

FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS Y BIOGEOGRÁFICOS DE LA RAREZA DE LA AVIFAUNA TERRESTRE CANARIA.

REVISIÓN DEL CATÁLOGO REGIONAL DE ESPECIES AMENAZADAS.

Luis M^a Carrascal¹
Javier Seoane²
David Palomino³

¹Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva
Museo Nacional de Ciencias Naturales
Consejo Superior de Investigaciones Científicas
Madrid

²Dept. Interuniversitario de Ecología
Facultad de Ciencias, Universidad
Autónoma de Madrid. Madrid.

³Área de Estudio y Seguimiento de Aves
SEO/BirdLife. Madrid



Consejería de Medio Ambiente
y Ordenación Territorial



Madrid, 31 de Octubre de 2007

SÍNTESIS	1
INTRODUCCIÓN	4
<i>Patrones de extensión y abundancia de las especies: la rareza ecológica</i>	4
<i>La categorización del riesgo de extinción</i>	9
<i>Objetivos del trabajo</i>	15
<i>Modelo conceptual</i>	16
MATERIAL Y MÉTODOS	19
<i>Área de estudio</i>	19
<i>Muestreos y Método de censo</i>	20
<i>Organización de la información</i>	27
<i>Distribución geográfica a escala continental</i>	32
<i>Análisis de datos</i>	34
RESULTADOS	44
<i>Variación de la densidad ecológica máxima</i>	44
<i>Variación en la extensión del área de distribución</i>	50
<i>Influencia de los patrones de distribución continental</i>	56
<i>Síntesis multivariante de patrones de distribución y abundancia</i>	63
<i>Modelo del riesgo de pérdida de biodiversidad al nivel de taxones</i>	65
<i>Correlatos con las categorías de amenaza del CEAC</i>	77
CONCLUSIONES	86
REFERENCIAS	88
APÉNDICES	100

SINTESIS

Objetivo general: Analizar la rareza ecológica, los determinantes del riesgo de extinción, la propensión a tener problemas de conservación, y la catalogación del estado de amenaza dentro del contexto y peculiaridades de la insularidad, aplicándolo al estudio de la avifauna terrestre Canaria.

Objetivos concretos: Identificación de los aspectos biológicos, y el modo de trabajar con ellos, que deberían guiar el establecimiento de las categorías de estatus de conservación considerando la rareza ecológica-biogeográfica. La rareza de las aves Canarias, ¿es atribuible a causas naturales autoecológicas y biogeográficas, o es debida mayoritariamente a efectos negativos inducidos por el hombre? ¿Son válidas las categorías de conservación actuales, utilizadas por el *Catálogo de Especies Amenazadas Canarias* (CEAC), para resaltar las especies más amenazadas? Identificación de aquellas especies de aves Canarias para las cuales sería necesario efectuar una revisión de su estatus de conservación.

Área y fechas de estudio: Durante los periodos reproductores de 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007 (Marzo y Abril, dependiendo de las islas), se obtuvieron los datos de campo necesarios para poder proporcionar estimas cuantitativas de los patrones de distribución-abundancia de 48 especies de aves terrestres en tres Islas Canarias (Fuerteventura, La Palma y Tenerife).

Características del muestreo: Transectos lineales en los que se anotaba la distancia de detección de cada ave para poder estimar las densidades absolutas. La unidad de muestreo fue el transecto de 0,5 km de longitud. Los transectos fueron realizados durante las cuatro primeras y las tres últimas horas del día, en condiciones sin lluvia y sin viento fuerte (<15 km/h). Cuatro ornitólogos realizaron 1.715 transectos lineales de 0,5 km (Tenerife: 592, Fuerteventura: 686, La Palma: 437). Estos datos permitieron calcular las detectabilidades de las especies, para obtener densidades absolutas expresadas en aves / km². Cada transecto fue caracterizado por varios descriptores de la estructura del hábitat, su localización geográfica, la altitud y la pendiente del terreno.

Métodos de análisis: De la literatura científica se obtuvo la masa corporal de cada especie, su grado de endemidad en Canarias, los rasgos biogeográficos que describen sus patrones corológicos a escala continental en el Suroeste del Paleártico Occidental (latitud y longitud de sus baricentros de distribución, y distancia desde Canarias al borde de distribución continental más cercano), y las tendencias demográficas más probables de cada especie en cada isla en los últimos 15-25 años. Los transectos de 0,5 km fueron agrupados en diferentes tipos de paisajes característicos de cada isla (12 en

Fuerteventura, 11 en La Palma, 14 en Tenerife). A partir del reparto de las densidades en cada formación ambiental, se calculó la amplitud de hábitat y la densidad máxima ecológica de cada especie en cada isla. Teniendo en cuenta los transectos donde cada especie fue detectada en cada isla, se estimó su posición en el gradiente altitudinal, en un gradiente de desarrollo y volumen de la vegetación, la ocupación de medios urbanos y el uso de suelo agrícola. Los métodos de análisis utilizados han sido la regresión múltiple, el análisis de covarianza, la regresión logística y el análisis de las componentes principales.

Resultados principales:

- (1) La densidad máxima ecológica que las especies alcanzaron en sus hábitats preferidos y la extensión de sus áreas de distribución dentro de cada isla son fenómenos en gran medida deterministas, que se relacionan con aspectos autoecológicos vinculados con el efecto alométrico del tamaño corporal y la valencia ecológica (amplitud de hábitat).
- (2) Ninguna especie considerada con un estatus de conservación delicado en las islas Canarias, tanto teniendo en cuenta el Catálogo Canario como el Libro Rojo de las Aves de España, alcanzó en cada isla densidades máximas ecológicas y áreas de distribución marcadamente menores de lo esperado atendiendo a su adscripción filogenética, talla corporal y amplitud de hábitat (la única excepción fue *Corvus corax* en Tenerife).
- (3) Una parte notable de la variación interespecífica observada en los patrones de abundancia y de distribución de las aves terrestres canarias tiene una base histórica evolutiva (efecto filogenético y ‘niche conservatism’).
- (4) Los efectos biogeográficos, asociados con la distribución de las especies en el continente, y la posición de las Islas Canarias en el contexto del Paleártico Occidental, no tienen un efecto importante sobre la rareza ecológica de las aves terrestres diurnas en el archipiélago.
- (5) Las preferencias ambientales en los gradientes altitudinal y de desarrollo de la vegetación, y de ocupación de medios urbanos y agrícolas, no afectaron a la rareza ecológica de las aves terrestres Canarias.
- (6) Aproximadamente las 2/3 partes de la variación en la rareza ecológica de las aves terrestres Canarias es un fenómeno con bases naturales (de autoecología e historia evolutiva de las especies) independiente de las actuaciones humanas (la masa corporal, la valencia ecológica y la adscripción filogenética no son objeto de manipulación por el hombre). Es decir, algunos taxones son necesariamente escasos y tienen una distribución restringida, lo que dificulta (o imposibilita) las medidas conducentes a aumentar su número y extensión. Esta relación no es óbice para que la abundancia y extensión puedan reducirse por debajo de sus límites ecológicos como consecuencia de la actividad humana.

- (7) Las especies de aves terrestres diurnas Canarias más raras, y por tanto con más probabilidades de presentar problemas de conservación, son aquellas con mayor talla corporal, menor amplitud de hábitat y menor densidad ecológica máxima en sus hábitats preferidos. Estos rasgos establecieron modelos deterministas muy significativos y con un alto poder explicativo. De hecho, la variabilidad no explicada por los modelos, donde podrían entrar los efectos antrópicos (junto con otros naturales no considerados), es de aproximadamente una tercera parte del total.
- (8) Considerando todo lo anterior, se hace una propuesta de evaluación del riesgo de extinción y pérdida de biodiversidad (*Índice de Amenaza*) que se basa en los siguientes aspectos: tendencia poblacional reciente, densidad ecológica máxima, extensión del área de distribución y grado de endemidad.
- (9) El actual *Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias* (CEAC) se asoció significativamente, pero de modo poco intenso con el *Índice de Amenaza* generado en este informe. El CEAC considera implícitamente algunos de los factores que determinan la rareza ecológica (talla corporal, densidad y endemidad). Sus categorías describen de manera coherente, pero mejorable, el grado de amenaza de las especies diurnas terrestres.
- (10) Una modificación moderada del CEAC, que cambiara algunos taxones de categoría, conseguiría que otros aspectos ecológicos relevantes se incluyeran también en la definición de las categorías de amenaza y significaría una mejor descripción del riesgo de extinción y pérdida asociada de biodiversidad por endemidad. Esos otros aspectos a incluir son: la amplitud de hábitat, la extensión del área de distribución, la tendencia poblacional y las características de las islas donde se establecen las poblaciones (superficie y heterogeneidad ambiental).
- (11) Se indican las especies del *Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias* que sería necesario revisar, argumentando el porqué y justificando algunos posibles ‘desplazamientos’ entre categorías de amenaza.
- (12) Además, se ha ensayado una metodología y un modo de proceder analizando e interpretando datos que abordan el estudio de la rareza ecológica y el grado de amenaza actual de las especies de aves terrestres diurnas canarias a dos escalas: a nivel de isla (La Palma; **Apéndice 1**), y a nivel de especie (Corredor Sahariano, *Cursorius cursor*; **Apéndice 2**).

INTRODUCCIÓN

Patrones de extensión y abundancia de las especies: la rareza ecológica

Uno de los aspectos más llamativos y elementales de la historia natural es la enorme diferencia entre especies en la extensión de sus áreas de distribución, sus tamaños poblacionales, y sus abundancias, de manera que existen especies muy comunes y otras muy raras. Este aspecto no sólo es típico de la flora y fauna actuales, sino que también se observa en el registro paleontológico, tanto en ausencia de la actuación humana (extinciones en masa periódicas a lo largo de la vida en la Tierra; Hallam y Wignall, 1997; Erwin, 1998; Courtillot, 1999), como motivados por poblaciones humanas primitivas (por ejemplo extinción de las grandes faunas de mamíferos en América, o de especies animales insulares –Diamond *et al.*, 1989; Milberg y Tyrberg, 1993). Para explicar esta enorme variabilidad entre especies en el grado de rareza se ha recurrido a diversas hipótesis de índole biogeográfico (basadas en conceptos de insularidad, centros de especiación, existencia de barreras geográficas o en el efecto de limitantes ambientales), filogenético (relacionadas con la diversificación de la vida en la Tierra), alométrico (asociadas con la talla corporal), fisiológico (vinculadas con límites de tolerancia a factores abióticos), demográfico (p.e., fecundidad, esperanza de vida, reclutamiento reproductivo y potencial dispersivo de la descendencia), y ecológico (p.e. disponibilidad de recursos tróficos, competencia interespecífica; véase la revisión general de Gaston, 1994).

La actuación del hombre sobre los ecosistemas a través del uso del territorio ha influido sobre estos patrones naturales, de manera que ha conducido a la contracción de las áreas de distribución y a la reducción de los tamaños poblacionales de algunas especies, llegando incluso hasta su total extinción. Por ejemplo, aproximadamente el 1% de las especies de la Clase Aves se ha extinguido desde 1600 (Temple, 1985; Bibby, 1995), el 12% de sus especies actuales está incluido en la lista roja de la UICN, y se supone que una mayor proporción (70%) están en declive sin llegar a alcanzar el nivel de severo peligro de extinción (Baillie y Groombridge, 1996; BirdLife, 2000). Dentro de las causas directamente relacionadas con el efecto antrópico, la pérdida o degradación del hábitat es el principal motivo de amenaza en las aves (afecta a un millar de especies), seguida de la sobre-explotación (367 especies) para la obtención de alimento, el comercio de animales de jaula, la caza o la mera persecución de aves consideradas ‘no deseables’ (principalmente depredadores) y la introducción de especies invasoras que compiten favorablemente con las especies nativas amenazadas o

modifican perniciosamente su hábitat (p.e., se han identificado numerosos casos de plantas introducidas que alteran la vegetación natural y perjudican a 298 especies incluidas en BirdLife, 2000). En contraste, las causas naturales que suponen las principales fuentes de riesgo para las especies consideradas hoy amenazadas afectan a muchas menos especies, destacando entre las más importantes los desastres naturales (unas 125 especies de aves), y las interacciones con otras especies nativas (por competencia y/o depredación; unas 100 especies).

Frente a estos efectos negativos que promueven problemas de conservación y riesgos de extinción, la alteración de los ecosistemas naturales autóctonos (p.e., a través de la deforestación para la creación de terrenos agrícolas y ganaderos) ha favorecido a determinadas especies nativas, de manera que éstas han expandido sus áreas de distribución y han aumentado tanto sus tamaños poblacionales totales como sus densidades ecológicas en algunos medios (p.e., Thiollay, 1995; ver Carrascal *et al.*, 2002 para las aves del entorno de la Comunidad de Madrid). Por otro lado, la gran movilidad del hombre ha promovido la expansión, en cortísimas escalas de tiempo, de especies foráneas que han superado barreras geográficas que sin la intervención humana no hubiesen podido franquear (Vitousek *et al.*, 1996; Williamson, 1996). Así, el 2% de las especies de la Clase Aves (Lockwood, 1999; Lever, 1987) han tenido un enorme éxito al ser introducidos en nuevas regiones. De este modo, se ha producido la invasión de especies alóctonas, algunas de las cuales han tenido un enorme éxito y están afectando negativamente a numerosas especies animales autóctonas (caso de la serpiente *Boiga irregularis* en la isla de Guam –Fritts y Rodda, 1998–; el Lucio *Esox lucius* en muchos ríos europeos –p.e. Rincón *et al.*, 1990–; o el cangrejo rojo americano *Procambarus clarkii* –Geiger *et al.*, 2005). Estas tendencias hacia la extinción o enrarecimiento de muchas especies, y el favorecimiento de otras, están conduciendo hacia una homogeneización de las biotas terrestres (McKinney y Lockwood, 1999), aunque se ha argumentado que la riqueza a escala local ha aumentado con la introducción de especies alóctonas (al menos en plantas: Sax *et al.* 2002).

Los efectos deletéreos producidos por el hombre sobre las poblaciones animales en los últimos siglos no son inéditos en la historia de la vida en la Tierra, sino que también se han producido en el pasado en ausencia de la actuación humana. Así, nos encontramos con que la vida, tal y como la conocemos hoy, es consecuencia de fenómenos a escala planetaria asociados de la tectónica de placas y/o de movimientos del eje de la Tierra sobre el plano de la eclíptica (que provocaron la conversión en

desiertos secos –Sáhara– o fríos –Antártida– de zonas que en épocas pretéritas tuvieron faunas y floras riquísimas) o derivados de catástrofes por colisiones de meteoritos o de fenómenos volcánicos intensos y ampliamente extendidos. Estos grandes fenómenos, ajenos a la actividad humana, provocaron la extinción de muchas especies. Lo realmente nuevo del efecto de la acción humana sobre los patrones de distribución–abundancia de las especies en la Tierra es que desde la Revolución Industrial, y el posterior crecimiento exponencial de la población de nuestra especie, el fenómeno de la extinción está operando en unas cortísimas escalas de tiempo, de forma que las tasas de extinción de especies por unidad de tiempo puede que en la actualidad sean más altas que en ninguna otra época en la historia de la Tierra (véase controversia en relación con el libro de Lomborg, 2001; Moomaw, 2002; Bini *et al.*, 2005).

Por otro lado, la predisposición de las especies a presentar elevados riesgos de extinción se ha vinculado con el fenómeno ecológico de la rareza a través de mecanismos naturales (Williamson, 1989; Ricklefs y Bermingham, 2002). Así, la probabilidad de presentar problemas de conservación es mayor en especies de escasa abundancia (Pimm *et al.*, 1993; Mace y Kershaw, 1997; O'Grady *et al.*, 2004a), de reducidas extensiones geográficas (Manne *et al.*, 1999; Gage *et al.*, 2004), y en aquellas de preferencias de hábitat muy especializadas (Hawkins *et al.*, 2000; aunque ver Gage *et al.*, 2004). Este riesgo natural se multiplica en las especies cuya localización geográfica coincide con áreas sujetas a fuerte impacto humano (Hawkins *et al.*, 2000; McKinney, 2001) y que son utilizadas por el hombre (p.e., las especies cinegéticas, pesqueras o de interés para coleccionistas; Hawkins *et al.*, 2000; Dulvy *et al.*, 2003; Keane *et al.*, 2005).

Los patrones que definen la rareza, a su vez, se asocian con rasgos biológicos básicos fundamentados en aspectos alométricos que relacionan la talla corporal con las estrategias demográficas y tróficas. Así, las especies de mayor talla corporal suelen tener una baja tasa reproductiva y ocupar niveles altos en las pirámides tróficas (Peters, 1983), estando estos rasgos positivamente relacionados con la propensión a tener problemas de conservación (Pimm, 1991; Gittleman y Purvis, 1998; Russell *et al.*, 1998; Purvis *et al.*, 2000; Owens & Bennett, 2000; Gage *et al.*, 2004). Por otro lado, la extensión del área de distribución, los tamaños poblacionales, la densidad ecológica (abundancia por unidad de superficie), y las preferencias de hábitat también se relacionan alométricamente con la talla corporal. Las especies más grandes suelen tener menores tamaños poblacionales en regiones geográficas amplias (Gaston y Curnutt,

1998; Gaston *et al.*, 1998, Gregory y Gaston, 2000), tienden a ser localmente menos densas (Damuth, 1981; 1987; Peters y Realson, 1984; Damuth, 1991; Tellería y Carrascal, 1994; Marquet *et al.*, 1995; ver no obstante Maurer y Brown, 1988; Blackburn *et al.*, 1990; Cotgreave, 1994; Marquet *et al.*, 1995), y ocupan hábitats estructuralmente más simples (Morse *et al.*, 1985; Hacker & Steneck, 1990; Shorrocks *et al.*, 1991; Polo y Carrascal, 1999).

No obstante, existen algunos estudios que demuestran que las causas de la rareza y sus consecuencias sobre el estatus de conservación no son generalizables, ya que son distintas en función los contextos taxonómicos, geográficos y ambientales de estudio (plantas *vs.* aves y mamíferos, islas *vs.* continentes, ambientes forestales *vs.* estepáricos, áreas a baja altitud *vs.* zonas altimontanas). Por ejemplo, y en contra de lo esperado, Harris y Pimm (2004) no identifican un mayor riesgo de extinción para las aves intolerantes a la degradación del bosque atlántico brasileño que para las aves estrictamente dependientes de este hábitat. Sullivan *et al.* (2000) encuentran con dípteros europeos (familia Syrphidae) que las especies con peores estatus de conservación en las listas rojas tenían mayor tamaño corporal pero no manifestaron ningún patrón consistente en cuanto a la amplitud de hábitat. Hawkins *et al.* (2000) ponen de manifiesto con peces de arrecifes coralinos que las especies con estatus de conservación amenazado tienen áreas de distribución restringidas y presentan unos requerimientos de hábitat más específicos, aunque tienen menores tallas corporales que otras especies menos amenazadas. Sin embargo, Morris *et al.* (2000) encuentran que las especies de Serránidos de la subfamilia Epinephelinae de mares templados no cumplen el patrón clásico que asocia a las especies poco candidatas a manifestar problemas de conservación con áreas de distribución amplias y la producción de numerosos juveniles con alto potencial dispersivo.

La cantidad de especies extintas y la vulnerabilidad a la extinción no se reparte aleatoriamente dentro de los diferentes contextos filogenéticos (p.e., McKinney, 1997; Russell *et al.*, 1998; Purvis *et al.*, 2000; Lockwood *et al.*, 2000; Purvis *et al.*, 2000; Gage *et al.*, 2004), sino que tiende a ser más intenso en los linajes con pocas especies. Aunque esto parece ser la tendencia común en Aves y Mamíferos (Gittleman y Purvis, 1998), no es el patrón observado en plantas vasculares (Schwartz & Simberloff, 2001), en donde la rareza está consistentemente asociada con la cantidad de especies dentro de un nivel taxonómico dado (orden, familia e incluso género; aunque véase Edwards y Westoby, 2000).

La relación entre los rasgos ecológicos de las especies y su grado de rareza depende de la región y escala espacial analizada (Murray *et al.*, 2002; Murray y Lepschi, 2004; Pilgrim *et al.*, 2004). Esto es, la rareza tampoco parece distribuirse geográficamente de modo aleatorio. Así, las zonas tropicales (especialmente la región Indomalaya) presentan más proporción de especies raras de mamíferos (Yu y Dobson, 2000) y peces (Hawkins *et al.*, 2000) que otras regiones biogeográficas. En el caso de las aves, en el extremo norte de la cordillera de los Andes se concentra la mayor densidad de especies totales, amenazadas o endémicas del planeta (Orme *et al.*, 2005). En Europa, los mayores niveles de rareza entre mamíferos se dan en latitudes meridionales (Baquero y Tellería, 2001). Aunque habitualmente se ha postulado que las especies insulares son más proclives a extinguirse que las continentales (Collar *et al.*, 1994), una vez que se controla el efecto filogenético y la extensión geográfica de las áreas de distribución se observa la tendencia contraria: las especies de pájaros continentales son más propensas a estar incluidas en categorías de amenaza seria que las especies insulares (Manne *et al.*, 1999). Otro aspecto chocante es el relativo a la cercanía de los asentamientos humanos densamente poblados, habitualmente identificado como un catalizador del riesgo de extinción. Sin embargo, Manne y Pimm (2001) no encuentran que la densidad de población humana que habita en el ámbito geográfico de los Passeriformes del ‘Nuevo Mundo’ se asocie con las categorías de amenaza de la UICN.

Todos estos resultados de trabajos de investigación reciente son sólo un botón de muestra que ponen de manifiesto que aunque la rareza y la propensión a tener problemas de conservación tienen bases demográficas, ecológicas y biogeográficas, no es posible generalizar globalmente a todos los grupos taxonómicos, ecosistemas y regiones geográficas. De estos resultados debería surgir una triple necesidad: (1) ser prudentes a la hora de definir umbrales críticos o patrones globales de amenaza por riesgo de extinción en la elaboración de estrategias de conservación; (2) matizar las generalizaciones y ser cuidadosos a la hora de extrapolar los resultados obtenidos en contextos geográficos y taxonómicos distintos al que se encuentra bajo estudio; y (3) obtener datos a escala local que cuantifiquen la rareza ecológica y la propensión a mostrar problemas de conservación, tanto por causas humanas como antrópicas.

La categorización del riesgo de extinción

La categorización del estatus de conservación tiene como principal objetivo identificar el grado de amenaza de las especies, con el objetivo de evitar extinciones futuras y contribuir a la conservación de la biodiversidad a escala global (Pearman, 2002; Butchart *et al.*, 2004). El estatus de conservación de especies según aparecen en las "listas rojas" está siendo utilizado con el objeto de identificar, definir, priorizar y contrastar la valía de áreas de conservación (p.e., Hilty y Merenlender, 2000; Cassidy *et al.*, 2001; Rey Benayas y de la Montaña, 2003). Esto es especialmente importante si se tiene en cuenta que algunos modelos basados en la relación superficie–número de especies y el impacto creciente del hombre sobre áreas y ecosistemas aún no muy afectados predicen unas extinciones catastróficas de cerca del 50% de las especies conocidas durante los próximos 100 años (Brown, 1995; McKinney, 1998; Wilson, 2002; pero ver Lomborg, 2001). Estas extinciones no tienen porqué afectar completamente a las especies, sino que pueden circunscribirse a determinados sectores de su distribución (p.e., a los bordes del área de distribución). En este contexto, la categorización del estatus de conservación y la definición de listas rojas han sido desarrolladas a distintas escalas espaciales (mundial, continental y política –nacional o regional).

A la hora de establecer listados de especies según su estatus de conservación se recurre a la inclusión de las mismas en categorías de amenaza. En numerosas ocasiones se ha recurrido a criterios verbales de muy difícil cuantificación y contraste, basados en la experiencia personal de un grupo reducido de expertos (p.e. Libro Rojo de Vertebrados de España, Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Catálogo de Especies Amenazadas de Madrid). Recientemente, se ha optado por categorías expresables cuantitativamente que definen límites por debajo de los cuales el grado de amenaza de una especie, y por tanto su peligro de extinción, aumenta (p.e., criterios UICN –Gärdenfors, 2001–, o SPEC europeos para Aves –Tucker y Heath, 1994–). Estos criterios cuantitativos están basados en aspectos relacionados con el tamaño poblacional, la extensión del área de distribución, y las tendencias temporales observadas recientemente o postuladas para el futuro (aunque acerca de los sesgos potenciales de estas medidas, véase p.e. Dunn, 2002; Hartley y Kunin, 2003; Cox, 2004; Murray y Lepschi, 2004). Esto es, se centran en el fenómeno de la rareza, entendiendo ésta como una medida de lo reducido de las poblaciones, de la localización de sus distribuciones tanto en extensión geográfica como en el gradiente de hábitats diferentes

ocupados, y de su susceptibilidad a experimentar a corto o medio plazo un empeoramiento demográfico o corológico (Rabinowitz, 1981; Yu y Dobson, 2000). Un ejemplo de la aplicación de estos criterios a escala nacional y de regiones concretas lo tenemos en el *Libro rojo de las aves de España* (Madroño *et al.*, 2004).

