



La tarabilla canaria en España

Población reproductora en 2005-2006 y método de censo

Autores:

Javier Seoane¹, Alexandra Kouri¹, Juan Carlos Illera^{2,3}, David Palomino⁴, César L. Alonso⁵ y Luis M. Carrascal⁶.

¹ Grupo de Ecología Terrestre (TEG). Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España. E-mail: javier.seoane@uam.es (JS) / adakouri1@yahoo.com (AK).

² Island Ecology and Evolution Research Group, Instituto de Productos Naturales y Agrobiología (IPNA-CSIC), 38206 La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España.

³ Dirección actual: Instituto Cantábrico de Biodiversidad, Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/ Catedrático Rodrigo Uria s/n, 33071 Oviedo, España. E-mail: illerajuan@uniovi.es

⁴ Área de Estudio y Seguimiento de Aves, Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), C/ Melquiades Biencinto 34, 28006 Madrid, España. E-mail: dpalomino@seo.org

⁵ Departamento de Biología, Área de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España. E-mail: cesarluis.alonso@uam.es

⁶ Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. C/ José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, España. E-mail: mcnc152@mncn.csic.es

Editor: Juan Carlos del Moral (SEO/BirdLife).

Coordinación nacional del censo: Juan Carlos del Moral y Blas Molina (SEO/BirdLife).

Proyecto promovido y
publicado por:



SEO/BirdLife

Con la colaboración de:





ÍNDICE

Prólogo	4
Agradecimientos	6
Introducción	7
Material y métodos	13
Resultados	27
Discusión	58
Metodología de censo recomendada	67
Estado de conservación	69
Resumen	71
Summary	72
Bibliografía	73

PRÓLOGO

Es conocido que los ambientes insulares y en particular los archipiélagos oceánicos constituyen un caldo de cultivo ideal para el proceso de especiación. Aún así, todavía me maravilla que la escasa superficie de Canarias albergue más especies de aves endémicas que el resto del territorio nacional. Una de ellas, la tarabilla canaria, objeto de esta monografía, destaca sobre las demás por presentar una distribución muy restringida ya que sólo habita en la isla de Fuerteventura.

En una época de crisis en donde las amenazas a la biodiversidad se han acentuado, los resultados de este trabajo resultan estimulantes y esperanzadores: ¡hay más tarabillas de lo que se pensaba!

No es el primer censo, pero sí el más completo, que se realiza sobre esta especie y por eso los autores tienen la posibilidad de comparar –en la medida de las posibilidades– con dos estudios anteriores. Durante años se han utilizado las cifras dadas por dos ornitólogos ingleses, Colin Bibby y David Hill, en la década de 1980. Su trabajo no sólo fue pionero sino que sirvió posteriormente para pasear por todo el mundo la imagen de la tarabilla canaria y el mapa de Fuerteventura en la portada del libro «Birds Census Techniques» de Bibby y colaboradores.

Estimar el tamaño de las poblaciones animales sin metodología es pura especulación. Hacerlo sin la metodología adecuada es obtener resultados poco fiables. Usar una buena metodología pero no describirla en detalle es desperdiciar oportunidades futuras de comparación. En este sentido, los autores no han escatimado esfuerzos ni espacio describiendo de forma minuciosa las técnicas utilizadas y las aproximaciones realizadas. El resultado es un magnífico trabajo donde no sólo se ofrecen cifras totales de la población sino detallados mapas de abundancia en cuadrículas UTM de 1x1 km. Todo ello es producto de intensos muestreos en el campo y del buen hacer de sus autores.

Los resultados son alentadores pero no por ello debe bajarse la guardia. Sabemos que a pesar de los notorios efectivos existentes, la especie ya ha experimentado cierta regresión en algunos lugares de Fuerteventura. Además, la vulnerabilidad de la tarabilla se puso de manifiesto con las extinciones de las poblaciones de los islotes de Alegranza y Montaña Clara acaecidas durante la primera mitad del siglo XX. Al mismo tiempo, y aunque resulta bastante especulativo, no se puede descartar totalmente una hipotética extinción en la vecina isla de Lanzarote, situada entre los islotes orientales y Fuerteventura.

En definitiva, se trata de un trabajo bien hecho que sin lugar a dudas redundará en la conservación de la tarabilla canaria. Además, sería sumamente positivo que su propuesta metodológica fuese tenida en consideración ya que la uniformidad de futuras estimas resultará esencial para valorar posibles problemas de conservación de la especie.

Finalmente felicitar a los autores por el rigor de su estudio. Todos ellos son prestigiosos investigadores que se han visto atraídos de una manera o de otra por la peculiar avifauna del archipiélago. En algún caso, como el de Luis María Carrascal, hace ya muchos años, a través del servicio militar; y en otros, como Juan Carlos Illera, por los estudios de Biología Marina que al final, cosas de la vida, le llevaron a concluir su tesis doctoral sobre la tarabilla canaria.

No me gustaría terminar sin extender las felicitaciones a SEO/BirdLife por la publicación de esta nueva monografía de Seguimiento de Aves en España.

Aurelio Martín
Universidad de La Laguna

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias a través del proyecto centinela «Censo de aves estepáricas en las islas orientales del Archipiélago Canario» (EU initiative Interreg III-B Açores-Canarias-Madeira 2000-2006), del Ministerio de Educación y Ciencia a través del proyecto CGL2005-02642/BOS y del Cabildo de Fuerteventura a través del proyecto «Modelos de distribución espacial, abundancia y diversidad de aves y su aplicación para el diseño de ZEPA en Fuerteventura». Estos organismos facilitaron tanto el trabajo de campo como los análisis posteriores. Además, el cabildo de Fuerteventura nos proporcionó alojamiento en sus instalaciones de La Oliva.

Desde SEO/BirdLife agradecemos a los autores el esfuerzo dedicado en la preparación de esta publicación y facilitar así la divulgación de la situación actual de la tarabilla canaria.

Como en otras ocasiones, también fue de gran ayuda el trabajo de Ana Bermejo y Blas Molina por su lectura, propuestas de cambio y correcciones realizadas sobre las primeras versiones de esta monografía. Ana Íñigo y Juan Carlos Atienza realizaron el capítulo de Estado de Conservación. Así mismo, agradecemos la ayuda prestada por John Hobdel para traducir al inglés el resumen de este libro, a Josefina Maestre su ayuda en la edición de la monografía, a Juan Varela la cesión de los dibujos aquí incluidos y a Aurelio Martín, Gustavo Peña, Javier Seoane y Juan Bécares la cesión de las fotografías.

INTRODUCCIÓN

Contexto y objetivos generales de este estudio

Las Islas Canarias junto con Madeira conforman una de las 218 áreas endémicas de aves (EBA) identificadas por BirdLife en todo el mundo. El elevado número de taxones endémicos presentes en Canarias contrasta con el relativo bajo número de artículos científicos publicados con aves (menos de 100 desde el año 1992)¹, si se compara con otros archipiélagos oceánicos como Galápagos o Hawái. Este dato es incluso más preocupante porque muchas de estas especies soportan un estado de conservación desfavorable, y sobre las cuales el nivel de información básico disponible es ciertamente limitado (Madroño *et al.*, 2004). Afortunadamente, la tendencia observada desde 2004 es muy alentadora con un lento pero progresivo aumento del número de artículos disponibles al año desde entonces (se publican una media de 1,5 artículos más cada año). Parte de este esfuerzo científico se ha centrado en estudios combinados sobre selección de hábitat y estimas del tamaño poblacional. Los resultados allí obtenidos no solo han servido para sentar las bases de futuros trabajos sobre tendencias poblacionales, fundamentales para conocer el estado de conservación de cualquier especie, sino también para proponer acciones de conservación tal como identificar nuevas áreas a proteger o señalar factores de amenaza (ej. Palomino *et al.*, 2008; Carrascal *et al.*, 2008; Carrete *et al.*, 2009; Seoane *et al.*, 2009).

Este es el contexto sobre el que hay que circunscribir la presente monografía dedicada a la tarabilla canaria *Saxicola dacotiae* (Meade-Waldo, 1889). De manera sintética, podríamos definir dos objetivos principales a conseguir dentro de esta monografía: 1) ofrecer una estima poblacional actualizada, y 2) elaborar un mapa de distribución y abundancia de esta especie en Fuerteventura. A los objetivos generales hay que añadirle dos aplicaciones directas como son: a) proporcionar la base cuantitativa para la evaluación futura de la tendencia poblacional, y b) valorar si la red actual de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en Fuerteventura incluye los principales núcleos reproductores de tarabilla canaria.

A diferencia de las otras cuatro especies endémicas canarias, esta tarabilla tiene su distribución actual localizada a una sola isla, lo cual la hace ser una de las especies con el rango de distribución más restringido de todo el Paleártico occidental. Aparte de la ventaja metodológica que supone trabajar con una especie que vive en un área relativamente reducida como es una isla, el beneficio principal de abordar un muestreo de esta naturaleza es la disponibilidad de infor-

¹ Para calcular este número se consultaron las bases de datos SCOPUS y Science Citation Index (SCI), usando como palabras clave «Canary Islands» y «birds».

mación relevante sobre aspectos claves de sus estrategias vitales tales como selección de hábitat, reproducción, fidelidad al territorio y factores limitantes de su distribución (Illera, 2004a).

Esta monografía incluye y extiende los resultados de un trabajo de investigación publicado en *Ardeola* por los mismos autores (*Ardeola* 57(2), 2010: 387-405), con un doble objetivo divulgativo y pedagógico. Divulgativo, pues se trata de hacer llegar sus conclusiones a un foro más amplio, no estrictamente académico. Y pedagógico, ya que se desea contribuir a la formación técnica de aquellas personas interesadas en las cuestiones relativas a las aves y sus hábitats, quienes en el futuro podrían hacerse cargo de inventarios similares a éste. Por estos motivos se ha puesto mucho interés en exponer las explicaciones metodológicas con un detalle y extensión que normalmente están vedados en las publicaciones en revistas científicas.

¿Qué sabemos de la tarabilla canaria?

Como se acaba de comentar, la tarabilla canaria es un endemismo canario con una distribución limitada a Fuerteventura. Sin embargo, se conoce que no siempre fue así y que en un pasado no muy lejano también habitó los islotes de Alegranza y Montaña Clara (norte de Lanzarote). Los individuos de esta última población fueron además descritos como una nueva subespecie (*S. d. murielae*), diferenciada de la nominal de Fuerteventura (*S. d. dacotiae*) por pequeñas diferencias en la coloración del plumaje (Bannerman, 1913). Estas leves diferencias han sido igualmente esgrimidas como argumento contrario a la hora de concederle validez taxonómica subespecífica a las poblaciones de estos islotes (véase por ejemplo, Urquhart, 2002, y referencias allí dadas). Sin embargo, un reciente estudio genético realizado con ambas subespecies no ha podido refutar ninguna hipótesis, propiciando que el debate sobre la validez taxonómica de estas poblaciones continúe abierto (Illera *et al.*, 2008). Si bien se ha especulado sobre las causas de esta extinción (Illera *et al.*, 2006), lo cierto es que la desaparición de estas poblaciones pone de manifiesto la elevada vulnerabilidad de esta especie frente a determinadas amenazas y, en consecuencia, obliga a elaborar y desarrollar una metodología de seguimiento y protección efectiva de hábitat en Fuerteventura.

La tarabilla canaria es un pequeño passeriforme insectívoro de unos 11 cm de largo y unos 12 g de peso (Illera y Díaz, 2006), perteneciente a la familia *Muscicapidae* que colonizó el archipiélago canario durante el Pleistoceno desde Europa o norte

de África (Illera *et al.*, 2008). Los requerimientos de hábitat fueron abordados inicialmente de manera descriptiva por Bibby y Hill (1987) y, con posterioridad, de forma predictiva por Illera (2001). La tarabilla canaria selecciona preferentemente medios terroso-pedregosos y barrancos con unas características determinadas, tanto a escala de microhábitat (presencia de grandes piedras y arbustos) como de paisaje (laderas cubiertas por rocas y matorral). Estos hábitats le ofrecen no solo las mayores disponibilidades de invertebrados, sino también abundantes posaderos desde donde detectar a sus presas potenciales, así como numerosos lugares donde ubicar los nidos (Illera, 2001).

Mediante el uso de anillas de color se pudo determinar el elevado grado de sedentarismo de la tarabilla canaria. En otras palabras, una vez que una pareja se asienta en un territorio, permanecen en el mismo y lo defienden durante todo el año el resto de sus vidas (Illera y Díaz, 2008), a no ser que ocurran eventos extraordinarios que les fueren a abandonarlos (Illera, 2005). Este comportamiento es interpretado como una adaptación a la baja variabilidad espacial (en contraposición de la alta variabilidad temporal), de factores vitales como la disponibilidad



© Aurelio Martín

Ejemplar macho de tarabilla canaria aportando alimento a los pollos.

de alimento, depredación de nidos o presencia de competidores y depredadores de juveniles y adultos en Fuerteventura (Illera y Díaz, 2008). La extraordinaria fidelidad al territorio exhibida por la tarabilla canaria, así como el ajuste del período reproductor a las escasas precipitaciones que tienen lugar en la isla, hacen de esta especie un ejemplo de organismo muy bien adaptado a las condiciones extremas de los medios semidesérticos (Illera y Díaz, 2006). Este comportamiento le hace ser muy vulnerable a las amenazas derivadas de la alteración y destrucción de hábitat provocadas por la acción humana, tanto directas (ej. nuevas carreteras y núcleos urbanos) o indirectas (exceso de pastoreo). Sin embargo, estas mismas características facilitan el diseño, desarrollo e interpretación de estimas sobre el tamaño poblacional y, lo más importante a corto plazo, la identificación de los mejores núcleos poblacionales de tarabilla canaria en Fuerteventura. Este objetivo ya fue considerado prioritario en la última revisión del *Libro rojo de las aves de España* (Illera, 2004b). Sin embargo, tampoco hay que olvidar que la tarabilla canaria goza de protección legal al estar incluida en el Anexo I de la Directiva Aves, y estar catalogada como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. En la última revisión del *Libro rojo de las aves de España*, y de acuerdo a criterios elaborados por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), la tarabilla canaria fue incluida en la categoría «En Peligro» (Illera, 2004b). Estas figuras de protección (tanto las estrictamente legales como las definidas por organizaciones conservacionistas), subrayan la obligatoriedad (o necesidad en el caso de las ONG) de implementar medidas de conservación que vengán a paliar su estado de conservación desfavorable.

¿Cuántas tarabillas canarias hay en Fuerteventura?

A diferencia de lo que ha ocurrido con otras especies como el corredor sahariano (*Cursorius cursor*) y el alzacola (*Cercotrichas galactotes*) tratadas en esta colección de monografías, las estimas poblacionales ofrecidas con la tarabilla canaria en esta ocasión no son las primeras sino las terceras. Lejos de perder interés por ser repetitivos, nuestros resultados contrastan sustancialmente al alza en varios órdenes de magnitud con los tamaños poblacionales previamente estimados, lo cual tiene considerables implicaciones de conservación y merecen ser discutidos adecuadamente.

La primera estima sobre el tamaño poblacional de la tarabilla canaria, usando una metodología científica, data de mediados de los años 80 del siglo pasado. Además, dejando a un lado las descripciones taxonómicas llevadas a cabo con

este ave, aquel muestreo puede considerarse el primer trabajo científico desarrollado con la tarabilla canaria. Este estudio fue organizado por la *International Council for Bird Preservation* (ICBP, hoy en día BirdLife) en 1985, con el objetivo no solo de estimar de manera científica el número de individuos de tarabilla canaria en Fuerteventura, sino de sentar las bases para futuras comparaciones que permitieran realizar estudios sobre las tendencias poblacionales de la especie. En este trabajo, pionero también por ser uno de los primeros en donde se desarrollaron unos sencillos modelos de distribución y abundancia, se estimaron entre 650 y 850 parejas de tarabilla canaria en Fuerteventura (Bibby y Hill, 1987). El segundo estudio publicado hasta la fecha fue realizado en 2008, y en éste se cuantificó la población de tarabillas en 1.035 individuos (con un rango entre 832 y 1.287 aves) para toda la isla. Estos resultados supondrían una cierta reducción del tamaño poblacional de la especie con respecto a 1985 (García del Rey, 2009). Aunque los dos trabajos publicados no son directamente comparables debido a que usaron metodologías muy diferentes, sin embargo, Bibby y Hill (1987) y García del Rey (2009) obtuvieron valores ciertamente similares, aunque significativamente muy inferiores a los obtenidos en esta monografía. No obstante, nuestra aproximación metodológica fue muy similar a la desarrollada por García del Rey (2009). Por este motivo fue fácil identificar los errores conceptuales cometidos por este autor, y comprender así los motivos que le llevaron a infravalorar el número de tarabillas presentes en Fuerteventura. Con respecto a la estima de Bibby y Hill (1987), el diferente diseño de ambos estudios impide hacer comparaciones directas y así poder alcanzar conclusiones al respecto; sin embargo, es todavía posible hacer valoraciones y ciertas consideraciones sobre las causas subyacentes en las diferencias encontradas. Los dos estudios serán analizados, comparados y discutidos rigurosamente con los resultados obtenidos y mostrados en esta monografía.

Objetivos de la monografía

Tal y como ya se ha explicado con detalle en otras monografías, el dato cuantitativo que se ha obtenido en este trabajo con respecto al número de tarabillas canarias presentes en Fuerteventura, es una estima del tamaño de la población, es decir, lo que se da es una cifra media final acompañada por un rango (intervalo de confianza) inferior y superior. Fuerteventura, si bien es una isla, es todavía demasiado grande como para poder contar realmente todas las aves que viven en ella. No obstante, aún reconociendo que la estima del número de tarabillas es uno de los pilares de este trabajo, es también cierto que no es la única meta que

se pretende alcanzar. De manera esquemática podemos enunciar los principales objetivos de esta publicación de la siguiente manera:

1. Estimar el número de individuos reproductores de tarabilla canaria presentes en Fuerteventura. Una de las novedades que se introducen en esta monografía es el ofrecer, aparte de la aproximación clásica teniendo en cuenta la superficie censada y el número de aves observadas, un segundo cálculo considerando otras variables como la heterogeneidad espacial, el reparto del esfuerzo de muestreo y las preferencias de hábitat de la tarabilla canaria.
2. Obtener un mapa de distribución y abundancia de la especie en Fuerteventura, con el fin último de valorar si la actual red de ZEPA incluye los principales núcleos reproductores de la especie.
3. Comparar y discutir las razones que explican la disparidad de las dos estimas anteriores con respecto a la obtenida en esta monografía.
4. Ofrecer una serie de recomendaciones y directrices metodológicas que sirvan en trabajos venideros que pretendan estimar el número de tarabillas canarias en Fuerteventura. Esto facilitaría las comparaciones directas entre las estimas futuras y la presente, con el objetivo final de analizar las tendencias poblacionales de este endemismo canario.
5. Actualizar el estado de conservación en función de los criterios UICN y valores obtenidos en este trabajo para la aplicación de los mismos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El archipiélago de las islas Canarias pertenece a la región biogeográfica de las islas del Atlántico, también llamada Macaronesia. Está formado por siete islas volcánicas mayores, más varios islotes y roques localizados en el noreste del océano Atlántico, a menos de 100 km al oeste de África continental. El clima de las islas está determinado por su proximidad a los centros de altas presiones atmosféricas de las Azores y al desierto de Sahara, la corriente fría de Canarias, y la diferente topografía de cada isla (Marzol-Jaén, 2001). Fuerteventura (28°46'N, 14°31'W) es la segunda isla más grande del archipiélago (1.660 km²) y la más próxima a África continental. Su topografía es principalmente baja y llana, con un 85% de superficie con desniveles relativos entre 0 y 200 m, y más del 85% de sus altitudes absolutas por debajo de los 400 m (Criado, 2005), con una cota máxima de 807 m s.n.m. Las condiciones climáticas de la isla (áridas y semiáridas) reflejan la escasez de agua. El régimen de precipitaciones se caracteriza por la irregularidad en los valores pluviométricos anuales (Dorta, 2005). De manera general, la precipitación promedio se sitúa en 143 mm/año, concentrada principalmente durante los meses de otoño e invierno, mientras que la temperatura media mensual varía entre 19° C en enero y 21° C en agosto (Marzol-Jaén, 1984). La vegetación actual de Fuerteventura se caracteriza por el dominio de las comunidades de sustitución, con especies xerofíticas predominantemente compuesta por pastizal ralo y matorral (Rodríguez *et al.*, 2000, 2005).

