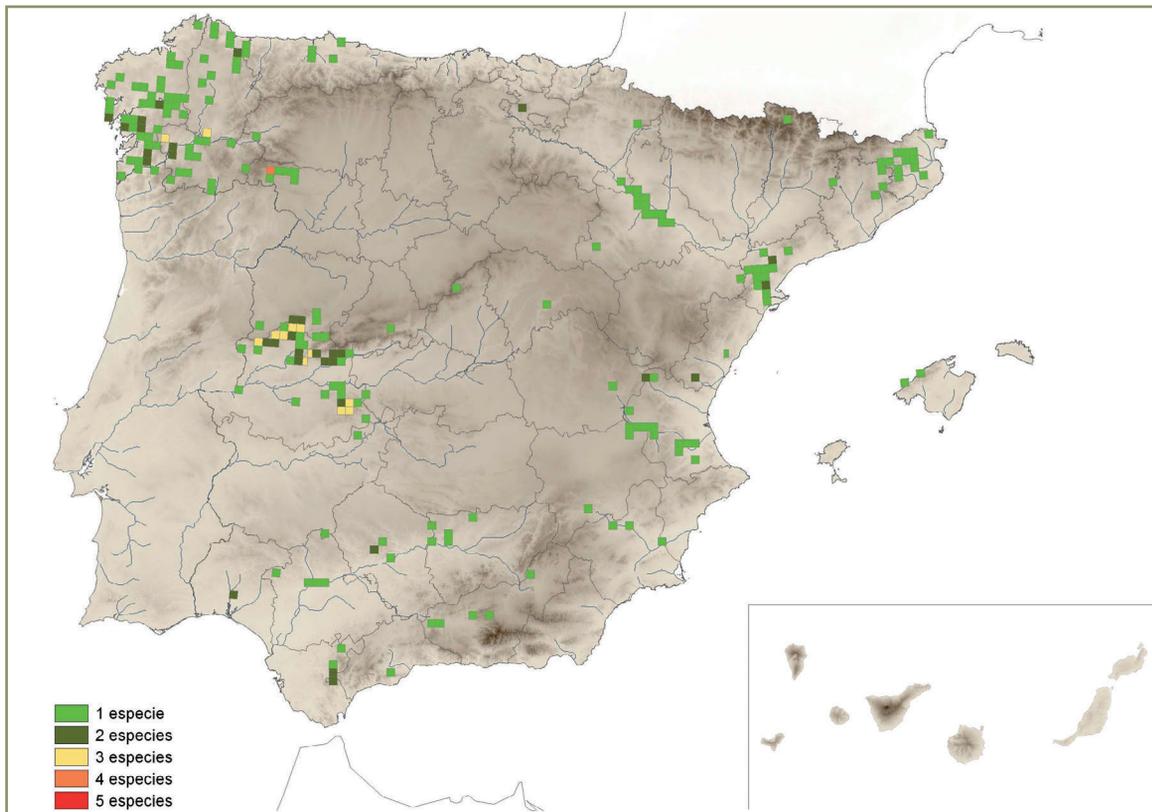


Figura 4.- Número de especies de invertebrados (en peligro crítico y en peligro) de medios acuáticos por cuadrícula.

Si se consideran todas las especies estudiadas, en la Península Ibérica y Baleares existen dos cuadrículas en las que aparecen 4 especies conjuntamente, concretamente en Sierra Nevada y al noroeste de la Provincia de Zamora, en las inmediaciones de la Sierra de Cabrera. Otros lugares a destacar por esta superposición de especies amenazadas se encuentran en las provincias de Almería, Cáceres, Gerona, Granada, Lugo, Orense y Salamanca, donde existen cuadrículas con 3 especies (Figura 5).