La estima del riesgo de extinción de una especie es un ejercicio científico que pretende estar libre de valoraciones subjetivas (Farrier, Whelan y Mooney, 2007). Sin embargo, el grado de amenaza no es más que una de las informaciones a tener en cuenta en el establecimiento de prioridades de conservación (un ejercicio de toma de decisiones), junto con otras relativas a su endemidad (¿podemos encontrar a la especie fuera de la población bajo estudio?), su particularidad filogenética (¿qué aporta este taxon a la diversidad evolutiva?), su funcionalidad en los ecosistemas (¿se trata de una especie clave o ingeniera de los ecosistemas que afecta a otras muchas?) e incluso a los valores culturales y las necesidades logísticas de las medidas a emplear y las posibilidades de recuperación tras ellas (Given y Norton, 1993; Mace y Lande, 1991). Aunque la necesidad de diferenciar entre la evaluación del riesgo de extinción y el establecimiento de prioridades de conservación y, por tanto, de reparto de recursos se expuso desde las primeras andaduras del sistema UICN (Mace y Lande, 1991), las organizaciones y agencias implicadas en la confección de las listas rojas suelen asumir que debe existir un vínculo entre tales listas rojas y el despliegue de respuestas de conservación (una presunción que resulta errónea en la práctica: Farrier *et al.*, 2007).

El sistema de reconocimiento y catalogación del grado de amenaza de taxones más reconocido internacionalmente es el de la Unión Internacional para la Naturaleza (UICN; IUCN, 2006). Este sistema fue diseñado para estimar el riesgo de extinción a escala mundial, es decir, considerando el conjunto de poblaciones de un taxon en toda su área de distribución (Gärdenfors, 2001) y tiene como objetivo evitar extinciones futuras y contribuir a la conservación de la biodiversidad a escala global (Pearman, 2002; Butchart *et al.*, 2004). Este sistema de catalogación de la UICN se fundamenta en tres pilares básicos divididos en cinco criterios generales de evaluación: la tendencia poblacional (criterio A), el área de distribución (criterio B) y el tamaño poblacional (criterios C y D), que en los taxones privilegiados para los que existan más estudios se pueden evaluar conjuntamente mediante un análisis cuantitativo, por ejemplo con un análisis de viabilidad poblacional (criterio E; Gärdenfors, 2001). Cada taxon se examina bajo estos criterios y se le asigna una u otra categoría de amenaza si supera determinados valores umbrales, seleccionando, por un principio de prudencia, la

categoría más alta de entre las asignables. De esta manera una especie se catalogará como amenazada cuando en el conjunto de su área de distribución mundial esté en declive, o bien ocupe una pequeña superficie, o bien tenga un tamaño poblacional extremadamente pequeño o simplemente pequeño pero con tendencia regresiva. Esto es, la evaluación del riesgo de extinción se centra en el fenómeno de la rareza, entendiendo ésta como una medida de lo reducido de las poblaciones, de la localización de sus distribuciones tanto en extensión geográfica como en el gradiente de hábitats diferentes ocupados, y de su susceptibilidad a experimentar a corto o medio plazo un empeoramiento demográfico o corológico (Rabinowitz, 1981; Yu y Dobson, 2000). Cuanto más extremos y negativos sean estos rasgos, mayor será la categoría de amenaza. Estas evaluaciones se resumen en las llamadas listas rojas (o libros rojos) que presentan a las especies amenazadas y las razones por las que se considera como tales.

Este sistema es considerado por la comunidad internacional como un importante avance en la conservación de la naturaleza. Así, la propia lista roja y los datos que necesariamente han de compilarse para su confección se consideran herramientas útiles en los ámbitos de la planificación, manejo, seguimiento y toma de decisiones concernientes a las especies (Butchart *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2006). Por otro lado, los criterios en que se basa el sistema de catalogación, especialmente los relativos al tamaño y la tendencia poblacional, se correlacionan bien con el riesgo de extinción de algunas especies estimado a través de modelos cuantitativos de viabilidad poblacional (O'Grady *et al.*, 2004). No obstante, la aplicación de este sistema de evaluación a escala global (p.e., todo el área de distribución de las especies, o extensiones geográficas y políticas enormes, como Europa) presenta problemas de objetividad y replicabilidad, y limitaciones a nivel lógico y de utilidad desde la perspectiva de la conservación de la 'biodiversidad' y a nivel de diseño y obtención de datos (Mace y Lande, 1991; Possingham *et al.*, 2002; Golding, 2004; Keller y Bollmann, 2004; Carrascal y Palomino, 2006). Así, obligan en la inmensa mayoría de las especies a efectuar extrapolaciones o proyecciones muy aventuradas sin ser apoyadas por sólidos argumentos numéricos, e implican que la rareza se puede describir homogénea y universalmente para todos los taxa, pese a sus diferencias demográficas, ecológicas y biogeográficas.

Los criterios cuantitativos para definir categorías de amenaza, en el sistema UICN y en otros, suelen estar basados en valores umbral que se aplican homogéneamente a especies muy distintas respecto su identidad taxonómica (p.e., Aves

vs. Anfibios; Passeriformes vs. Falconiformes), recursos tróficos de los que dependen (p.e., herbívoros vs. insectívoros vs. ‘superdepredadores’), o talla corporal y fenómenos biológicos asociados con ella alométricamente (p.e., especies de aves de 10 g vs. 1000 g y sus rasgos demográficos y ecológicos de espacio vital y densidad relacionados; Peters, 1983). El significado funcional que tienen estos valores umbral (que en el sistema UICN son los porcentajes de cambio en 10 años o 3 generaciones, tamaños poblacionales, extensiones geográficas) es muy distinto para diferentes taxa, y su aplicación estandarizada clasificando a las especies en las diferentes categorías de amenaza hace que carezcan de significado biológico para muchísimos organismos. Esto es especialmente patente en especies que se asocian con lo que antiguamente se denominaban ‘estrategas de la r ’ o especies de ciclo vital ‘rápido’ (p.e., numerosísimas especies de vertebrados de pequeña y mediana talla corporal con corta esperanza de vida, grandes fecundidades, bajos reclutamientos reproductivos, muy sensibles a elevadas mortandades por variación estocástica de sus recursos y variables físicas abióticas). Para estas especies los porcentajes de decremento de sus niveles poblacionales no tienen el mismo significado, en cuanto a grado de amenaza, que para otras especies que se aproximan a ‘estrategas de la k ’ o son de ciclo vital ‘lento’ (Reynolds, 2003). De hecho, los propios autores que diseñaron el actual sistema de categorías de la UICN avanzaban que sus criterios podrían cambiar entre grupos taxonómicos, que el uso de años (o de generaciones) en sus valores umbral respondía a cuestiones de pragmatismo y reconocían que el conjunto de criterios original es sólo directamente aplicable a vertebrados superiores (Mace y Lande 2001).

Pese a estas limitaciones, el sistema UICN de catalogación ha tenido tanto éxito que muchas agencias y organizaciones lo han empleado a escalas nacionales o locales, para lo que la propia UICN ha elaborado unas directrices de aplicación regional que, sin embargo, son menos conocidas y utilizadas (Miller et al., 2007). Estas directrices se fundamentan en que el grado de amenaza de un taxon para una población regional debe asignarse teniendo en cuenta tanto la posibilidad de migración entre poblaciones (es decir, considerando el posible efecto rescate de otras poblaciones fuente a la evaluada) como la relevancia numérica de la población bajo estudio respecto la mundial (UICN, 2003). Estas consideraciones conducen generalmente a una reducción del grado de amenaza propuesto inicialmente. Sin embargo, la aplicación de los criterios cuantitativos para la clasificación de especies en categorías de amenaza a escala global pierden necesariamente valor a escalas geográficas más reducidas. Esto es así porque si

la región para la que se aplican dichos criterios coincide con el borde de área de distribución para una especie, los cambios poblacionales y de expansión–contracción de la superficie ocupada por tal especie tienen un mayor grado de estocasticidad de lo que ocurre en otras áreas del centro del área de distribución. Es decir, la extensión y la abundancia de una especie en áreas marginales definidas según criterios políticos (en vez de biogeográficos) podrían cambiar erráticamente, estando sujetas a una variación estocástica independiente de su estado de conservación general.

Por otro lado, las experiencias de aplicación regional han levantado críticas al sistema por su alta exigencia de datos, lo que puede ser especialmente limitante en países ricos en biodiversidad pero pobres en los recursos necesarios para su estudio (Soberon y Medellín, 2007). En consecuencia, varios países han adoptado versiones modificadas de la propuesta de la UICN (Farrier *et al.*, 2007) que han sido criticadas a su vez por reducir el peso de los criterios objetivos en aras de una mayor factibilidad (Cuaron y de Grammont, 2007; de Grammont y Cuaron, 2006). El problema de fondo parece encontrarse en que las listas rojas son utilizadas por las agencias y los gobiernos en campos para los que no están diseñadas, principalmente en el establecimiento de prioridades de conservación –y, por tanto, de los fondos destinados para ello–, en el diseño de redes de reservas, en la imposición de límites a la explotación del medio natural y en informes sobre el estado del medio ambiente (véase el debate en: Lamoreux *et al.*, 2003; Possingham *et al.*, 2002). Por ejemplo, la inversión de esfuerzo de conservación suele hacerse pareja al grado de amenaza, de manera que se invierten más fondos en medidas dirigidas a las especies con mayor riesgo de extinción sin que se consideren sus posibilidades de recuperación. Y, sin embargo, si el objetivo de una estrategia de conservación es reducir la pérdida de biodiversidad en su conjunto, entonces la inversión de esfuerzo óptima podría requerir su reparto entre las especies que respondieran de forma más acusada a las medidas de conservación (Possingham *et al.*, 2002). Además, la aplicación objetiva de los criterios de la UICN en escalas locales se ha enfrentado con impedimentos de carácter político o sociológico (Cuaron y de Grammont, 2007; Virgós *et al.*, 2006). Por estos motivos, se ha propuesto que se desarrollen tres tipos de listas que organizaran las especies independientemente según su grado de amenaza, su prioridad de conservación y su uso normativo (de Grammont y Cuaron, 2006).

A estas limitaciones cabría añadir que la evaluación del riesgo de extinción de los taxones basada en sus patrones actuales de distribución, abundancia y tendencia

adolesce de circularidad lógica que constriñe su utilidad más al ámbito de la descripción que al del pronóstico. Esto es así porque un taxon se cataloga como amenazado cuando sus poblaciones constituyentes muestran ya señales preocupantes de conservación. Por ejemplo, el lince ibérico, distribuido en pocas poblaciones de escasos efectivos que muestran además una tendencia poblacional negativa, queda evaluado como muy amenazado (“en peligro crítico” de extinción, Rodríguez, 2002). En este caso la lista roja describe acertadamente que esta especie está muy amenazada porque sus poblaciones presentan actualmente un panorama poco halagüeño de conservación. El pronóstico es que el lince ibérico se extinguirá si no se ejecutan medidas que aumenten sus efectivos, cambien su tendencia poblacional y aumenten su número de poblaciones. Es decir, el sistema de evaluación identifica que la especie *Lynx pardina* está actualmente amenazada y prevé que de seguir así acabará desapareciendo. Sin embargo, sería también deseable una herramienta de prognosis que identificara cuáles taxones serían susceptibles de tener problemas de conservación antes de que realmente los tuvieran. El lince ibérico, dadas sus características ecológicas, evolutivas y biogeográficas, ¿cabría esperar que estuviera amenazado? Un análisis así permitiría en primer lugar actuar con anticipación, evitando, por ejemplo, actuaciones negativas sobre las especies más susceptibles, *aún antes de que estas estuvieran en peligro*. Además, tal herramienta identificaría las especies que tienen mayor riesgo de extinción de forma natural y para las que, por tanto, las actuaciones humanas conducentes a mejorar su estado de conservación son menos justificables y están más abocadas al fracaso. Por tanto, en nuestra opinión los parámetros utilizados por los criterios internacionales de catalogación deberían complementarse por otros con un mayor significado biológico, basados en la ‘valencia ecológica’ (p.e., amplitud de hábitat, de distribución altitudinal) y aspectos demográficos (p.e., estimas groseras de esperanza de vida, fecundidad, edad a la primera reproducción, que claramente distinguen especies como insectos y aves, o ‘micromamíferos’ y linces, o águilas y pequeños paseriformes). Hoy en día existen suficientes datos publicados en monografías y revistas científicas como para abordar este análisis complementario. Dar este paso supondría aunar los esfuerzos de gestores, naturalistas e investigadores para de este modo poder integrar el conocimiento científico con la necesidad de proporcionar recomendaciones de gestión con sólidas bases ecológicas.

Objetivos del trabajo

Este informe técnico se enmarca dentro del contexto dado en los párrafos anteriores sobre rareza ecológica, los determinantes del riesgo de extinción o de la propensión a tener problemas de conservación, y la catalogación del estado de amenaza en listas rojas. Su meta última es considerar todos estos conceptos dentro del contexto y peculiaridades de la insularidad, ya que por definición las islas suelen ser unidades espaciales generalmente pequeñas y aisladas, donde por necesidad las especies nunca alcanzan grandes efectivos poblacionales ni extensas áreas de distribución. Los **principales objetivos** son los siguientes:

- (1) Análisis de los aspectos biológicos, y el modo de trabajar con ellos, que deberían guiar el establecimiento de las categorías de estatus de conservación considerando la rareza ecológica-biogeográfica y la propensión a tener problemas de conservación.
- (2) Análisis de las bases biológicas de la rareza de las aves terrestres Canarias, para intentar esclarecer qué aspectos de la biología-ecología están asociados con la propensión a presentar problemas de conservación.
- (3) El diferente grado de rareza de las aves Canarias, ¿es atribuible a causas naturales autoecológicas y biogeográficas, o es debida mayoritariamente a efectos negativos inducidos por el hombre?
- (4) ¿Son válidas las categorías de conservación actuales, utilizadas a nivel Canario, para resaltar las especies más amenazadas?
- (5) Identificación de aquellas especies de aves Canarias para las cuales sería necesario efectuar una revisión de su estatus de conservación.

Además, y como **objetivos secundarios**, se ha ensayado una metodología y un modo de proceder analizando e interpretando datos que pretenden abordar el estudio de la rareza ecológica y el grado de amenaza actual de las especies de aves terrestres diurnas canarias a dos escalas: a nivel de isla, y a nivel de especie. Para ello se ha escogido a La Palma, isla de pequeño tamaño y cuya avifauna es aun poco conocida (Martín y Lorenzo, 2001) y se carece de datos cuantitativos concretos obtenidos con una metodología repetible (**Apéndice 1**). Como ilustración de los datos necesarios, aproximación analítica y limitaciones metodológicas a la hora de trabajar con una especie concreta, se ha escogido al Corredor Sahariano (*Cursorius cursor*; **Apéndice 2**), catalogada en el *Libro rojo de las aves de España* (Madroño *et al.*, 2004) como en Peligro Crítico y en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias (CEAC) como Vulnerable.

Modelo conceptual

En este informe proponemos un modelo conceptual *del riesgo de pérdida de biodiversidad al nivel de taxones* (objetivo 1). El modelo se basa tanto en la relación de un conjunto de rasgos biológicos de las especies con la propensión a tener problemas de conservación como en su singularidad, por lo que tiene en cuenta el riesgo de extinción y la pérdida de diversidad genética. Este modelo se calibrará con datos propios de las islas Canarias (objetivo 2), donde se evaluará el grado con el que la rareza de cada especie responde a patrones naturales y limita su respuesta a las medidas de conservación (objetivo 3). Después, las actuales figuras de conservación para la avifauna canaria se compararán con las predicciones del modelo para detectar, en particular, aquellas especies amenazadas que no estén adecuadamente recogidas en los catálogos (objetivos 4 y 5).

El modelo conceptual se basa en cuatro aspectos que se justifican en los siguientes párrafos: endemidad, abundancia (como densidad ecológica), extensión y tendencia poblacional. La abundancia, extensión y tendencia poblacional son los criterios básicos que, como ya se ha descrito, emplea la UICN para establecer las categorías de amenaza que estiman el riesgo de extinción de las poblaciones. Por otro lado, la endemidad describe el potencial de pérdida de diversidad genética.

Extensión del área de distribución, abundancia (densidad ecológica) y tendencia poblacional. Estos atributos se relacionan negativamente con la propensión a tener problemas de conservación y la UICN les otorga la misma importancia relativa para establecer las categorías de amenaza. Sin embargo, en los contextos insulares el territorio es normalmente pequeño (al menos en comparación con áreas fuente continentales) por lo que, en consecuencia, las poblaciones que lo habitan están más sometidas a la estocasticidad ambiental. Por ejemplo, es fácil que cualquier evento afecte en toda su extensión a un territorio reducido, y si es de tipo catastrófico (meteorología adversa, erupciones volcánicas) puede conducir a las poblaciones a la extinción. Los individuos afectados podrían tratar de migrar a otras zonas *fuera* de la isla, como lo harían de manera equivalente en áreas continentales, pero precisamente una de las características de las biotas insulares es la pérdida de la capacidad de migración. Por otro lado, cabe esperar que los taxones con mayor número de efectivos sean, a igualdad de otros factores, menos propensos a la extinción. La abundancia y la extensión del área de distribución se relacionan positivamente en un conjunto amplio de

taxones y ámbitos geográficos, de manera que las especies más extendidas son aquellas que alcanzan localmente mayores densidades. Sin embargo, esta relación no es universal y nosotros no la encontramos para la avifauna canaria (datos propios sin publicar), por lo que nuestro modelo incorpora también la densidad ecológica como medida complementaria para estimar el riesgo de extinción. Por último, la tendencia poblacional puede funcionar como un aviso de la existencia de problemas de conservación.

Endemicidad. Las islas en general, y las islas de tipo oceánico como las Canarias en particular, son territorios donde la biota está fuertemente sometida a procesos de migración y aislamiento que conducen a fenómenos ecológicos y evolutivos como alteraciones de su nicho ecológico, radiación y adaptación local. Estos fenómenos conducen a que las biotas insulares detenten un alto grado de singularidad, especialmente en los taxones de menores capacidades dispersivas. Así, en Canarias, aproximadamente el 22% de las especies vegetales son endémicas, es decir, su distribución mundial se reduce al archipiélago canario. Entre las aves, que tienen potencialmente una mayor capacidad dispersiva, se reconocen actualmente al menos una treintena especies y subespecies endémicas de Canarias o Macaronesia (Gobierno de Canarias, 2003). La singularidad es un atributo que tiende a considerarse positivamente en los sistemas de prioridad de conservación, ya que la pérdida de un taxon endémico es irreversible (por el contrario, un taxon no endémico puede desaparecer de una localidad pero conservarse aún en otra). A igualdad de otros atributos (extensión, abundancia y tendencia), el riesgo de pérdida de diversidad genética es mayor si el taxon evaluado es endémico.

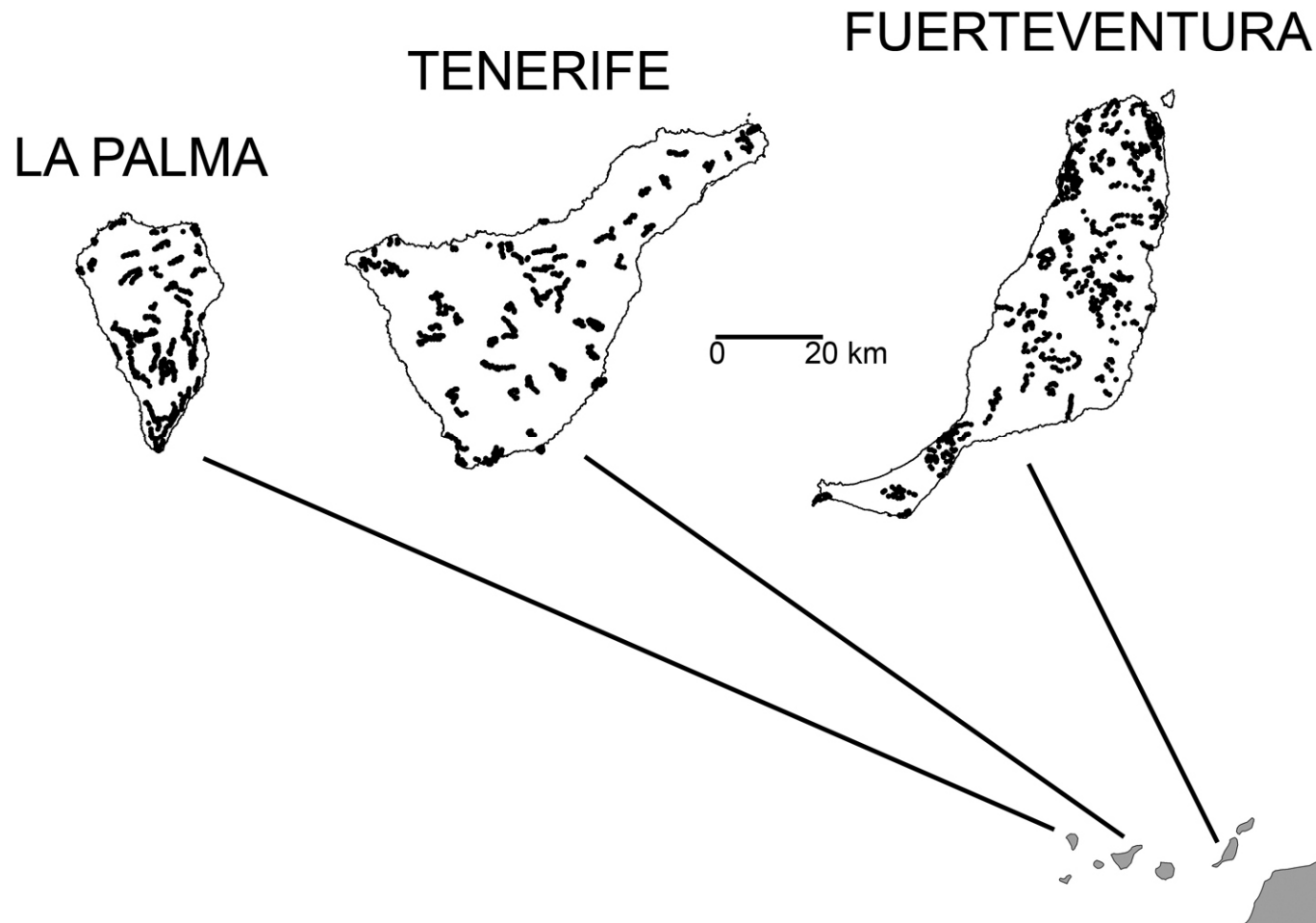


Figura 1: Distribución de los transectos de 0,5 km de longitud para cuantificar la abundancia y patrones de distribución de la avifauna terrestre canaria en cada una de las tres islas objeto de estudio. Cada punto representa un transecto (Tenerife: 592, Fuerteventura: 686, La Palma: 437).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Para este estudio se han elegido tres islas representativas de las características ambientales de todo el archipiélago Canario, teniendo en cuenta el tamaño de islas, la distancia al continente, la variación altitudinal y climática, las formaciones vegetales existentes y los usos del suelo por el hombre (Anónimo, 1980; González *et al.*, 1986; Rodríguez *et al.*, 2000; Santos, 2000): La Palma, Tenerife y Fuerteventura. Toda esta variación ambiental es importante considerarla, ya que los rasgos anteriormente citados son muy importantes determinando la biodiversidad de aves terrestres Canarias (Carrascal y Palomino, 2002).

Tenerife es una isla de 2059 km² localizada en el archipiélago de Canarias y distante 288 km de la costa africana. Su gran extensión y la existencia de un amplio gradiente altitudinal (desde el nivel del mar hasta el Teide a 3718 m) determina una gran diversidad de condiciones climatológicas y formaciones vegetales diferentes. Los principales medios autóctonos que pueden distinguirse son (1) tabaibales y cardonales-tabaibales dominados por plantas marcadamente xerófilas de porte arbustivo y subarbóreo (*Euphorbia* spp., *Plocama pendula*, *Kleinia neriifolia*) localizados en el piso basal (0-500 m); (2) monteverde constituido por laurisilvas y diferentes etapas seriales de su degradación (brezales y fayales-brezales), localizado en el norte de la isla entre los 500 y 1200 m de altitud y dominado por diferentes especies de árboles y arbustos arborescentes (*Erica arborea*, *Myrica faya*, *Persea indica*, *Ocotea foetens*, *Laurus azorica*, *Picconia excelsa* e *Ilex canariensis*); (3) diversas formaciones de porte arbustivo distribuidas por encima del cardonal-tabaibal hasta los 2500 m de altitud (jarales, codesares, retamares; dominados principalmente por *Spartocytisus* spp., *Chamaecytisus proliferus*, *Adenocarpus* spp., *Cistus* spp. y *Micromeria* spp.); (4) pinares de *Pinus canariensis* distribuidos desde los 1200 m en el norte de la isla y los 600 m en el sur hasta los 2100 m de altitud; (5) formaciones subalpinas localizadas por encima de los 2500 m y caracterizadas por una escasísima cubierta vegetal relegada a unos pocos caméfitos que se desarrollan sobre malpaisés y otros suelos volcánicos. A estos grandes tipos de paisaje hay que añadir formaciones agropecuarias derivadas de las actividades humanas que se localizan desde el nivel del mar hasta los 1000 m principalmente (plataneras, mosaicos de cultivo, pastizales) y áreas urbanas de distinto tamaño y desarrollo urbanístico.

La Palma (708 km²; 2.426 m de altitud máxima) es una de las Islas Canarias más alejadas del continente africano. También es una de las más jóvenes de todo el archipiélago (1-2 millones de años). De las tres islas estudiadas, es la de clima más oceánico, caracterizado por una mayor pluviosidad y unas temperaturas menos calurosas (Anónimo, 1980). A grandes rasgos, las características generales de su vegetación (como tipos de paisajes) son parecidas a las de Tenerife, aunque los tabaibales están menos representados, los cardonales ocupan actualmente una reducidísima extensión, las formaciones de monteverde están mucho más extendidas, los matorrales de altura ocupan un área muy pequeña y las formaciones subalpinas (por encima de 2.500 m) están ausentes. Por otro lado, hay un característico paisaje de medianías caracterizado por un poblamiento humano disperso, con pequeñas explotaciones agrícolas, praderas y parches remanentes de vegetación natural.