Método de censo

El trabajo de campo se realizó durante los periodos reproductores de los años 2005 (desde el 20/02 al 09/04) y 2006 (desde el 05/03 al 14/03), que ya han sido analizados para estudiar el tamaño poblacional, la selección de hábitat y el efecto del exceso de pastoreo sobre otras aves de las islas canarias orientales (Carrascal *et al.*, 2006, 2007; Palomino *et al.*, 2008; Carrete *et al.*, 2009; Seoane *et al.*, 2009; figura 1). Los muestreos se realizaron mediante 1.462 transectos lineales de 500 m, sin límite de banda. Fueron recorridos a pie campo a través, a una velocidad entre 2 y 3 km/h, durante las cuatro primeras horas después del amanecer y las tres últimas antes del atardecer. Cinco observadores (en 2005) y tres (en 2006) anotaron todos los contactos que se registraron (oídos o vistos), el número de individuos por contacto y la distancia perpendicular al recorrido.



Figura 1. Área de estudio. Los puntos negros separan la localización del punto central de cada transecto.

Los investigadores se entrenaron en la estima de distancias hasta 500 m, poniendo énfasis en aquellas comprendidas entre 0 y 250 m (probablemente las más utilizadas a lo largo de todo el estudio), con la ayuda de un medidor de distancia láser para disminuir la variabilidad entre los observadores y mejorar su precisión. Los recorridos se emplazaron procurando cubrir (i) toda la variedad de medios en relación con la vegetación, la pendiente y el tipo de suelo, y (ii) toda la isla. Las localidades de muestreo, así como el número de transectos en ellas, se determinaron aproximadamente en proporción a la superficie de cada uno de los principales paisajes presentes en la isla. La selección del punto de partida del primer transecto en cada jornada sólo tuvo en cuenta la existencia de un acceso por camino o pista, mientras que los siguientes se realizaron a continuación del inmediatamente anterior. Puesto que el recorrido se prefijaba de antemano sobre un mapa topográfico, de una forma ciega a la distribución de la tarabilla, consideramos para los propósitos de esta monografía que los transectos se dispusieron de una forma equivalente a otra más estrictamente aleatoria (que hubiera

sido impracticable). Como el principal interés era cuantificar la población reproductora, se descartaron de los análisis los escasos individuos juveniles que se encontraron.

Variables ambientales

Se definieron tres parcelas circulares de 25 m de radio distribuidas a lo largo de los transectos (típicamente a los 125, 250 y 375 m) donde se tomaron las siguientes medidas descriptoras del hábitat: (1) la altitud (obtenida del receptor GPS), los porcentajes de cobertura de (2) terófitos y herbáceas perennes, (3) gramíneas, (4) plantas arbustivas, (5) árboles, (6) rocas y piedras; (7) la altura media de los arbustos, (8) el tamaño medio de las rocas y piedras, y (9) el tipo de suelo (0: rocoso; 1: *picón* –piedra pequeña de origen volcánico– natural o artificial; 2: compacto no pedregoso; 3: arenoso; 4: *jable* –medio arenoso muy suelto–). Además, se estimó la cobertura del suelo (10) con uso agrícola, y (11) de edificios, aunque esta vez como porcentaje sobre el recorrido. Estas estimas se efectuaron visualmente previo entrenamiento. Los valores finales asignados a cada transecto de 0,5 km fueron el promedio de las tres estimas. Por último, se obtuvieron los siguientes descriptores a partir de mapas de 1:25.000, o bases de datos SIG, en los que se posicionaba el punto central de cada transecto: (12) la pendiente del terreno medida en porcentaje (SIG), (13) la longitud de carreteras y caminos rurales, ambos dentro de un círculo de 250 m de radio y (14) la distancia al pueblo más cercano (mapas).

Por último, también se emplea el índice de vegetación normalizado (NDVI) por su relación con la actividad fotosintética (valores altos del índice reflejarían mayor cobertura de la vegetación; el rango de variación oscila entre 0 y 255). Se tomaron las síntesis de 10 días a 1 km² de resolución espacial que se derivan de la actividad del sensor *vegetation* del satélite SPOT (disponibles gratuitamente en <http://free.vgt.vito.be/>). Con ellas se construyen compuestos promedio de los máximos mensuales entre 1999 y 2004.

Análisis estadísticos

En esta monografía se aborda un análisis de la distribución espacial, preferencias de hábitat y de la abundancia de la tarabilla canaria mediante distintas aproximaciones complementarias. En primer lugar se estudian las preferencias

de hábitat mediante una comparación de uso frente a disponibilidad basadas en el test de la χ^2 y a través de la interpretación de modelos de la distribución basados en árboles de regresión. En segundo lugar, la abundancia de la tarabilla se estimó con dos métodos. El primero, que se denominará cartográfico, es una aproximación basada en el diseño de muestreo (Borchers *et al.*, 2002) y se realizó extrapolando directamente los resultados del muestreo a toda la superficie de la isla siguiendo una estratificación ambiental basada en la cartografía disponible. La segunda estima sigue una aproximación basada en un modelo estadístico de regresión *data mining* usando la herramienta *boosting trees* para la extrapolación de la información recogida en el campo. En los dos métodos se corrigieron los datos del muestreo según la probabilidad de detección de la especie en el ambiente estudiado.

Estima de la detectabilidad

En ambos procedimientos de estima de la abundancia y densidad de la tarabilla canaria se tuvo en cuenta la probabilidad de detección de la especie mediante el método de *distance sampling* (análisis de distancias de encuentro, Buckland *et al.*, 2004), utilizando el software gratuito Distance 5.0 (Thomas *et al.*, 2005).

El *distance sampling* es un grupo de métodos ampliamente utilizados para estimar la densidad y/o la abundancia de poblaciones biológicas. Los métodos principales son: transectos lineales y transectos puntuales. La suposición fundamental de ambos métodos es que se detectan todos los individuos presentes en el momento del muestreo en la línea de progresión o el punto central del transecto, pero no considera que se localizan todos los individuos de la especie en la totalidad del área de muestreo. Por lo tanto, según aumenta la distancia entre los individuos a censar y la línea o el punto central del transecto es más difícil detectarlos, dando como resultado un menor número de observaciones cuanto mayor sea la distancia al transecto.

La clave en el análisis de *distance sampling* es ajustar una función de detección a las distancias observadas, que describe la pérdida de detectabilidad con la distancia de muestreo al observador, y usar esta función para estimar la proporción de individuos que no se han localizado durante el muestreo (Thomas *et al.*, 2002). El método de *distance sampling* no considera que todos los individuos dentro de un área previamente determinada se perciben, sino que estima la probabilidad de detección dentro del área de muestreo.

Teniendo los valores de la distancia perpendicular (x) de cada uno de los individuos observados, podemos establecer un valor w (distancia de truncamiento o *truncation distance*) de distancia a la línea del transecto a partir de la cual se ignoran las observaciones considerándolas poco fiables, pues las estimas de distancia para contactos lejanos se hacen con menos precisión (Thomas *et al.*, 2002; Buckland *et al.*, 2008). Buckland *et al.* (2001) recomendó elegir la distancia de truncamiento eliminando un 5-10% de valores de distancia extremos. Si todos los individuos en un transecto de ancho de banda w son detectados, la densidad será igual al número de individuos observados (n) dividido por el área total estudiada $a = 2wL$, donde L es la longitud total de los transectos realizados, y multiplicar por dos da cuenta de que la observación se hace a ambos lados del recorrido. Si por el contrario, se supone que no llegan a detectarse todos los individuos en un transecto y se llama P_a a la probabilidad de que un individuo elegido al azar dentro del área muestreada sea detectado, entonces la densidad sería igual a:

$$\hat{D} = \frac{n}{a\hat{P}_a} = \frac{n}{2wL\hat{P}_a}$$

Para estimar P_a se define una función de detección $f(x)$ que es la probabilidad de que un individuo a distancia x del transecto sea detectado (dentro de la distancia de truncamiento, es decir con $0 \leq x \leq w$, y asumiendo perfecta detectabilidad sobre la línea de progresión del transecto, es decir $f(0) = 1$). Se puede establecer un parámetro μ o ESW (*effective strip width* o ancho de banda efectivo), que es la distancia a la línea del transecto a partir de la cual se han detectado tantos individuos como los que se han dejado de detectar dentro del área que define (figura 2, Thomas *et al.*, 2002).

El área definida por μ (ESW) para la función de detectabilidad $f(x)$ cuando es expresada como una proporción del área definido por w para $f(0) = 1$, es la probabilidad de que un individuo sea detectado dentro del área de estudio (Thomas *et al.*, 2002; Buckland *et al.*, 2008). Entonces, $P_a = \text{ESW}/w$ y la densidad es igual a:

$$\hat{D} = \frac{n}{a\hat{P}_a} = \frac{n}{2wL\hat{\mu}/w} = \frac{n}{2\hat{\mu}L}$$

El software Distance 5.0 ajusta distintas funciones de detección a los datos (véase más abajo), y realiza todos los cálculos anteriormente mencionados.

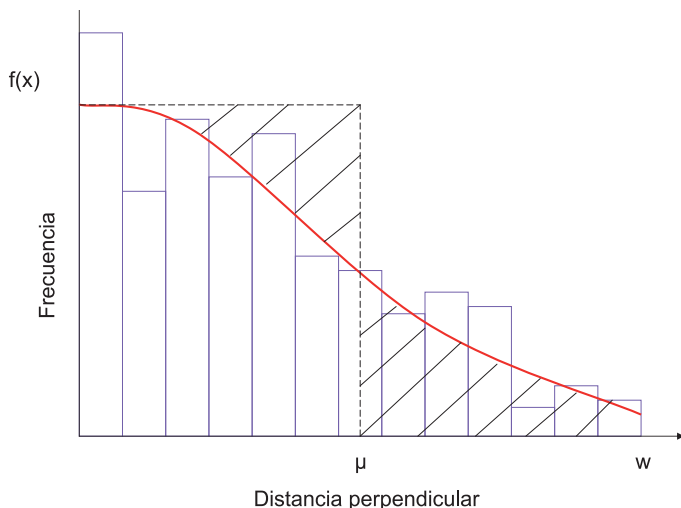


Figura 2. Representación gráfica de la función de la probabilidad de detección. El área definida por $\mu \leq x \leq w$ (sombreado debajo de la curva) es igual que el área sombreada encima de la curva que representa los individuos no detectados por $0 \leq x \leq \mu$ (modificado de Thomas et al., 2002).

Modelo cartográfico

La estima de la abundancia y distribución de la tarabilla canaria se realizó mediante una inferencia basada en los resultados de los muestreos de campo, que se extrapolaron a toda la superficie de la isla. Para alcanzar este objetivo teniendo en cuenta la variabilidad de condiciones ambientales en toda la isla, se decidió estratificar la superficie por los distintos hábitat presentes según las preferencias de la especie, lo cual facilitó no solo la extrapolación de la información y la elaboración del mapa final de distribución de la especie, sino además la evaluación del resultado mediante un método de validación del mapa final. Esta estratificación se hizo en la fase de análisis, es decir, con posterioridad a la recogida de datos en el campo.

Estratificación por hábitats

La estratificación de la isla se llevó a cabo mediante la elaboración de un mapa de hábitat. Con el término hábitat se describe aquí la combinación de categorías de estructura de vegetación y de pendiente, previamente definidas e ilustradas en dos mapas distintos. Esta técnica ya ha sido empleada satisfactoriamente en

otros ejercicios de estima de tamaños poblacionales y de área de distribución (véase por ejemplo, Cañadas *et al.*, 2005). Se combinó la información de la estructura de vegetación con la de pendiente porque estas son, junto con la presencia de piedras grandes, las principales variables que condicionan a la especie durante la estación reproductora en el proceso de selección de hábitat (Bibby y Hill, 1987; Illera, 2001).

El mapa de vegetación actual de Fuerteventura se elaboró con el programa ArcGis 9.0 en formato vectorial, utilizando como fuente principal el mapa de vegetación canaria (Del Arco *et al.*, 2003) de escala 1:25.000. Como método de control del resultado (verdad terreno) se empleó la fotografía de satélite de la isla de Fuerteventura, y las propias anotaciones en el campo de los autores. El mapa base contiene información de las comunidades vegetales, definidas por su composición florística. Utilizando esta información proporcionada por el mapa de vegetación canaria, y según nuestro propio conocimiento de campo, se identificaron nueve categorías de vegetación según su estructura: matorral alto, medio y bajo, arbolado (principalmente tarajal *Tamarix* spp. y palmeral *Phoenix* spp.), medio rural, pastizal, acuática y sin vegetación. A continuación el mapa se convirtió en formato *raster* para hacer posible su combinación con el mapa de pendientes.



© Juan Bécaries

Habitualmente, las tarabillas son detectadas en sus posaderos.

El mapa de pendientes se elaboró con el programa *Idrisi Kilimanjaro* a partir de un modelo digital de elevación (DEM) de 90 m de resolución espacial. El mapa de pendientes se reclasificó en tres categorías ($\leq 5\%$, $6\% - 11\%$, $\geq 12\%$), con el objetivo de obtener un número suficiente de transectos en cada una de las combinaciones entre las categorías de pendiente y de vegetación.

Finalmente, el mapa de hábitat se elaboró combinando los dos mapas anteriormente mencionados y reclasificándolo. La nueva clasificación se hizo manteniendo las categorías de vegetación «medio rural», «acuática» y «se ignora» independientes de la pendiente debido a la presencia limitada, o falta absoluta, de transectos de muestreo en ellas, además de la pequeña superficie de este tipo de vegetación en el caso de la categoría «acuática». Las categorías de vegetación «pastizal» y «sin vegetar» se dividieron en dos subcategorías en vez de tres según la pendiente, para mantener el número de transectos por categoría por encima de los 10. Así, el mapa final de hábitat consiste de 19 categorías de distintas combinaciones de vegetación y pendiente.

Abundancia y densidad

Teniendo el mapa de hábitat de Fuerteventura se pudo proseguir con la estima de abundancia de la tarabilla canaria y la elaboración de un mapa de distribución. Para conseguir esto fue necesaria la estima previa de la detectabilidad de la especie mediante el método de *distance sampling* (muestreo con distancias o análisis de distancias de encuentro, Buckland *et al.*, 2001), utilizando el software de distribución libre Distance 5.0 (Thomas *et al.*, 2005). Con ello se pudieron extrapolar los valores obtenidos en el campo a la superficie ocupada por cada hábitat en toda la isla.

Inicialmente, se realizó un análisis exploratorio para establecer el valor w adecuado utilizando un modelo seminormal *Half-normal*, con términos de ajuste de coseno (HNc). Después, para establecer si era necesario realizar la estima de detectabilidad por hábitat o globalmente para el conjunto de la isla, se exploró la influencia de la vegetación en la probabilidad de detección de la especie en el entorno estudiado. Se repitió el mismo modelo incorporando información sobre el volumen de la vegetación para cada transecto con valores de volumen, y volumen elevado al cubo.

Los análisis finales se realizaron con distancia de truncamiento $w = 80$ m y sin considerar el volumen de la vegetación, y se repitieron sin trunca los datos a una

distancia concreta. Este procedimiento se llevó a cabo para cuatro familias de modelos sugeridas por Buckland *et al.* (2001), considerados como los más robustos para calcular la función de detectabilidad. Las cuatro familias de modelos que se emplearon son: seminormal (*Half-normal*, HN), exponencial negativo (*Negative exponential*, NE), uniforme (*Uniform*, UN) y tasa de riesgo (*Hazard-rate*, HR) comprobando si eran necesarios adicionales términos de ajuste de tipo polinómico (p. ej. HNp) y de coseno (p. ej. HNe).

En todos los modelos se utilizó el análisis convencional (*Conventional distance sampling*, CDS). Los términos de ajuste se seleccionaron con el método secuencial, usando como criterio de selección el valor de AIC y un máximo de 5 términos de ajuste. La estima se realizó estratificando posteriormente por la variable de hábitat; calculando la densidad global y por estrato (hábitat), la tasa de encuentro por estrato (hábitat), la función de detección global para cada modelo y el tamaño de cluster por estrato. La densidad global (abundancia) se calculó como la media de las densidades de cada estrato (hábitat), ponderando por el área de cada uno de ellos. Para calcular la varianza de la abundancia total de la especie se incorporó en el análisis una estima *bootstrap* no paramétrica de 999 remuestreos dentro de cada uno de los 19 estratos (hábitats). La estima de la varianza de la densidad de cada estrato (hábitat) se calculó con el método empírico.

Los valores de abundancia y densidad se calcularon con la media ponderada de los mejores modelos, según el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc). Los modelos con $\Delta AICc > 2$ no se incluyeron en los cálculos. El peso (b) de cada modelo en la ponderación se calculó utilizando la función (Burnham y Anderson, 2002):

$$b_i = \frac{\exp(-1/2 * \Delta_i)}{\sum_{i=1}^k \exp(-1/2 * \Delta_i)}$$

donde Δ_i y Δ_r son los valores de $\Delta AICc$ para los R modelos.

Construcción y validación del mapa de distribución

Después de haber estimado la abundancia de la tarabilla canaria en Fuerteventura y teniendo calculado el valor de densidad por hábitat (aves/km²) se pudo representar cartográficamente la distribución de la especie en el conjunto de la

isla, incorporando los valores de densidad en el mapa de hábitat previamente elaborado. Este mapa, donde a cada hábitat se le asigna su densidad media, conformaría ya un mapa de distribución con un gran detalle espacial, tanto como el mapa de vegetación en el que se basa. No obstante, se considera que tal elevada resolución espacial puede ser excesivamente optimista porque a las unidades espaciales (los polígonos de vegetación en la cartografía temática) se les atribuye una densidad media con independencia de su tamaño y localización (en ocasiones los polígonos son muy pequeños o están aislados, lo que podría dificultar su colonización o hacer que la densidad de la tarabilla no alcanzara las de otras zonas de mismo hábitat). Por este motivo se optó por una representación más conservativa transformando el mapa de densidades por hábitat en un mapa de cuadrículas UTM (en un proceso análogo al suavizado o filtrado en otros campos de estadística y cartografía) que, además, facilitara la comparación con estimas previas de la distribución basadas en mallas similares. Por tanto, para crear el mapa de distribución de la especie, se superpuso una malla de cuadrículas UTM de 1 km² al mapa de densidades medias por hábitat, y se calculó la densidad de cada cuadrícula multiplicando el área que ocupa cada hábitat dentro de ella por su respectivo valor de densidad. La malla de 1 km² es coherente con el detalle espacial del muestreo, pues cada cuadrícula puede incluir más de un transecto de 0,5 km de longitud.

Para comprobar la fiabilidad del mapa de distribución se decidió efectuar una evaluación del mismo utilizando una aproximación basada en una validación interna. Ésta consiste en la comparación de las densidades por km² calculadas con el procedimiento anterior –que agrega las densidades por hábitat dentro de las cuadrículas de 1 km²– con las que se observaron en el campo –estimando la densidad calculada en los transectos realizados dentro de cada cuadrícula y extrapolándola a una superficie de 1 km²–. Este procedimiento es un esfuerzo por validar la cartografía que, no obstante, ha de entenderse de forma aproximada, ya que las unidades que se comparan no tienen la misma expresión espacial (nótese que los transectos pueden atravesar varias cuadrículas).