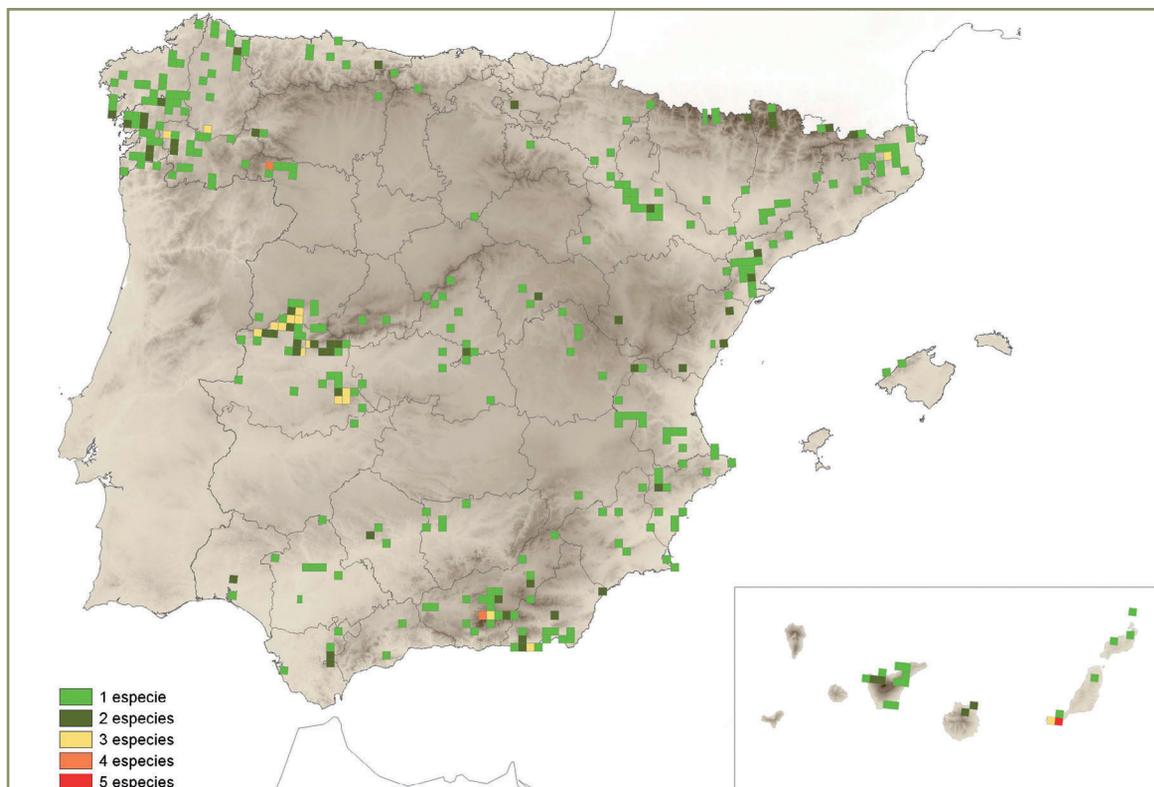


Figura 5.- Número total de especies de invertebrados (en peligro crítico y en peligro) por cuadrícula.



Cuando se busca conocer la distribución de una especie es siempre difícil e inseguro estimar cuando ésta no se encuentra presente tras la realización de un esfuerzo de colecta determinado. Si bien la presencia puede ser establecida mediante una única observación que podría corresponder a un individuo "errante", la ausencia solo puede ser constatada cuando se ha establecido la detectabilidad de la especie; cuanto se conoce el esfuerzo de colecta necesario capaz de detectar poblaciones reducidas. De este modo, la representación clásica de la distribución de los organismos mediante la asignación de puntos de presencia, resulta poco eficiente si no se incluye información sobre el esfuerzo de colecta realizado o sobre la ubicación de las localidades en las que la especie no ha sido observada tras la realización de un esfuerzo de colecta intenso y suficiente. El panorama examinado anteriormente, no significa que los datos sobre las especies no estén reflejando con relativa fiabilidad la distribución de estas especies, sino que el conjunto de especies de invertebrados bajo las categorías "en peligro crítico" y "en peligro" constituye una elección que no representa todo el conjunto de condiciones ambientales presentes en nuestro país. La inclusión futura de las especies "vulnerables" permitirá comprobar con mayor fiabilidad esta cuestión.