Fuerteventura (1730 km²; 807 m de altitud máxima), es de las tres islas la más cercana al continente Africano. Tiene un relieve suave, consistente con su historia geológica (20-22 millones de años), la más antigua de las tres estudiadas. El efecto combinado del clima desértico sahariano y su bajo relieve resultan en el predominio de formaciones vegetales estepáricas y subdesérticas, caracterizadas por el escaso desarrollo de la vegetación (tanto en cobertura como en desarrollo del estrato arbóreo). Además, sus hábitats naturales han sido intensamente explotados por el hombre desde antiguo, tanto de modo agrícola como ganadero, existiendo un marcado sobrepastoreo de cabras que causa un enorme daño a la vegetación (Rodríguez *et al.*, 1993). Las comunidades vegetales, marcadamente empobrecidas en comparación con las otras dos islas, están constituidas principalmente por unos pocos arbustos de marcado carácter xerofítico (*Launaea arborescens*, *Lycium intricatum*, *Salsola vermiculata*, *Suaeda* spp. y *Euphorbia* spp.) y por pequeños caméfitos y terófitos. Sin embargo, el grado de desarrollo de la vegetación es considerablemente diverso debido a las condiciones locales edáficas, de humedad, pendiente del terreno, intensidad de pastoreo y uso humano del suelo. Las ciudades y pueblos están ampliamente distribuidas por toda la isla, aunque son particularmente densos y grandes cerca de la costa debido a los desarrollos turísticos.

Muestreos y Método de censo.

A lo largo de cinco años consecutivos (2002, 2003, 2005, 2006 y 2007) se llevó a cabo el trabajo de campo en Tenerife, Fuerteventura y La Palma para cuantificar la

distribución y abundancia de las aves diurnas terrestres (Figura 1). Los censos realizados sólo incluyen medios terrestres, habiéndose descartado los acantilados costeros y las zonas húmedas artificiales (balsas, embalses).

Las fechas de muestreo para estimar los efectivos poblacionales y llevar a cabo programas de seguimiento son dependientes de la fase del ciclo biológico que se quiera cuantificar. En Aves, dicha decisión se efectúa en función de cuándo las poblaciones son más estables y/o más detectables. Mayoritariamente se suele seleccionar el período reproductor porque (1) en él se establece el tamaño poblacional de la población que va a dejar descendencia y que ocupa las áreas de reproducción; (2) las aves suelen estar vinculadas a localidades fijas sin mostrar vagabundeos o fugas prolongadas; (3) este período es el que se toma mayoritariamente para definir las categorías de amenaza atendiendo a criterios de tamaño poblacional y sus cambios temporales (p.ej., Criterios UICN); (4) suele ser el período de máxima detectabilidad (mayor actividad canora, fuerte territorialidad, facilidad de observación por alta frecuencia de visitas al lugar de nidificación para cebar a la prole). Estas fueron las razones que condujeron a seleccionar los meses más adecuados en cada caso para llevar a cabo los censos, considerando la información relativa a fenología de la reproducción de las especies de aves estudiadas disponible en Martín y Lorenzo (2001). Durante Abril de 2002 y 2003 se efectuaron los censos en Tenerife. En Marzo de 2005 y 2006 se llevaron a cabo en Fuerteventura. Por último, en La Palma se muestreó en Abril de 2007.

El método elegido fue el del transecto lineal, contabilizándose todas las aves vistas u oídas a lo largo del trayecto. Sólo se censó en días sin viento ni precipitaciones. La velocidad media de progresión andando fue de 1-3 km/h. Para más detalles acerca de esta metodología consúltese BIBBY et al. (2000). Debido a las horas de censo, las aves nocturnas quedaron excluidas de los inventarios (caso de *Asio otus* y *Tyto alba*). Los vencejos tampoco pudieron ser distinguidos con toda seguridad durante los censos, por lo que sólo se anotaron los individuos contactados sin identificarlos a nivel de especie (*Apus apus*, *A. unicolor* y *A. pallidus*), salvo en la isla de La Palma, donde debido a la casi exclusiva existencia de *Apus unicolor* (Martín y Lorenzo, 2001), sí que fueron censados. Tampoco fueron consideradas en los análisis las aves migradoras observadas sin constancia de reproducción segura y habitual en las tres islas.

Para obtener las estimas de densidad se ha utilizado el método del transecto lineal (véanse los detalles acerca de esta metodología en Bibby et al. 2000, Buckland et al. 2001, Buckland et al. 2004). Este es un método que se ha revelado de una gran

utilidad en aproximaciones extensivas, siendo muy adecuado en estudios comparados de patrones de distribución, preferencias de hábitat o cambios temporales en los efectivos poblacionales (véanse Gaston y Blackburn 2000, y referencias en Scott *et al.* 2002).

El método consiste en efectuar transectos de longitud conocida anotando las aves vistas u oídas a ambos lados del trayecto. Esta metodología es muy adecuada durante el período reproductor que es cuando las especies son más detectables (gran actividad canora) y las poblaciones son más estables por estar vinculadas a un lugar de reproducción. Los transectos se efectuaron a pie con una velocidad de progresión que evitase el conteo repetido de los mismos individuos, pero al mismo tiempo maximizase su detección. Mediante esta metodología se incrementa la probabilidad de detectar a especies raras, se cubre una mayor superficie de terreno y se maximiza el tiempo disponible de muestreo (i.e., no hay ‘tiempos muertos’ de traslado entre muestras, si se utilizasen, por ejemplo, parcelas puntuales). Los transectos se definieron en unidades de paisaje y tipos de hábitat lo más homogéneos posible, mediante el estudio de mapas 1:25.000, fotos aéreas en GoogleEarth, y visitas previas a las áreas de censo (generalmente en las horas centrales del día mediante recorridos en coche o a pie).

A continuación se especifica detalladamente el protocolo de muestreo que se ha llevado a cabo utilizando el método anteriormente expuesto. Dicho protocolo ha sido repetido exáctamente del mismo modo en Tenerife, La Palma y Fuerteventura. Dicho protocolo se ha aplicado de modo estandarizado a todas las unidades muestrales en todas las grandes formaciones ambientales distinguidas en las tres islas.

1. se efectuaron recorridos de 0,5 km de longitud campo ‘a través’ o sobre senderos o pistas poco transitadas por el tráfico rodado
2. los recorridos se efectuaron a pie a una velocidad ‘relativamente’ constante de 1-3 (principalmente 2) km/h
3. estas velocidades arrojaron un promedio de 3 muestras (transectos de 0,5 km) por hora, teniendo en cuenta además el tiempo dedicado a anotar los datos relativos a la estructura de la vegetación (véase más abajo)
4. el punto medio de cada uno de ellos fue georeferenciado mediante GPS (latitud, longitud y altitud); de este modo es posible localizar con exactitud (± 10 m) el centro de cada transecto sobre la cartografía y en bases GIS
5. se anotaron todos los individuos vistos u oídos a ambos lados del trayecto, estimando la distancia de observación perpendicular al transecto cuando era posible,

y definiendo si eran contactados a más o menos de 25 m del observador en relación con la trayectoria del transecto (ver más abajo)

6. no se consideraron los pollos volantes observados, de manera que de este modo se intentó evitar sesgos debidos a las diferencias altitudinales y de orientación dentro de la isla asociadas con la fenología de la reproducción
7. se eligieron las horas del día en las que es máxima la detectabilidad de las aves: 4 primeras horas de la mañana a partir de la salida del sol y 3 últimas horas de la tarde antes de la puesta (Bibby *et al.* 2000).

No todos los individuos, estando presentes en el momento del inventario, son contactados. Existen numerosas fuentes de variación que afectan a la detectabilidad, como son el diferente grado de conspicuidad visual de las especies, la cobertura vegetal que dificulta la visión, el uso del espacio, su actividad canora, la variación estacional y circadiana de su actividad o emisiones acústicas, etc (Tellería 1986, Bibby *et al.* 2000). Este hecho determina que las estimas de densidad estén sesgadas ‘a la baja’ (*i.e.*, subestimadas). Es más, las detectabilidades pueden ser muy diferentes en especies distintas. Por estos motivos se hace imprescindible el cálculo de las detectabilidades para cada una de las especies objeto de estudio.

Para que las densidades proporcionadas sean absolutas, es necesario calcular la distancia eficaz de censo de cada especie, utilizando para ello la distribución de los contactos en relación con la distancia de observación. Se pueden utilizar distintas bandas establecidas a priori (p.ej., 0-25, 25-50, 50-100, 100-250, 250-500 m) dentro de las cuales se incluyen todos los contactos (visuales y/o auditivos) con las especies de estudio, o efectuar una estima de la distancia perpendicular al observador a la cual se detectó al individuo. Con los datos de las distancias de observación de los individuos durante los transectos lineales se pueden obtener las curvas de detectabilidad, así como las distancias umbrales máximas a partir de las cuales las detectabilidades son tan bajas que las estimas de densidades son muy poco fiables (Thomas *et al.* 2002). Estos datos son fundamentales para corregir las densidades relativas obtenidas, y de este modo poder inferir los valores absolutos de individuos existentes (véase más abajo). En el cálculo de estos índices de detectabilidad se asume que es máxima en la línea de progresión del observador (*i.e.*, que no pasa desapercibida ningún individuo si el observador pasase sobre o bajo ella). La pérdida de detectabilidad con la distancia (a mayor distancia menor es la probabilidad de detectar un individuo) puede describirse mediante una serie de familias de funciones (p.ej., *half-normal*, *hazard-rate*, *binomial*)

entre las que se escoge por criterios estadísticos de adecuación de los datos (Buckland *et al.* 2001, 2004).

Aunque a lo largo de este proyecto hemos intentado estimar las distancias perpendiculares al trayecto de censo entre las aves y el observador, dicha estima no siempre fue posible debido a la densa cobertura de la vegetación. La estima de distancias fue factible en áreas abiertas con muy poca cobertura vegetal (caso de todos los transectos efectuados en Fuerteventura), pero sólo fue posible hacerlo en algunos ambientes de La Palma y Tenerife (e.g., tabaibales, matorrales de montaña, áreas agrícolas). Por este motivo, también se ha utilizado una aproximación más sencilla, que sin embargo produce resultados convergentes. Independientemente de cual sea la función matemática que mejor describe la disminución de la detectabilidad con la distancia al observador, matemáticamente se demuestra que la distancia eficaz (DEC) de censo es:

$$DEC = d / p(d) + t$$

donde d es la distancia umbral que define la banda de censo a ambos lados del observador (25 m en el caso de este estudio),

$p(d)$ es la proporción (tanto por uno) de individuos de todos los observados que se han visto dentro de la banda de censo definida por la distancia d a ambos lados del observador,

y t un término que depende de los parámetros matemáticos de la función que describe la pérdida de la detectabilidad con la distancia.

Se entiende por distancia eficaz de censo aquella dentro de la cual se hubiesen observado todas las aves detectadas de no haber existido pérdida de detectabilidad con la distancia.

El término t está íntimamente relacionado con la proporción $p(d)$. Cuando la proporción de aves observadas dentro de las bandas de d metros a ambos lados del observador [$p(d)$] es menor de 0.666 (i.e., dos terceras partes de las aves detectadas), entonces la distancia eficaz de censo real es virtualmente idéntica a la estimada por $d / p(d)$ (correlación entre ambas medidas: $r=0,999999$), siendo innecesario calcular el término t de la ecuación anterior. Sin embargo, cuando la proporción $p(d)$ es mayor que 0,666, entonces $d / p(d)$ sobre-estima la distancia eficaz de censo, aunque tanto las DEC reales y estimadas siguen estando muy intensamente relacionadas entre si ($r=0,968$). En estas circunstancias es necesario calcular el término corrector t .

Mediante cálculo integral y simulaciones de especies con distintas curvas de detectabilidad y distancias máximas de detección, se obtiene que trabajando con transectos lineales con distancias umbral $d = 25$ m, la distancia eficaz de censo se puede calcular mediante la siguiente expresión:

$$DEC = d / p(d) + 1 / (-29.6 + 29.5 \cdot p(d)^{0.0176})$$

Utilizando dicha ecuación, y trabajando con la proporción de aves detectadas a menos de 25 m a ambos lados del observador, la distancia eficaz real y la predicha son idénticas ($r^2=0,99999$; $DEC_{real} = -0,17 + 1,003 \cdot DEC$ predicha por la ecuación anterior).

Para la estima de las detectabilidades por el procedimiento anterior se han utilizado todos los contactos obtenidos en los muestreos efectuados en La Palma, Tenerife y Fuerteventura dentro del contexto de este proyecto. Debido a que las especies tienen unas marcadas preferencias de hábitat por ambientes concretos atendiendo a la estructura y volumen de la vegetación, y a que todos los transectos fueron llevados a cabo en las fechas más adecuadas para la reproducción dentro de cada isla, se considera que las distancias eficaces de censo obtenidas para cada especie son adecuadas para representar sus valores medios en Canarias. A continuación se muestran las distancias eficaces de cada especie calculadas, por uno u otro método (programa DISTANCE 5.0 - Thomas *et al.*, 2004- o la ecuación para DEC anteriormente presentada) en todos los censos efectuados en las tres islas.

	Distancia eficaz (m)
<i>Accipiter nisus</i>	124
<i>Alectoris barbara</i>	63
<i>Anthus berthelotii</i>	57
<i>Bucanetes githagineus</i>	33
<i>Burhinus oedicephalus</i>	48
<i>Buteo buteo</i>	224
<i>Calandrella rufescens</i>	52
<i>Carduelis cannabina</i>	40
<i>Carduelis carduelis</i>	34
<i>Carduelis chloris</i>	58
<i>Chlamydotis undulata</i>	77
<i>Columba bollii</i>	27
<i>Columba junoniae</i>	28
<i>Columba livia</i>	54
<i>Corvus corax</i>	199
<i>Coturnix coturnix</i>	44
<i>Cursorius cursor</i>	264
<i>Dendrocopos major</i>	34
<i>Erithacus rubecula</i>	38
<i>Falco tinnunculus</i>	112

<i>Falco pelegrinoides</i>	150
<i>Fringilla coelebs</i>	36
<i>Fringilla teydea</i>	28
<i>Lanius meridionalis</i>	62
<i>Miliaria calandra</i>	53
<i>Myiopsitta monachus</i>	26
<i>Motacilla cinerea</i>	44
<i>Neophron percnopterus</i>	166
<i>Parus caeruleus</i>	43
<i>Passer hispaniolensis</i>	35
<i>Petronia petronia</i>	14
<i>Phylloscopus canariensis</i>	50
<i>Pyrhocorax pyrrhocorax</i>	123
<i>Psittacula krameri</i>	33
<i>Pterocles orientalis</i>	103
<i>Regulus regulus</i>	19
<i>Saxicola dacotiae</i>	34
<i>Scolopax rusticola</i>	37
<i>Serinus canarius</i>	46
<i>Streptopelia decaocto</i>	29
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	20
<i>Streptopelia turtur</i>	41
<i>Sylvia atricapilla</i>	57
<i>Sylvia conspicillata</i>	46
<i>Sylvia melanocephala</i>	38
<i>Turdus merula</i>	48
<i>Upupa epops</i>	50

En cada transecto se definieron tres parcelas circulares de 25 m de radio en las cuales se midieron una serie de variables que describen la estructura del hábitat. Las tres parcelas circulares se localizaron a 125, 250 y 375 m del inicio de cada transecto de 0,5 km. En cada una de ellas se efectuaron estimas de la cobertura (en porcentaje) de roca desnuda, herbáceas en el suelo, estrato arbustivo, estrato arbóreo y de suelo urbanizado, así como de la altura media del estrato herbáceo, del matorral, del arbolado y de los edificios. Se establecieron 9 categorías de porcentajes de cobertura (0, 1, 2-5, 5-12, 13-25, 25-50, 50-75, 75-95, 95-100%) para facilitar su estima en el campo. Todas las estimas de cobertura y alturas se efectuaron visualmente previo entrenamiento consistente entre los distintos participantes en el proyecto. También se caracterizó cada transecto atendiendo a si incluían suelo con uso agropecuario (diversos tipos de cultivo o praderas de siega). La presencia de las principales especies de árboles se codificó atendiendo a si eran o no (si: 1 – no: 0) pinos o especies de laurisilva, o a si los arbustos eran tabaibas (*Euphorbia* spp), brezos, codesos/escobones, retamas o jaras (varias especies dentro de estas tres últimas categorías que definen biotipos estructurales). Las

características de los transectos se obtuvieron mediante el cálculo de la media de las tres estimas efectuadas en ellos. Además, se obtuvo con un GPS la altitud del punto central de cada transecto, y la pendiente media del terreno a partir de un modelo digital del terreno (dentro de un círculo de 250 m de radio alrededor del centro de cada transecto).

Para cada transecto se calculó un índice de volumen de la vegetación, calculado mediante el producto de la altura por la cobertura de la vegetación de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo (en este último caso se multiplicó la cobertura por $\frac{3}{4}$ de la altura media del arbolado, ya que generalmente el cuarto inferior de la altura del arbolado carecía de follaje). El desarrollo, volumen de la vegetación se expresó para cada transecto en $\text{m}^3 / 100 \text{m}^2$ de superficie.

Cuatro ornitólogos (Luis M. Carrascal y David Palomino en las tres islas, Javier Seoane en Fuerteventura y Vicente Polo en La Palma) realizaron 1.715 transectos lineales de 0,5 km (Tenerife: 592, Fuerteventura: 686, La Palma: 437). Considerando una duración media de unos 17 minutos por cada transecto (censo y datación de la estructura de la vegetación), en total se ha invertido 486 h netas de censo, repartidos a lo largo de 108 días-persona.

Considerando los transectos en los que cada especie fue detectada, y las características ambientales de los mismos, se calcularon las preferencias medias de hábitat de cada especie (las medias fueron ponderadas por el número de individuos detectados en cada transecto), así como la posición media dentro del gradiente de distribución altitudinal de cada isla.

Organización de la información

De la literatura científica se obtuvieron la masa corporal (en g) de cada especie (Perrins, 1998). Como para *Columba bollii*, *Columba junoniae* y *Apus unicolor* no se dispuso de la masa corporal, sus valores aproximados se calcularon a partir de modelos alométricos que relacionaban dimensiones lineales del tamaño (longitud de ala y del tarsometatarso) con la masa para otras especies con-familiares. De este modo se obtuvo un modelo para los Columbidae y otro para los Apodidae del Paleártico Occidental (5 especies en cada una de las dos familias). Dichos modelos ($\ln [\text{masa}]$ en función del $\ln [\text{longitud del ala}] + \ln [\text{longitud del tarsometatarso}]$) explicaron el 99% de la varianza en la masa corporal.

Las tendencias poblacionales más probables sufridas por cada una de las especies de aves terrestres diurnas Canarias, en cada una de las tres islas, se obtuvo a partir de la revisión de la literatura científica e informes técnicos a los que los autores tuvieron acceso (principalmente sintetizados en Martín y Lorenzo 2001). Se codificaron como **-1** (descenso) cuando las especies han sufrido una marcada reducción de sus efectivos poblacionales o sus áreas de distribución en los últimos 15-25 años (dependiendo de la información disponible para cada especie). Como **+1** (ascenso) cuando muy probablemente han aumentado sus efectivos o áreas de distribución en el mismo periodo. Y como **0** (cambios no constatables como seguros) cuando las especies se han mantenido aparentemente estables o fluctuantes sin tendencia clara en los últimos 15-25 años. Aunque esta información debe tomarse como una primera tentativa de estima grosera de tendencias poblacionales, a falta de otra más detallada aun no disponible (por ejemplo programa SACRE español de la Sociedad Española de Ornitología), consideramos que los criterios utilizados para datar las tendencias como -1, ó, +1 han sido tan restrictivos y conservadores que, *grosso modo*, ‘aciertan’ en las tendencias generales.

El grado de endemidad de las especies fue ordenado en cuatro categorías dependiendo de si la especie está introducida en Canarias (**0**), es una especie nativa no endémica de Canarias (**1**), es una subespecie endémica de al menos una isla (**2**), o es una especie endémica de Macaronesia central (Canarias y Madeira; **3**). Para ello se contó con la revisión efectuada por Martín y Lorenzo (2001) y la información aportada por los siguientes trabajos: Helbig *et al.* (1996), Pestano *et al.* (2000), Kvist *et al.* (2005), Dietzen *et al.* (2006), Packert *et al.* (2006), García-del-Rey *et al.* (2007) e Illera *et al.*, (2007).

Los transectos realizados fueron agrupados en diferentes formaciones vegetales – tipos de paisaje, atendiendo a su localización geográfica y estructura de la vegetación (ver **Apéndices** al final de este Informe). Cada una de ellas fue representada por al menos 20 has de censo (8 unidades de 0,5 km).

En Tenerife se distinguieron las siguientes:

- * alta montaña con muy poca vegetación.
- * retamares de zonas altas dominados por *Spartocytisus supranubius*.
- * matorrales de medianías, incluyendo jarales y formaciones dominadas por distintas especies de *Echium*.
- * brezales.

- * tabaibales bien desarrollados.
- * tabaibales xéricos poco desarrollados de zonas bajas.
- * zonas xéricas con muy poca cobertura vegetal en zonas bajas cercanas a la costa.
- * formaciones arboladas de Monteverde, incluyendo fayales y laurisilvas bien desarrolladas.
- * pinares de altura de *Pinus canariensis*.
- * pinares montanos de *Pinus canariensis* (por debajo de los 1750 m s.n.m.).
- * formaciones predominantemente herbáceas (generalmente sobre pendientes <10%).
- * zonas de fondo de barranco con vegetación muy variada de distintas especies de matorral, chumberas, arbolillos y palmeras.
- * medios agrícolas.
- * áreas urbanas.

En La Palma los ambientes distinguidos fueron:

- * matorrales de cumbre.
- * zonas de malpais recientes.
- * brezal-fayal denso.
- * tabaibales bien desarrollados.
- * formaciones arboladas de Monteverde, incluyendo fayales y laurisilvas bien desarrolladas.
- * pinares de *Pinus canariensis*.
- * zona de transición entre pinares de *Pinus canariensis* y el Monteverde, dominadas por el pinar pero con fuerte desarrollo de brezos y fayas en el estrato arbustivo y subarbóreo.
- * zonas de medianía dedicadas a la agricultura y con poblamiento disperso.
- * zonas de medianía antiguamente dedicadas a la agricultura, con fuerte regeneración del matorral y con poblamiento disperso.
- * plataneras en zonas bajas cercanas a la costa.
- * áreas urbanas de ciudades, pueblos y barriadas dispersas.

Por último, en Fuerteventura fueron:

- * tabaibales bien desarrollados en áreas de montaña con fuerte pendiente (>25%).
- * formaciones de matorral sobre laderas (pendiente >5%) con ralas con muy poca cobertura vegetal (generalmente por sobrepastoreo de cabras).

- * formaciones de matorral sobre laderas (pendiente >5%) con vegetación bien desarrollada.
- * tabaibales bien desarrollados sobre zonas llanas (generalmente sobre malpaises).
- * formaciones estepáricas con vegetación bien desarrollada.
- * formaciones estepáricas ralas con muy poca cobertura vegetal (generalmente por sobrepastoreo de cabras).
- * formaciones desérticas sobre suelos arenosos sueltos de jable.
- * pedregales y malpaises con muy poca cobertura vegetal (por sobrepastoreo de cabras y condiciones edáficas).
- * formaciones predominantemente herbáceas (generalmente sobre pendientes <10%).
- * tarajales a lo largo de cauces de arroyos.
- * medios agrícolas.
- * áreas urbanas.

Teniendo en cuenta los transectos efectuados en cada formación vegetal, y la distancia eficaz de censo de cada especie, se estimó la densidad en los distintos medios distinguidos en cada isla. La densidad fue expresada en aves / km².

Para cada especie se calculó su densidad máxima ecológica en cada isla. Esto es, la densidad máxima observada en las diferentes formaciones ambientales consideradas dentro de cada una de ellas. Estas densidades informan de los máximos poblacionales que pueden ser alcanzados en las formaciones ambientales donde cada especie establece sus principales preferencias de hábitat.

La amplitud de hábitat (AH) de las especies en cada una de las tres islas, en las diferentes formaciones ambientales distinguidas, se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$AH = (1 / \sum p_i^2) / nF$$

donde p_i es la proporción de la densidad en la formación i considerando la suma de densidades en todos los nF ambientes. Este índice varía entre 0 y 1, de manera que a mayor valor del índice le corresponde una mayor amplitud de hábitat de la especie (i.e., mayor valencia ecológica).

Todas las formaciones ambientales distinguidas en las tres islas se reagruparon en nueve categorías más generales. De este modo se pretendieron establecer las preferencias de hábitat generales de cada especie en todo el archipiélago. Cuando alguna de esas categorías de hábitat estaban representadas en más de una isla, se tomó la

densidad máxima observada, de manera que se dataron las preferencias máximas ecológicas de cada especie. Dichos datos se muestran en el último **Apéndice** de este Informe. Las formaciones ambientales generales fueron las siguientes:

- * formaciones estepáricas y xéricas de zonas llanas (pendiente <5%; en Fuerteventura y Tenerife).
- * tabaibales bien desarrollados (en las tres islas).
- * formaciones de matorral sobre laderas (pendiente >5%) con vegetación bien desarrollada (sólo en Fuerteventura).
- * formaciones arbustivas entre los 1.000 y 2.000 m de altitud (en La Palma y Tenerife).
- * áreas de alta montaña (a más de 2.000 m s.n.m.; en La Palma y Tenerife).
- * formaciones arboladas de monteverde, incluyendo fayales, laurisilvas y brezales densos (en La Palma y Tenerife).
- * pinares de *Pinus canariensis* (en La Palma y Tenerife).
- * medios agrícolas (en las tres islas).
- * áreas urbanas (en las tres islas).