La validación se realizó utilizando de nuevo el software Distance 5.0, esta vez empleando un remuestreo mediante el método *bootstrapping* de 1.000 repeticiones para cada uno de los estratos (hábitat), obteniendo finalmente 1.000 valores de densidad por km² comparables con los datos de campo obtenidos. Los análisis se realizaron con los mismos modelos y características previamente descritas, para obtener finalmente 1.000 valores de densidad para cada uno de los 19 estratos (hábitat) de los cuatro modelos más plausibles (según el AICc global de los

modelos). Se calculó la media ponderada de los cuatro modelos para cada uno de los valores, y se repitió la metodología anteriormente descrita para obtener el valor de densidad por cuadrícula. Además, se calculó el valor de la densidad observada en cada una de las cuadrículas basándose en el número de transectos realizados y el número de observaciones en ellas. Por lo tanto, la densidad observada es igual a:

$$D_{ob} = \frac{n_{ob}}{2 * L * ESW}$$

donde: n_{ob} es el número de aves observadas dentro de la cuadrícula, L es la longitud total de los transectos realizados dentro de la cuadrícula y ESW es el ancho de banda efectivo calculado como la media ponderada de los cuatro modelos.

La comparación se realizó con una correlación de Pearson entre el valor de la densidad observada y extrapolada a la superficie de cada cuadrícula, y el valor de la densidad predicha para cada uno de los remuestreos en las cuadrículas que contienen transectos. A continuación se agruparon dichas cuadrículas según el valor de densidad predicha en siete categorías (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, >60 tarabillas/km²). Se compararon cualitativamente la mediana de cada categoría con la mediana de la densidad observada mediante un gráfico de «cajas y bigotes». El procedimiento se repitió para las cuadrículas que sólo contienen un número de transectos mayor que dos, al considerarse que el valor de la densidad observada es más fiable en ellas.

Finalmente, se comparó visualmente la distribución de la tarabilla canaria con la superficie protegida de la isla, superponiendo el mapa de las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA, EUROPARC-España, 2009) al mapa de distribución creado.

Modelos estadísticos basados en árboles de regresión

Se han utilizado los árboles de regresión para analizar el efecto de las variables descriptivas del hábitat sobre el número de tarabillas observadas en los transectos de 0,5 km. De este modo, se han podido establecer las preferencias de hábitat de la especie utilizando dos grupos de variables predictoras: variables de estructura de la vegetación medidas sobre el terreno durante los censos, y variables sencillas obtenidas de bases de información geográfica. Los árboles de regresión son un caso particular de los modelos generalizados aditivos que no asumen distribuciones canónicas concretas de la variable dependiente, ni relaciones lineales

con las variables independientes. Mediante este procedimiento se obvia: (1) el establecimiento de patrones lineales homogéneos a todo el conjunto de datos (caso de la regresión múltiple con coeficientes de regresión comunes a todos los datos analizados), (2) se definen modelos de efectos jerarquizados que particionan la variabilidad original (devianza), e identifican subconjuntos de datos en los cuales pueden estar operando de modo distinto variables predictoras diferentes, y (3) se evita el ajuste «forzado» a distribuciones canónicas concretas a los cuales no tienen por qué ajustarse los datos. Esto es especialmente adecuado en regiones geográficas en las que existe una gran heterogeneidad ambiental que no establece gradientes de variación continuos. Asimismo, es especialmente adecuado cuando los datos no se ajustan a distribuciones concretas (p. ej., Normal o Poisson), debido principalmente a la gran frecuencia de valores «cero» (ausencias de la especie), hecho bastante común en patrones de distribución y abundancia de aves. Para más detalles sobre esta técnica de regresión, consúltese Hastie y Tibshirani (1990), y De' Ath y Fabricius (2000).

Los modelos obtenidos se representan gráficamente como una serie de dicotomías jerarquizadas, que van dividiendo la muestra total en subconjuntos progresivamente más homogéneos. Las reglas de parada para evitar un crecimiento excesivamente prolijo del modelo fueron: (1) que cada nodo tuviese al menos 20 transectos antes de su división, (2) que las puntas tuviesen al menos 10 transectos, y (3) que se diesen reducciones significativas en la devianza residual, calculadas mediante pruebas de la χ^2 .

Con el objeto de predecir la distribución y abundancia de la tarabilla canaria en toda la isla a partir de la muestra de 1.462 transectos se han utilizado los *boosting regresión trees* empleando como variables predictoras las obtenidas de bases de información geográfica, y como variable respuesta el número de tarabillas por transecto de 0,5 km. Esta herramienta estadística se engloba dentro de los algoritmos de «minería de datos» basados en el aprendizaje a partir de modelos obtenidos de los propios datos *machine learning algorithms*. En esencia, el procedimiento consiste en dividir al azar la muestra total en dos subconjuntos de datos: uno de análisis y otro de test. Con el subconjunto de análisis se realiza una secuencia de árboles de regresión (véase más arriba), de manera que cada árbol de regresión aprende de los errores de predicción cometidos por árboles previos. Para ello se estima en cada unidad muestral de análisis el desajuste entre el valor observado en la variable respuesta y el valor predicho por un árbol de regresión previo. Estos desajustes se convierten en «pesos», de manera que el siguiente árbol de regresión se calcula poniendo el énfasis en minimizar los errores de predicción en

aquellas unidades muestrales en las que previamente hubo mayores ajustes entre valores observados y predichos en la variable respuesta (número de tarabillas por transecto de 0,5 km). Este procedimiento va mejorando el poder explicativo del modelo mediante la inclusión secuencial de términos aditivos (esto es, árboles de regresión que van minimizando los valores residuales del modelo). Como este algoritmo de análisis puede conducir a la sobre-parametrización del modelo (que ajusta muy bien los datos con que se construye pero mal a otros independientes), se establece un criterio de parada en la secuencia de aprendizaje de árboles de regresión basado en la comparación entre los valores de la variable respuesta predichos por el modelo y observados en el subconjunto de datos de test no utilizados en la construcción del mismo. En otras palabras, el modelo aditivo de numerosos árboles de regresión que van aprendiendo de sus errores de predicción en la submuestra de análisis, se aplica a la submuestra test ajena al proceso de modelización. La parada en la generación de árboles de regresión aplicados a la submuestra de análisis se produce cuando, la variación residual en la submuestra test ya no disminuye a pesar de que sigue aumentando la complejidad del modelo (es decir, número de árboles de regresión adicionales). Para más detalles acerca de este procedimiento consúltese De' Ath (2007) y Elith *et al.*, (2008).

Los parámetros utilizados en la construcción de los *boosting regresión trees* fueron los siguientes: tasa de aprendizaje = 0,01; proporciones de muestras de análisis-test = 70%-30%; tamaño muestral mínimo de un nodo antes de dividirse = 20; tamaño muestral mínimo de una punta = 10; complejidad máxima del árbol = 8 puntas. Se ha optado por elegir una secuencia de árboles de regresión poco complicados porque suele producir mejores resultados predictivos, y se facilita de esta manera los procedimientos de cálculo con tasas de aprendizaje pequeñas. El procedimiento de análisis se llevó a cabo 20 veces utilizando diferentes extracciones al azar del 70%-30% de submuestras de análisis-test. El número de términos aditivos (número de árboles de regresión) utilizado en los 20 modelos *boosting trees* osciló entre 255 y 1.496 (promedio de 1.120 árboles).

Cada modelo *boosting tree* se utilizó para predecir la abundancia de la tarabilla canaria (medida en aves / 0,5 km) en todas las cuadrículas UTM de 1x1 km de Fuerteventura. La abundancia relativa de la tarabilla fue convertida en densidad absoluta expresada en individuos/km² aplicando los valores de distancia eficaz de censo (utilizando todos los contactos). Para ello se obtuvieron al azar, dentro del intervalo de confianza del 95% de la distancia eficaz de censo, tantos valores como cuadrículas UTM de 1x1 km hay en la isla. Por tanto, para cada cuadrícula UTM de 1x1 km de Fuerteventura se efectuaron 20 predicciones de densidad de

la tarabilla canaria derivadas de 20 modelos *boosting trees* y 20 valores de distancia eficaz de censo dentro de su intervalo de confianza del 95%. Las 20 estimas de densidad fueron promediadas para obtener una estima robusta y estable de tarabillas/km² en cada UTM de 1x1 km. El valor medio de la desviación típica de las 20 estimas de densidad de cada cuadrícula UTM fue de 0,12 (n = 1.820 cuadrículas, aunque no todas de 1 km² debido a que algunas de ellas son costeras y no están cubiertas al 100% por superficie terrestre). Para aquellas cuadrículas con un valor medio de menos de 0,1 tarabillas/km² (es decir, donde la tarabilla canaria estaba prácticamente ausente, n = 181) el promedio de la desviación típica de las 20 estimas fue 0,00004. Cuando se predecía que la tarabilla canaria era muy abundante (ej., más de 25 tarabillas/km², n = 884) la variabilidad de las estimas fue también muy baja, con una media de la desviación típica de 1,721. Esto es, la estima de densidad de los 20 modelos *boosting trees* fue muy estable, indicando consistentemente la virtual ausencia, o la muy abundante presencia de la especie, en los 20 procesos predictivos que operaban con distintos subconjuntos muestrales.

Para la estima del tamaño de población de la tarabilla canaria en toda la isla de Fuerteventura se sumaron las predicciones de tarabillas en las cuadrículas UTM de 1x1 km (en el caso de las cuadrículas costeras teniendo en cuenta que su superficie no era de 1 km²). El intervalo de confianza de la estima total para Fuerteventura se obtuvo mediante procesos de aleatorización de las 20 estimas hechas en cada cuadrícula UTM de 1x1 km *bootstrapping*, y utilizando el procedimiento BCa *bias corrected accelerated* para obtener el intervalo de confianza.

RESULTADOS

Preferencias de hábitat de la tarabilla canaria

Uso frente a disponibilidad

Atendiendo a la pendiente del terreno, la distribución de los transectos de 500 m de longitud con presencia de tarabilla canaria (uso) difiere muy significativamente de la distribución de todos los transectos realizados (disponibilidad). Prueba de comparación de una distribución observada (uso) frente a otra esperada (disponibilidad), $\chi^2 = 264,1, 5 \text{ g.l.}$, $p < < 0,001$; véase la figura 3). Las pendientes superiores al 10% son claramente seleccionadas positivamente (mayor uso que lo que correspondería atendiendo a su disponibilidad), especialmente aquellas superiores al 20%. No obstante, y a pesar de que las áreas con pendientes menores del



La tarabilla canaria se encuentra frecuentemente en laderas vegetadas con matorral. Barrancos en Betancuria.

10% son seleccionadas negativamente (menor uso que disponibilidad), existe una fracción importante de la población que habita las zonas de menor pendiente de la isla (15,7% de los transectos con presencia de la tarabilla canaria y 10,6% de las tarabillas detectadas).

Otro tanto ocurre al considerar la altitud (figura 4, prueba de comparación de una distribución observada –el uso– frente a otra esperada –la disponibilidad–, $\chi^2 = 66,5$, 4 g.l., $p < < 0,001$). La banda altitudinal de 100 a 200 m es utilizada proporcionalmente a su disponibilidad, mientras que la situada por debajo de los 100 m es desfavorecida por la tarabilla canaria. No obstante, de igual manera que ocurría con la pendiente, por debajo de los 200 m se han observado el 49,8% de todas las tarabillas detectadas. Las altitudes comprendidas entre los 200 y los 500 m son seleccionadas muy positivamente (uso mayor que la disponibilidad).

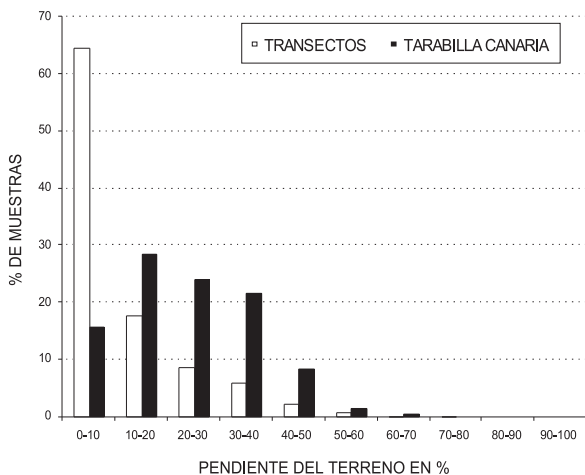


Figura 3. Distribución porcentual de los transectos de 500 m de longitud con presencia de tarabilla canaria (barras negras; $N = 204$ transectos), y del total de transectos realizados (barras blancas; $N = 1.462$) en la isla de Fuerteventura atendiendo a la pendiente del terreno.

Sin embargo, el patrón de distribución de la tarabilla canaria no difirió atendiendo al índice de vegetación (NDVI; figura 5; $\chi^2 = 4,8$, 5 g.l., $p = 0,436$). Esto es, la tarabilla canaria ocupó un amplio espectro de formaciones vegetales atendiendo a la biomasa y productividad vegetal.

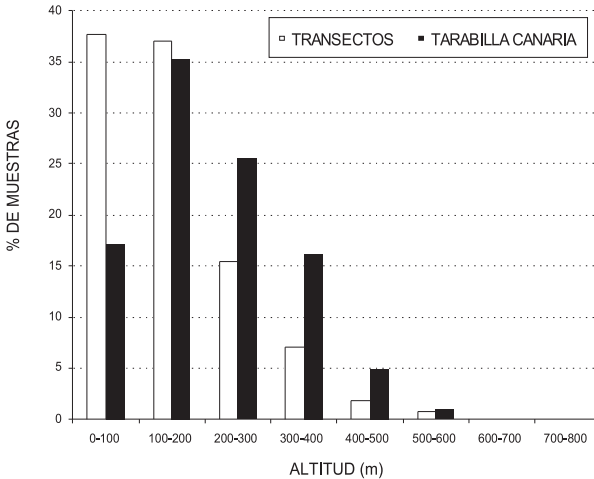


Figura 4. Distribución porcentual de los transectos de 500 m de longitud con presencia de tarabilla canaria (barras negras; $N = 204$ transectos), y del total de transectos realizados (barras blancas; $N = 1.462$) en la isla de Fuerteventura atendiendo a la altitud del terreno.

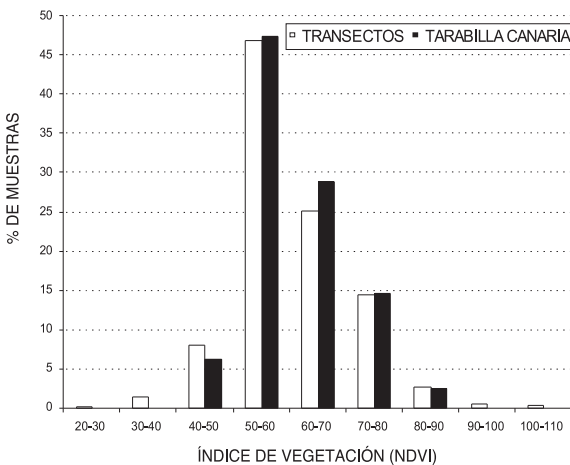


Figura 5. Distribución porcentual de los transectos de 500 m de longitud con presencia de tarabilla canaria (barras negras; $N = 204$ transectos), y del total de transectos realizados (barras blancas; $N = 1.462$) en la isla de Fuerteventura atendiendo al índice de vegetación (NDVI).

Modelo estadístico de la distribución basado en variables SIG

Los modelos de árboles de regresión construidos con diferentes conjuntos de variables, explican distintas proporciones de la variabilidad observada en la abundancia de la tarabilla canaria en los transectos efectuados. El modelo que incluye solamente la pendiente del terreno y el índice de vegetación (NDVI) explicó el 28,2% de la variación observada. Las variables puramente geográficas (latitud, longitud y altitud) explicaron el 33,5% de la variabilidad. Por último, la inclusión de todas las variables en el modelo (añadiendo a las anteriores el tipo de suelo y la cobertura de superficie urbana) explicó el 38,5% de la variación espacial observada en la abundancia de la tarabilla canaria. La importancia de las diferentes variables en este último modelo siguió el siguiente orden (entre paréntesis se indica el índice de importancia que oscila entre 1 –máximo– y 0 –nulo–): pendiente del terreno (1,00), latitud (0,94), longitud (0,82), tipo de suelo (0,80), índice de vegetación (0,40), altitud (0,39) y cobertura de superficie urbana (0,01).

Teniendo en cuenta todos estos modelos, se pueden resumir globalmente sus efectos. La pendiente del terreno y la altitud tuvieron un efecto positivo sobre la abundancia de la tarabilla canaria (muy abundante en áreas de pendiente mayor del 20%, y muy escasa por debajo de los 90 m). La posición geográfica tuvo una influencia compleja (véase más adelante). El tipo de suelo limitó su abundancia, principalmente abundante en zonas rocosas o pedregosas. Finalmente, la tarabilla fue muy escasa en áreas con índices de vegetación NDVI superiores a 55 (el promedio del índice NDVI para toda la isla fue 60,1; sólo el 35% de su superficie tiene un índice NDVI menor que 55).

El árbol de regresión obtenido utilizando todas las variables SIG se muestra en la figura 6. Las características geográficas y ambientales que maximizan la abundancia local de la tarabilla canaria son las siguientes: pendiente mayor del 22,5% en áreas situadas al sur de la latitud $28^{\circ} 19' 03,91''$ (aproximadamente al sur de Tuineje), y con un suelo eminentemente rocoso-pedregoso (índice de suelo menor de 1,8). En estas circunstancias, el número medio de tarabillas por transecto es de 2,61 (sd = 2,07, n = 70 transectos), lo cual se correspondería con una densidad media de 62 tarabillas/km². Por el contrario, las condiciones ambientales y geográficas determinantes de la ausencia de la especie fueron: pendiente menor del 8,5%, en áreas situadas al oeste de la longitud $13^{\circ} 57' 17,70''$ y al sur de la latitud $28^{\circ} 39' 46,24''$ (aproximadamente al suroeste de Lajares); en estas circunstancias nunca se detectó a la tarabilla (n = 365 transectos). Entre estos dos extremos de abundancia de la especie se han identificado otras 24 situaciones geográficas y ambientales que pueden consultarse en la figura 6.

Validación interna del modelo mediante remuestreo

El valor predictivo de este modelo, y por tanto su robustez, se ha examinado mediante un proceso de validación en el cual se seleccionaba al azar el 70% de la muestra de transectos para construir el modelo, y se comparaban sus predicciones con los valores observados en el otro 30% de la muestra no utilizada. Este proceso se repitió 20 veces, obteniendo el grado de ajuste entre los valores de abundancia observados y predichos. Además, se cuantificó la importancia de las variables predictoras explicando la variación espacial de la densidad de la tarabilla en los 20 procesos de validación. El promedio de influencia de la pendiente del terreno en las 20 validaciones fue máximo (figura 7). Le siguieron jerárquicamente la situación geográfica (promedios de 0,7-0,8). Aunque a más distancia, también fueron importantes el índice de vegetación (NDVI), el tipo de suelo y la altitud (valores promedio de 0,50-0,55). Por último, la cobertura de suelo urbano en el entorno de los transectos tuvieron poca influencia sobre la abundancia de la tarabilla canaria. Esta ordenación de la importancia de las variables, obtenida en los 20 procesos de remuestreo-modelización con el 70% de la muestra obtenida al azar, es muy consistente con lo obtenido trabajando con la muestra de todos los transectos. Además, las importancias manifestaron muy poca variación entre los diferentes procesos de validación llevados a cabo, a tenor de los pequeños errores estándar de las estimas de cada variable (véanse las barras grises en la figura 7).