PREDICIENDO LA DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES

Superar las carencias de información geográfica requiere la realización de nuevos inventarios para los distintos grupos de invertebrados utilizando, siempre que sea posible, metodologías de colecta estandarizadas y consensuadas que faciliten la comparación entre áreas. Sin embargo y sobre todo, dichos inventarios deberían realizarse tras estimar la ubicación de aquellas localidades necesitadas de prospección que, además, posean altas probabilidades de albergar altos valores de diversidad, rareza o endemismo y reflejen la variabilidad ambiental y espacial de nuestro país (ver Hortal & Lobo, 2005). Un análisis de este tipo en el caso de los invertebrados amenazados requiere, previamente, poseer una estimación de la variación geográfica de la diversidad en el territorio, estimación que puede realizarse acudiendo a las diferentes técnicas capaces de ofrecer hipótesis de distribución en ausencia de datos exhaustivos. Como este Atlas únicamente recoge la información corológica de las especies consideradas *en peligro* o *en peligro crítico*, esperaremos a compilar la información sobre el resto de especies amenazadas para realizar modelos predictivos de distribución que nos permitan poseer hipótesis sobre la variación espacial de la diversidad de estos taxones en nuestro país. Ahora, en esta obra, vamos a ofrecer algunos ejemplos realizando una sucinta revisión de las posibilidades de estas técnicas y su aplicabilidad en el caso de los invertebrados. Como resulta altamente improbable que en un futuro cercano poseamos un conocimiento, aunque sea aproximado, sobre la distribución en nuestro país de este diverso conjunto de organismos, la utilización de estas técnicas puede ser de gran ayuda a la hora de superar las carencias y dificultades seculares que posee el estudio de estas especies.

A pesar del notable incremento en el número de publicaciones que utilizan las diferentes técnicas de modelización para estimar la distribución de los organismos, son muy pocos los estudios que han realizado predicciones en el caso de los invertebrados. En nuestro país, los trabajos con esta temática realizados con invertebrados han crecido notablemente en los últimos años (Lobo & Martín-Piera, 2002; Chefaoui *et al.*, 2005; Gutiérrez *et al.*, 2005; Lobo *et al.*, 2006; Romo *et al.*, 2006; Chefaoui & Lobo, 2007; Jiménez-Valverde & Lobo, 2007; Jiménez-Valverde, *et al.*, 2007 y 2008), aunque será necesario superar algunos inconvenientes teóricos y metodológicos antes de recomendar la utilización indiscriminada de estas técnicas con fines conservacionistas.

Los modelos predictivos de distribución tratan de superar la carencia y el sesgo en la información que poseemos sobre la distribución de la mayoría de los organismos para generar hipótesis de distribución. Utilizando un conjunto de técnicas de modelización muy heterogéneo y diversa información ambiental como predictores, se han estudiado cuestiones básicas y aplicadas tan variadas como la heredabilidad de las distribuciones, la capacidad explicativa comparada de diferentes tipos de factores sobre la distribución de las especies, la posible ubicación geográfica de nuevos taxa no descritos, el área probable que puede llegar a ocupar una especie invasora o la determinación de las áreas favorables para una reintroducción. La fascinación por el método y una cierta irreflexión han convertido buena parte de estos estudios en un ejercicio matemático con resultados equívocos, por lo que el uso



de estos métodos de modelización requiere una exposición clara del propósito que se persigue y una estimación previa de la calidad de la información de partida, a fin de seleccionar la técnica más adecuada en cada caso.