Además se calcularon las amplitudes de hábitat de cada especie en estas nueve formaciones principales de todo el archipiélago utilizando la fórmula de AH anteriormente presentada. Las amplitudes de hábitat de cada una de las especies fueron las siguientes:

<i>Accipiter nisus</i>	0.33
<i>Alectoris barbara</i>	0.29
<i>Anthus berthelotii</i>	0.58
<i>Apus unicolor</i>	0.38
<i>Bucanetes githagineus</i>	0.42
<i>Burhinus oedicnemus</i>	0.32
<i>Buteo buteo</i>	0.50
<i>Calandrella rufescens</i>	0.29
<i>Carduelis cannabina</i>	0.33
<i>Carduelis carduelis</i>	0.19
<i>Carduelis chloris</i>	0.24
<i>Chlamydotis undulata</i>	0.21
<i>Columba bollii</i>	0.14
<i>Columba junoniae</i>	0.21
<i>Columba livia</i>	0.36
<i>Corvus corax</i>	0.62
<i>Coturnix coturnix</i>	0.21
<i>Cursorius cursor</i>	0.11
<i>Dendrocopos major</i>	0.11

<i>Erithacus rubecula</i>	0.33
<i>Falco pelegrinoides</i>	0.17
<i>Falco tinnunculus</i>	0.75
<i>Fringilla coelebs</i>	0.23
<i>Fringilla teydea</i>	0.11
<i>Lanius meridionalis</i>	0.55
<i>Miliaria calandra</i>	0.12
<i>Motacilla cinerea</i>	0.25
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.11
<i>Neophron percnopterus</i>	0.35
<i>Parus caeruleus</i>	0.48
<i>Passer hispaniolensis</i>	0.22
<i>Petronia petronia</i>	0.11
<i>Phylloscopus canariensis</i>	0.56
<i>Psittacula krameri</i>	0.15
<i>Pterocles orientalis</i>	0.24
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	0.37
<i>Regulus regulus</i>	0.24
<i>Saxicola dacotiae</i>	0.28
<i>Scolopax rusticola</i>	0.22
<i>Serinus canarius</i>	0.43
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.14
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	0.11
<i>Streptopelia turtur</i>	0.36
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.39
<i>Sylvia conspicillata</i>	0.44
<i>Sylvia melanocephala</i>	0.30
<i>Turdus merula</i>	0.44
<i>Upupa epops</i>	0.48

Distribución geográfica a escala continental

De Hagemeyer y Blair (1997) y Perrins (1998) se obtuvieron los datos cuantitativos sobre los baricentros de distribución en el suroeste del Paleártico Occidental de cada especie que habita las Islas Canarias. Para aquellas especies endémicas de Macaronesia que, por tanto, no habitan en el continente se han elegido las conoespecíficas más emparentadas filogenéticamente: *Anthus campestris* – *Anthus berthelotii*, *Columba bollii* y *Columba junoniae* – *Columba palumbus*, *Fringilla coelebs* – *Fringilla teydea*, *Phylloscopus collybita-ibericus* – *Phylloscopus canariensis*, *Saxicola torquata* – *Saxicola dacotiae*, *Serinus serinus* – *Serinus canarius*. Para ello se utilizó una aproximación mixta de muestreo estratificada - al azar sobre las cuadrículas de 50 x 50 km de dicho atlas. La superficie europea se dividió en cuatro grandes estratos: Fenoscandia - Países Bálticos, Centroeuropa Occidental, Centroeuropa



Figura 2: Mapa del suroeste del Paleártico Occidental en el que se señalan los 22 bloques UTM de 150 x 150 km (puntos gruesos) en los que se ha medido la frecuencia de aparición de las especies dentro de cuadrículas UTM de 50 x 50 km. Dichos bloques se han seleccionado al azar.

Oriental, Cuenca Mediterránea y Norte de África (Figura 2). En el conjunto de estas regiones se extrajeron al azar 22 bloques UTM de 150 x 150 km, eligiendo sólo áreas con buena cobertura de prospección (se evitaron las cuadrículas UTM de 50 x 50 km de color gris dentro de Hagemeyer y Blair, 1997): 4 en el sector Fenoscandia-Países Bálticos, 4 en el Centroeuropeo Occidental, 4 en el Centroeuropeo Oriental, 4 en la Cuenca Mediterránea y 5 en el Norte de África. Contando con el rango de variación geográfica (latitudinal y longitudinal) de cada una de estas cuatro regiones, se generaron al azar valores posicionales dentro de cada región utilizando la función aleatoria de Microsoft Excel. El proceso de selección de bloques UTM de 150 x 150 km se repitió en aquellos casos en que los bloques extraídos coincidiesen con zonas marinas o costeras. Cada bloque UTM de 150 x 150 km está constituido por 9 cuadrículas UTM de 50 x 50 km para los cuales se contaba con datos de presencia / ausencia de cada

especie. De este modo, se pudieron calcular las frecuencias de aparición de cada especie dentro de cada bloque UTM de 150 x 150 km (con diez niveles: de 0 a 9 presencias). Considerando la latitud y longitud del centro de cada bloque UTM de 150 x 150 km y la frecuencia de aparición de cada especie dentro de éstos, se obtuvo el baricentro de distribución europeo de las 48 especies de aves terrestres diurnas canarias, expresado en grados sexagesimales de longitud y latitud (véase Blondel, 1979 para una aproximación similar). Además, se calculó la distancia desde las Islas Canarias al borde de distribución más cercano de cada especie (o su conespecífico más cercano) en el continente. Estos datos que describen los patrones corológicos de las especies en Canarias se muestran en la Tabla 3.

Análisis de datos

Se ha propuesto que los atributos ecológicos en el tiempo actual pueden estar determinados por la adscripción filogenética de las especies, originándose lo que se conoce como conservación filogenética del nicho ecológico que, muy simplificada, consiste en que las especies próximas tienden a tener similitudes en su abundancia, extensión y preferencias de hábitat (Wiens, 2004). De darse este patrón en las especies de aves canarias, estas no podrían considerarse como unidades independientes en los análisis estadísticos y se haría necesario tener en cuenta sus relaciones de parentesco. Para cuantificar y controlar este posible efecto utilizamos una regresión filogenética por eigenvectores o PVR (de “phylogenetic eigenvector regression”; Diniz *et al.*, 1998). En este tipo de regresión se hace en un primer paso un análisis de coordenadas principales o PCoA (“principal coordinates analysis”) sobre una matriz de distancias filogenéticas entre las especies. Este análisis permite reconocer un número pequeño de vectores (“eigenvectores” o componentes) que resumen la información filogenética de la matriz y que, en un segundo paso, pueden emplearse como variables explicativas adicionales en los modelos subsiguientes (frecuentemente de tipo regresión, de ahí el nombre de la técnica).

En este trabajo construimos dos matrices de distancias basadas en la hipótesis filogenética de Sibley y Alquist (1990) y en revisiones taxonómicas más recientes para alcanzar una mayor resolución (Helbig *et al.*, 1996; Pestano *et al.*, 2000; Kvist *et al.*, 2005; Dietzen *et al.*, 2006; Packert *et al.*, 2006; García-del-Rey *et al.* 2007; Illera *et al.*,

2007 y comentarios generales en Martín y Lorenzo, 2001). La primera matriz contempla las distancias filogenéticas para las 48 especies en el conjunto de las islas, mientras que la segunda incorpora las distancias entre los 101 taxones-isla considerados (en este caso la presencia de una misma especie en dos islas se consideraba como dos unidades taxon-isla diferentes). El PCoA sobre cada matriz identifica un número de componentes filogenéticos independientes que se emplea después en los modelos subsiguientes (regresiones lineales y ANCOVA) para controlar el posible efecto que la filogenia puede tener sobre la relación entre el resto de variables.

Otros métodos estadísticos utilizados han sido la regresión múltiple, la regresión logística, el análisis de la covarianza y el análisis de las componentes principales. Cada vez que son utilizados se detalla su uso en el texto. Todos los análisis se han llevado a cabo con Statistica 6.0 o con S+2000.

Debido a que el análisis y la catalogación del grado de amenaza de las poblaciones en entornos geográficos de reducidas dimensiones (como es el caso de las islas) plantea el problema de que todas ellas estarían amenazadas considerando criterios internacionales (establecidos a escala de todo el área de distribución de las especies en masas continentales; p.e., UICN) se ha utilizado un procedimiento relativo de valoración de la amenaza. Para ello se han utilizado los residuos de los modelos de regresión para cuantificar hasta qué punto una especie es más rara (menor densidad ecológica máxima y menor área de distribución) de lo que cabría esperar en el Archipiélago Canario teniendo en cuenta predictores autoecológicos (ver más adelante), considerando tanto a especies amenazadas como de estatus de conservación seguro según El Libro Rojo de las Aves de España (Madroño et al., 2004) y el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias. De este modo se pretenden soslayar aspectos tautológicos de la aplicación de criterios UICN a escala insular (i.e., las especies raras tienen pocos efectivos poblacionales y pequeñas áreas de distribución; en zonas de reducidas dimensiones las especies han de ser escasas y estar poco distribuidas; *ergo*, en zonas pequeñas las especies están amenazadas), generando nuevos esquemas de trabajo alternativo de más coherencia en entornos insulares.

Tabla 1	ISLA	PESO	pUTM	AH	ALTITUD	VOLVEG	CHERB	CMAT	HMAT	CARB	HARB	CURBANO	CAGRICOLA
<i>Accipiter nisus</i>	LP	204	0.65	0.41	945	329	19.4	31.2	1.6	43.8	9.4	1.0	20.4
<i>Accipiter nisus</i>	TF	204	0.44	0.14	1621	481	3.2	16.7	1.3	51.1	13.5	0.0	0.0
<i>Alectoris barbara</i>	FV	480	0.72	0.41	145	15	14.3	14.7	0.7	2.5	1.4	0.0	8.7
<i>Alectoris barbara</i>	LP	480	0.88	0.31	982	101	10.5	36.5	1.0	16.2	5.9	0.5	11.3
<i>Alectoris barbara</i>	TF	480	0.77	0.17	473	46	28.2	50.3	0.8	2.3	1.7	1.6	13.5
<i>Anthus berthelotii</i>	FV	16.5	0.94	0.77	176	8	16.8	12.5	0.5	0.7	0.4	0.3	15.9
<i>Anthus berthelotii</i>	LP	16.5	0.88	0.20	1599	43	4.9	50.9	0.8	0.9	0.6	0.7	6.0
<i>Anthus berthelotii</i>	TF	16.5	0.95	0.45	622	22	29.9	24.2	0.7	1.0	1.0	0.8	37.3
<i>Apus unicolor</i>	LP	28.8	0.94	0.49	418	86	15.9	17.7	0.9	26.2	3.8	8.0	66.6
<i>Bucanetes githagineus</i>	FV	18.1	0.91	0.62	234	8	20.9	12.3	0.4	0.5	0.3	0.5	22.3
<i>Bucanetes githagineus</i>	TF	18.1	0.13	0.11	183	9	11.8	12.9	0.5	0.3	0.5	0.8	21.1
<i>Burhinus oediconemus</i>	FV	461	0.84	0.51	152	8	19.2	11.1	0.4	1.4	0.7	0.0	35.7
<i>Burhinus oediconemus</i>	LP	461	0.24	0.18	438	50	30.0	35.0	1.1	3.9	2.7	2.5	54.5
<i>Burhinus oediconemus</i>	TF	461	0.21	0.09	384	27	6.0	37.8	0.7	0.2	0.3	0.5	13.2
<i>Buteo buteo</i>	FV	806.5	0.72	0.44	261	10	20.7	14.6	0.5	0.9	0.5	0.0	21.0
<i>Buteo buteo</i>	LP	806.5	0.76	0.53	699	92	17.6	30.9	1.2	16.5	4.8	3.1	25.7
<i>Buteo buteo</i>	TF	806.5	0.72	0.27	529	54	27.7	47.0	0.9	5.4	1.9	1.4	19.2
<i>Calandrella rufescens</i>	FV	23.3	0.81	0.54	166	7	20.7	9.8	0.3	0.8	0.4	0.0	35.4
<i>Carduelis cannabina</i>	FV	17.6	0.75	0.55	220	12	17.4	14.2	0.5	1.8	1.3	8.7	9.8
<i>Carduelis cannabina</i>	LP	17.6	0.76	0.26	472	50	31.7	28.5	1.2	5.2	3.6	6.1	84.4
<i>Carduelis cannabina</i>	TF	17.6	0.82	0.18	644	24	64.9	17.3	0.8	1.3	1.6	1.7	86.9
<i>Carduelis carduelis</i>	FV	16	0.22	0.19	165	29	20.6	13.8	0.9	6.2	3.2	1.3	57.5
<i>Carduelis carduelis</i>	TF	16	0.38	0.20	454	30	23.6	26.8	0.7	2.6	3.7	27.0	46.2
<i>Carduelis chloris</i>	TF	26.5	0.54	0.16	516	31	25.0	14.8	0.7	5.5	4.6	36.9	54.2
<i>Chlamydotis undulata</i>	FV	1245	0.47	0.23	155	6	21.1	10.3	0.3	0.0	0.0	0.0	29.6
<i>Columba bollii</i>	LP	286	0.41	0.14	896	667	16.9	34.3	1.9	70.1	12.9	0.0	0.0
<i>Columba bollii</i>	TF	286	0.28	0.14	854	411	2.5	29.4	1.8	65.9	8.2	0.1	0.6
<i>Columba junoniae</i>	LP	328.7	0.53	0.27	940	520	16.1	35.8	1.9	58.0	11.7	0.3	6.5
<i>Columba junoniae</i>	TF	328.7	0.23	0.07	926	587	0.0	19.0	1.8	83.2	10.0	0.0	0.0
<i>Columba livia</i>	FV	216	0.97	0.21	134	23	13.5	7.4	0.7	5.7	4.3	33.8	13.0
<i>Columba livia</i>	LP	216	1.00	0.45	413	70	19.9	24.5	1.1	16.7	3.7	13.4	74.9

	ISLA	PESO	pUTM	AH	ALTITUD	VOLVEG	CHERB	CMAT	HMAT	CARB	HARB	CURBANO	CAGRICOLA
<i>Columba livia</i>	TF	216	1.00	0.31	390	25	17.4	26.3	0.6	2.3	3.5	36.6	16.0
<i>Corvus corax</i>	FV	1250	0.81	0.81	185	9	17.3	12.5	0.5	1.3	0.7	0.0	18.9
<i>Corvus corax</i>	LP	1250	0.76	0.31	1111	215	13.1	40.4	1.6	33.1	6.8	0.4	7.2
<i>Corvus corax</i>	TF	1250	0.41	0.07	2202	39	0.0	36.7	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Coturnix coturnix</i>	FV	98.4	0.28	0.24	198	10	30.1	10.7	0.4	1.4	0.7	0.0	72.8
<i>Coturnix coturnix</i>	LP	98.4	0.53	0.18	438	50	30.0	35.0	1.1	3.9	2.7	2.5	54.5
<i>Coturnix coturnix</i>	TF	98.4	0.21	0.07	596	26	43.0	20.8	0.8	1.5	2.4	3.6	100.0
<i>Cursorius cursor</i>	FV	108	0.66	0.20	87	3	9.6	7.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Dendrocopos major</i>	TF	80.7	0.31	0.14	1629	472	3.1	16.4	1.2	50.6	13.4	0.0	0.0
<i>Erithacus rubecula</i>	LP	16.7	0.65	0.30	997	514	14.9	34.3	1.8	56.7	11.9	0.3	3.3
<i>Erithacus rubecula</i>	TF	16.7	0.51	0.33	957	297	7.1	35.1	1.7	48.3	7.4	0.3	4.2
<i>Falco pelegrinoides</i>	FV	469.8	0.25	0.16	67	9	8.7	13.2	0.6	0.0	0.1	0.0	0.0
<i>Falco pelegrinoides</i>	LP	469.8	0.53	0.09	327	67	16.1	57.3	1.1	0.3	0.7	0.0	4.9
<i>Falco tinnunculus</i>	FV	174.5	0.88	0.32	159	22	19.2	13.7	0.8	5.0	2.6	0.0	42.5
<i>Falco tinnunculus</i>	LP	174.5	0.88	0.73	648	67	13.4	27.9	1.0	15.9	3.6	5.9	39.8
<i>Falco tinnunculus</i>	TF	174.5	0.97	0.64	804	41	27.5	30.6	0.8	6.8	2.8	2.5	28.1
<i>Fringilla coelebs</i>	LP	23	0.71	0.29	1062	382	13.2	36.4	1.8	48.2	9.8	0.3	2.2
<i>Fringilla coelebs</i>	TF	23	0.33	0.22	833	279	8.3	35.3	1.7	51.2	6.3	0.5	6.7
<i>Fringilla teydea</i>	TF	30.1	0.33	0.16	1563	475	3.7	19.0	1.3	51.1	13.2	0.0	0.0
<i>Lanius meridionalis</i>	FV	63.5	0.81	0.80	160	11	16.4	12.9	0.6	2.0	1.1	1.4	15.7
<i>Lanius meridionalis</i>	TF	63.5	0.38	0.30	875	22	7.0	25.1	0.7	3.5	1.2	0.5	13.4
<i>Miliaria calandra</i>	FV	43	0.56	0.21	212	9	31.8	9.3	0.4	1.1	0.5	0.0	77.2
<i>Miliaria calandra</i>	TF	43	0.33	0.09	694	19	86.1	7.9	0.7	0.4	1.0	0.4	100.0
<i>Motacilla cinerea</i>	LP	18	0.88	0.29	321	81	16.3	16.4	0.9	25.9	3.7	18.5	84.1
<i>Motacilla cinerea</i>	TF	18	0.87	0.31	277	15	3.4	5.7	0.4	3.1	6.0	87.3	0.0
<i>Myiopsitta monachus</i>	FV	102	0.06	0.08	111	25	10.4	3.7	0.6	6.1	5.3	56.1	0.0
<i>Myiopsitta monachus</i>	TF	102	0.23	0.07	481	32	25.1	30.8	0.7	2.5	3.5	23.3	35.9
<i>Neophron percnopterus</i>	FV	2035	0.38	0.39	193	9	18.9	13.0	0.4	1.4	0.7	0.0	24.3
<i>Parus caeruleus</i>	FV	11.3	0.34	0.34	218	23	19.4	15.4	0.8	4.7	2.6	4.1	33.0
<i>Parus caeruleus</i>	LP	11.3	0.76	0.46	1035	337	14.0	32.2	1.6	41.2	10.4	1.5	12.1
<i>Parus caeruleus</i>	TF	11.3	0.90	0.56	906	196	10.8	35.7	1.3	32.0	7.0	4.1	5.7

	ISLA	PESO	pUTM	AH	ALTITUD	VOLVEG	CHERB	CMAT	HMAT	CARB	HARB	CURBANO	CAGRICOLA
<i>Passer hispaniolensis</i>	FV	27	0.94	0.24	143	24	15.7	8.7	0.7	5.7	4.1	29.8	24.6
<i>Passer hispaniolensis</i>	LP	27	0.41	0.10	406	29	17.8	12.9	1.0	5.1	4.0	37.5	65.4
<i>Passer hispaniolensis</i>	TF	27	0.85	0.08	286	15	4.9	6.3	0.5	3.0	5.8	83.1	3.7
<i>Petronia petronia</i>	TF	31	0.18	0.08	699	18	88.3	7.2	0.7	0.4	1.0	0.2	100.0
<i>Phylloscopus canariensis</i>	LP	7.7	0.94	0.74	839	208	16.8	34.2	1.5	33.4	7.0	4.0	29.2
<i>Phylloscopus canariensis</i>	TF	7.7	0.92	0.65	770	117	17.4	35.8	1.2	23.7	4.6	5.2	16.9
<i>Psittacula krameri</i>	FV	90	0.06	0.11	119	25	12.7	5.4	0.6	6.0	4.9	47.6	15.0
<i>Psittacula krameri</i>	TF	90	0.10	0.07	277	15	3.4	5.7	0.4	3.1	6.0	87.3	0.0
<i>Pterocles orientalis</i>	FV	474	0.66	0.43	146	4	15.9	8.2	0.2	0.0	0.0	0.0	14.6
<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>	LP	321.5	1.00	0.40	1110	107	12.4	33.1	1.0	17.1	6.4	4.2	22.4
<i>Regulus regulus</i>	LP	5.8	0.65	0.34	1099	482	12.7	32.2	1.7	51.8	12.4	0.1	0.6
<i>Regulus regulus</i>	TF	5.8	0.46	0.24	1029	412	3.8	30.8	1.8	59.6	9.0	0.3	0.0
<i>Saxicola dacotiae</i>	FV	16.5	0.88	0.39	269	10	19.7	14.5	0.5	1.0	0.6	0.0	7.3
<i>Scolopax rusticola</i>	LP	305	0.47	0.20	1077	575	13.2	33.3	1.8	55.6	13.8	0.0	0.0
<i>Scolopax rusticola</i>	TF	305	0.31	0.07	926	587	0.0	19.0	1.8	83.2	10.0	0.0	0.0
<i>Serinus canarius</i>	FV	15.25	0.16	0.33	761	50	44.2	23.9	0.9	9.9	3.2	4.0	55.4
<i>Serinus canarius</i>	LP	15.25	0.94	0.52	230	22	17.6	15.2	0.8	4.3	2.7	10.6	15.6
<i>Serinus canarius</i>	TF	15.25	0.87	0.38	616	80	24.0	27.8	1.2	14.7	4.6	9.0	67.9
<i>Streptopelia decaocto</i>	FV	196	0.72	0.12	118	27	12.1	5.9	0.7	6.3	5.0	45.6	9.0
<i>Streptopelia decaocto</i>	LP	196	0.47	0.17	395	45	19.5	15.7	1.0	10.1	3.9	29.0	73.6
<i>Streptopelia decaocto</i>	TF	196	0.79	0.07	281	15	3.7	6.2	0.4	3.0	5.9	85.6	0.9
<i>Streptopelia roseoagrisea</i>	FV	141.5	0.22	0.08	111	25	10.4	3.7	0.6	6.1	5.3	56.1	0.0
<i>Streptopelia roseoagrisea</i>	TF	141.5	0.26	0.07	277	15	3.4	5.7	0.4	3.1	6.0	87.3	0.0
<i>Streptopelia turtur</i>	FV	125	0.59	0.18	143	40	17.5	15.2	1.1	7.7	4.1	1.4	32.6
<i>Streptopelia turtur</i>	LP	125	0.76	0.52	639	112	22.7	26.8	1.2	22.1	5.2	6.3	61.7
<i>Streptopelia turtur</i>	TF	125	0.92	0.45	743	59	20.8	36.3	0.9	9.1	4.0	6.5	21.2
<i>Sylvia atricapilla</i>	FV	22.3	0.09	0.17	121	38	11.9	9.9	0.9	7.8	5.2	27.6	0.0
<i>Sylvia atricapilla</i>	LP	22.3	0.82	0.51	467	80	23.1	27.1	1.2	16.5	4.1	11.3	70.6
<i>Sylvia atricapilla</i>	TF	22.3	0.85	0.40	521	57	26.7	39.1	0.9	8.3	3.1	10.4	26.8
<i>Sylvia conspicillata</i>	FV	9.5	1.00	0.57	191	11	17.6	14.9	0.6	1.1	0.6	0.2	16.9
<i>Sylvia conspicillata</i>	LP	9.5	0.76	0.22	983	57	11.2	54.0	1.0	3.5	0.9	1.3	14.9

	ISLA	PESO	pUTM	AH	ALTITUD	VOLVEG	CHERB	CMAT	HMAT	CARB	HARB	CURBANO	CAGRICOLA
<i>Sylvia conspicillata</i>	TF	9.5	0.90	0.45	505	36	28.1	34.3	0.8	3.4	1.6	1.3	36.1
<i>Sylvia melanocephala</i>	FV	11.2	0.47	0.21	189	34	17.8	16.3	1.0	6.6	3.5	0.6	23.2
<i>Sylvia melanocephala</i>	LP	11.2	0.82	0.27	400	64	20.7	43.4	1.2	7.0	2.2	2.7	44.3
<i>Sylvia melanocephala</i>	TF	11.2	0.85	0.41	542	40	27.1	42.2	0.8	2.1	1.9	1.7	23.4
<i>Turdus merula</i>	LP	86.1	0.88	0.55	765	288	19.4	29.8	1.5	42.3	8.5	4.3	34.1
<i>Turdus merula</i>	TF	86.1	0.85	0.37	767	203	14.8	33.4	1.5	39.2	5.8	5.3	14.3
<i>Upupa epops</i>	FV	59.8	0.81	0.81	157	10	17.4	11.4	0.5	1.8	1.0	1.3	21.2
<i>Upupa epops</i>	TF	59.8	0.67	0.27	315	15	9.9	20.2	0.6	1.2	2.2	26.0	18.6

Tabla 1: Parámetros descriptores de las principales características de distribución y abundancia de 48 especies de aves terrestres canarias en tres islas (FV: Fuerteventura; LP: La Palma; TF: Tenerife). PESO: masa corporal en gramos. pUTM: proporción de UTM de 10x10 km ocupadas por la especie relativo al número total de cuadrículas en la isla. AH: amplitud de hábitat en cada isla. ALTITUD: altitud media de las localidades donde la especie fue detectada (en m). VOLVEG: volumen de la vegetación en las localidades donde la especie fue detectada (en m³ / 100 m²). CHERB: cobertura de herbáceas en las localidades donde la especie fue detectada (en %). CMAT: cobertura de matorrales y arbustos en las localidades donde la especie fue detectada (en %). HMAT: altura media del estrato arbustivo en las localidades donde la especie fue detectada (en m). CARB: cobertura del arbolado (en %). HARB: altura media del arbolado en las localidades donde la especie fue detectada (en m; el valor es a veces muy reducido debido a que se computa la media con localidades con y sin arbolado –en este último caso HARB=0-). CURBANO: cobertura de edificios en las localidades donde la especie fue detectada (en %). CAGRICOLA: cobertura de suelo agrícola en uso en las localidades donde la especie fue detectada (en %). Por limitaciones de espacio no se incluye la denominación infraespecífica de los taxones en cada isla. Para esta información consúltese la Tabla 3.