Los valores predichos y observados estuvieron significativamente relacionados en los 20 procesos de remuestreo-modelización-predicción ($p < 0,0001$ en todos los casos). No obstante, el grado de resolución entre las abundancias predichas y observadas de tarabillas en los transectos de 500 m fue moderado. Así, el coeficiente de determinación (r^2) de las relaciones entre los valores observados y predichos en el 30% de la muestra que no se incluyó en la construcción de los modelos, tuvo un valor medio del 31,2% ($sd = 5,6$; valor medio del coeficiente de correlación = 0,559). No obstante, los modelos proporcionaban predicciones no sesgadas, ya que se cumplió que $a = 0$ y $b = 1$ en la relación:

$$\text{Tarabillas observadas} = a + b \cdot \text{Predichas}$$

El valor medio de a obtenido en los 20 procesos de validación fue de 0,023 ($sd = 0,036$); dicho valor no fue significativamente ($p < 0,05$) distinto de cero. Por otro lado, el valor medio de b fue de 0,93 ($sd = 0,162$), que tampoco difirió significativamente de uno.

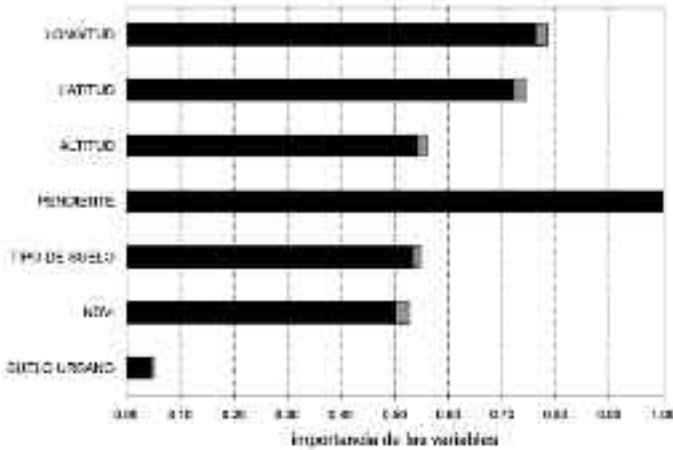


Figura 7. Promedio (barras negras) de las importancias de las variables predictoras en 20 procesos de modelización del 70% de la muestra con árboles de regresión. En gris se muestra el error estándar de la estima.

Validación por comparación con un modelo basado en variables de estructura del hábitat

El modelo anterior trata de explicar la distribución de la tarabilla canaria basándose en unas pocas variables para las cuales se puede obtener información a partir de bases de datos de información geográfica. Sin embargo, estas variables no informan de toda la variabilidad ambiental referida a aspectos de la estructura del hábitat o del paisaje que pueden tener influencia sobre la especie. Por ejemplo, ninguna de las variables utilizadas anteriormente consideran detalles concretos de la estructura de la vegetación como pueden ser la cobertura de gramíneas, terófitos, arbustos o altura media del matorral; o aspectos finos de las características del suelo como la cobertura de rocas o el tamaño medio de las piedras. Tampoco incluyen aspectos detallados del impacto humano sobre el medio, como pueden ser la densidad de vías de comunicación (camino rurales, pistas y carreteras), la distancia al núcleo urbano y a la carretera asfaltada más cercana, o la cobertura de uso agrícola del suelo. Por tanto, la pregunta que surge es inmediata, ¿se aproxima el modelo de distribución previamente establecido utilizando variables subrogadas sencillas, al patrón de distribución derivado de un modelo que incluyese variables más detalladas, pero de las que no se puede disponer fácilmente de información cartográfica?

Para responder a esta pregunta hemos vuelto a repetir todos los procedimientos anteriores, pero utilizando esta vez nuevas variables que fueron medidas directamente en el campo: coberturas de rocas, gramíneas, terófitos, arbustos y arbolado, altura media de los arbustos, tamaño medio de las piedras, distancia al núcleo urbano y a la carretera asfaltada más cercana, densidad de vías de comunicación (caminos rurales, otras pistas y carreteras) y cobertura de suelo agrícola en uso. El árbol de regresión obtenido utilizando estas variables con el conjunto de los transectos de 500 m efectuados se ilustra en la figura 8. Dicho modelo explicó el 46,2% de la variación espacial observada en la abundancia de la tarabilla canaria; esto es, un 7,7% más que lo explicado por el modelo que incluía solamente predictores sencillos obtenidos a partir de bases de datos de información geográfica. La importancia de estas variables discerniendo la distribución-abundancia de la tarabilla se muestra en la tabla 1.

Variables	Importancia
Pendiente del terreno	1,00
Latitud	0,98
Longitud	0,82
Altura media de los arbustos	0,80
Tipo de suelo	0,77
Cobertura de rocas y piedras	0,62
Distancia mínima al núcleo urbano más cercano	0,61
Cobertura de terófitos	0,54
Índice de vegetación (ndvi)	0,51
Tamaño medio de las rocas y piedras	0,45
Cobertura de arbustos	0,42
Cobertura de gramíneas	0,41
Altitud	0,40
Distancia mínima a la carretera más cercana	0,33
Densidad de caminos y carreteras	0,22
Cobertura de arbolado	0,10
Cobertura de suelo agrícola en uso	0,04
Cobertura de edificios	0,01

Tabla 1. Importancia de las variables utilizadas en los árboles de regresión sobre la abundancia relativa de la tarabilla canaria (véase figura 8). El índice de importancia oscila entre 1 (máxima) y 0 (nula). Los valores proporcionados son las medias de 20 procesos de remuestreo, del 70% de la muestra total de 1.462 transectos de 0,5 km. Se resaltan en negrita los predictores empleados en el modelo estadístico de árboles más sencillo, basado en datos de cartografía SIG.

En negrita se han marcado los predictores que también fueron utilizados en el modelo sencillo del apartado anterior. Como puede verse, las variables más importantes son las mismas en ambos modelos (pendiente, posición geográfica y tipo de suelo). Sin embargo, hay otras que son importantes y que no fueron consideradas previamente, destacando de entre todas ellas el desarrollo del matorral (altura media de los arbustos), la cobertura de rocas y piedras, y la distancia al núcleo urbano más próximo.

Las condiciones ambientales que hacen máxima la abundancia de la tarabilla canaria según el modelo de la figura 8, difieren según si la pendiente del terreno es alta o baja. En el primer caso (pendiente mayor del 22,5%) son la latitud al sur de 28° 18' 39,22" (aproximadamente al sur de Tuineje), suelo rocoso-pedregoso (índice de suelo <1,8), y altura media de los arbustos superior a 0,3 m; en estas condiciones, se detectó un promedio de 3,2 tarabillas por transecto de 500 m (sd = 1,81, n = 45 transectos), siendo la densidad media 76 individuos/km². En el segundo caso son la latitud al norte de 28° 18' 39,22", longitud al este de 14° 02' 40,69" (aproximadamente al noreste de Tuineje), y altura media de los arbustos superior a 0,3 m; promedio de 2,1 aves por transecto de 500 m (sd = 1,92, n = 28 transectos), y una densidad media de 51 tarabillas/km².

Globalmente, la abundancia de la tarabilla canaria aumentó con la pendiente del terreno, estuvo fuertemente influida de modo complejo por la posición geográfica (véase figura 8), se asoció positivamente con la cobertura de roca y negativamente con el carácter denudado del suelo (más abundante en suelos rocosos-pedregosos y muy escasa en suelos arenosos), y los valores de densidad fueron máximos en las áreas más alejadas de núcleos urbanos.

Para comprobar en qué medida las estimas de ambos modelos son similares se han correlacionado las predicciones del número de tarabillas por transecto de 500 m derivadas de los modelos de las figuras 6 y 8. Si las predicciones de ambos modelos estuviesen fuertemente relacionadas, y generasen valores de similares magnitudes, entonces se podría depositar confianza en el modelo de regresión más sencillo que utiliza variables obtenidas de bases de datos de información geográfica.

Para llevar a cabo este análisis se ha utilizado un proceso de aleatorización-re-muestreo idéntico al utilizado en el apartado anterior, en el cual se seleccionaba al azar el 70% de la muestra de 1.462 transectos para construir el modelo, y se comparaban sus predicciones con los valores realmente observados en el otro 30% de la muestra no utilizada. Este proceso se repitió 20 veces, obteniendo la

media de los valores predichos de tarabillas para cada uno de los 1.462 transectos. La figura 9 muestra la relación entre las predicciones de ambos modelos. Como puede verse, ambas predicciones están fuertemente relacionadas ($r^2 = 94,9\%$) y se asocian mediante la ecuación:

$$\text{Modelo complejo} = 0,02 + 0,92 \cdot \text{Modelo sencillo}$$

Esta relación indica que las predicciones de ambos modelos son muy similares, ya que $a = 0,02$, un valor muy parecido a cero; y $b = 0,92$ está muy próximo a uno.

Por tanto, el modelo predictivo que utiliza un pequeño conjunto de variables sencillas, obtenidas de bases de información geográfica, puede ser utilizado para predecir la abundancia de la tarabilla canaria de un modo similarmente eficaz al observado empleando muchas más variables difíciles de obtener sobre toda la superficie de la isla (p. ej., cobertura y altura de arbustos o cobertura de rocas y piedras).



© Gustavo Peña Tejera

Hembra de tarabilla canaria.

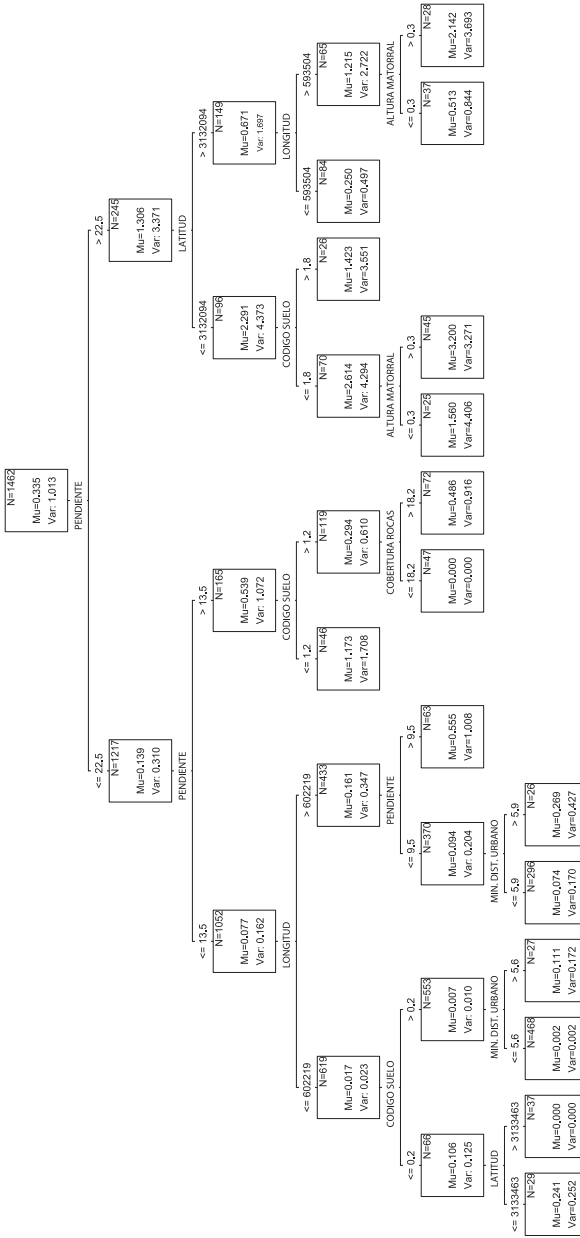


Figura 8. Árbol de regresión que analiza la variación del número de tarabillas canarias detectadas en transectos de 500 m de longitud utilizando 18 variables que incluyen detalles finos de la estructura del hábitat e impacto humano sobre el paisaje. Se trabaja con la muestra total de transectos obtenidos en Fuerteventura durante marzo de 2005 y 2006. Mu: media de aves/transecto de 500 m (sin tener en cuenta detectabilidades). Var: varianza de la estima media de cada nodo-punta.

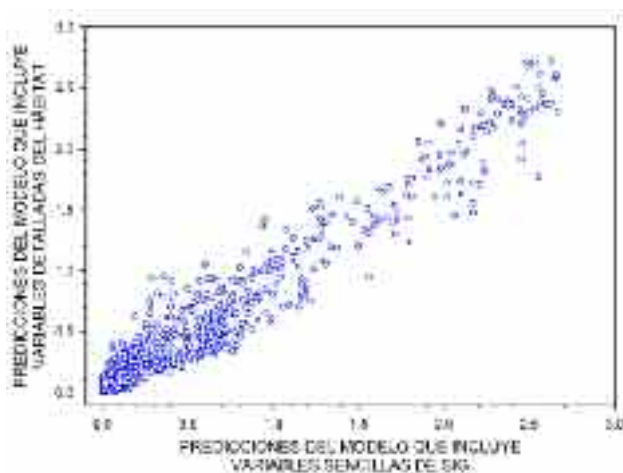


Figura 9. Relación entre las predicciones para 1.462 transectos de 500 m de longitud del número de tarabillas detectadas. Las predicciones se derivan de árboles de regresión que utilizan 18 variables que incluyen detalles finos de la estructura del hábitat e impacto humano sobre el paisaje, y de árboles que emplean sólo siete variables obtenidas de bases de información geográfica.

Estima de abundancia

Primera aproximación a la estima del tamaño de población de la tarabilla canaria

En los 1.462 transectos de 500 m efectuados durante 2005 y 2006 por cinco personas, se detectaron 490 tarabillas adultas. La máxima distancia de detección de la tarabilla fue de 125 m, y la probabilidad de detectar a la especie a 125 m a cada lado del observador fue de 0,34 (véase el apartado de detectabilidad). Considerando estos datos, se obtiene que se censaron 731 km de longitud que cubrieron $731 \times (0,125 \times 2) = 182,75 \text{ km}^2$. Esta superficie censada se repartió por toda la isla, cubriendo todos los tipos de suelo, bandas altitudinales y formaciones vegetales, y se distribuyó geográficamente de modo relativamente homogéneo (véanse las figuras 1, 10, 11 y 12). Los $182,75 \text{ km}^2$ censados cubrieron el 11% de los 1.660 km^2 de toda la isla. Esto es, la novena parte de su superficie (exactamente 9,09 veces). Si se hubieran efectuado un esfuerzo de muestreo nueve veces superior, se habrían visto una cantidad de tarabillas canarias que hubiese estado alrededor de $490 \text{ individuos observados} \times 9,09 = 4.454$ tarabillas. Pero esta cantidad asumiría que se detectan todos los individuos

durante el censo. Como sólo se han detectado sobre las superficies censadas la tercera parte de las tarabillas realmente existentes ($P_a = 0,34$; $1/0,34 = 2,94$), la cantidad de tarabillas que realmente debería haber en Fuerteventura estaría alrededor de $2,94 \times 4.454 = 13.100$ aves adultas (véase Borchers *et al.*, 2000 para una justificación más extensa de este simple ejercicio de cálculo).

Hay que hacer notar, que este muestreo tuvo un leve sesgo hacia áreas semidesérticas relativamente llanas y localizadas a menores altitudes, como muestran las figuras 10 y 11. No obstante, el índice de similitud porcentual entre las distribuciones de las pendientes y las altitudes en la muestra de los transectos y las cuadrículas UTM de 1x1 km alcanzó valores muy altos (respectivamente del 95,8% y 93,0%). Por otro lado, los patrones de distribución del NDVI entre transectos y cuadrículas UTM de 1x1 km de la isla fueron también tremendamente parecidos (figura 12; porcentaje de similitud entre ambas distribuciones: 90,7%), aunque se muestreó con una leve mayor intensidad las áreas con índices NDVI medios comprendidos entre 50 y 80, y menos las zonas más áridas (valores de NDVI < 50). En consecuencia, se hizo un esfuerzo de muestreo algo mayor para condiciones ambientales inadecuadas para la tarabilla canaria (véase el apartado anterior), lo que significa que el tamaño poblacional calculado anteriormente podría estar subestimado, pese a su aparente gran magnitud.

Cabe preguntarse si esta estima es precisa, es decir, cuál es su rango de error. Para avanzar una respuesta se ha tenido en cuenta la variabilidad en la detectabilidad (véase más arriba), y el margen de variación de las estimas de abundancia (es decir, sobre 0,335 tarabillas detectadas de media por transecto, el margen de variación osciló entre 0 y 9 individuos). Para ello se ha llevado a cabo un proceso de remuestreo *bootstrapping* de la muestra original de transectos, repetido 10.000 veces, aplicando a cada una de las muestras una probabilidad de detección que osciló dentro de su intervalo de confianza al 95% (0,31-0,37) y llevando a cabo el cálculo anterior del tamaño poblacional. A partir de estos 10.000 remuestreos se han calculado los intervalos de confianza de las estimas utilizando la aproximación *bias corrected accelerated* (BCa) y la de los percentiles (tabla 2).

Estos cálculos son sólo aproximados, y tienen el valor heurístico de efectuar un primer acercamiento empírico a cuál debería ser la cantidad de tarabillas adultas existente en Fuerteventura en marzo de 2005-2006. Como puede observarse, los intervalos de confianza son muy similares independientemente de que se utilice la aproximación de los percentiles o la BCa (más correcta desde un punto de vista matemático). Este primer cálculo grosero no tiene en cuenta la heterogeneidad

espacial en el reparto del esfuerzo de muestreo, ni los sesgos de inventario en relación con las diferentes formaciones ambientales y bandas altitudinales. Es por ello, que es necesario contar con herramientas analíticas que contemplen todos estos fenómenos, como la de los modelos cartográficos y de regresión que se detallan más adelante. No obstante, estos resultados claramente señalan que la población mínima de tarabilla canaria es superior a los 10.000 individuos, y que por tanto las estimas previas efectuadas por Bibby y Hill (1987) y García del Rey (2009) estén muy infravaloradas por un motivo u otro (véase el apartado Discusión).

Intervalo	BCa (inferior - superior)	Percentiles (inferior - superior)
95%	11.362-15.507	11.236-15.344
99%	10.758-16.151	10.668-15.956
99,9%	10.057-16.810	10.020-16.810

Tabla 2. Intervalos de confianza, obtenidos utilizando tres probabilidades ($\alpha = 0,05$, $\alpha = 0,01$ y $\alpha = 0,001$), de los efectivos poblacionales de la tarabilla canaria en Fuerteventura. Se ha empleado una aproximación sencilla que tiene en cuenta sólo la media y varianza de la abundancia de la especie en toda la muestra de 1.462 transectos de 0,5 km (véase figura 1), y la estima de detectabilidad.

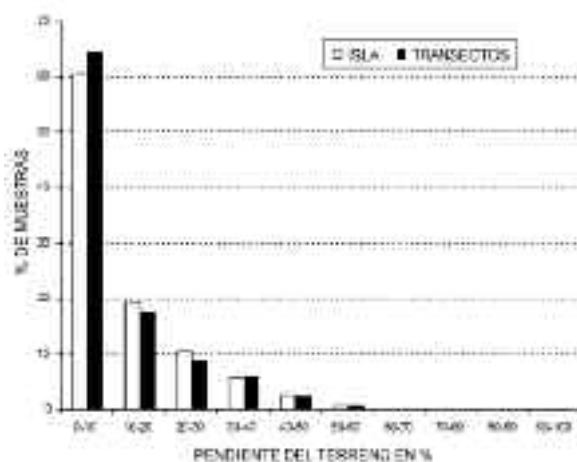


Figura 10. Distribución porcentual del total de transectos de 500 m de longitud realizados (barras negras; N = 1.462 transectos), y de las cuadrículas UTM de 1x1 km (barras blancas; N = 1.820) de la isla de Fuerteventura atendiendo a la pendiente del terreno.