El rango de distribución de una especie está, indudablemente, determinado por su tolerancia ambiental pero también por las limitaciones de dispersión, las interacciones bióticas o la capacidad de mantener poblaciones por inmigración en localidades desfavorables ambientalmente. Dependiendo del área considerada, las especies pueden estar en un grado de equilibrio mayor o menor con las condiciones ambientales, de modo que suele ser frecuente encontrar localidades despobladas bajo condiciones ambientales favorables. A una escala global, es difícil encontrar ejemplos de especies cuya distribución se encuentre en equilibrio con las condiciones ambientales y que, por tanto, hayan sido capaces de habitar todas las regiones favorables. Este fenómeno dificulta inevitablemente estimar la distribución real de un organismo a partir de su sola respuesta ante las variables climáticas. Si los puntos en los que se ha observado una especie poseen características ambientales similares a aquellos otros en los que la especie se encuentra ausente, será difícil obtener una función predictiva utilizando únicamente esas variables ambientales como predictores. Por ello, estimar la distribución "real" de una especie requiere, ineludiblemente, utilizar información precisa tanto sobre la presencia como sobre la ausencia de la especie y, a ser posible, incluir como predictores, esos mismos factores contingentes que provocan que el organismo no esté presente en toda su área favorable. En este caso resulta conveniente el uso de técnicas con un gran poder de interpolación, capaces de maximizar el ajuste entre los datos biológicos utilizados y las variables utilizadas como predictores (ver Figura 6).