Tabla 2		ISLA	nUTM	DMAX	TEND	ENDEM
<i>Accipiter nisus</i>	ACCNIS	LP	11	0.4	0	2
<i>Accipiter nisus</i>		TF	17	0.4	0	2
<i>Alectoris barbara</i>	ALEBAR	FV	23	9.4	0	0
<i>Alectoris barbara</i>		LP	15	3.5	1	0
<i>Alectoris barbara</i>		TF	30	14.1	-1	0
<i>Anthus berthelotii</i>	ANTBER	FV	30	50.4	0	3
<i>Anthus berthelotii</i>		LP	15	64.5	0	3
<i>Anthus berthelotii</i>		TF	37	53.3	0	3
<i>Apus unicolor</i>	APUUNI	LP	16	61.8	0	3
<i>Bucanetes githagineus</i>	BUCGIT	FV	29	46.0	0	1
<i>Bucanetes githagineus</i>		TF	5	6.1	-1	1
<i>Burhinus oedicnemus</i>	BUROED	FV	27	3.5	0	2
<i>Burhinus oedicnemus</i>		LP	4	0.4	0	2
<i>Burhinus oedicnemus</i>		TF	8	1.6	-1	2
<i>Buteo buteo</i>	BUTBUT	FV	23	0.8	0	2
<i>Buteo buteo</i>		LP	13	0.4	0	2
<i>Buteo buteo</i>		TF	28	1.1	0	2
<i>Calandrella rufescens</i>	CALRUF	FV	26	94.0	0	1
<i>Carduelis cannabina</i>	CARCAN	FV	24	22.5	0	2
<i>Carduelis cannabina</i>		LP	13	16.3	-1	2
<i>Carduelis cannabina</i>		TF	32	63.1	0	2
<i>Carduelis carduelis</i>	CARCAR	FV	7	2.7	-1	1
<i>Carduelis carduelis</i>		TF	15	1.9	-1	1
<i>Carduelis chloris</i>	CARCHL	TF	21	3.7	0	1
<i>Chlamydotis undulata</i>	CHLUND	FV	15	1.0	-1	2
<i>Columba bollii</i>	COLBOL	LP	7	58.3	1	3
<i>Columba bollii</i>		TF	11	35.9	1	3
<i>Columba junoniae</i>	COLJUN	LP	9	42.9	1	3
<i>Columba junoniae</i>		TF	9	13.0	1	3
<i>Columba livia</i>	COLLIV	FV	31	130.7	0	1
<i>Columba livia</i>		LP	17	117.9	0	1
<i>Columba livia</i>		TF	39	121.2	0	1
<i>Corvus corax</i>	CORCOX	FV	26	0.7	0	1
<i>Corvus corax</i>		LP	13	1.2	0	1
<i>Corvus corax</i>		TF	16	0.1	-1	1
<i>Coturnix coturnix</i>	COTCOT	FV	9	13.4	0	1
<i>Coturnix coturnix</i>		LP	9	0.4	-1	1
<i>Coturnix coturnix</i>		TF	8	4.0	0	1
<i>Cursorius cursor</i>	CURCUR	FV	21	5.4	0	1
<i>Dendrocopos major</i>	DENMAJ	TF	12	6.7	1	2
<i>Erithacus rubecula</i>	ERIRUB	LP	11	60.6	0	2
<i>Erithacus rubecula</i>		TF	20	88.3	0	2
<i>Falco pelegrinoides</i>	FALPEL	FV	8	0.4	0	1
<i>Falco pelegrinoides</i>		LP	9	0.1	1	1
<i>Falco tinnunculus</i>	FALTIN	FV	28	2.9	0	2
<i>Falco tinnunculus</i>		LP	15	3.6	0	2
<i>Falco tinnunculus</i>		TF	38	2.7	0	2

	ISLA	nUTM	DMAX	TEND	ENDEM	
<i>Fringilla coelebs</i>	FRICOE	LP	12	112.0	0	2
<i>Fringilla coelebs</i>		TF	13	33.4	0	2
<i>Fringilla teydea</i>	FRITEY	TF	13	37.7	1	3
<i>Lanius meridionalis</i>	LANEXC	FV	26	6.8	0	2
<i>Lanius meridionalis</i>		TF	15	2.5	0	2
<i>Miliaria calandra</i>	MILCAL	FV	18	4.3	0	1
<i>Miliaria calandra</i>		TF	13	49.9	-1	1
<i>Motacilla cinerea</i>	MOTCIN	LP	15	12.5	0	2
<i>Motacilla cinerea</i>		TF	34	7.4	0	2
<i>Myiopsitta monachus</i>	MYIMON	FV	2	111.5	1	0
<i>Myiopsitta monachus</i>		TF	9	5.7	1	0
<i>Neophron percnopterus</i>	NEOPER	FV	12	0.3	-1	2
<i>Parus caeruleus</i>	PARCAE	FV	11	16.8	0	2
<i>Parus caeruleus</i>		LP	13	29.2	0	2
<i>Parus caeruleus</i>		TF	35	71.5	0	2
<i>Passer hispaniolensis</i>	PASHIS	FV	30	406.6	0	1
<i>Passer hispaniolensis</i>		LP	7	14.5	0	1
<i>Passer hispaniolensis</i>		TF	33	153.1	0	1
<i>Petronia petronia</i>	PETPET	TF	7	165.2	-1	1
<i>Phylloscopus canariensis</i>	PHYCAN	LP	16	248.1	0	3
<i>Phylloscopus canariensis</i>		TF	36	122.3	0	3
<i>Psittacula krameri</i>	PSIKRA	FV	2	6.9	1	0
<i>Psittacula krameri</i>		TF	4	7.5	1	0
<i>Pterocles orientalis</i>	PTEORI	FV	21	6.7	1	1
<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>	PYRPYR	LP	17	21.6	1	1
<i>Regulus regulus</i>	REGREG	LP	11	146.5	0	2
<i>Regulus regulus</i>		TF	18	210.1	0	2
<i>Saxicola dacotiae</i>	SAXDAC	FV	28	26.4	0	3
<i>Scolopax rusticola</i>	SCORUS	LP	8	2.0	0	1
<i>Scolopax rusticola</i>		TF	12	2.3	0	1
<i>Serinus canarius</i>	SERCAN	FV	5	4.0	0	3
<i>Serinus canarius</i>		LP	16	124.8	0	3
<i>Serinus canarius</i>		TF	34	128.2	0	3
<i>Streptopelia decaocto</i>	STRDEC	FV	23	240.2	1	1
<i>Streptopelia decaocto</i>		LP	8	54.3	1	1
<i>Streptopelia decaocto</i>		TF	31	115.5	1	1
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	STRROS	FV	7	3.6	1	0
<i>Streptopelia roseogrisea</i>		TF	10	38.8	1	0
<i>Streptopelia turtur</i>	STRTUR	FV	19	39.6	0	1
<i>Streptopelia turtur</i>		LP	13	6.4	0	1
<i>Streptopelia turtur</i>		TF	36	18.7	0	1
<i>Sylvia atricapilla</i>	SYLATR	FV	3	2.9	1	1
<i>Sylvia atricapilla</i>		LP	14	48.4	0	1
<i>Sylvia atricapilla</i>		TF	33	30.3	0	1
<i>Sylvia conspicillata</i>	SYLCON	FV	32	37.7	0	2
<i>Sylvia conspicillata</i>		LP	13	11.6	0	2
<i>Sylvia conspicillata</i>		TF	35	8.7	0	2

	ISLA	nUTM	DMAX	TEND	ENDEM	
<i>Sylvia melanocephala</i>	SYLMEL	FV	15	46.8	0	1
<i>Sylvia melanocephala</i>		LP	14	52.5	0	1
<i>Sylvia melanocephala</i>		TF	33	23.0	0	1
<i>Turdus merula</i>	TURMER	LP	15	130.2	0	2
<i>Turdus merula</i>		TF	33	127.6	0	2
<i>Upupa epops</i>	UPUEPO	FV	26	3.8	0	1
<i>Upupa epops</i>		TF	26	0.7	-1	1

Tabla 2: Parámetros descriptores de la extensión del área de distribución en cada islas (nUTM: número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas), densidad máxima ecológica (DMAX; aves / km²), tendencia poblacional observada (TEND; -1: fuerte descenso; 0: estable, fluctuante o sin tendencia clara; 1: aumento) y endemidad (ENDEM; 0: especie introducida, 1: especie nativa no endémica; 2: subespecie endémica; 3: especie endémica). FV: Fuerteventura; LP: La Palma; TF: Tenerife.

Tabla 3 (siguiente página): Amplitud de hábitat de las especies en las 9 formaciones ambientales principales distinguidas en las tres islas (AH9; véase el último Apéndice del texto principal de este informe), densidad máxima ecológica registrada en las tres islas (DMAX; aves / km²), sus baricentros de distribución continental (LONGITUD y LATITUD en grados) y la distancia desde las Islas Canarias al borde más cercano de distribución en el continente (DISTMIN; Europa o África; en km). Se proporcionan además los nombres de las subespecies endémicas de las Islas Canarias. No se proporcionan los datos corológicos de *Streptopelia roseogrisea*, *Myiopsitta monachus* y *Psittacula krameri* por no tener sus áreas de distribución naturales en el suroeste del Paleártico Occidental. Con superíndices numéricos se señalan las especies que tienen en las Islas Canarias más de una subespecie endémica (para la taxonomía se ha seguido la revisión de Martín y Lorenzo 2001 y las referencias dadas en el apartado de análisis de datos al presentar el método de los vectores filogenéticos)

- 1: *insularum* y *distinctus*
- 2: *meadewaldoi* y *harteti*
- 3: *canariensis* y *thanneri*
- 4: *dacotiae* y *canariensis*
- 5: *tintillon*, *ombriosa* y *palmae*
- 6: *polatzeki* y *teydea*
- 7: *teneriffae*, *ombriosus*, *degener* y *palmensis*
- 8: *allantharelae* y *teneriffae*

Tabla 3

	AH9	DMAX	LONGITUD	LATITUD	DISTMIN
<i>Accipiter nisus granti</i>	0.33	0.4	17.5	49.0	115
<i>Alectoris barbara</i>	0.29	14.1	1.1	31.4	115
<i>Anthus berthelotii</i>	0.58	64.5	12.3	45.1	163
<i>Apus unicolor</i>	0.38	61.8	14.2	49.1	424
<i>Bucanetes githagineus</i>	0.42	46.0	0.6	29.3	115
<i>Burhinus oedicnemus</i> ¹	0.32	3.5	4.5	42.2	115
<i>Buteo buteo insularum</i>	0.50	1.1	18.0	49.1	685
<i>Calandrella rufescens</i>	0.29	94.0	1.2	36.3	115
<i>Carduelis cannabina</i> ²	0.33	63.1	18.1	47.3	115
<i>Carduelis carduelis</i>	0.19	2.7	18.2	46.2	293
<i>Carduelis chloris</i>	0.24	3.7	20.3	48.5	327
<i>Chlamydotis undulata fuertaventurae</i>	0.21	1.0	0.4	29.1	115
<i>Columba bollii</i>	0.14	58.3	19.5	48.4	360
<i>Columba junoniae</i>	0.21	42.9	19.5	48.4	360
<i>Columba livia</i>	0.36	130.7	19.4	43.5	115
<i>Corvus corax</i>	0.62	1.2	18.5	48.1	203
<i>Coturnix coturnix</i>	0.21	13.4	16.0	46.0	274
<i>Cursorius cursor</i>	0.11	5.4	0.1	30.6	115
<i>Dendrocopos major</i> ³	0.11	6.7	18.4	49.4	438
<i>Erithacus rubecula superbus</i>	0.33	88.3	18.3	49.2	342
<i>Falco pelegrinoides</i>	0.17	0.4	-3.6	31.3	165
<i>Falco tinnunculus</i> ⁴	0.75	3.6	21.3	47.4	127
<i>Fringilla coelebs</i> ⁵	0.23	112.0	19.4	48.6	269
<i>Fringilla teydea</i> ⁶	0.11	37.7	19.4	48.6	269
<i>Lanius meridionalis koenigi</i>	0.55	6.8	11.2	45.1	115
<i>Miliaria calandra</i>	0.12	49.9	14.6	45.1	343
<i>Motacilla cinerea canariensis</i>	0.25	12.5	7.4	46.5	215
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.11	111.5	---	---	---
<i>Neophron percnopterus majorensis</i>	0.35	0.3	3.4	37.3	115
<i>Parus caeruleus</i> ⁷	0.48	71.5	18.3	47.3	374
<i>Passer hispaniolensis</i>	0.22	406.6	2.3	37.6	115
<i>Petronia petronia</i>	0.11	165.2	3.2	40.0	270
<i>Phylloscopus canariensis</i>	0.56	248.1	16.5	50.6	685
<i>Psittacula krameri</i>	0.15	7.5	---	---	---
<i>Pterocles orientalis</i>	0.24	6.7	0.5	39.6	115
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	0.37	21.6	3.6	39.9	418
<i>Regulus regulus</i> ⁸	0.24	210.1	12.3	52.2	1162
<i>Saxicola dacotiae</i>	0.28	26.4	10.5	45.2	262
<i>Scolopax rusticola</i>	0.22	2.3	9.4	53.0	1291
<i>Serinus canarius</i>	0.43	128.2	12.6	45.1	368
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.14	240.2	14.5	48.4	250
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	0.11	38.8	---	---	---
<i>Streptopelia turtur</i>	0.36	39.6	18.6	44.0	177
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.39	48.4	16.4	48.3	433
<i>Sylvia conspicillata orbitalis</i>	0.44	37.7	2.2	38.4	115
<i>Sylvia melanocephala</i>	0.30	52.5	4.3	39.3	115
<i>Turdus merula cabrerae</i>	0.44	130.2	18.1	47.0	283
<i>Upupa epops</i>	0.48	3.8	14.3	45.1	361

RESULTADOS

Variación de la densidad ecológica máxima

El objetivo de este apartado es explorar las fuentes de variación de la densidad máxima que cada una de las especies de aves terrestres canarias puede alcanzar en cada una de las tres islas consideradas. Dicha densidad ecológica máxima es una medida de los máximos poblacionales de cada especie en sus hábitats preferidos. Si la variación interespecífica observada es muy determinista, atendiendo a la historia evolutiva de las especies (Böhning-Gaese y Oberrath, 1999) y a fenómenos alométricos relacionados con la talla corporal (i.e., las especies de mayor tamaño tienen áreas de campeo más grandes por demandar recursos que se distribuyen sobre superficies más extensas, siendo por tanto más escasas; Peters, 1983; Damuth, 1981, 1987), entonces existe muy poco margen de variabilidad para ser manejado por los gestores del medio ambiente para aumentar en estado salvaje los efectivos poblacionales de las especies raras.

La Tabla 5 muestra el resultado del ANCOVA que analiza la variabilidad entre especies en su densidad máxima ecológica en función de la talla corporal (medida por el logaritmo neperiano de la masa corporal), el grado de endemismo y la isla, controlando por el grado de parentesco evolutivo entre ellas (mediante la inclusión de cinco vectores filogenéticos).

	g.l.	F	p	%var
Masa corporal (ln)	1, 83	15.30	0.0002	25.8
Isla	2, 83	0.21	0.8118	0.5
Endemismo	3, 83	0.74	0.5315	1.9
Isla x Endemismo	6, 83	0.64	0.6979	2.4
Filogenia				28.0
VF1	1, 83	0.08	0.7716	
VF2	1, 83	29.52	<0.0001	
VF3	1, 83	5.18	0.0254	
VF4	1, 83	0.19	0.6680	
VF5	1, 83	0.52	0.4732	

Tabla 5: Resultados del análisis de la covarianza (ANCOVA) que explora la variabilidad en la densidad máxima ecológica de las especies en cada una de las tres islas estudiadas (Fuerteventura, Tenerife y La Palma). g.l.: grados de libertad. El efecto del parentesco evolutivo de las especies se ha estimado mediante la inclusión de tres vectores filogenéticos (VF1 a VF5). %var: porcentaje de la variabilidad observada en la densidad máxima ecológica de cada especie en cada isla explicado por los diferentes efectos.

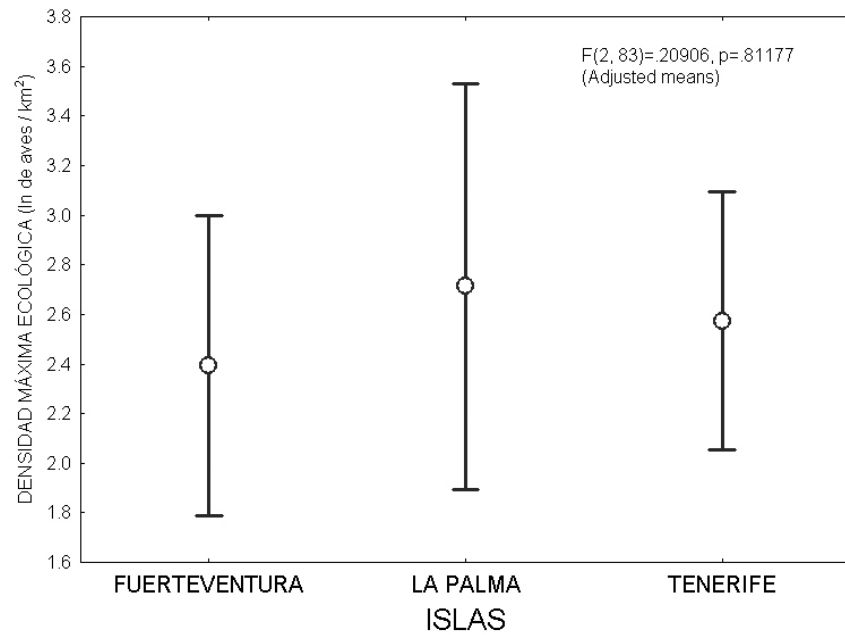


Figura 3: Diferencias entre islas en la densidad máxima ecológica de las especies, controlando por las covariantes consideradas en el ANCOVA de la Tabla 5 (talla corporal y cinco vectores filogenéticos). Se ilustran las medias ajustadas y los intervalos de confianza al 95%. La densidad es expresada en logaritmo neperiano (ln).

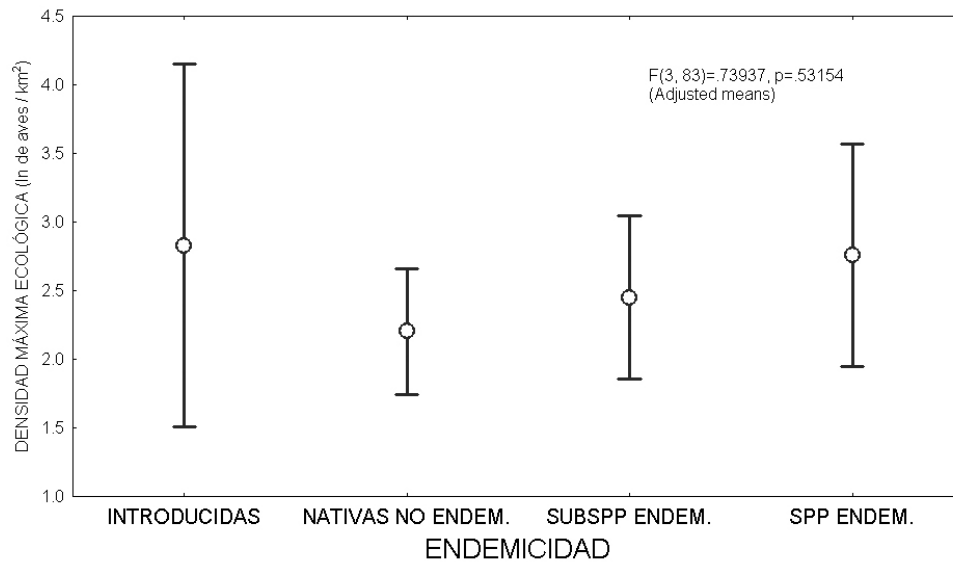


Figura 4: Diferencias entre categorías de endemividad en la densidad máxima ecológica de las especies, controlando por las covariantes consideradas en el ANCOVA de la Tabla 5 (talla corporal y cinco vectores filogenéticos). Se ilustran las medias ajustadas y los intervalos de confianza al 95%. La densidad es expresada en logaritmo neperiano (ln).

El modelo ANCOVA fue altamente significativo ($F_{17,83}=6.92$, $p<0,0001$), y explicó el 58,6% de la variabilidad observada. Los únicos términos que mostraron un efecto significativo y retuvieron una magnitud importante de la varianza fueron la talla corporal ($p=0,0002$; 25,85%) y algunos vectores filogenéticos (el segundo y tercero; 28%). Controlando por la talla corporal de las especies, sus relaciones filogenéticas y su grado de endemismo, no se observaron diferencias significativas entre islas en la media de la densidad máxima ecológica ($p=0,812$; 0,5% de la varianza explicada; Figura 3). Tampoco se observaron diferencias en la densidad máxima ecológica de las especies entre distintas categorías de endemismo, controlando por su talla corporal, relaciones filogenéticas y las islas donde estuvieron presentes ($p=0,532$; 1,9% de la varianza; Figura 4). Más aún, la densidad máxima ecológica no varió significativamente entre categorías de endemismo dentro de cada isla, controlando por la talla de las especies y su parentesco evolutivo (término interacción Isla x Endemismo; $p=0,698$; 2,4% de la varianza).

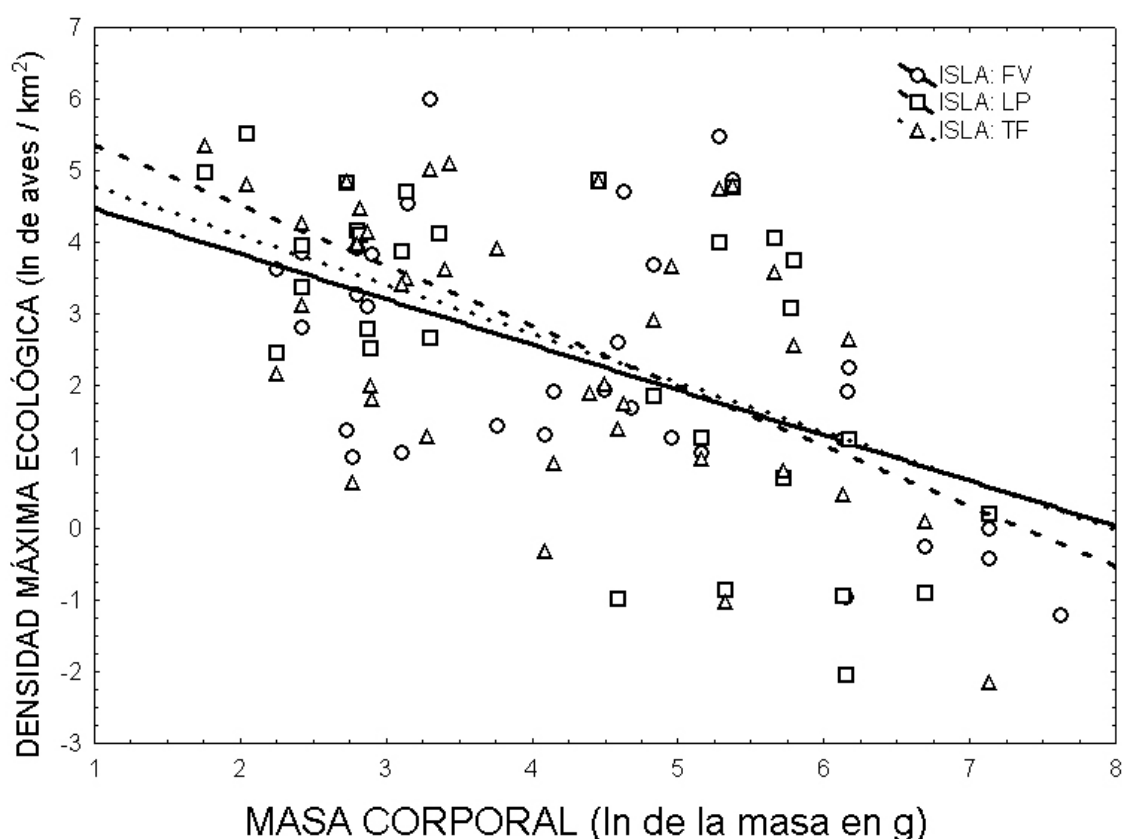


Figura 5: Relación entre la densidad máxima ecológica de cada especie en cada isla con la masa corporal de las especies (ambas variables en logaritmo neperiano). FV: Fuerteventura; LP: La Palma; TF: Tenerife.