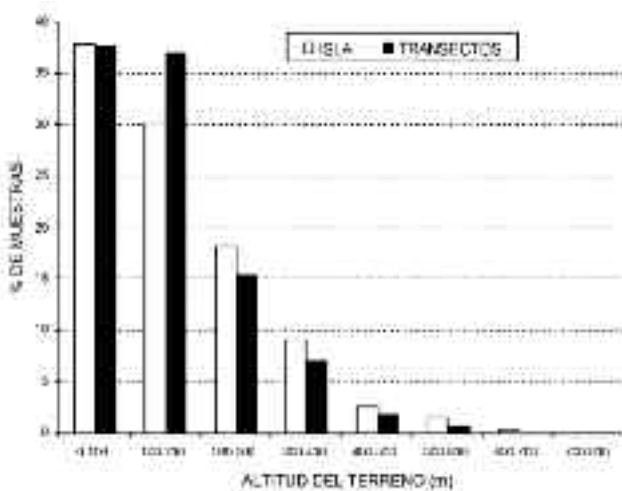


Figura 11. Distribución porcentual del total de transectos de 500 m de longitud realizados (barras negras; $N = 1.462$ transectos), y de las cuadrículas UTM de 1×1 km (barras blancas; $N = 1.820$) de la isla de Fuerteventura atendiendo a la altitud del terreno.

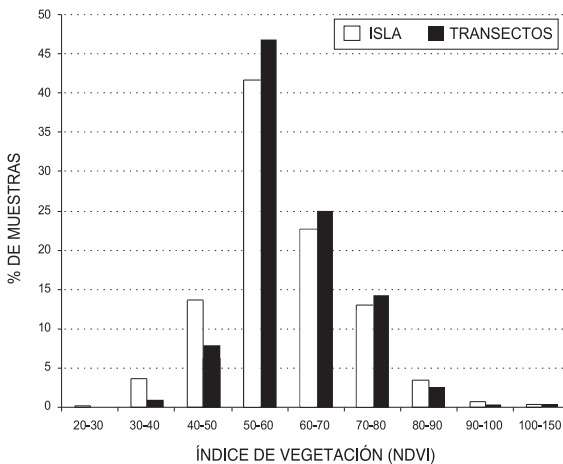


Figura 12. Distribución porcentual del total de transectos de 500 m de longitud realizados (barras negras; $N = 1.462$ transectos), y de las cuadrículas UTM de 1×1 km (barras blancas; $N = 1.820$) de la isla de Fuerteventura atendiendo al índice de vegetación (NDVI).



Los vallados y corrales de cabras fragmentan mucho el hábitat de la tarabilla canaria.

Estima del tamaño de población basada en el diseño de muestreo (cartográfica)

Detectabilidad

Los resultados del primer análisis exploratorio con el programa *Distance* indican que la distancia de truncamiento $w = 80$ m es una distancia al trayecto adecuada por el escaso número de contactos que existen a partir de esta distancia umbral (figura 13). Los análisis realizados incluyendo los valores de volumen de vegetación y volumen elevado al cubo, indican que no existe diferencia en la función de detectabilidad para distintos valores de volumen, por lo tanto, no influyen en la detectabilidad de la especie en el entorno estudiado. Esto se debe, probablemente, a la homogeneidad de la estructura de la vegetación en las partes de la isla donde se han detectado individuos de la especie (los transectos donde se localizaron tarabillas tenían todos una similar estructura de la vegetación). Por otro lado, la vegetación en general es poco densa y no oculta notablemente a las tarabillas que, además, tienden a mostrarse conspicuamente sobre los matorrales y piedras elevadas.

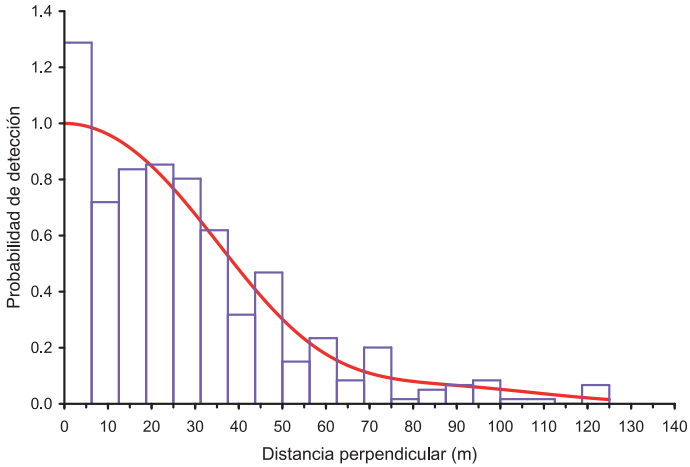


Figura 13a. La probabilidad de detección según el análisis exploratorio con el programa Distance 5.0 utilizando el modelo semi-normal con términos de ajuste de coseno (HNC) para todos los contactos observados.

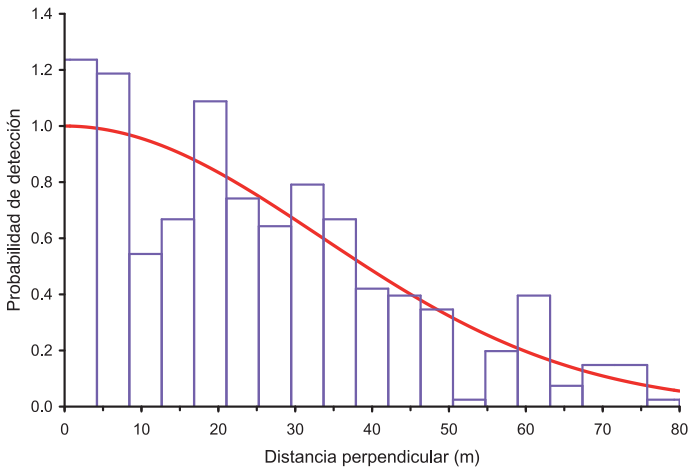


Figura 13b. La probabilidad de detección según el análisis exploratorio con el programa Distance 5.0 utilizando el modelo semi-normal con términos de ajuste de coseno (HNC) para los contactos después de emplear la distancia de truncamiento $w = 80$ m.

Modelo	AICc	Δ AICc	b	ESW	P
HNp80	3280,091	0,00	0,394	41,0 (38,0 – 44,3)	0,52
NEc80	3281,167	1,08	0,230	37,6 (31,6 – 44,8)	0,47
UNc80	3281,563	1,47	0,189	43,1 (41,2 – 45,1)	0,54
NEp80	3281,569	1,48	0,188	34,5 (29,5 – 40,4)	0,43
Promedio				39,4 (35,5 – 43,8)	0,49

Tabla 3. Los cuatro mejores modelos (Δ AICc < 2) con distancia de truncamiento (w) de 80 m (es decir, descartando las observaciones de individuos a más de 80 m), según el criterio de AICc, y el peso (b) de cada modelo. Se da el ancho de banda efectiva en metros (ESW, de effective strip width), su intervalo de confianza al 95% entre paréntesis y la probabilidad de detección en 80 metros (P , nótese que $P = \text{ESW}/80$). Los tipos de modelo son seminormal (HN), exponencial negativo (NE) y uniforme (UN), con ajustes polinomiales (p) o de coseno (c). El promedio da la media de los modelos ponderada por su peso (b).

Modelo	AICc	Δ AICc	b	ESW	P
HRp0	3569,011	0,00	0,522	46,0 (41,7 – 50,7)	0,37
HNp0	3570,485	1,47	0,250	43,7 (40,3 – 47,4)	0,35
NEc0	3570,675	1,66	0,227	34,5 (29,5 – 40,3)	0,28
Promedio				42,8 (38,6 – 47,5)	0,34

Tabla 4. Los tres mejores modelos (Δ AICc < 2) contruidos con todas las observaciones (hasta la distancia más lejana, de 125 m) según el criterio de AICc, y el peso (b) de cada modelo. Se da el ancho de banda efectiva en metros (ESW, de «effective strip width»), su intervalo de confianza al 95% entre paréntesis y la probabilidad de detección (P , nótese que $P = \text{ESW}/125$). Los tipos de modelo son de tasa de riesgo (HR), exponencial negativo (NE) y seminormal (HN), con ajustes polinomiales (p) o de coseno (c). El promedio da la media de los modelos ponderada por su peso (b).

Del análisis definitivo utilizando una distancia de truncamiento $w = 80$ m destacaron cuatro modelos con Δ AICc > 2: HNp/HNc (que resultaron ser iguales al no incluirse ningún término de ajuste), NEc, UNc y Nep (tabla 3). Por otro lado, del análisis que se realizó sin utilizar una distancia de truncamiento resultaron tres modelos plausibles: HRp/HRc, HNp, y Nec (tabla 4). El ajuste de los modelos a los datos se examinó mediante el análisis de gráficos de normalidad y con las pruebas de Kolmogorov-Smirnov, Cramer-von Mises (uniforme y de coseno), que en todos los casos dieron valores no significativos ($p > 0,15$ en todos los casos, lo que indica que no hay un desajuste severo). Se calculó el peso de ponderación de

cada uno de los modelos (tablas 3 y 4) así como la media ponderada de abundancia y densidad por estrato (hábitat).

Tamaño de población y variación de la densidad entre hábitats

La abundancia (N) de la tarabilla canaria en Fuerteventura, según el primer análisis con distancia de truncamiento $w = 80$ m, es de 20.504 individuos (CI 95%: 16.217-25.973). El segundo análisis sin utilizar distancia de truncamiento ofrece valores similares con 19.333 individuos (CI 95%: 15.493-24.126). La densidad calculada por hábitat se puede ver en la tabla 5.

Hábitat	Densidad (aves/km ²)	Na	Nt	Área (km ²)
Pastizal, pendiente $\leq 5\%$	1,3 (0-4,5)	2	39	51,2
Pastizal, pendiente $> 5\%$	3,6 (0-8,5)	3	21	36,9
Matorral bajo, pendiente $\leq 5\%$	2,3 (1-2,7)	39	579	435,1
Matorral bajo, pendiente 6-11%	5,2 (3,6-7,7)	79	381	346,2
Matorral bajo, pendiente $> 11\%$	25,1 (19,5-34,1)	253	257	587,2
Matorral medio, pendiente $\leq 5\%$	6,4 (0-14,9)	4	16	8,9
Matorral medio, pendiente 6-11%	11,9 (0-32)	7	15	6,3
Matorral medio, pendiente $> 11\%$	43,2 (22,8-70,8)	22	13	12,1
Matorral alto, pendiente $\leq 5\%$	0 (0-0)	0	24	25,9
Matorral alto, pendiente 6-11%	0 (0-0)	0	10	7,6
Matorral alto, pendiente $> 11\%$	31,2 (16,8-53,4)	44	36	53,0
Zonas arboladas, pendiente $\leq 5\%$	11,9 (0-29,3)	7	15	6,3
Zonas arboladas, pendiente 6-11%	18,6 (0-43)	4	5	1,6
Áreas arbóreas, pendiente $> 11\%$	14,6 (0-48,6)	4	7	1,9
Medio rural	0 (0-0)	0	14	36,5
Vegetación acuática	0 (0-0)	0	0	0,008
Sin vegetar, pendiente $\leq 5\%$	0 (0-0)	0	19	19,4
Sin vegetar, pendiente $> 5\%$	0 (0-0)	0	11	13,0

Tabla 5. Densidad media ponderada e intervalo de confianza al 95% entre paréntesis (en tarabillas/km²) por cada hábitat (como combinación de tipo de vegetación y nivel de pendiente), según los cuatro modelos de la tabla 3 truncados a una distancia (w) de 80 m. Se da para cada hábitat el número de aves detectada (Na, excluyendo los registros por encima de 125 m), el número de transectos realizado (Nt) y el área que ocupa cada hábitat (área, en km²). La categoría de hábitat de medio rural incluye pequeñas explotaciones agrarias con sus edificaciones asociadas y huertas. Las zonas arboladas incluyen los tarajales y las parcelas forestales de especies alóctonas.

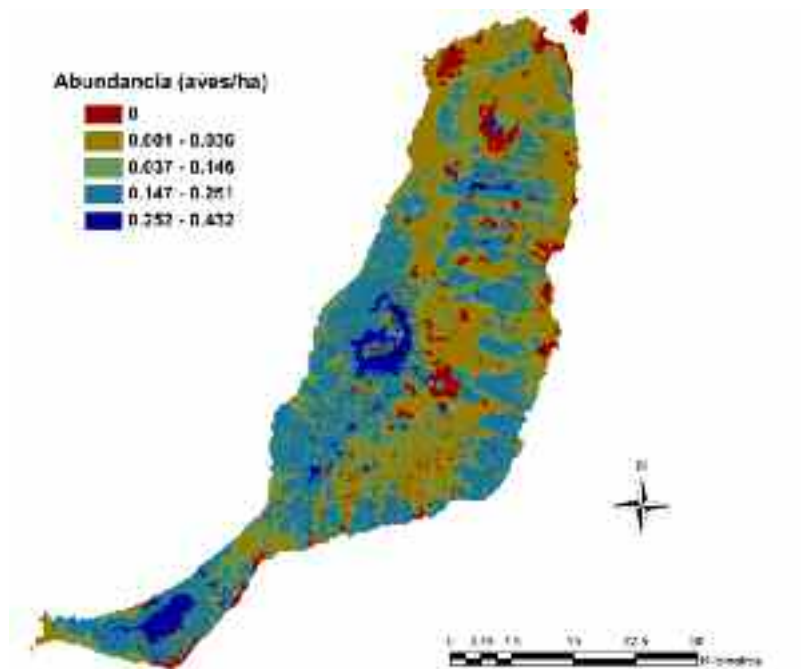


Figura 14. Mapa que representa la distribución de la abundancia (aves/ha) de la tarabilla canaria en cinco categorías según los diferentes hábitat y el valor de densidad por hábitat (aves/ha) previamente calculado.

Los mejores hábitats son los de matorral alto, medio y bajo con pendientes elevadas (>11%). El hábitat de matorral medio con pendientes medias (6-11%) es moderadamente bueno. Los hábitats arbolados de todo el rango de pendientes serían asimismo medianamente buenos. En estas tres últimas categorías están incluidos parches de vegetación que consisten principalmente en tarajales, palmerales o pinares (*Pinus canariensis*), con presencia de arbustos de porte medio-alto como tabaibas (*Euphorbia* spp.) y esparragueras (*Asparagus* spp.), la aptitud de los cuales para la tarabilla canaria depende también de otros factores no incluidos en la asignación de las categorías como la densidad de la vegetación (p.ej., sólo se detectaron tarabillas en áreas arbóreas muy abiertas). Por lo tanto, estos tres tipos de hábitat pueden tener asignados valores de densidad que no corresponden a la totalidad de los medios incluidos en estas categorías y pueden resultar poco fiables; de hecho, sus intervalos de confianza

son tremendamente variables incluyendo el valor de densidad 0 (ausencia de la tarabilla canaria). No obstante, la superficie que ocupan en la isla es muy pequeña, por lo que su efecto sobre la estima de abundancia es muy bajo.

El mapa de hábitat resultante (figura 14) muestra dos grandes zonas muy buenas para la especie, una situada en la península de Jandía y otra en Betancuria en el centro-oeste de la isla. Gran parte de la isla resulta ser hábitat bueno o medianamente bueno para la tarabilla canaria, mientras que zonas «regulares» hay bastante pocas. Las peores zonas para la especie se sitúan en el centro y norte de la isla, en la costa y en el istmo de Jandía.

Distribución espacial y validación

Superponiendo la malla de cuadrículas UTM de 1 km² al mapa de hábitat se pudo extraer la información necesaria sobre el área que ocupa cada hábitat en las cuadrículas y calcular el valor de densidad por cuadrícula, lo cual resultó en un mapa de distribución en cuadrículas UTM de 1 km² (figura 15). El mapa de distribución señala dos grandes áreas de ocupación, la península de Jandía y Betancuria. Además, se observan importantes núcleos poblaciones de la especie en toda la zona este de la isla y en algunas zonas en el centro-norte.

Después de calcular el valor de densidad por cuadrícula para cada remuestreo *bootstrap* y el valor de la densidad observada, se pudo continuar con la validación de los resultados de distribución. Se realizó una correlación de Pearson entre la densidad observada y la predicción de densidad por cuadrícula para cada uno de los 1.000 remuestreos, de lo que se puede deducir que hay una correlación positiva entre la densidad observada y la densidad predicha ($p < 0,001$ según un test de permutaciones).

Además, se realizó el procedimiento de validación interna explicado en el apartado de metodología mediante un gráfico donde se representan siete grupos de valores de densidad, con el último grupo construido a partir de los valores máximos de densidad observada (figura 16). Las cuadrículas se dividieron según su valor predicho de abundancia en estos siete grupos y se ilustró con cajas el rango de valores de densidad observada de las cuadrículas de cada grupo. Además, se incorporaron los valores medios de cada grupo para facilitar la evaluación del gráfico. Según la figura 16 parece que la abundancia en las cuadrículas de mejor calidad, aquellas con un valor medio de densidad predicha mayor que 20 tarabillas/km², ha sido subestimada ya que tienen asignado un valor de densidad bastante inferior a la densidad observada

en esas mismas cuadrículas. Además, no hay cuadrículas en las que se haya predicho un valor de densidad tan elevado como el que se observó en algunas de ellas (figura 16, último grupo de valores de densidad). Esto puede deberse a que realmente han sido subestimadas, o a que son cuadrículas con pocos transectos que encuentran altas densidades locales y con los que se sobreestima la densidad para toda la superficie de la cuadrícula. La extrapolación de la densidad observada por superficie censada (en los transectos) a toda la cuadrícula puede suponer una fuente de error ya que se considera que las condiciones son iguales en toda la superficie extrapolada. Por esta razón, en aquellas con una proporción muy alta de contactos por transecto, el valor de densidad observada se dispara a la hora de extrapolarlo a la totalidad de la superficie de la cuadrícula, llegando a tomar valores muy altos (incluso irreales) que el modelo cartográfico no predice para ninguna cuadrícula tal y como se observa en el último grupo (60-228 tarabillas/km²). Por el contrario, la predicción de la densidad, al ser estimada en base al hábitat presente y las observaciones en toda la superficie de este hábitat en Fuerteventura, está más suavizada.

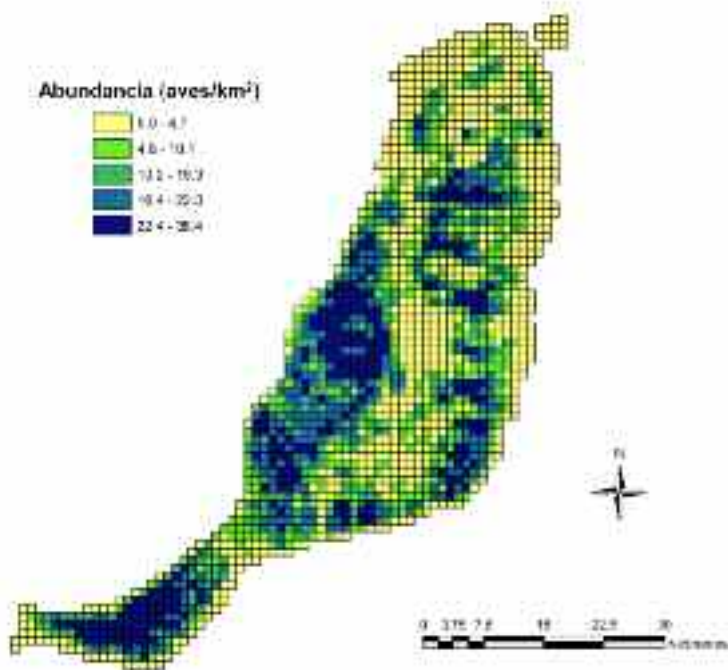


Figura 15. Mapa que representa la distribución de la abundancia (aves/km²) de la tarabilla canaria en cuadrículas UTM de 1x1 km.