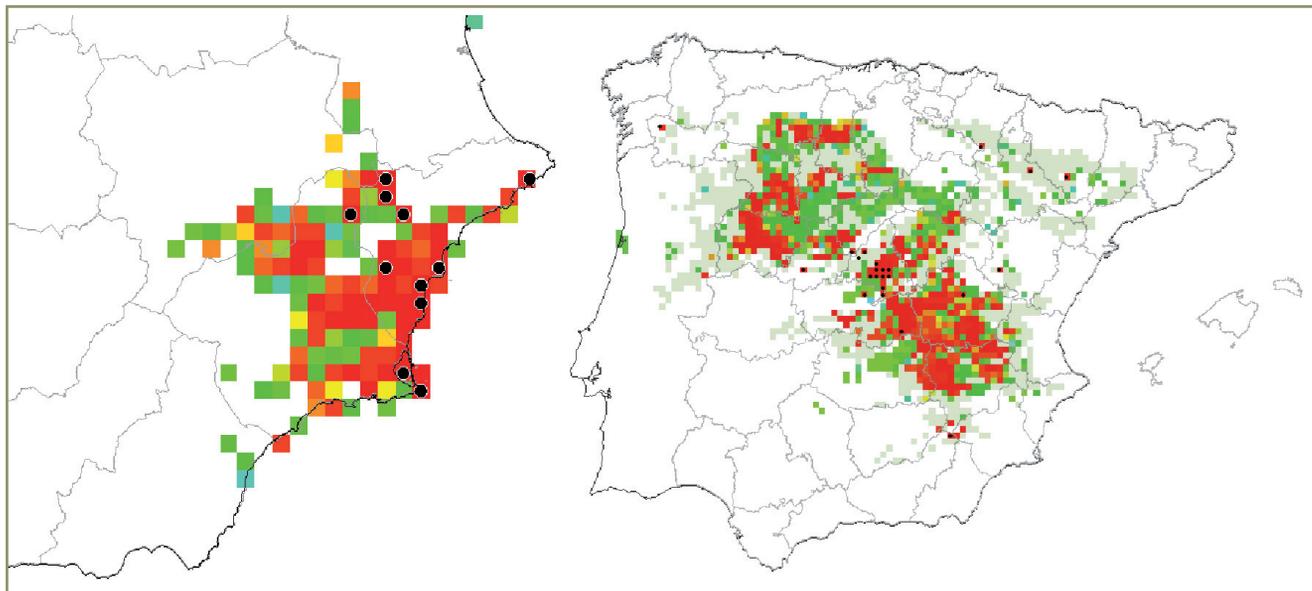


Figura 6.- Modelos predictivos de distribución para *Paratriodonta alicantina* (izquierda) y *Mylabris uhagonii* (derecha) realizados mediante la utilización de redes neurales y 14 variables climáticas y topográficas como predictores. Los círculos negros representan la distribución conocida de las especies (cuadrículas UTM de 100km²), mientras que las cuadrículas coloreadas representan los valores con probabilidad de presencia mayor de 0.90 (desde el azul hasta el rojo). Como no se poseían datos de ausencia fiables, todas las cuadrículas alejadas de cualquier punto de presencia a una distancia mayor que la existente entre los puntos de presencia más distantes fueron consideradas ceros en el caso de *P. alicantina*. En el caso de *M. uhagonii*, fueron elegidas como ausencias todas las cuadrículas con datos ambientales por encima y por debajo del rango que poseen los puntos de presencia conocidos. El modelo de *P. alicantina* sugiere que deberían realizarse prospecciones en la región de Murcia, mientras que el modelo de *M. uhagonii* sugiere que el rango geográfico de esta especie es o fue mucho más amplio que el actualmente establecido. La zona sombreada es aquella con condiciones ambientales similares a las de los puntos de presencia y podría considerarse una estimación de la distribución potencial; aquella que representa todo el conjunto de localidades con condiciones favorables.

Evidentemente, realizar modelos capaces de representar la distribución real es un reto particularmente comprometido, más aún en el caso de los invertebrados. Los dos principales impedimentos para obtener este tipo de representaciones, la general carencia de información sobre la ausencia de las



especies y el desconocimiento de los factores contingentes, se encuentran agravados especialmente en este caso debido a la escasez de datos corológicos, al sesgo que estos presentan y a nuestro desconocimiento sobre la biología, la fisiología y la ecología de estos organismos. Muchos de los invertebrados amenazados han sido observados en pocas localidades, el promedio de cuadrículas en las que están presentes las especies de este Atlas es 7.6 ± 16.1 (SD), estando más del 75% de las especies en cinco o menos cuadrículas. En otros casos, estas especies están afectadas por factores microambientales o difíciles de cuantificar y utilizar como predictores. El caso de las especies troglobias y cavernícolas sería un claro ejemplo, pero también podría serlo el de aquellas otras íntimamente ligadas a determinados tipos de suelos, vegetales o con complejos ciclos vitales. Si a estos inconvenientes se une la escasa capacidad de colonización de algunos de estos organismos, resulta patente que las distribuciones generadas mediante la utilización de estas técnicas deben utilizarse con precaución; deben considerarse hipótesis provisionales a mejorar y validar a medida que crezca el conocimiento corológico de las especies.