La Figura 5 muestra la relación existente entre la densidad máxima ecológica de cada especie en cada isla y su masa corporal (ambas expresadas en logaritmo neperiano). Las líneas de regresión que establecen la relación entre ambas variables no difieren significativamente entre sí (test de paralelismo: $F_{2,81}=0,453$, $p=0,637$). La pendiente media de la relación \ln densidad – \ln masa corporal para todo el conjunto de especies e islas fue $-0,59$ (error estándar = $0,15$). Dicha pendiente no difiere significativamente ($t=0,472$, $p=0,638$) del exponente alométrico teórico que relaciona la densidad con la masa corporal según la hipótesis de la regla de la equivalencia energética ($-0,666$; Nagy, 1987). Dicha regla postula que las especies alcanzan densidades ecológicas proporcionales a su talla corporal de manera que todas las especies extraen del medio la misma cantidad de energía una vez que se considera el consumo metabólico de cada individuo, y la cantidad de individuos existentes por unidad de superficie (Damuth, 1981, 2007; Marquet *et al.*, 1995; Carbone *et al.*, 2007).

Las pendientes de regresión de la relación \ln densidad – \ln masa corporal tampoco difirieron entre las cuatro categorías de endemidad (test de paralelismo: $F_{3,80}=1,905$, $p=0,135$). Esto es, la forma de la asociación densidad – talla corporal no difiere entre los diferentes grupos de especies atendiendo a su grado de endemidad en las islas Canarias.

Los residuos del modelo estadístico de la Tabla 5 (variabilidad restante no explicada por los efectos incluidos en dicha tabla) fueron utilizados con un doble objetivo. En primer lugar, con la intención de ver si la densidad máxima ecológica residual de cada especie se asociaba con algunas variables indicativas de las principales preferencias ambientales de las especies: situación en los gradientes altitudinal y de volumen de la vegetación, y situación en dos gradientes de uso antrópico del suelo (urbano y agrícola). La Tabla 6 muestra los resultados del análisis de regresión múltiple entre los residuos de la densidad ecológica máxima y las variables descriptivas de las grandes preferencias ambientales de las especies. El modelo de regresión no fue significativo ($F_{4,96}=0,507$, $p=0,731$), y explicó muy poca de la variabilidad residual observada ($R^2=2,1\%$). Aunque muy alejados de la significación, los únicos efectos que manifestaron una influencia significativa fueron la altitud (a mayor altitud menor densidad) y el volumen de la vegetación (las especies tendieron a alcanzar máximos ecológicos más altos en los ambientes preferidos muy vegetados –p.e., bosques- que en los de menos desarrollo de la vegetación –p.e., áreas estepáricas-).

	beta	se	t	p
Altitud (ln)	-0.171	0.152	-1.123	0.264
Volumen de la vegetación (ln)	0.175	0.148	1.179	0.241
Cobertura de suelo urbano (ln)	0.036	0.110	0.327	0.745
Cobertura de suelo agrícola (ln)	0.056	0.107	0.524	0.601

Tabla 6: Modelo de regresión de los residuos del ANCOVA de la Tabla 5 con algunos rasgos ambientales que definen las principales preferencias de hábitat de cada especie en cada una de las tres islas estudiadas. Altitud: posición media en el gradiente altitudinal de cada isla; Cobertura de suelo urbano: cobertura media de suelo urbano e industrial en las localidades donde fue observada cada especie; Cobertura de suelo agrícola: cobertura media de suelo dedicado a la agricultura (*sensu lato*) en las localidades donde fue observada cada especie; Volumen de la vegetación: posición media de cada especie en un gradiente de volumen de vegetación, que incluye el desarrollo de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo. Beta: coeficiente de regresión parcial estandarizado (medida de magnitud del efecto); se: error estándar de beta; t: test de la t comparando el coeficiente de regresión beta con la hipótesis nula $\beta=0$; p: significación.

Las especies que tuvieron unos residuos más negativos tras aplicar el modelo de la Tabla 5, indicativos de que alcanzaron en las tres islas Canarias estudiadas menores densidades ecológicas máximas que las esperables considerando su adscripción filogenética y talla corporal, fueron las siguientes (seleccionando los residuos estudentizados significativos a $p \leq 0,1$ para ser conservadores en la selección): *Corvus corax*, *Carduelis carduelis* y *Upupa epops* en Tenerife, *Coturnix coturnix* en La Palma, y *Streptopelia roseogrisea*, *Sylvia atricapilla* y *Carduelis carduelis* en Fuerteventura. Los residuos estudentizados de aquellas especies que están incluidas en el Catálogo Canario (al menos con la categoría de Interés Especial) y en el Libro Rojo de España (con al menos Vulnerable) se exponen a continuación:

<i>Bucanetes githagineus</i>	Fuerteventura	0.39
<i>Bucanetes githagineus</i>	Tenerife	-0.79
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Fuerteventura	0.98
<i>Burhinus oedicnemus</i>	La Palma	-0.82
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Tenerife	0.23
<i>Calandrella rufescens</i>	Fuerteventura	0.92
<i>Chlamydotis undulata</i>	Fuerteventura	-0.35
<i>Columba junoniae</i>	La Palma	-0.48
<i>Columba junoniae</i>	Tenerife	-1.03
<i>Corvus corax</i>	Fuerteventura	-1.20
<i>Corvus corax</i>	La Palma	-0.25
<i>Corvus corax</i>	Tenerife	-2.24
<i>Cursorius cursor</i>	Fuerteventura	0.42
<i>Dendrocopos major</i>	Tenerife	-0.19

<i>Falco pelegrinoides</i>	Fuerteventura	-0.75
<i>Falco pelegrinoides</i>	La Palma	-1.22
<i>Falco tinnunculus</i>	Fuerteventura	0.53
<i>Fringilla coelebs</i>	La Palma	1.24
<i>Fringilla teydea</i>	Tenerife	0.17
<i>Neophron percnopterus</i>	Fuerteventura	-0.12
<i>Parus caeruleus</i>	Fuerteventura	-0.60
<i>Parus caeruleus</i>	La Palma	-0.26
<i>Pterocles orientalis</i>	Fuerteventura	1.17
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	La Palma	1.39
<i>Saxicola dacotiae</i>	Fuerteventura	0.33
<i>Streptopelia turtur</i>	Fuerteventura	-0.25
<i>Streptopelia turtur</i>	La Palma	-1.30
<i>Streptopelia turtur</i>	Tenerife	-0.46

Como puede apreciarse, sólo *Corvus corax* en Tenerife tiene un residuo negativo (menor densidad ecológica máxima que le correspondería) significativo. Algunas especies habitualmente reconocidas como de estatus de conservación delicado en Canarias (p.e., *Chlamydotis undulata*, *Cursorius cursor*, *Neophron percnopterus*, *Pyrrhocorax pyrrhocorax*, *Pterocles orientalis*, *Saxicola dacotiae*) tienen residuos muy próximos a cero (no se desvían del patrón determinista filogenético y alométrico) o positivos (más densas de lo esperable en esas islas).

En resumen, la variación interespecífica en la densidad máxima ecológica que las especies alcanzaron en sus hábitats preferidos dentro de cada isla tuvo un marcado efecto filogenético, indicativo de que la abundancia no es independiente de la posición de las especies dentro de sus relaciones evolutivas. Dicho de otro modo, hay especies que son muy escasas y otras muy abundantes puramente por efectos filogenéticos no debidos a fenómenos ecológicos. Otra parte muy importante de la variación interespecífica en la densidad máxima ecológica es atribuible al puro efecto alométrico relacionado con su talla corporal, siendo las especies más grandes menos densas que aquellas más pequeñas por aspectos relacionados con sus estrategias demográficas, demandas energéticas, áreas de campeo, etc (Peters, 1983; Damuth, 1981). La relación talla – densidad no cambió entre islas, siendo este aspecto indicativo de que a pesar de las enormes diferencias entre Fuerteventura, La Palma y Tenerife en sus características ambientales, dicha relación funcional alométrica se mantiene constante, siendo, por tanto, un fenómeno muy determinista. No hubo diferencias significativas en la densidad ecológica máxima de las especies atendiendo a su grado de endemismo en las islas Canarias. De nuevo, y a pesar de las enormes diferencias ambientales entre las tres islas

estudiadas, no se encontraron diferencias significativas entre Fuerteventura, La Palma y Tenerife en la densidad máxima que cada una de las especies estudiadas alcanzó en sus hábitats preferidos. Por tanto, el hecho de que Fuerteventura sea más árida y tenga formaciones vegetales menos desarrolladas que La Palma, no determina que las especies que las habitan de modo estable alcancen menores abundancias en sus óptimos ecológicos. Ninguna especie considerada con un estatus de conservación delicado en las islas Canarias, tanto teniendo en cuenta el Catálogo Canario como el Libro Rojo de las Aves de España, alcanzó menores densidades máximas ecológicas de lo que era esperable atendiendo a su adscripción filogenética y al efecto alométrico de la talla corporal (p.e., *Cursorius cursor*, *Pterocles orientalis*, *Neophron pernopterus*, *Chlamydotis undulata*).

Variación en la extensión del área de distribución

El objetivo de esta sección es explorar los determinantes interespecíficos de la extensión del área de distribución de cada una de las especies de aves terrestres en las tres islas estudiadas. De nuevo, si la variación interespecífica observada es muy determinista, atendiendo a la historia evolutiva de las especies (Böhning-Gaese y Oberrath, 1999), talla corporal (Gaston, 2003; Gaston y Blackburn, 2000) y a rasgos autoecológicos asociados con la valencia ecológica (i.e., las especies más eurioicas, o con preferencias de hábitat menos intensas, tendrán extensiones geográficas más grandes ya que tienen una gran variedad de ambientes que pueden ocupar; Carrascal y Lobo, 2003; Swihart *et al.*, 2003; Fernandez y Vrba, 2005; Harcourt, 2006; Böhning-Gaese *et al.* 2006; Hurlbert y White, 2007), y la densidad (Gaston, 1996; Gaston *et al.* 2000; Gaston, 2003), entonces existe muy poco margen de variabilidad para ser manejado por los gestores del medio ambiente para aumentar en estado salvaje el área de distribución de las especies raras.

La extensión del área de distribución de cada especie en cada isla se ha cuantificado relativamente a la superficie de cada isla (i.e., número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas dividido por el número de cuadrículas en cada una de las tres islas). La Tabla 7 muestra los resultados del ANCOVA analizando esta variable en función de la isla, grado de endemidad de las especies, los vectores filogenéticos que cuantifican su parentesco evolutivo, la masa corporal, la amplitud de hábitat, la densidad ecológica máxima y la posición media dentro del gradiente altitudinal.

	g.l.	F	p	%var
Masa corporal (ln)	1, 80	2.32	0.1317	1.0
Amplitud de hábitat	1, 80	63.25	<0.0001	27.8
Densidad máxima (ln)	1, 80	15.53	0.0002	6.8
Altitud media (ln)	1, 80	3.24	0.0756	1.4
Isla	2, 80	4.92	0.0096	4.3
Endemicidad	3, 80	0.22	0.8815	0.3
Isla x Endemicidad	6, 80	0.49	0.8164	1.3
Filogenia				2.6
VF1	1, 80	0.36	0.5522	
VF2	1, 80	0.22	0.6373	
VF3	1, 80	0.07	0.7858	
VF4	1, 80	2.86	0.0948	
VF5	1, 80	2.38	0.1268	

Tabla 7: Resultados del análisis de la covarianza (ANCOVA) que explora la variabilidad en la extensión relativa del área de distribución de las especies en cada una de las tres islas estudiadas (Fuerteventura, Tenerife y La Palma). g.l.: grados de libertad. El efecto del parentesco evolutivo de las especies se ha estimado mediante la inclusión de tres vectores filogenéticos (VF1 a VF5). %var: porcentaje de la variabilidad observada en la densidad máxima ecológica de cada especie en cada isla explicado por los diferentes efectos.

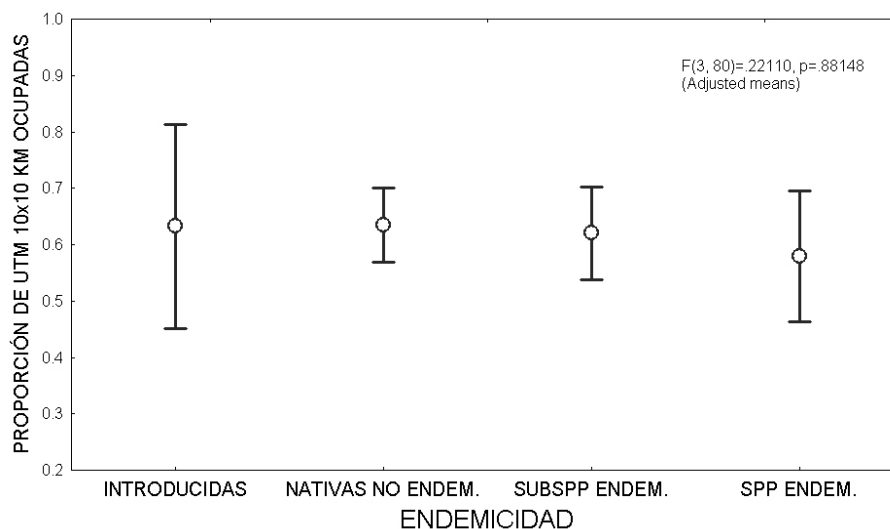


Figura 6: Diferencias entre categorías de endemicidad en la extensión geográfica relativa de las especies (i.e., número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas dividido por el número de cuadrículas en cada una de las tres islas), controlando por las covariantes consideradas en el ANCOVA de la Tabla 7. Se ilustran las medias ajustadas y los intervalos de confianza al 95%.

El modelo fue altamente significativo ($F_{20,80}=7,37$, $p<0,0001$), y explicó el 64.8% de la variabilidad observada. Las relaciones evolutivas entre las especies no tuvieron un efecto significativo sobre la extensión relativa del área de distribución, ya

que ninguno de los vectores filogenéticos (VFs) mostraron una $p < 0,05$. El grado de endemismo de las especies tampoco se asoció significativamente con la extensión del área de distribución (Figura 6). Sin embargo, hubo diferencias muy significativas entre las tres islas comparando la extensión relativa media del área de distribución de las especies que las habitaban ($p = 0,0096$; Figura 7). Este efecto isla no cambió a través de las cuatro categorías de endemismo consideradas (interacción Isla x Endemismo no significativa). Las especies en Fuerteventura tuvieron una extensión geográfica relativa menor que en Tenerife y La Palma.

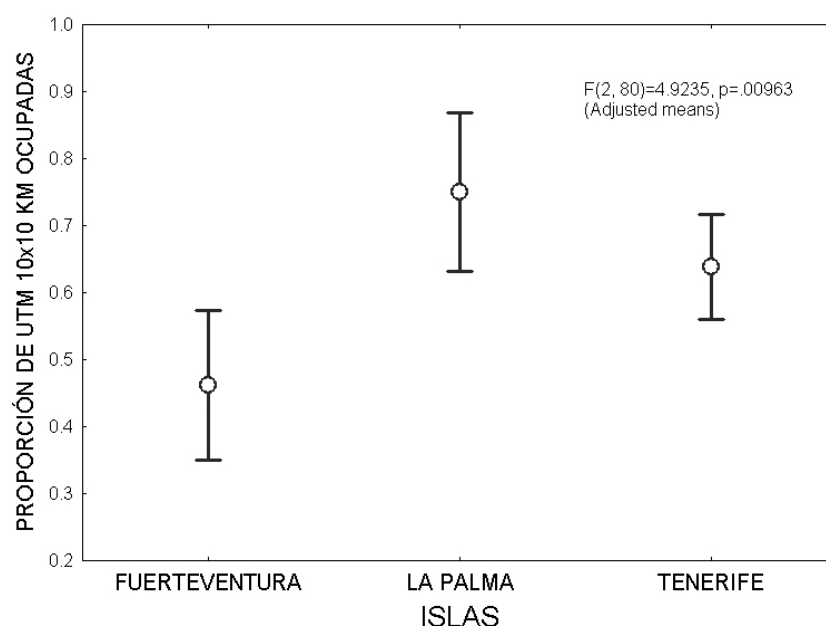


Figura 7: Diferencias entre islas en la extensión geográfica relativa de las especies (i.e., número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas dividido por el número de cuadrículas en cada una de las tres islas), controlando por las covariantes consideradas en el ANCOVA de la Tabla 7. Se ilustran las medias ajustadas y los intervalos de confianza al 95%.

La talla corporal de las especies no tuvo un efecto significativo sobre la extensión relativa del área de distribución. Sin embargo, aunque no alcanzó el nivel de significación ($p = 0,076$; Tabla 7), la posición media de las especies dentro del gradiente de distribución altitudinal se asoció negativamente con la extensión relativa del área de distribución como era esperable: en islas montañosas, la superficie disponible va disminuyendo conforme aumenta la altitud por un puro efecto geométrico cónico. Esto es, las especies que ocupan preferentemente mayores altitudes dentro de cada isla tienden a tener menores áreas de distribución.

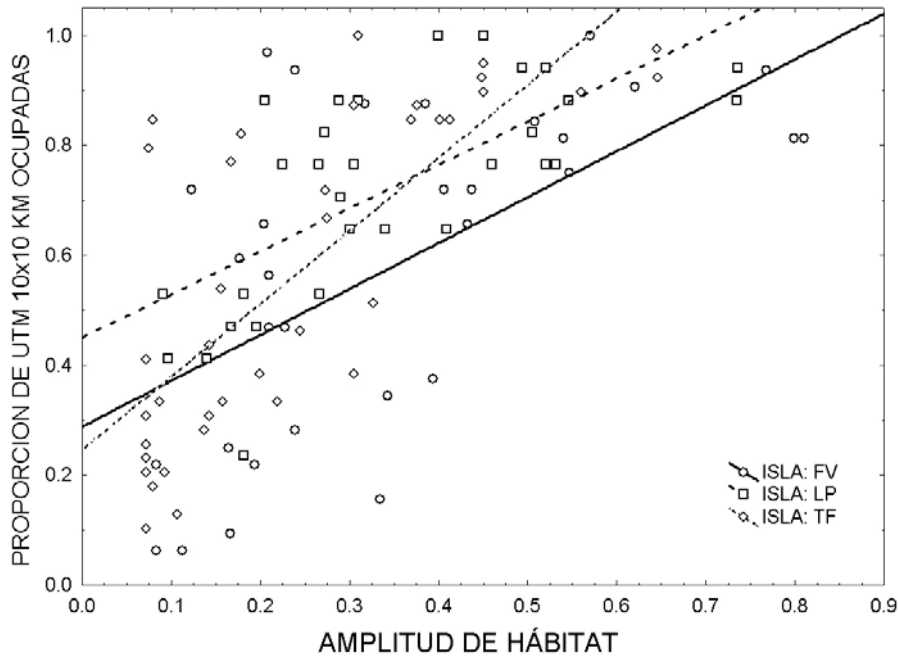


Figura 8. Relación entre la amplitud de hábitat y la extensión del área de distribución de cada especie en cada isla cuantificado relativamente a la superficie de cada una de ellas (i.e., número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas dividido por el número de cuadrículas en cada una de las tres islas). FV: Fuerteventura; LP: La Palma; TF: Tenerife.

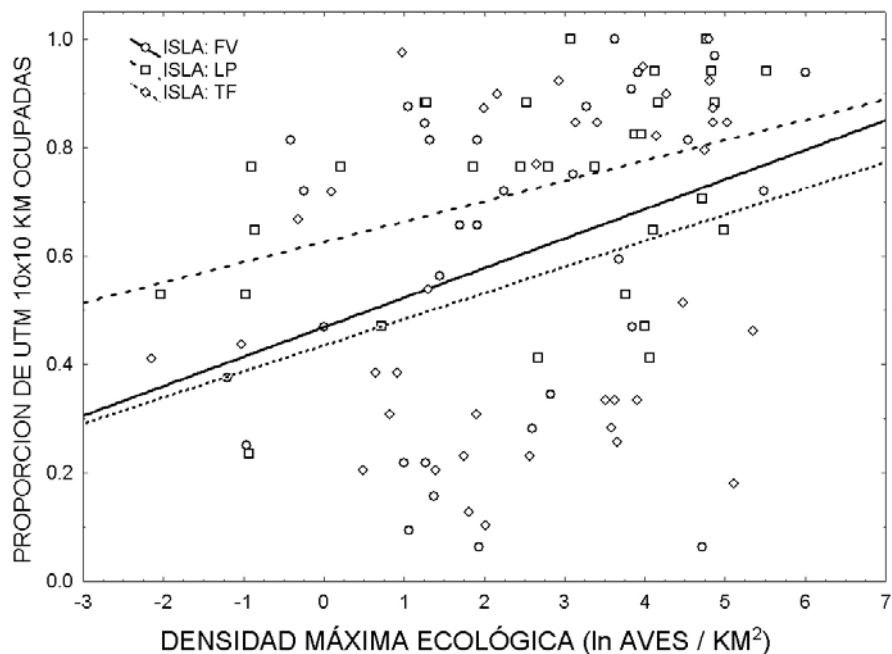


Figura 9. Relación entre la densidad ecológica máxima y la extensión del área de distribución de cada especie en cada isla cuantificado relativamente a la superficie de cada una de ellas (i.e., número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas dividido por el número de cuadrículas en cada una de las tres islas). FV: Fuerteventura; LP: La Palma; TF: Tenerife.

La densidad máxima ecológica y la amplitud de hábitat tuvieron un efecto muy significativo sobre la extensión del área de distribución en cada isla, aunque la magnitud del efecto de la amplitud de hábitat fue mucho mayor (véase %var en la Tabla 7). Los efectos puros de sólo estas dos variables explicaron más de la mitad de toda la varianza explicada por el modelo de la Tabla 7. La Figura 8 muestra como aquellas especies con mayor amplitud de hábitat también tienden a ocupar más proporción de superficie disponible en cada isla. En la Figura 9 puede verse como las especies que alcanzaron en cada isla mayores densidades ecológicas máximas fueron también aquellas que tuvieron mayores áreas de distribución relativa. Los modelos de regresión no difieren significativamente entre las tres islas en la relación área de distribución – densidad máxima (test de paralelismo; $F_{2,78}=2,477$, $p=0,091$), pero sí son distintos en el caso de la asociación área de distribución – amplitud de hábitat (test de paralelismo; $F_{2,78}=3,380$, $p=0,039$). Este último resultado se debió a la heterogeneidad de pendientes entre Tenerife y las dos otras islas (Fuerteventura y La Palma; que fueron casi perfectamente paralelas). Esto es, el efecto de la amplitud de hábitat fue ligeramente más intenso en Tenerife que en Fuerteventura y La Palma, lo cual posiblemente pueda deberse a la mayor extensión y mayor heterogeneidad ambiental (altitudinal y de hábitats) de la primera. Dicho de otro modo, si una especie es especialista de un solo hábitat, es más probable que tenga menores extensiones relativas en una isla muy grande y muy heterogénea, que en otras más pequeñas y/o homogéneas ambientalmente.

Las especies que tuvieron unos residuos más negativos tras aplicar el modelo de la Tabla 7, indicativos de que alcanzaron en las tres islas Canarias estudiadas menores áreas de distribución relativa que las esperables considerando su adscripción filogenética y talla corporal, distribución altitudinal, amplitud de hábitat y densidad ecológica máxima fueron las siguientes (seleccionando los residuos estudentizados significativos a $p \leq 0,1$ para ser conservadores en la selección): *Petronia petronia* y *Bucanetes githagineus* en Tenerife y *Sylvia atricapilla* en Fuerteventura. Los residuos estudentizados de aquellas especies que están incluidas en el Catálogo Canario (al menos con la categoría de Interés Especial) y en el Libro Rojo de España (con al menos Vulnerable) se exponen a continuación:

<i>Accipiter nisus</i>	La Palma	0.10
<i>Accipiter nisus</i>	Tenerife	0.75
<i>Bucanetes githagineus</i>	Fuerteventura	0.17
<i>Bucanetes githagineus</i>	Tenerife	-1.81
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Fuerteventura	0.44
<i>Burhinus oedicnemus</i>	La Palma	-1.24
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Tenerife	-1.31

<i>Buteo buteo</i>	Fuerteventura	0.30
<i>Buteo buteo</i>	La Palma	-0.19
<i>Buteo buteo</i>	Tenerife	0.61
<i>Calandrella rufescens</i>	Fuerteventura	-0.34
<i>Chlamydotis undulata</i>	Fuerteventura	0.38
<i>Columba bollii</i>	La Palma	-0.93
<i>Columba bollii</i>	Tenerife	-1.12
<i>Columba junoniae</i>	La Palma	-0.80
<i>Columba junoniae</i>	Tenerife	-0.72
<i>Corvus corax</i>	Fuerteventura	-0.91
<i>Corvus corax</i>	La Palma	0.79
<i>Corvus corax</i>	Tenerife	1.57
<i>Cursorius cursor</i>	Fuerteventura	1.02
<i>Dendrocopos major</i>	Tenerife	-0.16
<i>Falco pelegrinoides</i>	Fuerteventura	-0.62
<i>Falco pelegrinoides</i>	La Palma	0.93
<i>Falco tinnunculus</i>	Fuerteventura	1.77
<i>Fringilla coelebs</i>	La Palma	0.03
<i>Fringilla teydea</i>	Tenerife	-0.38
<i>Neophron percnopterus</i>	Fuerteventura	-1.29
<i>Parus caeruleus</i>	Fuerteventura	-1.34
<i>Parus caeruleus</i>	La Palma	-0.01
<i>Petronia petronia</i>	Tenerife	-2.45
<i>Pterocles orientalis</i>	Fuerteventura	-0.42
<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>	La Palma	0.93
<i>Saxicola dacotiae</i>	Fuerteventura	1.84
<i>Streptopelia turtur</i>	Fuerteventura	0.46
<i>Streptopelia turtur</i>	La Palma	-0.46
<i>Streptopelia turtur</i>	Tenerife	0.71
<i>Upupa epops</i>	Fuerteventura	-0.22
<i>Upupa epops</i>	Tenerife	1.63

Como puede apreciarse, sólo *Petronia petronia* y *Bucanetes githagineus* en Tenerife tienen residuos negativos (menor densidad ecológica máxima que le correspondería) significativos. Algunas especies habitualmente reconocidas como de estatus de conservación delicado en Canarias (p.e., *Chlamydotis undulata*, *Cursorius cursor*, *Pyrhacorax pyrrhacorax*, *Pterocles orientalis*, *Saxicola dacotiae*) tienen residuos muy próximos a cero (no se desvían del patrón determinista filogenético, alométrico y autoecológico) o positivos (más densas de lo esperable en esas islas). Sólo *Neophron percnopterus* y *Parus caeruleus* en Fuerteventura, *Columba bollii* en Tenerife y *Burhinus oedicephalus* en Tenerife y La Palma tuvieron residuos negativos considerables, aunque muy alejados de la significación estadística ($p \geq 0,2$).