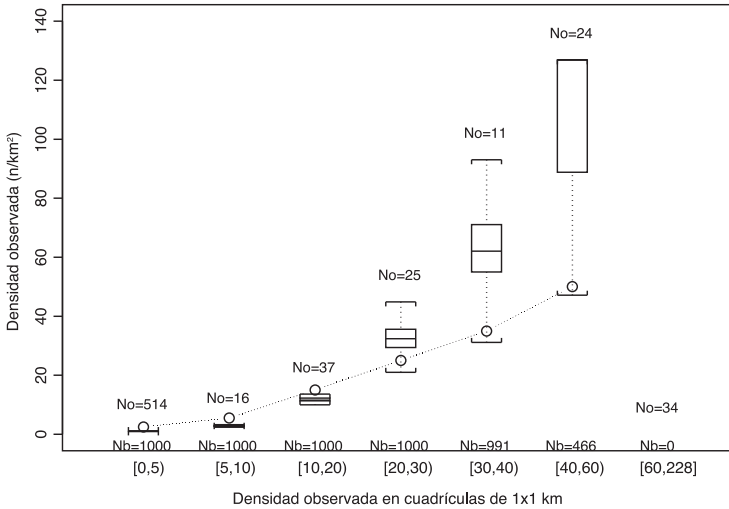


Figura 16. Gráfico de calibración que compara la densidad (en aves por km^2) observada (en ordenadas) con la estimada (en abscisas) en las 661 cuadrículas UTM de $1 \times 1 \text{ km}$ que se muestrearon. La densidad observada en cada cuadrícula es, en realidad, la que se observaría en 1 km^2 al extrapolar la densidad obtenida en la superficie cubierta por los transectos que se efectuaron en ella. Las cuadrículas se agrupan según categorías de esta densidad observada y las cajas indican la mediana (línea horizontal en las cajas) y la distribución de los valores de densidad estimados para esas mismas cuadrículas por el método cartográfico aplicando un remuestreo de los datos (bootstrap: mil remuestreos de los transectos con reemplazamiento). Los círculos indican el promedio de densidad observada para cada categoría. No: número de cuadrículas en cada categoría de densidad observada. Nb: número de veces que el modelo cartográfico con datos remuestreados origina predicciones dentro de la categoría de densidad. Por ejemplo, existen $No = 11$ cuadrículas en las que se observó una densidad entre 30 y 40 aves por km^2 (con media, indicada por el círculo, de aproximadamente 32). En las repeticiones aleatorizadas mediante bootstrap del modelo cartográfico a estas cuadrículas se les atribuyó una mediana de densidad cercana a 60 aves por km^2 , con el rango indicado por las cajas (entre 25 y 90). En $Nb = 991$ de estas repeticiones se generaron valores de densidad correspondientes a esta categoría (es decir, en 9 ocasiones no se llegó a estimar una densidad tan alta).

La predicción de la densidad en cuadrículas de peor calidad parece haber sido más precisa, aunque ligeramente sobreestimada. En algunos casos esto puede deberse a que los transectos en los que se basa el cálculo de la densidad observada no se

ubican en el hábitat más representativo de la cuadrícula, obteniendo así un número de observaciones menor que las que se predicen según la proporción de hábitat.

En los dos últimos párrafos se ha argumentado que los transectos podrían ser poco representativos de las cuadrículas en las que se efectuaban, lo que puede dificultar la comparación entre las observaciones de los transectos y las estimas por cuadrícula. Para intentar comparar las densidades minimizando estos efectos se repitió el gráfico utilizando solamente aquellas cuadrículas en las que se realizaron más de dos transectos, es decir, donde se hizo un mayor esfuerzo de muestreo. En la figura 17 se observa mayor concordancia entre los valores de densidad observada y predicha para la mayoría de los grupos. En el grupo de las mejores cuadrículas según los valores de densidad predicha (40-60 tarabillas/km²) sigue habiendo una discordancia significativa, aunque esta vez lo que se observa es una sobreestima del valor predicho en comparación con el valor observado.



© Gustavo Peña Tejera

Macho joven de tarabilla canaria.

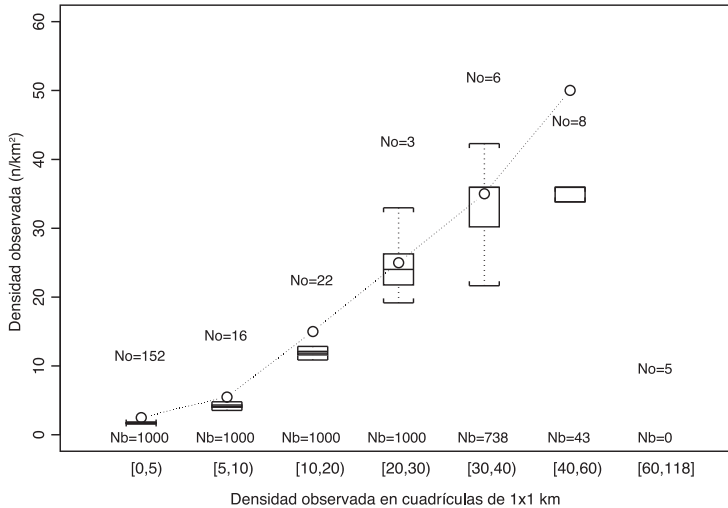


Figura 17. Gráfico de calibración que compara la densidad (en aves por km^2) observada (en ordenadas) con la estimada (en abcisas) en las 212 cuadrículas UTM de 1×1 km más intensamente prospectadas (con tres o más transectos). La interpretación del gráfico se explica en la figura 16.

Restando los valores de densidad predicha de los de densidad observada, que corresponden a cada una de las 661 cuadrículas que contienen transectos, se puede hacer una idea de la magnitud de los errores observados y su efecto sobre la estima final de abundancia poblacional. Se deben destacar aquí tres aspectos. Primero, la diferencia de los valores para la totalidad de las cuadrículas resulta ser muy pequeña: 142 individuos sobre un total de 20.504, lo que sugiere que los errores por exceso (las sobreestimaciones) compensan los errores por defecto (las subestimaciones) y, en consecuencia, la estima de abundancia total no parece sesgada. En segundo lugar, se observa un mayor número de cuadrículas sobreestimadas que subestimadas, es decir, para muchas cuadrículas el modelo cartográfico predice una abundancia por km^2 superior a la que cabría esperar si se extrapolaran a su superficie los resultados observados en los transectos que se realizaron en ellas. Finalmente, la diferencia entre los valores de densidad predicha y observada es mucho mayor en las pocas cuadrículas subestimadas. En otras palabras, los errores de sobreestimación son más frecuentes pero de menor magnitud que los de subestimación, de forma que el conjunto se compensa. Las sobreestimaciones se pueden deber principalmente a la presencia en las cuadrículas de hábitat adecuado para la especie, pero desocupado por alguna razón (como discutimos más adelante), o a

errores en la asignación de hábitat, como por ejemplo en la zona de Betancuria. Este área se identificó como hábitat adecuado basándose en la presencia de pendientes óptimas para la especie, y de una estructura de vegetación obtenida de una base cartográfica básica y poco precisa (se sabe que tiene pronunciadas pendientes adecuadas para la especie pero carece de vegetación, pese a que la cartografía la identifica como con matorral).

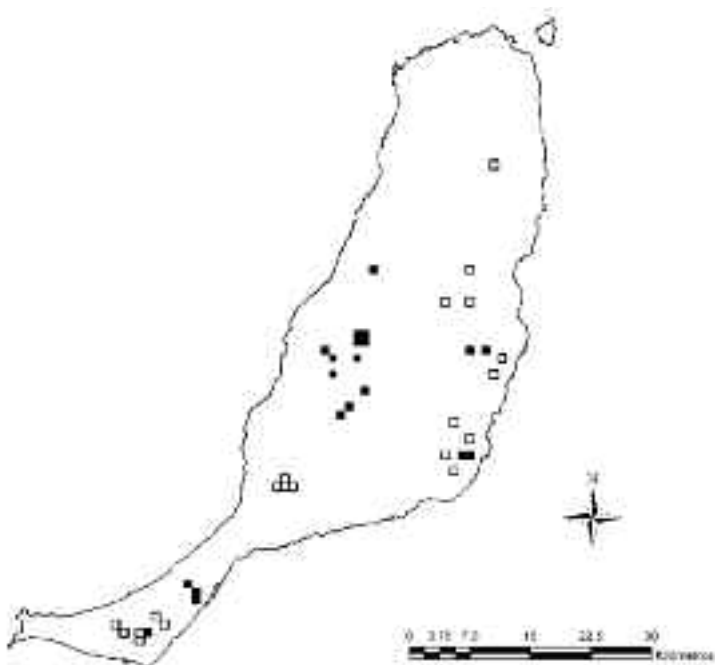


Figura 18. Representación cartográfica de las 20 cuadrículas con mayor error de sobreestima y de subestima. En negro se representan las cuadrículas sobreestimadas y en blanco las subestimadas.

La detección durante el censo de agregaciones locales de individuos en zonas óptimas para la especie, y la extrapolación posterior de estos valores a la totalidad de la superficie de las cuadrículas puede ser la razón por la que en algunas de éstas se hayan subestimado en las predicciones. En la figura 18 se muestra la localización espacial de las 20 cuadrículas más extremas de cada caso, en cuanto a la diferencia entre los dos valores de observación y predicción. Se observa la agregación de errores de sobreestima en hábitats que el modelo

identifica como adecuados (como Betancuria), y la agregación de errores de subestima en zonas de hábitat realmente adecuado como el macizo montañoso de la península de Jandía.

Nivel de protección del área de distribución de la especie

Al incorporar un mapa de las ZEPA (EUROPARC-España, 2009) de la isla de Fuerteventura al mapa de distribución elaborado en esta monografía según el modelo cartográfico, se puede hacer una estima visual del estado de protección del área de distribución de la tarabilla canaria (figura 19). La mayor parte del área de altas densidades de tarabilla canaria está incluida en las Zonas de Especial Protección para las Aves, excluyendo dos áreas: una en el Centro-Norte/Noroeste de la isla y otra al Norte de la península de Jandía.

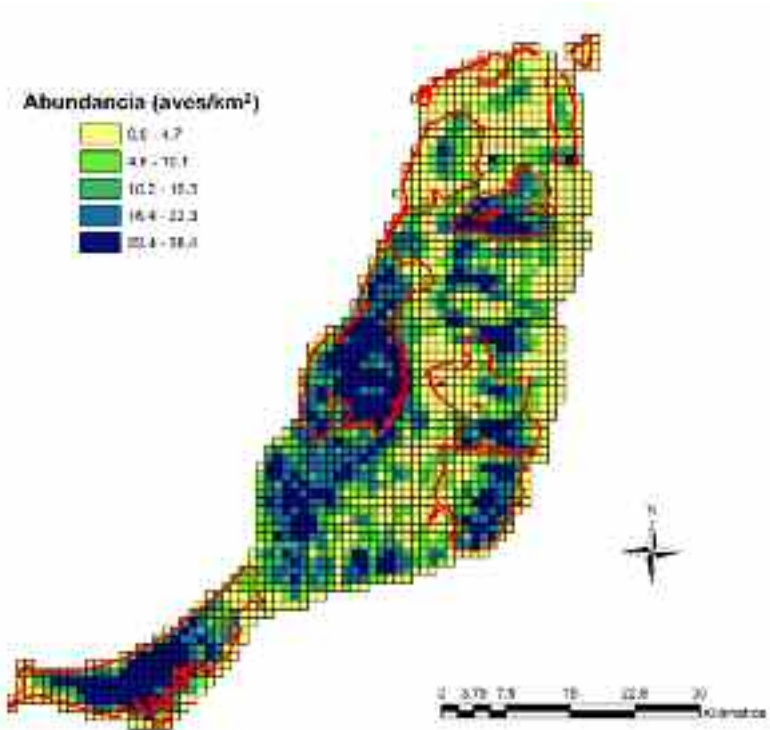


Figura 19. Comparación de la distribución espacial de las ZEPA en la isla de Fuerteventura con la distribución de la tarabilla canaria.

Estima basada en modelos estadísticos (árboles de regresión con remuestreo)

Dado la alta capacidad explicativa de los árboles de regresión (insesgados y relativamente precisos), se ha utilizado una técnica basada en ellos denominada *boosted regression trees*, para predecir la abundancia de la tarabilla canaria en todas las cuadrículas UTM de 1x1 km de la isla. Se han llevado a cabo 20 procesos de predicción trabajando cada vez con distintos subconjuntos de datos que seleccionan el 70% de la muestra total de transectos. De este modo, se ha podido predecir la densidad de la tarabilla canaria en cada cuadrícula UTM de 1 km², atendiendo a su posición geográfica, altitud, pendiente media del terreno, tipo predominante de suelo, índice de vegetación y cobertura de suelo urbano. Al haberse efectuado 20 predicciones de abundancia para cada cuadrícula, se ha podido calcular también la variabilidad de dichas estimas. Estos datos han sido utilizados para calcular el tamaño de población total de la especie en toda la isla y su intervalo de confianza. Este proceso de predicción de la abundancia de la especie se ha efectuado teniendo en cuenta su detectabilidad.

La figura 20 muestra la distribución más probable del número de tarabillas en cada cuadrícula UTM de 1 km². Se observan grandes áreas desocupadas en el centro y el norte de la isla, además del istmo de Jandía. Las zonas de principal abundancia de la especie aparecen en la península de Jandía y en el este de la isla, así como unas pequeñas zonas al norte del istmo de Jandía y al centro-norte de la isla de Fuerteventura.

La población de la tarabilla canaria en Fuerteventura, calculada con procedimientos de regresión calibrados mediante *boosted regression trees*, sería de 14.436 individuos. El intervalo de confianza de esta cantidad, obtenido mediante la suma de los intervalos de confianza al 95% de las estimas en cada cuadrícula de 1x1 km, produce una horquilla enorme de 4.607-26.950 tarabillas. Téngase en cuenta que ese sería el intervalo de confianza de haberse estimado simultáneamente las mínimas o las máximas estimas al 95% de probabilidad ($\alpha = 0,05$). Esto es, el intervalo de confianza a una probabilidad definida por $\alpha^{n_{UTM}}$. Considerando $\alpha = 0,05$, y el número de cuadrículas de 1x1 km (n_{UTM}) igual a 1.820, entonces el intervalo de confianza definido por la estima anterior sería virtualmente idéntico al 100% ($[1-\alpha^{n_{UTM}}] \cdot 100$, donde $\alpha^{n_{UTM}}$ es ≈ 0). Por tanto, la cantidad real de tarabillas canarias existente en Fuerteventura durante los años 2005-2006 solo podría ser una cantidad incluida dentro de ese intervalo. Dicho de otro modo, cualquier otra cantidad sugerida fuera de este intervalo sería muy improbable y ciertamente errónea.

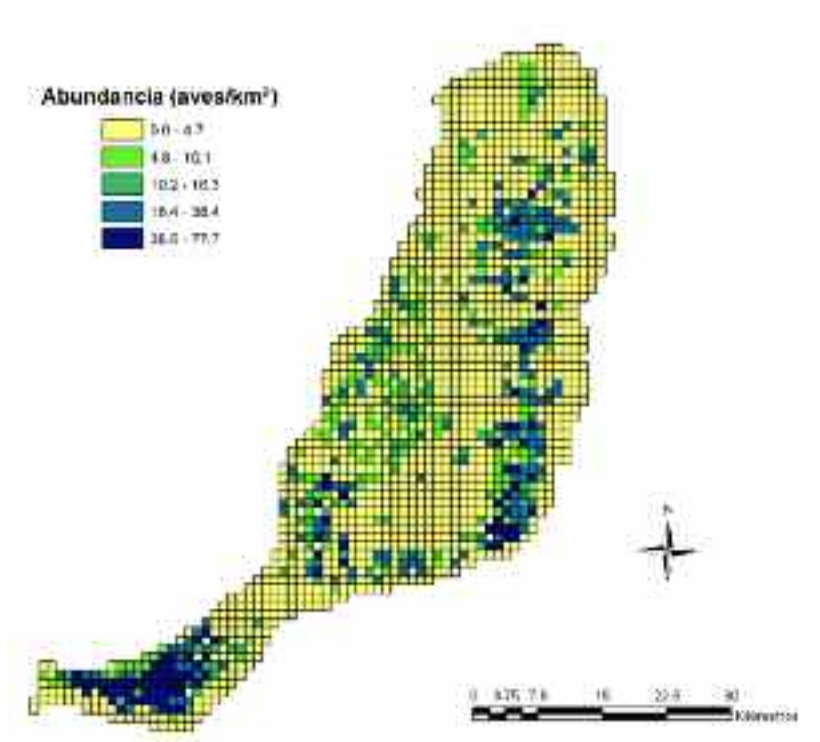


Figura 20. Mapa de distribución de la abundancia (aves/ km²) de la tarabilla canaria en Fuerteventura. La malla hace referencia a cuadrículas UTM de 1x1 km. Los valores representados en cada cuadrícula son el promedio del número de tarabillas obtenidos en 20 procesos de predicción resultantes de aplicar modelos de regresión calibrados mediante *boosted regression trees*. Para más detalles, véase el texto.

Un intervalo más realista de confianza al 95% se ha calculado mediante 10.000 procesos de aleatorización de las 20 estimas hechas en cada cuadrícula UTM de 1x1 km *bootstrapping*, y utilizando el procedimiento BCa *bias corrected acelerated* para obtener el intervalo de confianza. Este procedimiento de aleatorización-re-muestreo produce un intervalo de confianza de 13.376 – 15.492 tarabillas obtenido utilizando modelos de regresión calibrados mediante *boosted regression trees*.

La figura 21 ilustra cuáles serían las principales áreas para la tarabilla canaria en Fuerteventura de haberse seleccionado aquellas zonas donde la especie es más

abundante y se engloban el 75% de todos sus efectivos. La figura 22 muestra aquellas zonas en las que se incluiría el 95% de la población de la tarabilla canaria en Fuerteventura.



Figura 21. Cuadrículas UTM de 1x1 km donde la tarabilla canaria es más abundante y se incluye el 75% de la población de la especie (cuadrículas en negro).



Figura 22. Cuadrículas UTM de 1x1 km donde se incluye el 95% de la población de la tarabilla canaria en Fuerteventura (cuadrículas en negro).



DISCUSIÓN

Comparación entre las estimas de esta monografía

En esta monografía se ofrecen dos estimas del tamaño poblacional de la tarabilla canaria, basadas en un modelo cartográfico de medias de abundancia por estratos según tipos de hábitat, y en modelos estadísticos de tipo regresión. Ambas estimas subrayan que la población actual de tarabilla canaria es mucho mayor de lo que se creía (lo que es el principal mensaje de este trabajo) pero la discrepancia entre ambas estimas merece ser también considerada y discutida.

La estima basada en un modelo cartográfico se elabora primero definiendo «hábitats» como combinación de las dos variables principales que afectan a la distribución de la tarabilla canaria: la pendiente y el tipo vegetación (sustentado en las preferencias de hábitat definidas por Bibby y Hill, 1987; Illera, 2001). Después, los resultados medios de densidad del muestreo en cada hábitat se extrapolan a la superficie cubierta por éstos en Fuerteventura. Este esquema lógico asume, no obstante, que la densidad media de tarabillas asignada a un hábitat dado es la misma con independencia de donde se localice esa parcela (es decir, según su situación geográfica), cuán grande sea (tamaño) o de su situación respecto otras parcelas vecinas (esto es, según su conectividad-aislamiento entre parches de hábitat). Esto parece no ser completamente generalizable habida cuenta de la gran variabilidad de la densidad de tarabillas en algunos hábitats. Por ejemplo, el intervalo de confianza al 95% de los matorrales medios con pendiente del 6-11% tiene una media de 11,9 tarabillas/km² pero su rango varía entre 0 y 32. De forma similar, los matorrales medios de pendiente mayor del 11% tienen una media de 43,2 aves/km² y un rango entre 22,8 y 70,7. Sin embargo, esos tres aspectos que el modelo cartográfico no contempla son elementos que contribuyen a determinar si un área dada estará ocupada por el organismo que se estudiará (Hanski, 1998). Por ejemplo, el modelo cartográfico estima una densidad de 25 tarabillas canarias por cada kilómetro cuadrado de matorral medio en terrenos de gran pendiente. Si en vez de un kilómetro cuadrado se está ante una parcela de medio kilómetro cuadrado, esto significa que se predice una abundancia de 12-13 tarabillas. Si se tiene una parcela de 10 hectáreas, las aves predichas son 2-3, y las parcelas de tan sólo una hectárea sumarían 0,25 individuos. Sin embargo, no sería de extrañar que la densidad dependiera del tamaño de la parcela, de forma que aquellas que tuviesen el hábitat adecuado para la especie fueran realmente inadecuadas si su tamaño no sobrepasara un mínimo (Santos *et al.*, 2002). En suma, las parcelas demasiado pequeñas podrían no contar (o contar menos de lo esperado) en el cómputo total del tamaño de la población.