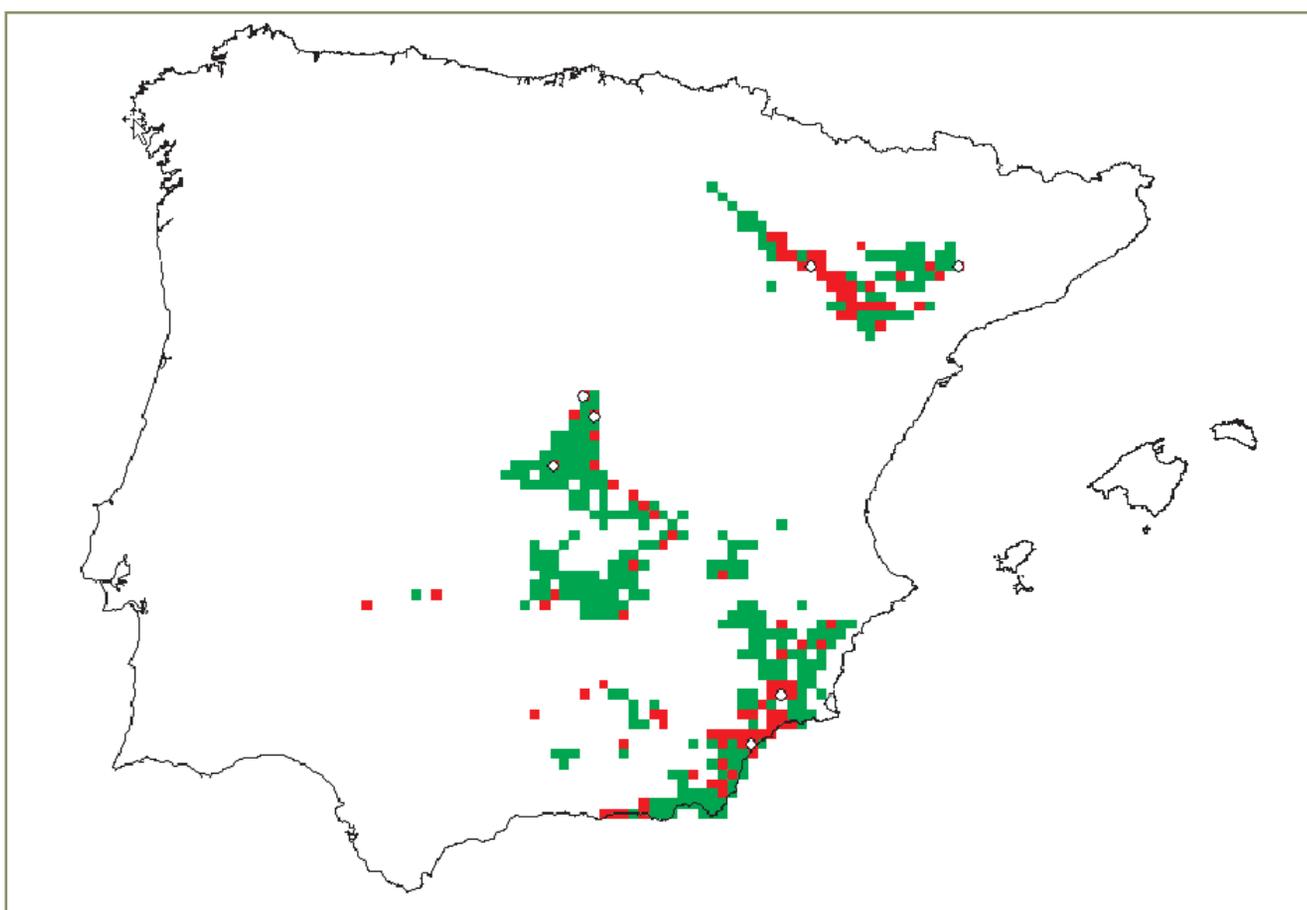


Figura 7.- Distribución potencial del lepidóptero *Eremopola lenis* obtenida mediante predicciones de conjunto o “ensemble forecast”. Seleccionando al azar un número de ausencias diez veces mayor que el de presencias entre las áreas climáticamente desfavorables, se realizan 20 modelos con redes neuronales y 20 con árboles de clasificación y regresión, estimándose aquellas localidades que recurrentemente aparecen como favorables. En nuestro caso, hemos reclasificado estas frecuencias en dos categorías (verde y rojo) desechando todas aquellas cuadrículas que no aparecen, al menos, en la mitad de los modelos realizados. El menor valor de frecuencia de las cuadrículas en las que se ha observado la especie constituye el umbral por encima del cual se estima que la especie posee una alta probabilidad de presencia (en rojo). Los círculos blancos corresponden a los puntos de presencia conocida de la especie.