En resumen, más de la mitad de la variación interespecífica en la extensión del área de distribución dentro de cada isla pudo ser explicado por un modelo determinista, en el que destacan como efectos significativos la isla (menor extensión relativa en Fuerteventura), la densidad ecológica máxima y la amplitud de hábitat. Las especies de mayor valencia ecológica al distribuirse en amplios gradientes de tipo de paisajes fueron aquellas que ocuparon áreas más extensas dentro de Canarias, al menos teniendo en cuenta el amplio espectro de condiciones ambientales representado por Fuerteventura, La Palma y Tenerife. El hecho de que Fuerteventura sea más árida (y por tanto más limitante desde un punto de vista productivo), y esté dominada por unas pocas formaciones ambientales muy extendidas (matorrales seriales de llanos y ladera) determina que las especies que las habitan de modo estable tengan en promedio menores áreas de distribución al circunscribirse a unos pocos hábitats que le son más propicios (p.e., *Sylvia melanocephala* en los pocos tabaibales desarrollados existentes, *Cursorius cursor* principalmente en arenales costeros, *Serinus canarius* en matorrales situados a mayor altitud). Ninguna especie considerada con un estatus de conservación delicado en las islas Canarias, tanto teniendo en cuenta el Catálogo Canario como el Libro Rojo de las Aves de España, tuvo de modo significativo menores extensiones de lo que era esperable atendiendo considerando su adscripción filogenético, el efecto alométrico de la talla corporal, la valencia ecológica y su densidad máxima (p.e., *Cursorius cursor*, *Pterocles orientalis*, *Chlamydotis undulada*).

Influencia de los patrones de distribución continental

Los patrones de distribución geográfica (localización y amplitud del rango de distribución) tienen su base en fenómenos evolutivos relacionados con los centros de especiación-radiación y vicisitudes históricas de cambio climático y geológico en las masas continentales (p.e., Covas y Blondel, 1997; Blondel y Mourer-Chauviré, 1998 para la avifauna del Paleártico occidental), así como en los requerimientos ecológicos y fisiológicos de las especies. Algunos de estos aspectos han sido abordados en los dos apartados previos (talla corporal, densidad ecológica, amplitud de hábitat, posición en gradientes ambientales –altitud y volumen de vegetación de los hábitats ocupados-). En esta ocasión se analizará hasta qué punto la variación interespecífica en la extensión del área de distribución y la densidad ecológica en los ambientes preferidos es dependiente de la posición relativa que ocupa el archipiélago Canario en el contexto del Paleártico Occidental. Para ello se considera el baricentro de distribución geográfica continental de

cada especie y la distancia entre las Islas Canarias y el borde de distribución más cercano de cada una de ellas. Este análisis es pertinente, ya que en el suroeste del Paleártico Occidental existe una estrecha asociación entre la distribución regional y la distribución a escalas geográficas superiores (caso de la Península Ibérica; Carrascal y Díaz, 2003) que pone de manifiesto que lo observado a nivel regional es el resultado de la interacción entre los ambientes disponibles y los requerimientos ambientales de las especies considerando sus patrones corológicos globales. Así, por ejemplo, Carrascal y Díaz (2003) han encontrado que el baricentro de distribución de las especies en Iberia y en Europa están íntimamente relacionados: las especies que en la península Ibérica tienen distribuciones más noroccidentales (propias de bosques extensos en zonas de montaña de clima fresco y húmedo) ocupan en Europa baricentros geográficos también más noroccidentales. Por otro lado, la hipótesis de los “centros de abundancia” (Brown, 1984; Sagarin y Gaines, 2002 y referencias allí dadas) postula que las mayores abundancias (i.e., densidades o frecuencias de aparición) se alcanzan en el centro geográfico de las áreas de distribución, disminuyendo progresivamente hacia los bordes de las mismas. Este fenómeno se sustenta en que la variación geográfica de la abundancia refleja el grado en que las localidades periféricas satisfacen cada vez menos adecuadamente los requerimientos ecológicos y fisiológicos de las especies, habiéndose identificado distintos modelos en esta asociación (véase Caughley *et al.*, 1988; Hoffmann y Blows, 1994; Brown *et al.*, 1996).

La Tabla 8 muestra el análisis de regresión múltiple que explora la variabilidad interespecífica en la densidad máxima ecológica que cada especie alcanza en todo el archipiélago Canario (la densidad máxima observada en 12 ambientes en Fuerteventura, 14 en Tenerife y 11 en La Palma). El modelo explica las tres cuartas partes de la varianza (72,6%) en 45 especies de aves terrestres canarias (excluyendo *Sterptopelia roseogrisea*, *Myiopsitta monachus* y *Psittacula krameri* por ser especies escapadas de cautividad cuyas áreas de origen no se incluyen en el Paleártico Occidental), siendo muy significativo ($F_{9,35}=10,331$ $p \ll 0,001$).

Los efectos filogenéticos (VF1 a VF4) explicaron el 39,1% de la variabilidad observada (dos de ellos, VF2 y VF4, fueron significativos), indicando este hecho que los máximos ecológicos de abundancia que las especies pueden alcanzar en Canarias tienen una considerable señal filogenética. Sin embargo, el grado de endemidad de las especies (ordenado en tres categorías crecientes: no endémicas – subespecies endémicas

– especies endémicas) no tuvo un efecto significativo, explicando tan solo el 2,4% de la varianza.

Al igual que se encontró en uno de los apartados anteriores, la masa corporal fue un importante determinante de la densidad ($p=0,0013$; 29,6% de la varianza explicada): la variabilidad interespecífica en la densidad máxima ecológica en Canarias fue inversamente proporcional a la talla corporal de las especies. La pendiente que relaciona los logaritmos de la densidad y la masa corporal fue 0,51 ($se=0,15$) a escala de todo el archipiélago, no difiriendo significativamente del exponente alométrico teórico que relaciona la densidad con la masa corporal según la hipótesis de la regla de la equivalencia energética (-0,666; Nagy, 1987): $t=1,05$, $p=0,301$.

	beta	t	p
Distancia mínima al límite continental más cercano	0.02	0.17	0.8638
Baricentro - Longitud	-0.41	-1.96	0.0579
Baricentro - Latitud	0.23	0.96	0.3453
Masa corporal (ln)	-0.49	-3.49	0.0013
Endemicidad (tres niveles ordenados)	0.11	1.09	0.2849
Efecto filogenético			
VF1	0.08	0.65	0.5174
VF2	-0.60	-6.13	<0.0001
VF3	0.12	1.24	0.2248
VF4	-0.20	-2.12	0.0414

Tabla 8: Modelo de regresión múltiple que analiza la densidad máxima ecológica observada en 37 ambientes de Fuerteventura, La Palma y Tenerife de 45 especies de aves terrestres (excluidas *Sterptopelia roseogrisea*, *Myiopsitta monachus* y *Psittacula krameri* por ser especies escapadas de cautividad cuyas áreas de origen no se incluyen en el Paleártico Occidental). beta: coeficiente de regresión parcial estandarizado. t y p: significación del efecto. VF1 a VF4: vectores filogenéticos.

Los efectos corológicos representados por la distancia mínima al borde de distribución continental más cercano y la latitud y longitud del baricentro de distribución continental en el Paleártico Occidental (ver Tabla 3) sólo explicaron el 1,5% de la varianza en la densidad ecológica máxima. Sólo la longitud del baricentro de distribución tuvo un efecto marginalmente significativo ($p=0,058$), siendo negativo: las especies (o sus conespecíficos más cercanos filogenéticamente; ver Material y Métodos) cuyos centros de distribución continentales estuvieron más hacia el este, fueron en Canarias ligeramente menos abundantes en sus hábitats preferidos.

La Tabla 9 ilustra el análisis de regresión múltiple que analiza la extensión absoluta de las especies en Canarias (i.e., número de cuadrículas UTM de 10x10 ocupadas en todas las islas). Dicho modelo de regresión es altamente significativo ($F_{11,33}=6,82$ $p \ll 0,001$), explicando el 69,4% de la variabilidad interespecífica observada entre 45 especies de aves terrestres canarias.

	beta	t	p
Distancia mínima al límite continental más cercano	-0.23	-1.72	0.0947
Baricentro - Longitud	0.00	0.00	0.9962
Baricentro - Latitud	0.15	0.55	0.5869
Masa corporal (ln)	-0.52	-2.92	0.0063
Amplitud de hábitat (9 grandes hábitats)	0.71	6.57	0.0000
Densidad ecológica máxima (ln)	0.35	1.87	0.0706
Endemicidad (tres niveles ordenados)	-0.44	-3.76	0.0007
Efecto filogenético			
VF1	-0.46	-3.21	0.0030
VF2	0.04	0.22	0.8244
VF3	-0.07	-0.68	0.5021
VF4	0.00	-0.01	0.9905

Tabla 9: Modelo de regresión múltiple que analiza la extensión del área de distribución en todas las islas canarias de 45 especies de aves terrestres (excluidas *Sterptopelia roseogrisea*, *Myiopsitta monachus* y *Psittacula krameri* por ser especies escapadas de cautividad cuyas áreas de origen no se incluyen en el Paleártico Occidental). beta: coeficiente de regresión parcial estandarizado. t y p: significación del efecto. VF1 a VF4: vectores filogenéticos.

Al igual que se encontró en el análisis de especies-islas de un apartado anterior, la amplitud de hábitat en 9 grandes formaciones ambientales y la densidad máxima ecológica en todo Canarias (ver Tabla 3) tuvieron un efecto positivo sobre la extensión del área de distribución en todo el archipiélago. Sin embargo, nuevos efectos significativos surgen como significativos al excluir a las tres especies recientemente introducidas y al considerar el archipiélago como un ‘todo’. En primer lugar, hay un leve efecto significativo del primer vector filogenético (VF1; $p=0,003$) que separa mayoritariamente el clado de los Passeriformes de las restantes especies; a todo lo demás igual (efecto parcial), los Passeriformes, como conjunto, tuvieron menores extensiones geográficas. En segundo lugar, existe un efecto negativo de la talla corporal ($p=0,006$): las especies más grandes tienen en Canarias menores áreas de distribución que las más pequeñas. En tercer lugar, hay un marcado efecto negativo de la

endemidad, utilizando dicha variable como predictor ordinal (especies no endémicas – subespecies endémicas – especies endémicas; $p=0,0007$): a mayor grado de endemidad, menor extensión del área de distribución (Figura 10). Esta relación no es más intensa porque hay dos especies no endémicas (*Pterocles orientalis* y *Pyrhrocorax pyrrhocorax*) y una subespecie endémica (*Neophron percnopterus majorensis*) que están bastante desviadas de los patrones promedio de sus grupos correspondientes, y tienen menores extensiones geográficas que las esperables atendiendo a su talla corporal, valencia ecológica y posición filogenética (todas ellas presentes en sólo una isla: Fuerteventura, La Palma y Fuerteventura respectivamente). Por el contrario hay una especie (*Apus unicolor*) y una subespecie (*Buteo buteo insularum*) endémicas que tienen mayores áreas de distribución, dentro de sus grupos de endemidad, que las esperables por el modelo determinista de la Tabla 9.

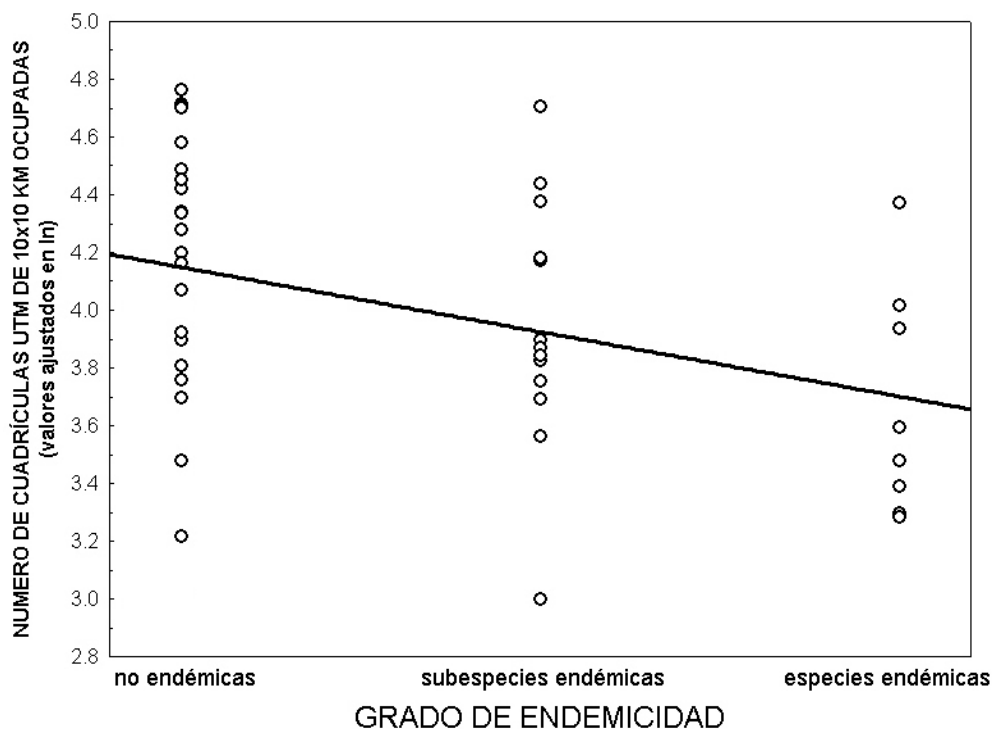


Figura 10. Relación entre el grado de endemidad de las especies (codificado ordinalmente como no endémicas > subespecies endémicas > especies endémicas) y la extensión del área de distribución de 45 especies de aves terrestres canarias en todas las islas del archipiélago (excluidas *Sterptopelia roseogrisea*, *Myiopsitta monachus* y *Psittacula krameri* por ser especies escapadas de cautividad cuyas áreas de origen no se incluyen en el Paleártico Occidental). Los valores representados son ajustados, controlando por los otros efectos incluidos en la Tabla 9.

Sin embargo, los patrones corológicos continentales (latitud y longitud del baricentro de distribución y la distancia mínima al borde más cercano) no se asociaron negativamente de modo claro con la extensión del área de distribución en Canarias. Sólo la distancia mínima al borde de distribución continental más cercano tuvo un efecto marginalmente significativo ($p=0,095$) de poca magnitud (4,0 % de la varianza explicada): las especies cuya distribución continental estuvo más alejada de las Islas Canarias tuvieron ligeramente una menor área de distribución en el archipiélago.

En resumen, los efectos de índole biogeográfico relacionados con la posición relativa de las Islas Canarias en relación con las áreas de distribución de las especies en el Paleártico Occidental tuvieron una magnitud muy reducida y no fueron significativos. Por tanto, la hipótesis de los “centros de abundancia”, que propone que la frecuencia y la abundancia de las especies disminuye desde sus núcleos centrales de distribución hacia las áreas periféricas (Brown, 1984; Sagarin y Gaines, 2002), se cumpliría muy marginalmente en el contexto de las aves terrestres diurnas canarias. Sagarin y Gaines (2002) revisaron las evidencias que apoyan a esta hipótesis, concluyendo que sólo se cumplió en el 40 % de los casos estudiados. De una forma similar, Carrascal y Palomino (2006) encontraron que la distancia al baricentro de distribución europeo no fue relevante para explicar la variación geográfica en la frecuencia de aparición dentro de la península Ibérica de 17 especies de Túrpidos. Una posible explicación al incumplimiento de esta hipótesis es la existencia de un heterogéneo mosaico ambiental en la península Ibérica. Así, el extremo sur peninsular (Extremadura y Andalucía), más distante de los baricentros europeos de especies de los grupos ornitogeográficos Europeo o Paleártico (Voous, 1960), tiene características ambientales muy contrastadas. En esta región existen áreas localizadas a baja altitud, de clima xérico y dominadas por vegetación termo-mediterránea, muy próximas a otras situadas a mayor altitud, más húmedas y con vegetación de carácter menos árido. Este mismo caso se podría aplicar a las Islas Canarias, en donde en una reducida extensión de terreno podemos encontrar condiciones ambientales muy contrastadas que pueden facilitar localmente la existencia de determinadas especies, raras en un contexto más amplio, en altas densidades.

La extensión del área de distribución y la densidad en los ambientes donde cada especie alcanza sus máximos ecológicos en todo el archipiélago son unos fenómenos muy deterministas que pueden explicarse por los efectos históricos (e.d., el parentesco evolutivo entre las especies y su grado de endemidad) y unas pocas variables autoecológicas relacionadas con los fenómenos alométricos de la talla y la valencia

ecológica. El efecto significativo de la historia evolutiva del grupo de aves estudiado, tanto en la densidad ecológica máxima como en el área de distribución en todo el archipiélago Canario (excluyendo, además, las especies escapadas de cautividad), es indicativo de la existencia de una señal filogenética (conservación del nicho ecológico o ‘niche conservatism’). Esta señal puede ser identificada incluso en un contexto taxonómico tan empobrecido como el canario debido a la insularidad (i.e., pocas especies y poca representación de los ordenes, familias y géneros existentes en el Paleártico Occidental, debido al aislamiento geográfico). Esto mostraría que las especies dentro de sus linajes evolutivos tienden a compartir patrones de explotación de recursos y límites ecofisiológicos, lo que conduciría a que las especies filogenéticamente relacionadas tuviesen similares respuestas ecológicas (Kozak y Wiens, 2006).

Este tipo de efectos históricos se encuentra también en la relación negativa de la endemidad con la extensión del área de distribución. Tal relación es coherente con un escenario evolutivo en el que los taxones endémicos hayan colonizado las islas con anterioridad a los no endémicos (e.d., sean habitantes más viejos) o hayan evolucionado más rápidamente allí, en ambos casos habiendo tendido a desarrollar adaptaciones fenotípicas que los especialice en la explotación de hábitats particulares, de distribución relativamente restringida. Ejemplos de estos taxones son *Columba bollii* y *C. junoniae*, (presentes sólo en la laurisilva de cuatro islas), *Dendrocopos major canariensis-thanneri* y *Fringilla teydea* (en los pinares de dos islas) o los complejos *Parus caeruleus* y *Regulus regulus* (con varias subespecies restringidas a algunas islas; Pestano *et al.*, 2000; Kvist *et al.*, 2005; Packert *et al.*, 2006; García-del-Rey *et al.*, 2007). Por su parte, y reforzando la relación negativa entre la endemidad y la extensión, los taxones más recientes en Canarias pueden no haber tenido el tiempo evolutivo suficiente para desarrollar tales nuevas adaptaciones a algunos medios insulares y distribuirse de una manera más amplia. Dado que algunos taxones endémicos (y, por tanto, viejos colonizadores), como *Anthus berthelotii*, *Serinus canarius* y *Phylloscopus canariensis*, están ampliamente distribuidos en el archipiélago, la relación negativa endemidad-extensión parece deberse más al efecto de los taxones más jóvenes que aún no han desarrollado nuevas respuestas a los medios insulares.

Tanto la extensión como la densidad de los taxones en las islas Canarias están fuertemente determinados por su relación alométrica con la talla corporal: las aves más grandes alcanzan densidades menores y tienen distribuciones más restringidas (véase que los coeficientes correspondientes al efecto de la talla corporal en las tablas 7 y 8 son

los más negativos de entre todos). El primero de estos efectos, la relación negativa entre el tamaño y la densidad, es muy intuitivo, ha sido refrendado por numerosos estudios teóricos y empíricos, y responde al hecho de que los organismos más grandes requieren mayores cantidades de recursos que deben de obtener en áreas más amplias, disminuyendo así sus abundancias locales y, por tanto, sus densidades (véanse las discusiones generales sobre esta relación en: Damuth, 1991; Tellería y Carrascal, 1994; Marquet *et al.*, 1995). La relación entre el tamaño y la extensión es más controvertida, pues se han encontrado patrones contradictorios para diferentes grupos taxonómicos y ámbitos geográficos (Gaston, 2003). Esta relación es negativa para la avifauna terrestre canaria, lo que es coherente con la influencia del tamaño corporal sobre los rasgos vitales de las especies y el tamaño poblacional que pueden alcanzar. Así, las especies más pequeñas exhiben parámetros demográficos que las hacen ser “más rápidas” y resilientes ante cambios ambientales, como su mayor fecundidad o su menor edad a la primera reproducción, que incrementan su tasa de crecimiento poblacional (Peters, 1983; Gaston y Blackburn, 2000; Reynolds, 2003). En las especies relativamente pequeñas, estos efectos, en combinación con las mayores densidades que pueden alcanzar, las hacen menos propensas a las extinciones locales mediadas por cambios ambientales, por eventos estocásticos o por perturbaciones antrópicas, a las que son especialmente vulnerables las especies insulares y las especializadas en hábitats particulares de extensión reducida –pues una vez se alteran sus áreas originales, tales especies no encuentran fácilmente otras localizaciones alternativas– (Reynolds, 2003; Pimm *et al.* 1988). Por otro lado, el tamaño corporal se correlaciona positivamente con el riesgo de extinción en muchos grupos de vertebrados en general (Purvis *et al.*, 2003) y en las aves en particular (Gaston y Blackburn, 1995; Owens y Bennett, 2000), de manera que las especies más grandes son más vulnerables a la extinción.

Síntesis multivariante de patrones de distribución y abundancia

En los dos apartados anteriores se ha mostrado la presencia de intensas relaciones entre variables que explican tanto la densidad máxima ecológica como la extensión del área de distribución. Estas asociaciones plantean la existencia de patrones macroecológicos de distribución y abundancia. En este apartado el objetivo es identificar los principales patrones de covariación entre tales variables. Para ello se ha efectuado un análisis de la componentes principales (PCA) con las variables de la Tabla 10.

En total se han obtenido cuatro factores ‘significativos’ (i.e., con autovalores > 1) que en conjunto retienen el 78,6% de la variación observada en 8 variables y 48 especies en tres islas (101 especies-islas). Dichos factores son independientes entre sí debido al carácter ortogonal de las componentes generadas por el PCA. El primer factor (PC1 en la Tabla 10) retiene el 23,7% de la varianza observada y define un gradiente de preferencias de hábitat por ambientes muy vegetados y posiciones elevadas dentro del gradiente altitudinal de las tres islas, en oposición a la ocupación preferente de áreas urbanas. El segundo factor (PC2; 21,5% de la varianza) asocia inversamente la densidad máxima ecológica con la masa corporal, definiendo un gradiente de aumento de abundancia y disminución de la talla. También se asocia positivamente con la ocupación de medios urbanos, de manera que las especies que preferentemente ocupan estos ambientes suelen ser pequeñas y muy abundantes. El tercer factor (PC3; 19,9% de la varianza) vincula muy intensamente la extensión del área de distribución y la amplitud de hábitat que cada especie tiene en cada isla. Por último, el cuarto factor (PC4; 13,5%) establece un gradiente de ocupación de medios agrícolas.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Masa corporal (ln)	-0.13	-0.79	-0.10	-0.24
Cuadrículas UTM 10x10 km (ln)	-0.08	0.15	0.87	-0.05
Amplitud de hábitat	-0.01	0.02	0.79	0.31
Densidad máxima ecológica (ln)	0.08	0.86	0.18	-0.10
Altitud (ln)	0.92	0.03	0.01	-0.01
Cobertura de suelo urbano (ln)	-0.43	0.55	-0.36	-0.06
Cobertura de suelo agrícola (ln)	-0.15	0.07	0.15	0.94
Volumen de la vegetación (ln)	0.90	0.11	-0.14	-0.20
Autovalor	1.90	1.72	1.59	1.08
% Varianza explicado	23.70	21.47	19.93	13.53
Señal filogenética (R ² en %)	7,77	53,66	19,51	15,00
(significación, p)	0,17	<0,001	<0,001	0,008

Tabla 10. Análisis de las componentes principales (PCA) con las principales variables que definen los patrones de distribución y abundancia de 48 especies de aves terrestres diurnas en tres islas (Fuerteventura, La Palma y Tenerife; 101 taxones-islas). Se marcan en negrita las correlaciones entre cada variable y factor significativas a $p < 0,001$. En la parte inferior de la tabla se proporcionan los resultados de los cuatro análisis de regresión múltiple llevados a cabo entre cada componente (PC1 a PC4) y cinco vectores filogenéticos (VF1 a VF5) que establecen las relaciones evolutivas entre los 101 taxones-isla. R²: porcentaje de la variación observada en la posición de cada taxon-isla en cada una de las componentes PC1 a PC4 por cinco vectores filogenéticos que definen sus relaciones evolutivas.