Por otro lado, el modelo cartográfico no contempla ningún efecto geográfico y asume que las parcelas de mismo hábitat son equivalentes con independencia de su ubicación en la isla. Sin embargo, la localización de una parcela puede determinar diferencias en su adecuación (Santos *et al.*, 2002), como consecuencia de diferencias en las características ambientales en ambas ubicaciones (por ejemplo, estar en exposiciones más o menos soleadas o húmedas, de su altitud o su proximidad a la costa), o de características poblacionales (como estar cerca de un núcleo poblacional denso desde el que puedan inmigrar individuos). La relevancia de los efectos del tamaño y la localización dependen de las tasas de migración de individuos entre las distintas áreas que ocupan dentro de una (meta) población (Hanski, 1998). Por tanto, es plausible esperar que sean más notables en especies con baja capacidad de dispersión como la tarabilla canaria (Illera y Díaz, 2008; Illera *et al.*, 2006), sobre la que se podría inferir una mayor dificultad a la hora de ocupar todo su nicho potencial. De hecho, el efecto de estos aspectos (p.ej., latitud-longitud y altitud) se ha manifestado de una gran importancia en el patrón de la variación de la abundancia de la tarabilla canaria en Fuerteventura (véanse la tabla 1 y las figuras 6 y 7).

Finalmente, el modelo cartográfico se basa en sólo dos variables (pendiente y tipos de vegetación), mientras que el modelo de regresión de *boosting trees* se ha podido construir con un conjunto de variables más amplio, que incluye más posibles efectos funcionales relacionados con las preferencias de hábitat y, por tanto, es potencialmente más explicativo.

Comparación con estimas de abundancia previas

En esta monografía se presentan distintas estimas de tamaño poblacional para la tarabilla canaria relativamente similares entre sí (entre los 14.000 y 20.000 individuos aproximadamente), pero notablemente más altas que las dadas hace unas dos décadas por Bibby y Hill (1987: 1.300-1.700 individuos) y, muy recientemente, por García del Rey (2009: 832-1.287 individuos). Las enormes diferencias encontradas merecen una explicación detallada que se da a continuación.

Comparación con la estima de Bibby y Hill (1987)

Tal y como ya se ha comentado en la introducción, el estudio de Bibby y Hill (1987) fue un trabajo pionero en el ámbito de la cartografía de la distribución de especies. En este artículo, los autores relacionan las abundancias observadas en

un muestreo con la pendiente del terreno, para extrapolar después sus resultados al resto de la superficie de Fuerteventura que no visitaron. Esta estrategia general, análoga a la que se desarrolla en la presente monografía, les permitió dar una primera estima cuantitativa del tamaño poblacional y de la distribución de la especie. ¿Cuál es entonces la razón de la gran diferencia entre estimas? La respuesta ha de buscarse en las diferencias en los métodos de muestreo y análisis, en un verdadero cambio poblacional de la tarabilla canaria en los últimos 20 años o bien en una combinación de ambas circunstancias.

Es difícil saber con precisión qué metodología de muestreo siguieron estos autores, pues la descripción del estudio es muy escueta en este aspecto. Así, Bibby y Hill (1987) sólo mencionan que durante Febrero y Marzo de 1985 muestrearon un conjunto de 21 bloques de 12 km² seleccionados aleatoriamente (cada cuadrícula de 1 km² incluida en cada uno de los bloques fue visitada solo una vez), con una intensidad de unas 2 a 3 hombres-hora. Bibby y Hill (1987) asumen que prospectaron completamente un área total de 209,8 km², donde localizaron todas las tarabillas presentes mediante una técnica no mencionada (probablemente en una prospección intensiva como las que se realizan en los atlas ornitológicos o censo de grandes rapaces). Estos autores consideran poco realista que hubieran pasado desapercibidas más del 10-20% de las tarabillas. No obstante, es un hecho cierto que no hacen ninguna estima objetiva de detectabilidad, y además asumen una probabilidad de detección del 90% prospectando, con una dedicación de tiempo modesta, una superficie relativamente grande (1 km²). En contraste, en nuestro trabajo, sobre la base de un muestreo de transectos lineales en los que cinco observadores registraban la distancia a las tarabillas y prospectando con una intensidad de 0,5 km²/hora, se obtuvo una probabilidad de detección del 34% (sin límite de distancia de detección, establecido a la máxima distancia registrada de 125 m).

En cuanto al análisis de los resultados del muestreo, Bibby y Hill (1987) extrapolaron al conjunto de Fuerteventura las observaciones realizadas en la superficie muestreada, que suponen que es una muestra aleatoria del 12,7% de la superficie de la isla (es decir, multiplicaron sus resultados por $100/12,7 = 7,87$). En el muestreo de campo de esta monografía también se pretendió cubrir los distintos ambientes en función de su superficie, para poder extrapolar los resultados al conjunto de la isla de la misma manera. Nótese en las figuras 8 a 10 que la distribución de la pendiente, altitud, y el NDVI en el conjunto de la isla coincide con la distribución en los transectos que se muestrearon; es decir, la prospección en esta monografía se realizó sin sesgo. Si las dos muestras del trabajo de campo

efectuadas en esta monografía y en el trabajo de Bibby y Hill (1987) se consideran aleatorias, esto es, sin marcados sesgos hacia áreas con una u otra configuración ambiental (lo que asumen, pero no demuestran Bibby y Hill (1987)), entonces existe una diferencia notable entre los resultados de ambos trabajos que debe ser resaltada. La pendiente media en los lugares donde en 1985 se registraron tarabillas es del 45,6% (o un ángulo de 24,5°) y tiene muy poca variación (desviación estándar = 3,8%, n = 116), mientras que la pendiente media de los transectos donde se localizaron tarabillas en esta monografía es del 26,9%, con una variación alta (desviación estándar = 19,4%, n = 204). Es decir, en el trabajo de Bibby y Hill se detectaron tarabillas en áreas de mucha mayor pendiente que en el presente estudio (las diferencias son altamente significativas – prueba de la t de Student, $p < 0,0001$). Esta diferencia marcadamente significativa basada en el mismo procedimiento sencillo de muestreo, es decir, cuantificar la pendiente del terreno en los lugares donde la especie fue detectada, sólo tiene dos explicaciones posibles: o bien el muestreo en 1985 se sesgó hacia áreas de gran pendiente (es decir, muestrearon fundamentalmente las áreas de mejores condiciones para la especie, y por tanto la asunción de muestreo proporcional a la disponibilidad no es aceptable); o bien la tarabilla canaria ha extendido en la actualidad su área de distribución a zonas más llanas. Esta última hipótesis plantea la posibilidad de una colonización reciente (y por causas desconocidas) de las áreas a pié de monte que antes habría podido permanecer desocupadas. Cualquiera de las dos posibilidades explicaría que las estimas de tamaño poblacional de esta monografía sean más elevadas que la del trabajo de Bibby y Hill (1987). No obstante, la valoración de esta discrepancia sería muy diferente en cada caso (o bien un simple artefacto consecuencia de los diferentes diseños de muestreo, o bien una tendencia poblacional creciente por ocupación reciente de zonas más llanas).

Siguiendo con el análisis de la diferencia entre resultados, la tabla 3 de Bibby y Hill (1987, página 493) resume que se detectan 75 parejas y 24 machos solitarios en sus localidades de muestreo, lo que lleva a una estima de 591 parejas y 188 machos solitarios en el conjunto de Fuerteventura ($75 \times 7,87 = 591$). Bibby y Hill presumieron que si la mitad de los machos solitarios estaban realmente emparejados el resto serían machos sin territorio o pareja, entonces a las 591 parejas se le puede sumar otras 94, para dar 685. Suponen después que su muestreo es eficiente en un 90% (es decir que les pasan desapercibidos sólo el 10% de los individuos), por lo que la estima de parejas final es $685 \times 1,1 = 753,5$, lo que acaban redondeando en 750 ± 100 parejas. Nótese que el rango de ± 100 individuos se da de forma cualitativa, pues no se basa en un cálculo anterior que lo justifique (por ejemplo con intervalos de confianza que consideren la dispersión de los valores en torno a la

media). Hay que destacar que Bibby y Hill (1987) consideraron su estima como tentativa y sujeta a revisión, cuando se estudie la detectabilidad de las tarabillas y «el significado de los machos solitarios» (página 494). En síntesis, la metodología de análisis de la presente monografía difiere principalmente de la de Bibby y Hill (1987) en que (i) considera la detectabilidad de la especie y (ii) atiende al número de individuos en vez de al de parejas (lo que evita hacer suposiciones sobre la relación entre el número de machos y el de parejas). No obstante, la discrepancia entre estimas poblacionales para Fuerteventura ¿no podría deberse a que la tarabilla canaria hubiera experimentado realmente un crecimiento poblacional en las últimas dos décadas? Para tratar de responder a esta pregunta se ha hecho un examen de las *abundancias relativas* registradas en ambos trabajos.

En 1985 se muestrearon 209,8 km², dedicándose un total de unas 525 horas (2-3 h por km²), por lo que se prospectó aproximadamente 0,4 km² por cada hora de trabajo de campo. Con ese esfuerzo el equipo de muestreo detectó 75 parejas y 24 machos solitarios, lo que hacen 174 individuos. Por tanto, en términos de abundancia relativa, detectaron 0,33 tarabillas por cada hora de muestreo (un promedio de 0,83 tarabillas/km²). En 2005 y 2006 los autores de esta monografía muestrearon 731 km de transectos, que fueron prospectados en unas 366 horas (a unos 2 km/h), cubriendo 182,8 km² (para facilitar la comparación, se prescindió en este punto del análisis de la detectabilidad, y se asumió que se trabajó con bandas de 125 metros, que es la distancia de contacto más lejana donde se observó una tarabilla). Esto resultó en un esfuerzo de muestreo algo más bajo que el anterior: aproximadamente 0,5 km² por cada hora de trabajo de campo. Con este esfuerzo se detectaron 490 tarabillas adultas, lo que, en términos de abundancia relativa, es 1,34 aves por cada hora de muestreo (un promedio de 2,7 tarabillas/km² sin tener en cuenta ningún control de detectabilidad). En ambos casos el muestreo se asume (Bibby y Hill, 1987), o se demuestra (esta monografía), que se hizo aproximadamente en proporción a la superficie ocupada por las distintas zonas y ambientes en Fuerteventura. Por tanto, en el trabajo de Bibby y Hill se observaron muchos menos individuos (una tercera – cuarta parte) que en las prospecciones en que se basa la presente monografía – a pesar que en aquel se dedicó un esfuerzo ligeramente mayor (0,4 vs. 0,5 km² por cada hora de trabajo de campo).

Siguiendo con este razonamiento, y asumiendo que la detectabilidad en los dos estudios fue equivalente (es decir, que los observadores registraban tarabillas con la misma eficacia) y, además, que en ambos casos la extrapolación de los resultados del muestreo al conjunto de la isla es igualmente válida, entonces, la discrepancia

en las estimas de abundancia relativa sugiere que la población actual es considerablemente mayor de la de hace dos décadas. En el caso que en el estudio de 1985 se muestreara especialmente las áreas de mayor pendiente (las más adecuadas para la tarabilla canaria), entonces el crecimiento poblacional habría sido incluso aún mayor. No obstante, como bien puede deducirse de estos ejercicios comparativos existen grandes dificultades a la hora de establecer diferencias y semejanzas entre ambos estudios, porque se equiparan y asumen muchas situaciones que no tienen porqué cumplirse como, por ejemplo, que los observadores detectaban tarabillas con la misma eficacia. Es por ello que no se puede descartar ninguno de los dos escenarios: 1) estima del número de tarabillas en 1985 muy a la baja con respecto al número real presente en la isla, y 2) aumento significativo de la población de la tarabilla canaria.

Comparación con la estima de García del Rey (2009)

La diferencia de las estimas que proporciona el presente trabajo con las dadas en García del Rey (2009) es también de una considerable magnitud, aunque en esta ocasión las bases de las discrepancias son fácilmente identificables y pueden reducirse principalmente a dos limitaciones del diseño muestral en ese trabajo: asunción de que la especie está sólo presente en algunas zonas y no en otras, y aceptar que la especie no habita en determinadas condiciones ambientales. No obstante, se considera que la metodología de muestreo utilizada por García del Rey (2009) es adecuada y muy similar a la empleada en esta monografía, al basarse en transectos lineales y en estimas de la detectabilidad.

La figura 23 muestra claramente que las áreas potenciales para la tarabilla canaria establecidas por García del Rey (2009), no incluyen numerosas localidades clásicas referidas en trabajos previos como Martín y Lorenzo (2001, páginas 532-534), Illera y Tella (2005, página 48), Illera y Díaz (2006, figura 1), Illera (2007, véase todas las cuadrículas UTM 5x5 km con reproducción segura), Illera y Díaz (2008, figura 1). Además, como era de esperar, este trabajo ha encontrado de nuevo a la especie en muchas de esas zonas, en algunas de las cuales la tarabilla canaria era especialmente abundante, ya que se detectaron tres o más individuos adultos por transecto de 0,5 km. Ejemplos de estas áreas no prospectadas por García del Rey (2009), y que ese trabajo asume incorrectamente como inadecuadas para la especie, son el norte de Fuerteventura en el entorno de Lajares, varias áreas del este de la isla (este de Guisgüey y Caldereta, Ampuyenta-El Matorral-Las Salinas, entorno de los Cuchillos de Vigán), y montañas entre Huertas de Chilegua y la Pared. Por tanto, el muestreo y posterior extrapolación de García del Rey

(2009), fue inadecuado al no incluir muchas zonas donde la tarabilla canaria estuvo presente en el pasado y donde fue muy abundante durante 2005-2006.



Figura 23. Distribución de las localizaciones de muestreo (cuadrículas negras de 500 x 500 m) y del área potencial de distribución de la tarabilla canaria (todas las cuadrículas de 500 x 500 m) del trabajo de García del Rey (2009). En la parte derecha de la figura se muestran las localizaciones de los transectos de 0,5 km empleados en esta monografía donde se detectaron 1 ó 2 (puntos grises) ó >3 tarabillas canarias adultas (puntos negros). Nótese que varias localidades en donde el presente estudio detectó tarabilla canaria no fueron consideradas dentro de la distribución potencial de la especie en García del Rey (2009).

Por otro lado, García del Rey (2009) asume que la especie ocuparía dentro de las zonas seleccionadas *a priori*, sólo las que tienen unas determinadas características ambientales muy restrictivas: pequeños barrancos-ramblas y laderas de fuerte pendiente (ángulo medio de 24,5°, o una pendiente del 45%) exclusivamente localizadas por encima de los 200 m s.n.m., excluyendo además los lomos o crestas de las sierras. Bibby y Hill (1987) encontraron que fuera de llanos y ramblas, la tarabilla canaria ocupaba zonas de ladera con una pendiente media de 34,8°, o del 70%, e Illera (2001) obtuvo valores medios de uso de pendiente de 30,2° (67°). Estas configuraciones del paisaje definen muy acertadamente los

ambientes más favorables para la tarabilla canaria, ya que de modo consistente estos mismos resultados son obtenidos en los modelos de regresión presentados en las figuras 6 y 8 de esta monografía, e igualmente en los histogramas exploratorios de las figuras 3 y 4 (para el grado de ajuste entre la disponibilidad de pendientes y altitudes en Fuerteventura, y las localizaciones de muestreo de esta monografía, véanse las figuras 10 y 11). No obstante, centrarse solamente en las características ambientales definidas *a priori* por García del Rey deja fuera de cualquier análisis una enorme proporción de efectivos poblacionales. Así, la figura 4 muestra que casi el 50% de la población de la tarabilla canaria habita por debajo de los 200 m de altitud, aunque claramente la especie prefiere (es decir,



© Gustavo Peña Tejera

En algunos ejemplares macho de tarabilla canaria la ceja blanca es muy poco llamativa.

que selecciona, por ser el uso que hace de un medio mayor que la disponibilidad de este en la isla) las zonas situadas por encima de esta altitud. Otro tanto se puede decir al analizar el efecto de la pendiente del terreno, ya que una tercera parte de los efectivos de la especie se distribuye en zonas con pendientes menores del 20% ($\approx 11^\circ$), y un 95% de todas las observaciones de tarabillas se realizaron en áreas con una pendiente menor del 50% ($\approx 27^\circ$).

Por tanto, el trabajo de García del Rey (2009) excluye configuraciones geomorfológicas del paisaje donde habita una enorme proporción de los efectivos poblacionales de la tarabilla canaria. Esto conduce a que sus estimas de densidad sean equivalentes a los máximos ecológicos de la especie. Por ejemplo, la densidad media proporcionada por García del Rey para los barrancos-ramblas y laderas seleccionados por él mismo, es de 53 tarabillas/km² (intervalo de confianza al 95% de 43-66 aves/km²), siendo de 71 aves/km² para laderas y 36 aves/km² para barrancos-ramblas. Estos valores «medios» son incluso superiores a las medias obtenidas en esta monografía para los tipos de hábitat en que se obtuvieron las mayores densidades (43,2 tarabillas/km² en los matorrales medios con pendiente superior al 11%, y 31,2 aves/km² en los matorrales altos con pendiente superior al 11%; véase tabla 5). Más aun, el valor medio de densidad de la tarabilla canaria en las laderas estudiadas en sus áreas de muestreo seleccionadas es similar a la densidad máxima definida por el árbol de regresión de la figura 8: 76 tarabillas/km² en áreas de pendiente mayor del 22,5% situadas al sur de la latitud 28° 18' 39,22" (aproximadamente al sur de Tuineje), con un suelo eminentemente rocoso-pedregoso y una altura media de los arbustos superior a 0,3 m (n = 45 transectos de 0,5 km).

Estas dos limitaciones introducidas por el procedimiento de muestreo de García del Rey (2009) conduce a que el autor sólo haya considerado 19,53 km² de superficie ocupada por la especie en Fuerteventura. Bajo tal restricción en la selección del área ocupada por la especie y estima de sus densidades, sólo es esperable que su cálculo poblacional subestime ostensiblemente los efectivos poblacionales de la tarabilla canaria en Fuerteventura. Estos hechos son reconocidos explícitamente por el propio autor cuando en la página 2 de su trabajo afirma «...*this new distributional range should not be considered as final and should be readjusted based on future findings*», y en la página 5 dice «...*there are still some weaknesses in defining a final potential distributional area for this species. If a simple extrapolation is done from the overall density presented in this study, assuming a «uniform» distribution within the potential area suggested by Bibby and Hill (1987), the total population estimate will increase dramatically [to] 8,506 birds*».

METODOLOGÍA DE CENSO RECOMENDADA

A lo largo de esta monografía se ha explicado y discutido con profusión de detalles los resultados obtenidos que han servido para cuantificar el número de tarabillas canarias actualmente presentes en Fuerteventura. Estos números deberían ser el punto de partida para comparaciones futuras que pretendan analizar tendencias poblacionales de esta especie en la isla. A continuación, se ofrece una muy breve serie de recomendaciones, que no difieren en lo fundamental de lo expuesto más detalladamente en textos específicos a los que se remite al lector más interesado en este aspecto en particular (Bibby *et al.*, 2000).