Sin embargo, si se es capaz de extraer “pseudo-ausencias” con altas probabilidades de ser fiables y si se utiliza un conjunto suficientemente amplio de predictores, la frecuente correlación entre las variables biológicas y ambientales puede proporcionar simulaciones de la distribución geográfica de gran utilidad. Puede, de este modo, estimarse la ubicación de aquellas localidades en las que es necesario realizar nuevas prospecciones (Figuras 6 y 7), identificar posibles áreas de reintroducción, o evaluar el efecto que han podido tener las alteraciones antropicas sobre la fragmentación y el tamaño del área



de distribución (Figura 8). Paradójicamente, la sensata utilización de estas técnicas de manera individualizada para cada especie, puede tener mucha mayor utilidad en el caso de los invertebrados que en otros grupos en los que la información corológica es de mayor calidad, ya que la incertidumbre asociada a sus predicciones no menoscaba, a menudo, la utilidad de las hipótesis de distribución generadas.

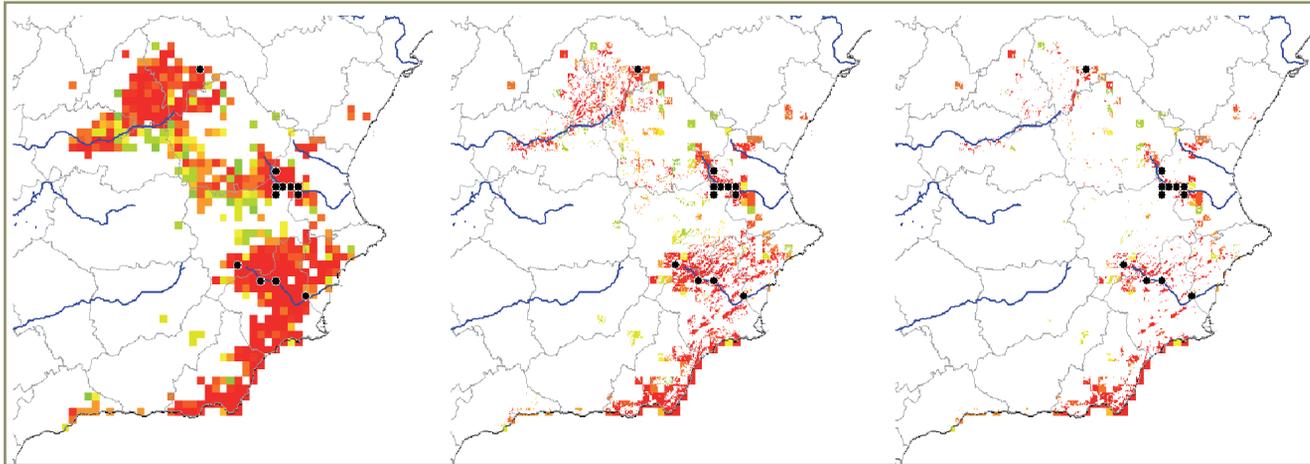


Figura 8.- Hipótesis de distribución para *Prosopistoma pennigerum* (mapa de la izquierda) realizada utilizando Modelos Generalizados Aditivos y los mismos predictores que en la figura anterior (figura de la izquierda). Los círculos negros representan la distribución conocida de las especies (cuadrículas UTM de 100km²), mientras que las cuadrículas coloreadas representan los valores con probabilidad de presencia mayor de 0.90 (desde el verde hasta el rojo). Como datos de ausencia se seleccionaron todas aquellas cuadrículas pertenecientes a las cuencas en las que no se ha encontrado la especie. La distribución central corresponde a la que persiste tras eliminar las áreas con usos de suelo antropizados (urbano y de cultivo), mientras que en la representación de la derecha se ha supuesto que los píxeles antropizados poseen un área de influencia negativa de 500 metros.