Al igual que sucede con la mayoría de las especies que se pretende conocer su tamaño poblacional, el mejor período para proceder a la cuantificación de tarabillas canarias, es el período reproductor. Sin embargo, hay que tener en cuenta que esta especie está muy bien adaptada al medio semiárido de Fuerteventura. El inicio del período reproductor está marcado por las escasas lluvias que tienen lugar en la isla, las cuales se relacionan con la disponibilidad de alimento (Illera y Díaz, 2006). Una vez caen las primeras lluvias otoñales/invernales los machos de tarabilla empiezan a cantar, y los territorios se defienden de manera mucho más agresiva por ambos sexos. Este es el período donde las tarabillas son más conspicuas y es, sin duda, el mejor para desarrollar un censo de esta especie. Si bien es cierto que el inicio de esta estación está condicionado por las precipitaciones irregulares que tienen lugar en Fuerteventura, de manera general, se podría sugerir una ventana de muestreo entre enero y abril. Sería preferible desarrollar el censo durante un año con un nivel de precipitación medio, es decir, evitando los años muy secos (< 30 mm) donde la especie puede incluso no llegar a realizar puesta alguna (Illera y Díaz, 2006). En los años secos el principal problema que se encontraría sería con el escaso tiempo (alrededor de un mes después de las escasas lluvias) en el que las tarabillas serían conspicuas. Una vez las tarabillas deciden no criar iniciarían la muda completa la cual podría tener lugar a finales de enero (Illera y Atienza, 2002), y son mucho más difíciles de detectar (J. C. Illera obs. pers.).

La aproximación más recomendable para realizar el muestreo sería la misma que se ha desarrollado en la presente monografía, es decir, transectos longitudinales de 500 m sin límite de banda durante las cuatro primeras horas de la mañana y las tres últimas de la tarde, a una velocidad constante de 2-3 km/h, evitando los días de lluvia, muy ventosos o con visibilidad limitada debido a episodios de calima (polvo en suspensión de origen sahariano). En los transectos se anotarían todos los individuos reproductores vistos y oídos, y se registraría la distancia a la

cual son detectados, con el objetivo de poder calcular con posterioridad la tasa de detectabilidad y emplearla para obtener estimas de abundancia como se ha hecho en esta monografía (es decir, teniendo en cuenta que parte de los individuos pasan desapercibidos). Las distancias de detección serían idealmente las distancias exactas perpendiculares a la línea de progresión, aunque la asignación de los contactos a tres o cuatro bandas paralelas (p.ej., 0-25 m, 25-50 m, 50-100 m y más de 100 m) es más sencilla de hacer en el campo y permite hacer estimas de abundancia similares (Quesada *et al.*, en prensa, Thomas *et al.*, 2010). No obstante, los observadores podrían prescindir del cálculo de las distancias y centrarse exclusivamente en el registro de la especie y conteo de los individuos observados, si emplearan la detectabilidad de la especie obtenida en este estudio.



© Gustavo Peña Tejera

Ejemplar inmaduro de tarabilla canaria aún con boceras.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

SEO/BirdLife

La tarabilla canaria ha sido clasificada en la categoría «Casi amenazada» (NT) a escala mundial (UICN, 2010). Se encuentra incluida en el Anexo I de la Directiva Aves, en el Anexo III del Convenio de Berna y en el II del Convenio de Bonn. BirdLife lo incluye en su categoría 2 (estado de conservación desfavorable y concentrado en Europa) y en la categoría de «Vulnerable» a esta escala (Burfield y Van Bommel, 2004).

En España, el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas lo califica como «Vulnerable», mientras que la categoría propuesta en el último *Libro rojo de las aves de España* es de «En Peligro» (Illera; 2004b). Los resultados de esta monografía aportan datos que permiten actualizar el estado de conservación de la especie y su categoría de amenaza en función de los criterios de la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2001).

Hasta la fecha, los conocimientos de los que se disponían mostraban una población endémica de una sola isla, con una población continua o casi continua, muy exigua si se considera que se trata de un ave pequeña, pues la población se cuantificaba en 1.300-1.700 individuos en 1987 (Bibby y Hill, 1987) y en 832-1.287 individuos en 2009 (García del Rey, 2009), y con una pérdida de hábitat debida al gran desarrollo que ha sufrido Fuerteventura en los últimos lustros. Sin embargo, los datos obtenidos en la realización de esta monografía muestran una población superior a la estimada anteriormente y con una distribución más amplia en la isla de lo que se pensaba hasta hace muy poco y que, por consecuencia, la pérdida de población por destrucción del hábitat debería ser también menor. Las diferencias metodológicas y la capacidad técnica de los diferentes censos no permiten conocer con seguridad la tendencia de la especie pero parece que en ningún caso haya podido tener en la última década un gran declive poblacional.

De acuerdo a la estima poblacional obtenida en la presente monografía (entre los 14.000 y 20.000 individuos aproximadamente), se puede concluir que la especie no cumple los criterios referidos al tamaño poblacional o al declive de la población como los criterios A (disminución poblacional rápida) o C (población pequeña y en declive) de UICN, para incluir a la especie en alguna categoría de amenaza en función de ellos. Sin embargo, evaluando el resto de criterios, en

especial el referido a la reducida área de distribución para algunas especies como es el caso de especies endémicas de islas, la especie califica en una categoría de amenaza.

A escala mundial, la tarabilla canaria se distribuye tan solo por la isla de Fuerteventura, conociéndose una localidad con núcleos más densos en cuatro o cinco regiones de la misma pero con una distribución continua en casi toda su extensión, aunque se sabe que no siempre fue así y que en un pasado no muy lejano también habitó Alegranza y Montaña Clara (norte de Lanzarote), islas donde pudo ser común y se extinguió por causas aún desconocidas. Fuerteventura es la segunda isla más grande del archipiélago, pero su extensión es exclusivamente de unos 1.660 km².

Debe considerarse que la superficie y la calidad de su hábitat se han visto disminuidas de manera continuada como consecuencia de la proliferación de instalaciones ganaderas, desarrollos urbanísticos e infraestructuras, que han reducido de forma continuada la disponibilidad de hábitat para la tarabilla.

Por todo ello, la especie califica en la categoría de «En Peligro», atendiendo al criterio (B1) al tratarse de una especie endémica de una sola isla con un área de distribución menor a 5.000 km², (a) por ser la única localidad donde habita, aunque se puedan identificar menos de cinco núcleos (localidades) más o menos densos, y b(iii) por tener un declive continuado en la superficie y calidad del hábitat (B1ab(iii)).

Por otra parte, la especie debe mantenerse como mínimo en la categoría de «Vulnerable» en el Catálogo Español de Especies Amenazadas a tenor de la enorme responsabilidad de conservación que tiene España con esta especie.

RESUMEN

En esta monografía se actualiza la estima poblacional de la tarabilla canaria (*Saxicola dacotiae*), se analizan sus patrones de selección de hábitat, y se muestra la cartografía de su distribución y abundancia en Fuerteventura (cubriendo todo su rango de distribución actual). Esta información puede servir como referencia para futuras evaluaciones del estado de conservación de la especie. Parte de estos resultados han sido publicados en la revista *Ardeola* 57(2), 2010: 387-405.

El estudio se basa en observaciones recogidas en dos campañas de campo durante las estaciones reproductoras de 2005-2006. Durante este periodo se realizaron 1.462 transectos de 500 m que se distribuyeron en toda la isla para muestrear todos los tipos de medios principales, definidos según la vegetación, el tipo de suelo y la pendiente del terreno. Se emplearon dos métodos para obtener las estimas de tamaño poblacional y la cartografía de la abundancia a una resolución de 1 km². El primero se basó en una estratificación del área de estudio en hábitats según la cartografía disponible y el cálculo de la densidad de aves por hábitat; el otro se basó en modelos estadísticos *boosted regresión trees* para extrapolar la información recogida en campo. En ambos casos se tuvo en cuenta la probabilidad de detección de la especie mediante el análisis de las distancias de encuentro *distance sampling*. Según el primer método, el tamaño poblacional de la tarabilla canaria en Fuerteventura es de 20.504 individuos adultos (Intervalo de confianza del 95%: 16.217 – 25.973), mientras que el segundo aporta una estima de 14.436 individuos (Intervalo de confianza del 95%: 13.376 – 15.492) que los autores sugerimos que se considere como referencia.

Otras variaciones menores en estos métodos arrojan resultados similares, es decir, coinciden en sugerir que la población es mucho mayor de lo que se había pensado hasta ahora (< 2.000 individuos). Esta fuerte discrepancia se debe a que los trabajos anteriores no tenían en cuenta la probabilidad de detección de la especie o bien extrapolaban sus resultados a un área potencial de ocupación muy infravalorada, aunque no se puede descartar que se haya producido un incremento poblacional en los últimos treinta años. Las áreas de pendientes altas (> 11%), sobre suelos rocoso-pedregosos cubiertos de matorral, son las más adecuadas para la tarabilla canaria, que presenta sus principales núcleos en las áreas montañosas de Jandía y del este de la isla (eje Triquivijate-Vigán), así como en Vallebrón-Guisgüey, buena parte de los cuales están integrados en la red de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). El estado de conservación de la especie, de acuerdo a los criterios de la UICN, es de «En Peligro» según los criterios (B1ab(iii)).

SUMMARY

This monograph is to update the population estimate of the Canary Island Stonechat (*Saxicola dacotiae*). The template used for the selection of the habitats is analysed and the cartographic distribution shown with the abundance in Fuerteventura (the complete range of the actual distribution). This information can serve as the basis for future evaluations of conservation state of the species. Some of these results are also published in *Ardeola* 57(2), 2010: 387-405.

The study is based upon the observations obtained from the two field campaigns during the reproduction seasons of 2005-2006. During this period 1,462 transects of 500 m were realised, distributed over the whole of the island, in order to sample all the principal environments, defined according to vegetation, type of terrain and slope. Two methods were employed to obtain the population estimate and the cartography of abundance with a resolution of 1 km². The first based upon the separation of the study area into habitats according to the cartography available and the calculation of the bird density per habitat; the other based upon using the boosted regression tree model to extrapolate the field collected information. In both cases account was taken of the species detection probability using a distance sampling analysis. According to the first method, the population of the Canary Island Stonechat is 20,504 adult individuals (Confidence interval 95%: 16,217 - 25,973), whilst the second method gives an estimate of 14,436 individuals (Confidence interval 95%: 13,376 - 15,492) that the authors suggest be considered as the reference.

Other minor variations on these methods give similar results, that is to say, they coincide in suggesting that the population is much greater than that believed up to now (< 2000 individuals). This strong difference is due to the fact that the previous works did not take into account the probability of detection of the species or extrapolated the results from an undervalued area; however a population increase over the last thirty years cannot be discounted. The sharp sloped areas (> 11%), over rocky-stony, bush covered ground, are the most adequate for the Fuerteventura Stonechat, that has the principal nucleus in the mountainous areas of Jandía and the East of the island (Triquívijate-Vigan axis), such as Vallebron-Guisgüey, a good proportion of these are integrated in the network of Areas of Special Protection for Birds (ZEPA). The conservation status of the species, in accordance to the IUCN criteria, is «Endangered» following the criteria (Blab(iii)).

BIBLIOGRAFÍA

Bannerman, D. 1913. Descriptions of *Saxicola dacotiae murielae* y *Acanthis cannabina harterti* subsp. n. from Canary Islands. *Bull. Br. Ornithol. Club*, 33: 37-39.

Bibby, C. J. y Hill, D. A., 1987. Status of the Fuerteventura Stonechat *Saxicola dacotiae*. *Ibis*, 129: 491-498.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. y Mustoe, S. H. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press. Londres.

Borchers, D. L., Buckland, S. T. y Zucchini, Z. 2002. *Estimating animal abundance. Closed populations*. Springer-Verlag. Londres.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. y Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. First edition. Oxford University Press. Oxford.

Buckland, S. T., Marsden, S. J. y Green, R. E., 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International*, 18: 91-108.

Burfield, I. y Van Bommel, F. (Eds.) 2004. *Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International. Cambridge.

Burnham, K. P. y Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. Nueva York. Second edition.

Cañadas, A., Sagarminaga, R., De Stephanis, R., Urquiola, E. y Hammond, P. S. 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 495-521.

Carrascal, L. M., Seoane, J., Palomino, D. y Alonso, C. L. 2006. Preferencias de hábitat, estima y tendencias poblacionales de la avutarda hubara *Chlamydotis undulata* en Lanzarote y La Graciosa (Islas Canarias). *Ardeola*, 53: 251-269.

Carrascal, L. M., Seoane, J., Palomino, D. y Alonso, C. L. 2007. *El corredor sahariano en España. I Censo Nacional (2005-2006)*. Monografía n.º 14. SEO/BirdLife. Madrid.

Carrascal, L. M., Palomino D., Seoane J. y Alonso C. L. 2008. Habitat use and population density of the houbara bustard *Chlamydotis undulata* in Fuerteventura (Canary Islands). *African Journal of Ecology*, 46: 291-302

Carrete, M., Serrano, D., Illera, J. C., López, G., Vögeli, M., Delgado, A. y Tella, J. L. 2009. Goats, birds and emergent diseases: Apparent and hidden effects of an exotic species in an island environment. *Ecological Applications*, 19: 840-853.

De' Ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology*, 88: 243-251.

De' Ath, G. y Fabricius K. E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3.178-3.192.

Del Arco, M., Wildpret, W., Pérez de Paz, P. L., Rodríguez, O., Acebes, J. R., García, A., Martín, V. E., Reyes, J. A., Salas, M., Díaz, M. A., Bermejo, J. A., González, R., Cabrera, M. V. y García, S., 2003. Cartografía 1:25.000 de la Vegetación Canaria. GRAFCAN S.A. Santa Cruz de Tenerife. Accesible en: <http://idecan2.grafcan.es/ServicioWMS/Vegetacion?> Fecha de consulta: 1 de octubre de 2010.

Dorta, P. 2005. El Clima. En, O. Rodríguez (Ed.): *Patrimonio Natural de la isla de Fuerteventura*, pp. 81-89. Cabildo de Fuerteventura-Consejería de Medio Ambiente y ordenación territorial del Gobierno de Canarias-Centro de la Cultura Popular Canaria. Santa Cruz de Tenerife.

Elith, J., Leathwick, J. y Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77: 802-813.

EUROPARC-España, 2009. *Visualizador Cartográfico, última actualización en 2007*. http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/preview/descargas_vis.html Fecha de consulta: 1 de octubre de 2010.

Fernández-Palacios, J. M. y Martín Esquivel, J. L. (Eds). 2001. *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*. Publicaciones Turquesa. Santa Cruz de Tenerife.

García del Rey, E. 2009. The status of the Fuerteventura Stonechat *Saxicola dacotiae*: a new evaluation using distance sampling and GIS. *Bird Conservation International*, 19: 1-9.

- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*, 396: 41-49.
- Hastie, T. J. y Tibshirani, R. J. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman y Hall. Londres.
- Illera, J. C. 2001. Habitat selection by the Canary Island stonechat (*Saxicola dacotiae*) (Meade-Waldo, 1889) in Fuerteventura Island: a two-tier habitat approach with implications for its conservation. *Biological Conservation*, 97: 339-345.
- Illera, J. C. 2004a. *Biogeografía y ecología de la tarabilla canaria (Saxicola dacotiae) con implicaciones para su conservación*. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna. La Laguna.
- Illera, J. C. 2004b. Tarabilla canaria (*Saxicola dacotiae*). En, A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (Eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 327-328. Dirección General de Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Illera, J. C. 2005. Divorce in the Canary Islands Stonechat *Saxicola dacotiae*. *The Wilson Bulletin*, 117: 317-319.
- Illera, J. C. 2007. Tarabilla canaria *Saxicola dacotiae*. En, J. A. Lorenzo (Ed.): *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)*, pp. 356-358. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Illera, J. C. y Atienza, J. C. 2002. Determinación del sexo y edad en la tarabilla canaria *Saxicola dacotiae* mediante el estudio de la muda. *Ardeola*, 49: 273-281.
- Illera, J. C. y Díaz, M. 2006. Reproduction in an endemic bird of a semiarid island: a food-mediated process. *Journal of Avian Biology*, 37: 447-456.
- Illera, J. C. y Díaz, M. 2008. Site fidelity in the Canary Islands stonechat *Saxicola dacotiae* in relation to spatial and temporal patterns of habitat suitability. *Acta Oecologica*, 34: 1-8.
- Illera, J. C., Díaz, M. y Nogales, M. 2006. Ecological traits influence the current distribution and range of an island endemic bird. *Journal of Biogeography*, 33: 1.192-1.201.

Illera, J. C., Richardson, D. S., Helm, B., Atienza, J. C. y Emerson, B. C. 2008. Phylogenetic relationships, biogeography and speciation in the avian genus *Saxicola*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 48: 1.145-1.154.

Illera, J. C. y Tella, J. L. 2005. *Modelos de distribución espacial, abundancia y diversidad de aves y su aplicación para el diseño de ZEPA en Fuerteventura*. Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Sevilla.

Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General de Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Marzol-Jaén, M.V. 1984. El Clima. En, L. Afonso (Ed.). *Geografía de Canarias*, pp. 157-202. Editorial Interinsular Canaria. Santa Cruz de Tenerife.

Marzol-Jaén, M.V. 2001. El Clima. En, J. M. Fernández-Palacios y J. L. Martín Esquivel (Eds.): *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y conservación*, pp. 87-93. Publicaciones Turquesa. Santa Cruz de Tenerife.

Palomino, D., Seoane, J., Carrascal, L. M. y Alonso, C. L. 2008. Competing effects of topographic, lithological, vegetation structure and human impact in the habitat preferences of the Cream-coloured Courser. *Journal of Arid Environments*, 72: 401-410.

Quesada, J., Guallar, S., Pérez-Ruiz, N. J., Estrada, J. y Herrando, S. En prensa. Observer error associated with band allocation is negligible in large scale bird monitoring schemes but, how precise is using bands at all? *Ardeola*, 57 (supl.): 00-00.

Rodríguez, O., García, A. y Reyes, J. A. 2000. Estudio fitosociológico de la vegetación actual de Fuerteventura (Islas Canarias). *Vieraea*, 28: 61-98.

Rodríguez, O., García, A. y Reyes, J. A. 2005. La vegetación actual. En, O. Rodríguez (Ed.): *Patrimonio Natural de la isla de Fuerteventura*, pp. 281-300. Cabildo de Fuerteventura-Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias-Centro de la Cultura Popular Canaria. Santa Cruz de Tenerife.

Santos, A. 2000. La vegetación. En, G. Morales y R. Pérez-González (Eds.): *Gran Atlas Temático de Canarias. Arafo*, pp. 121-146. Santa Cruz de Tenerife.

Santos, T., Tellería, J. L. y Carbonell, R. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation*, 105: 113-125.

Seoane, J., Justribó, J. H., García, F., Retamar, J., Rabadán, C. y Atienza, J. C. 2006. Habitat-suitability modelling to assess the effects of land-use changes on Dupont's lark *Chersophilus duponti*: A case study in the Layna Important Bird Area. *Biological Conservation*, 128: 241-252.

Seoane, J., Carrascal, L. M., Palomino, D., Alonso, C. L. 2009. Population size and habitat relationships of Black-bellied Sandgrouse, *Pterocles orientalis*, in the Canary Islands, Spain. *Bird Conservation International*, 20:1-15.

Thomas, L., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J. L., Borchers, D. L. and Strindberg, S., 2002. Distance sampling. *Encyclopedia of Environmetrics*, 1: 544-552.

Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedlev, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B. y Marques, T. A. 2005. *Distance 5.0. Release Beta 5*. University of St. Andrews, Reino Unido: Research Unit for Wildlife Population Assessment. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J., R. B., Marques, T. A. y Burnham, K. P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14.

IUCN. 2010. *Saxicola dacotiae*. En: *2010 IUCN red list of threatened species*. [<http://www.iucnredlist.org>]. Fecha de consulta: 27/10/2010.

Urquhart, E. D. 2002. *Stonechats: Guide to the Genus Saxicola*. Christopher Helm. Londres.

Mantener en blanco