De todo lo anterior se deduce que resulta particularmente importante conocer la biología y las adaptaciones de estas especies a la hora de identificar los lugares en los que, muy probablemente, no encontraríamos cada una de las especies a pesar de realizar un esfuerzo de colecta exhaustivo. Hemos recopilado información faunística durante decenas de años pero, como en este Atlas, carecemos de información escrita sobre la ubicación de aquellas localidades en las que nuestras colectas han resultado ser infructuosas. Estos "Atlas de ausencias" serían en la actualidad muy valiosos, ya que permitirían elaborar predicciones mucho más fiables. Afortunadamente, esta información forma parte del acervo de conocimientos que poseen los taxónomos y estudiosos de estos organismos, de modo que una interacción entre taxónomos y expertos en modelización podría ayudarnos a poseer un conocimiento más profundo y útil sobre la distribución de los seres vivos que constituyen la inmensa mayoría de la biodiversidad de nuestro país. Esta obra y otras sucesivas tratarán de afrontar este viejo reto aunando esfuerzos y acudiendo a nuevas estrategias.

Bibliografía citada

- Chefaoui, R. & Lobo, J.M. 2007. Assessing the conservation status of an Iberian endangered moth using a "pseudoabsence" model of explanatory variables relevant to its distribution. *Journal of Wildlife Management* 71: 2507-2516.
- Chefaoui, R.M., Hortal, J. & Lobo, J.M. 2005 Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status of Iberian *Copris* species in central Spain. *Biological Conservation* 122: 327-338.
- Dennis, R.L.H. & Thomas, C.D. (2000) Bias in butterfly distribution maps: the influence of hot spots and recorder's home range. *Journal of Insect Conservation* 4: 73-77.
- Dennis, R.L.H., Sparks, T.H. & Hardy, P.B. (1999) Bias in butterfly distribution maps: the effects of sampling effort. *Journal of Insect Conservation* 3: 33-42.



- Gutiérrez, D., Fernández, P., Seymour, A.S. & Jordano, D. 2005. Habitat distribution models: Are mutualistic distributions good predictors of their associates? *Ecological Applications* 15: 3-18.
- Hortal, J. & Lobo, J.M. 2005. An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 14: 2913-2947.
- Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J.M. 2007. Potential distribution of the endangered spider *Macrothele calpeina* (Araneae, hexatelidae) and the impact of climate warming. *Acta Zoologica Sinica* 53: 865-876.
- Jiménez-Valverde, A., Gómez, J.F., Lobo, J.M., Baselga, A. & Hortal, J. 2008. Challenging species distribution models: the case of *Maculinea nausithous* in the Iberian Peninsula. *Annales Zoologici Fennici* (in press).
- Jiménez-Valverde, A., Ortuño, V.M. & Lobo, J.M. 2007. Exploring the distribution of *Sterocorax* Ortuño, 1990 (Coleoptera, Carabidae) species in the Iberian Peninsula. *Journal of Biogeography* 34: 1426-1438.
- Lobo, J.M. & Martín-Piera, F. 2002. Searching for a predictive model for Iberian dung beetle species richness (Col., Scarabaeinae) using spatial and environmental variables. *Conservation Biology* 16: 158-173.
- Lobo, J.M., Baselga, A., Hortal, J., Jiménez-Valverde, A. & Gómez, J.F. 2007. How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulates over time? *Diversity and Distributions* 12: 521-524.
- Lobo, J.M., Verdú, J.R. & Numa, C. 2006. Environmental and geographical factors affecting the Iberian distribution of flightless *Jekelius* species (Coleoptera: Geotrupidae). *Diversity and Distributions* 12: 179-188.
- Ramos, M., Lobo, J.M. & Esteban, M. 2001. Ten years inventorying the Iberian Fauna: Results and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 10: 19-28.
- Romo, H., García-Barros, E. & Lobo, J.M. 2006. Identifying recorder-induced geographic bias in an Iberian butterfly database. *Ecography* 29:873-885.
- Romo, H., García-Barros, E. & Munguira, M.L. 2006. Distribución potencial de trece especies de mariposas diurnas amenazadas o raras en el área ibero-balear (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). *Boletín de la Sociedad española de Entomología* 30: 25-49.