Mediante la regresión de estas componentes con los vectores filogenéticos, se ha tratado de cuantificar la señal filogenética que cada uno de estos gradientes de distribución-abundancia tiene en las aves terrestres diurnas de las Islas Canarias. El gradiente abundancia-talla corporal (PC2) es el que más efecto filogenético tiene, ya que cinco vectores filogenéticos (VF1 a VF5) explican el 53,7% de la variabilidad interespecífica observada. Esto es, más de la mitad de la variabilidad observada en especies-islas en este gradiente tiene una base histórica, no ecológica actual, que hunde sus raíces en la evolución del grupo. También hubo una señal filogenética significativa en los gradientes de extensión geográfica – amplitud de hábitat (PC3) y de uso de suelo agrícola (PC4), aunque su magnitud fue de menos cuantía (15-20% de la variabilidad actual explicada por las relaciones evolutivas entre las especies).

En resumen, hay cuatro claros gradientes de distribución y abundancia en las aves terrestres canarias. Dos de ellos vinculan por separado a la densidad con la talla corporal por un lado, y a la extensión del área de distribución y la valencia ecológica (amplitud de hábitat) por otro. Las aves que penetran en los medios urbanos suelen ser pequeñas, muy densas y ocupar hábitats localizados a baja altitud y con poco desarrollo de la vegetación. Salvo la posición en el gradiente altitudinal y de volumen de vegetación de los hábitats ocupados, los otros tres gradientes de distribución – abundancia tuvieron una señal filogenética significativa, indicativa de que buena parte de la variabilidad interespecífica y entre islas observadas en la actualidad tiene una base no ecológica actual que hunde sus raíces en la historia evolutiva del grupo.

Modelo del riesgo de pérdida de biodiversidad al nivel de taxones

El Catálogo Regional Canario refleja el estado de amenaza de especies y subespecies a nivel de detalle regional e insular, ya que especies que son abundantes en algunas islas son muy escasas en otras (Catálogo Regional de Especies Amenazadas; http://www.gobiernodecanarias.org/cmoyot/medioambiente/biodiversidad/ceplam/vidasilvestre/cat_reg.html). El catálogo incluye los taxones amenazados que serían objeto de actuaciones de conservación según el grado de amenaza:

- En Peligro de Extinción: Plan de Recuperación
- Sensible a la alteración del hábitat: Plan de Conservación de su hábitat
- Vulnerable: Plan de Conservación
- De Interés Especial: Plan de Manejo

Una modificación reciente de este catálogo es el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias (CEAC; <http://www.gobiernodecanarias.org/cmoyot/medioambiente/biodiversidad/centinela/main.do>), que cataloga a las especies como En Peligro de Extinción, Vulnerables, De Interés Especial y resto de especies.

SPP	ISLA	EXT	DEN	TEND	ENDEM	AMENAZA	CEAC	CEAC'
<i>Accipiter nisus</i>	LP	0.76	0.84	0.50	0.67	2.8	1	1
<i>Accipiter nisus</i>	TF	0.60	0.86	0.50	0.67	2.6	1	1
<i>Alectoris barbara</i>	FV	0.43	0.46	0.50	0.00	1.4	0	0
<i>Alectoris barbara</i>	LP	0.65	0.58	0.00	0.00	1.2	0	0
<i>Alectoris barbara</i>	TF	0.24	0.41	1.00	0.00	1.7	0	0
<i>Anthus berthelotii</i>	FV	0.24	0.26	0.50	1.00	2.0	0	0
<i>Anthus berthelotii</i>	LP	0.65	0.23	0.50	1.00	2.4	0	0
<i>Anthus berthelotii</i>	TF	0.06	0.25	0.50	1.00	1.8	0	0
<i>Apus unicolor</i>	LP	0.62	0.23	0.50	1.00	2.4	0	0
<i>Bucanetes githagineus</i>	FV	0.27	0.27	0.50	0.33	1.4	0	0
<i>Bucanetes githagineus</i>	TF	0.92	0.51	1.00	0.33	2.8	0	1
<i>Burhinus oedicephalus</i>	FV	0.33	0.58	0.50	0.67	2.1	1	1
<i>Burhinus oedicephalus</i>	LP	0.95	0.85	0.50	0.67	3.0	1	2
<i>Burhinus oedicephalus</i>	TF	0.84	0.68	1.00	0.67	3.2	1	2
<i>Buteo buteo</i>	FV	0.43	0.77	0.50	0.67	2.4	1	1
<i>Buteo buteo</i>	LP	0.70	0.85	0.50	0.67	2.7	1	1
<i>Buteo buteo</i>	TF	0.30	0.73	0.50	0.67	2.2	1	1
<i>Calandrella rufescens</i>	FV	0.35	0.18	0.50	0.33	1.4	1	1
<i>Carduelis cannabina</i>	FV	0.41	0.36	0.50	0.67	1.9	0	0
<i>Carduelis cannabina</i>	LP	0.70	0.39	1.00	0.67	2.8	0	1
<i>Carduelis cannabina</i>	TF	0.19	0.23	0.50	0.67	1.6	0	0
<i>Carduelis carduelis</i>	FV	0.87	0.61	1.00	0.33	2.8	0	1
<i>Carduelis carduelis</i>	TF	0.65	0.66	1.00	0.33	2.6	0	1
<i>Carduelis chloris</i>	TF	0.49	0.58	0.50	0.33	1.9	0	0
<i>Chlamydotis undulata</i>	FV	0.65	0.74	1.00	0.67	3.1	1	2
<i>Columba bollii</i>	LP	0.87	0.24	0.00	1.00	2.1	1	1
<i>Columba bollii</i>	TF	0.76	0.30	0.00	1.00	2.1	1	1
<i>Columba junoniae</i>	LP	0.81	0.28	0.00	1.00	2.1	1	1
<i>Columba junoniae</i>	TF	0.81	0.42	0.00	1.00	2.2	1	1
<i>Columba livia</i>	FV	0.22	0.14	0.50	0.33	1.2	0	0
<i>Columba livia</i>	LP	0.60	0.15	0.50	0.33	1.6	0	0
<i>Columba livia</i>	TF	0.00	0.15	0.50	0.33	1.0	0	0
<i>Corvus corax</i>	FV	0.35	0.79	0.50	0.33	2.0	1	1
<i>Corvus corax</i>	LP	0.70	0.71	0.50	0.33	2.2	1	1
<i>Corvus corax</i>	TF	0.62	1.00	1.00	0.33	3.0	1	2
<i>Coturnix coturnix</i>	FV	0.81	0.42	0.50	0.33	2.1	0	0
<i>Coturnix coturnix</i>	LP	0.81	0.86	1.00	0.33	3.0	0	1
<i>Coturnix coturnix</i>	TF	0.84	0.57	0.50	0.33	2.2	0	0
<i>Cursorius cursor</i>	FV	0.49	0.53	0.50	0.33	1.8	2	2
<i>Dendrocopos major</i>	TF	0.73	0.50	0.00	0.67	1.9	1	1
<i>Erithacus rubecula</i>	LP	0.76	0.23	0.50	0.67	2.2	0	0
<i>Erithacus rubecula</i>	TF	0.51	0.19	0.50	0.67	1.9	0	0
<i>Falco pelegrinoides</i>	FV	0.84	0.86	0.50	0.33	2.5	1	1
<i>Falco pelegrinoides</i>	LP	0.81	0.99	0.00	0.33	2.1	1	1
<i>Falco tinnunculus</i>	FV	0.30	0.61	0.50	0.67	2.1	0	0
<i>Falco tinnunculus</i>	LP	0.65	0.58	0.50	0.67	2.4	0	0
<i>Falco tinnunculus</i>	TF	0.03	0.62	0.50	0.67	1.8	0	0
<i>Fringilla coelebs</i>	LP	0.73	0.16	0.50	0.67	2.1	0	0
<i>Fringilla coelebs</i>	TF	0.70	0.31	0.50	0.67	2.2	0	0
<i>Fringilla teydea</i>	TF	0.70	0.29	0.00	1.00	2.0	1	1
<i>Lanius meridionalis</i>	FV	0.35	0.50	0.50	0.67	2.0	0	0
<i>Lanius meridionalis</i>	TF	0.65	0.63	0.50	0.67	2.4	0	0

SPP	ISLA	EXT	DEN	TEND	ENDEM	AMENAZA	CEAC	CEAC'
<i>Miliaria calandra</i>	FV	0.57	0.56	0.50	0.33	2.0	0	0
<i>Miliaria calandra</i>	TF	0.70	0.26	1.00	0.33	2.3	0	0
<i>Motacilla cinerea</i>	LP	0.65	0.43	0.50	0.67	2.2	0	0
<i>Motacilla cinerea</i>	TF	0.14	0.49	0.50	0.67	1.8	0	0
<i>Myiopsitta monachus</i>	FV	1.00	0.16	0.00	0.00	1.2	0	0
<i>Myiopsitta monachus</i>	TF	0.81	0.52	0.00	0.00	1.3	0	0
<i>Neophron percnopterus</i>	FV	0.73	0.88	1.00	0.67	3.3	2*	2*
<i>Parus caeruleus</i>	FV	0.76	0.39	0.50	0.67	2.3	2	2
<i>Parus caeruleus</i>	LP	0.70	0.32	0.50	0.67	2.2	0	0
<i>Parus caeruleus</i>	TF	0.11	0.21	0.50	0.67	1.5	0	0
<i>Passer hispaniolensis</i>	FV	0.24	0.00	0.50	0.33	1.1	0	0
<i>Passer hispaniolensis</i>	LP	0.87	0.41	0.50	0.33	2.1	0	0
<i>Passer hispaniolensis</i>	TF	0.16	0.12	0.50	0.33	1.1	0	0
<i>Petronia petronia</i>	TF	0.87	0.11	1.00	0.33	2.3	1	1
<i>Phylloscopus canariensis</i>	LP	0.62	0.06	0.50	1.00	2.2	1	1
<i>Phylloscopus canariensis</i>	TF	0.08	0.15	0.50	1.00	1.7	1	1
<i>Psittacula krameri</i>	FV	1.00	0.50	0.00	0.00	1.5	0	0
<i>Psittacula krameri</i>	TF	0.95	0.49	0.00	0.00	1.4	0	0
<i>Pterocles orientalis</i>	FV	0.49	0.50	0.00	0.33	1.3	2	1
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	LP	0.60	0.36	0.00	0.33	1.3	1	1
<i>Regulus regulus</i>	LP	0.76	0.13	0.50	0.67	2.0	0	0
<i>Regulus regulus</i>	TF	0.57	0.08	0.50	0.67	1.8	0	0
<i>Saxicola dacotiae</i>	FV	0.30	0.34	0.50	1.00	2.1	1	1
<i>Scolopax rusticola</i>	LP	0.84	0.65	0.50	0.33	2.3	0	0
<i>Scolopax rusticola</i>	TF	0.73	0.64	0.50	0.33	2.2	0	0
<i>Serinus canarius</i>	FV	0.92	0.57	0.50	1.00	3.0	0	1
<i>Serinus canarius</i>	LP	0.62	0.15	0.50	1.00	2.3	0	0
<i>Serinus canarius</i>	TF	0.14	0.14	0.50	1.00	1.8	0	0
<i>Streptopelia decaocto</i>	FV	0.43	0.06	0.00	0.33	0.8	0	0
<i>Streptopelia decaocto</i>	LP	0.84	0.25	0.00	0.33	1.4	0	0
<i>Streptopelia decaocto</i>	TF	0.22	0.15	0.00	0.33	0.7	0	0
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	FV	0.87	0.58	0.00	0.00	1.4	0	0
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	TF	0.78	0.29	0.00	0.00	1.1	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	FV	0.54	0.29	0.50	0.33	1.7	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	LP	0.70	0.51	0.50	0.33	2.0	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	TF	0.08	0.38	0.50	0.33	1.3	0	0
<i>Sylvia atricapilla</i>	FV	0.97	0.61	0.00	0.33	1.9	0	0
<i>Sylvia atricapilla</i>	LP	0.68	0.26	0.50	0.33	1.8	0	0
<i>Sylvia atricapilla</i>	TF	0.16	0.32	0.50	0.33	1.3	0	0
<i>Sylvia conspicillata</i>	FV	0.19	0.29	0.50	0.67	1.6	0	0
<i>Sylvia conspicillata</i>	LP	0.70	0.44	0.50	0.67	2.3	0	0
<i>Sylvia conspicillata</i>	TF	0.11	0.47	0.50	0.67	1.7	0	0
<i>Sylvia melanocephala</i>	FV	0.65	0.27	0.50	0.33	1.7	0	0
<i>Sylvia melanocephala</i>	LP	0.68	0.25	0.50	0.33	1.8	0	0
<i>Sylvia melanocephala</i>	TF	0.16	0.35	0.50	0.33	1.3	0	0
<i>Turdus merula</i>	LP	0.65	0.14	0.50	0.67	2.0	0	0
<i>Turdus merula</i>	TF	0.16	0.14	0.50	0.67	1.5	0	0
<i>Upupa epops</i>	FV	0.35	0.57	0.50	0.33	1.8	1	1
<i>Upupa epops</i>	TF	0.35	0.78	1.00	0.33	2.5	1	1

Tabla 11: Descriptores de la rareza ecológica y la singularidad para el conjunto de taxones (SPP) e islas (ISLA) bajo estudio. Se dan los valores, reescalados al rango 0-1, de extensión (EXT, en número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas), densidad

ecológica máxima (DEN, en aves por km² estimadas en los medios preferidos por las especies), tendencia poblacional en los últimos 20 años (TEND, originalmente -1 para las claramente en declive, +1 para las claramente crecientes y 0 para el resto; el reescalado convierte estos valores en 1, 0 y 0,5 respectivamente) y endemismo (ENDEM, 0 para los taxones recientemente introducidos; 0,33 para los taxones autóctonos; 0,67 para las subespecies endémicas canarias o macaronésicas y 1 para las especies endémicas canarias o macaronésicas). Se da además el grado de amenaza según el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Canarias (CEAC; 0 para las no catalogadas, 1 para las “De Interés Especial” y 2 para las “Vulnerables” y “En Peligro de Extinción” (sólo hubo una especie en esta última categoría, *Neophron percnopterus* subsp. *majorensis*, por lo que fue considerada en conjunto con las vulnerables). Bajo la columna CEAC se muestran los cambios de catalogación (sólo once, destacados en negrita) que harían que el CEAC tuviera mayores bases ecológicas y evolutivas.

Hasta este punto se han dado argumentos teóricos y empíricos para considerar que los descriptores fundamentales de la rareza ecológica son la extensión, densidad ecológica y la tendencia poblacional. Estos descriptores pueden unirse a la endemismo como estimador de la singularidad genética para construir un modelo del riesgo de pérdida de biodiversidad al nivel de taxones, mediante la fórmula:

$$\text{Riesgo} = \text{Extensión} + \text{Densidad} + \text{Tendencia} + \text{Endemismo}$$

En este modelo, los cuatro descriptores de la rareza y la singularidad (cuyos valores originales están en la Tabla 2) se expresan reescalándolos al rango (0-1) y se suman para dar un valor final de amenaza para cada taxon en cada isla en el rango (0-4), donde 4 significa la máxima amenaza. La extensión máxima, dada en número de cuadrículas UTM de 10x10 km ocupadas, y la densidad máxima, expresada en logaritmo, se reescalan asignando el valor 1 a la menor ocupación y menor densidad, respectivamente (y, en correspondencia, dando el valor 0 a las mayores extensiones y densidades). Los valores de la tendencia poblacional se transforman asignando 1 a las tendencias claramente negativas (y 0 a las claramente positivas). Por último, la endemismo se reescala dando 1 a los taxones endémicos canarios y 0 a los recientemente introducidos. Los valores intermedios en cada predictor se interpolan linealmente (tabla 11).

Así por ejemplo, el Riesgo de *Anthus berthelotii* en Fuerteventura se evalúa como sigue:

Extensión = 0,24 (donde el valor original, que muestra una amplia extensión en comparación con el resto de especies, ha sido transformado de manera que la extensión máxima de cualquier taxon en cualquier isla vale 0 y la extensión mínima vale 1)

Densidad = 0,26 (donde el valor original, que muestra una alta densidad máxima en comparación con la del resto de especies, ha sido transformado de manera que la densidad máxima de cualquier taxon en cualquier isla vale 0 y la densidad mínima vale 1)

Tendencia = 0,5 (pues no se tienen datos que apoyen incrementos o decrementos poblacionales)

Endemicidad = 1 (es un taxon específico endémico de la Macaronesia)

Por tanto, Riesgo = $0,24 + 0,26 + 0,5 + 1 = 1,96 \approx 2$

La misma operación, realizada para *Burhinus oedicnemus* subsp. *distinctus* en la isla de La Palma arroja el siguiente resultado:

Extensión = 0,95 (donde el valor original, que denota una de las distribuciones más restringidas entre el conjunto de especies bajo estudio, ha sido transformado de manera que la extensión máxima de cualquier taxon en cualquier isla vale 0 y la extensión mínima vale 1)

Densidad = 0,85 (donde el valor original, que indica una densidad muy baja, ha sido transformado de manera que la densidad máxima de cualquier taxon en cualquier isla vale 0 y la densidad mínima vale 1)

Tendencia = 0,5 (pues no se tienen datos que apoyen incrementos o decrementos poblacionales)

Endemicidad = 0,67 (es un taxon subspecífico endémico de Canarias)

Riesgo = $0,95 + 0,85 + 0,5 + 0,67 = 2,97 \approx 3$

Por tanto, de acuerdo con este simple modelo, la población de *Burhinus oedicnemus* subsp. *distinctus* en la isla de La Palma está considerablemente amenazada (pues su valor se aproxima al máximo posible) mientras que la de *Anthus berthelotii* en Fuerteventura corre menos riesgo (su valor es intermedio). El riesgo de pérdida de biodiversidad es alto en el primer caso y bajo en el segundo. Los valores dados por el modelo permiten ordenar los taxones (o taxones-isla) en un gradiente lineal de amenaza de pérdida de biodiversidad.

Este modelo describe el riesgo de forma que las especies (o el conjunto de taxones-islas) pueden ordenarse según su vulnerabilidad y el efecto de pérdida genética que supondría su desaparición. En este modelo los cuatro descriptores se evalúan con la misma importancia relativa (es decir, cada uno de ellos puntúa 1 como máximo). Idealmente, el modelo debería ponderar la influencia de cada variable según su importancia relativa, de manera que las variables con más peso influyeran de manera más determinante sobre la ordenación. Sin embargo, la asignación de pesos estaría revestida de una fuerte carga subjetiva, pues desconocemos, en primer lugar, cual es la importancia relativa de los componentes ecológicos del modelo (p.e., ¿influye más la extensión o la densidad en la probabilidad de extinción?) y, en segundo lugar, si tal importancia relativa es consistente entre taxones y generalizable en contextos insulares

(e.d., ¿el grado de influencia de las distintas variables es el mismo con independencia del ámbito geográfico y taxonómico donde se evalúe?). Por último, aunque estas relaciones pudieran establecerse con precisión, la endemidad (y la pérdida de biodiversidad) es un concepto difícilmente valorable. De hecho, tanto la UICN como el único ejercicio que conocemos que haya explorado los condicionantes de la rareza para generar una lista de riesgo natural de extinción (y prioridad de conservación) optan por un esquema en el que todas las variables se ponderan por igual (UICN, 2001; Given y Norton, 1993).

Este esquema de modelado puede aplicarse a islas y taxones canarios de aves terrestres diurnas que no se han considerado en el presente trabajo, pero para las que puede haber un interés en evaluar comparativamente su grado de amenaza. Como ejemplo, se aplicará aquí el modelo a *Fringilla teydea* subsp. *polatzeki* en Gran Canaria o a *Chlamydotis undulata* subsp. *fuertaventurae* en Lanzarote:

Riesgo (para *Fringilla teydea* subsp. *polatzeki* en Gran Canaria) =

Extensión = 0,92 (lo que describe una distribución extremadamente restringida, limitada a 5 cuadrículas)

Densidad = 0,48 (alcanza una moderada-alta densidad máxima en sus localidades más adecuadas)

Tendencia = 1 (pues sufre una notable regresión poblacional)

Endemidad = 1 (es un taxon específico endémico de Canarias y subespecífico endémico de la isla)

siendo el valor resultante $0,92 + 0,48 + 1 + 1 = 3,4$

Riesgo (para *Chlamydotis undulata* subsp. *fuertaventurae* en Lanzarote) =

Extensión = 0,88 (lo que indica una distribución restringida en la isla)

Densidad = 0,60 (el taxon alcanza densidades máximas moderadas-bajas en sus localidades más adecuadas)

Tendencia = 0 (pues ha experimentado una tendencia poblacional positiva)

Endemidad = 0,67 (es un taxon subespecífico endémico de Canarias)

luego el valor resultante es $0,88 + 0,60 + 0 + 0,67 = 2,15$

En consecuencia, y recordando que el rango de valores dado potencialmente por el modelo es (0-4), cabe afirmar que *Fringilla teydea* subsp. *polatzeki* en Gran Canaria está fuertemente amenazado (y esta amenaza supone un alto riesgo de pérdida de biodiversidad), mientras que *Chlamydotis undulata* subsp. *fuertaventurae* en Lanzarote no destaca por su grado de amenaza, al menos en el contexto de las especies e islas consideradas en este trabajo.

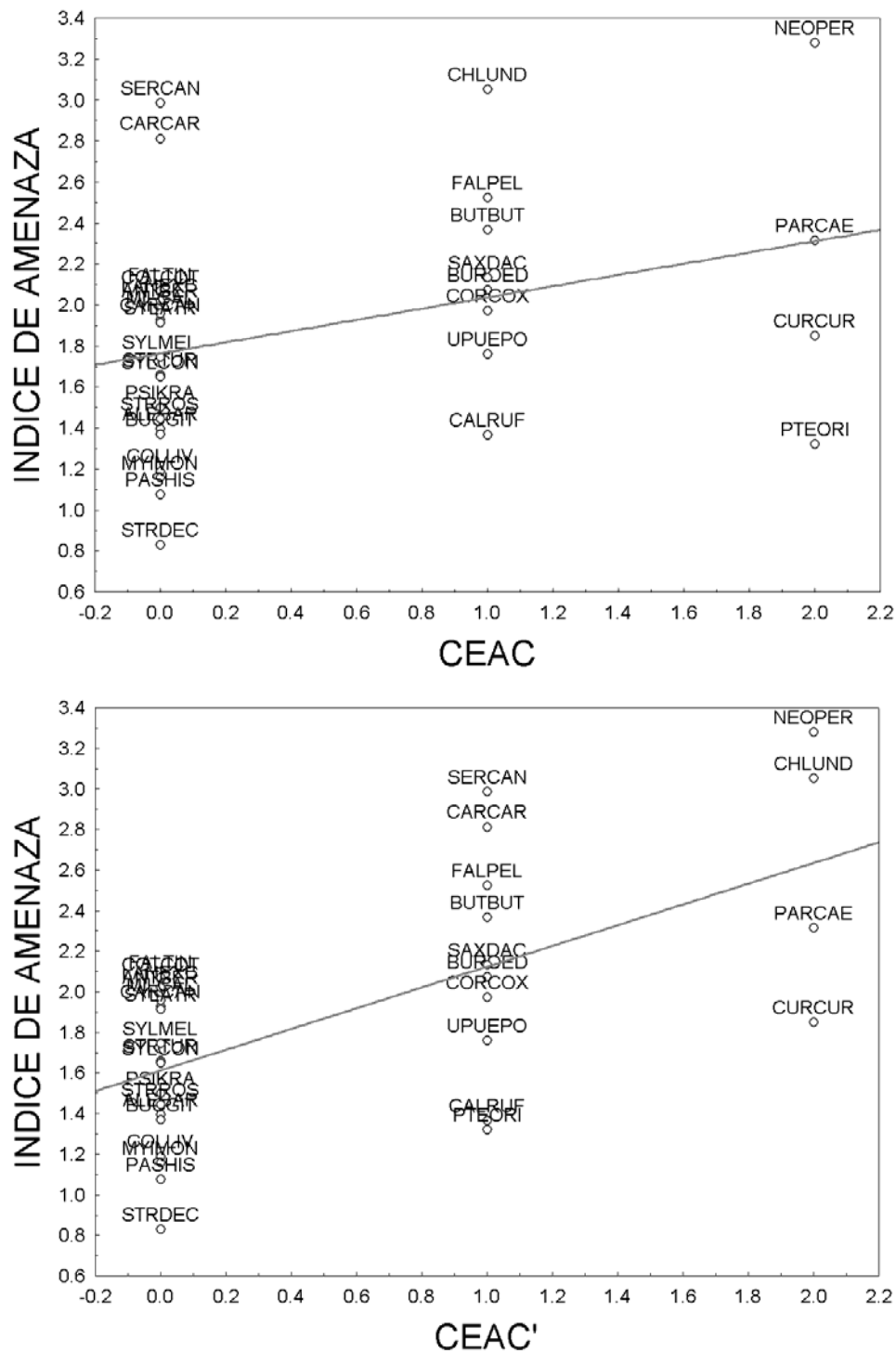


Figura 11: Relación entre el Índice de Amenaza construido atendiendo a la extensión del área de distribución, densidad máxima ecológica, tendencia poblacional en los últimos 15-15 años y el grado de endemidad, y la catalogación de amenaza según el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias en la isla de **Fuerteventura**. La categoría 0 incluye a las especies no catalogadas (ninguna amenaza identificada); la categoría 1 a aquellas consideradas “De Interés Especial”; y la categoría 2 a las especies calificadas de “Vulnerables” y “En Peligro de Extinción”. *Neophron percnopterus* es la única especie incluida en la categoría “En Peligro de Extinción”. Para los acrónimos de las especies véase la Tabla 2.

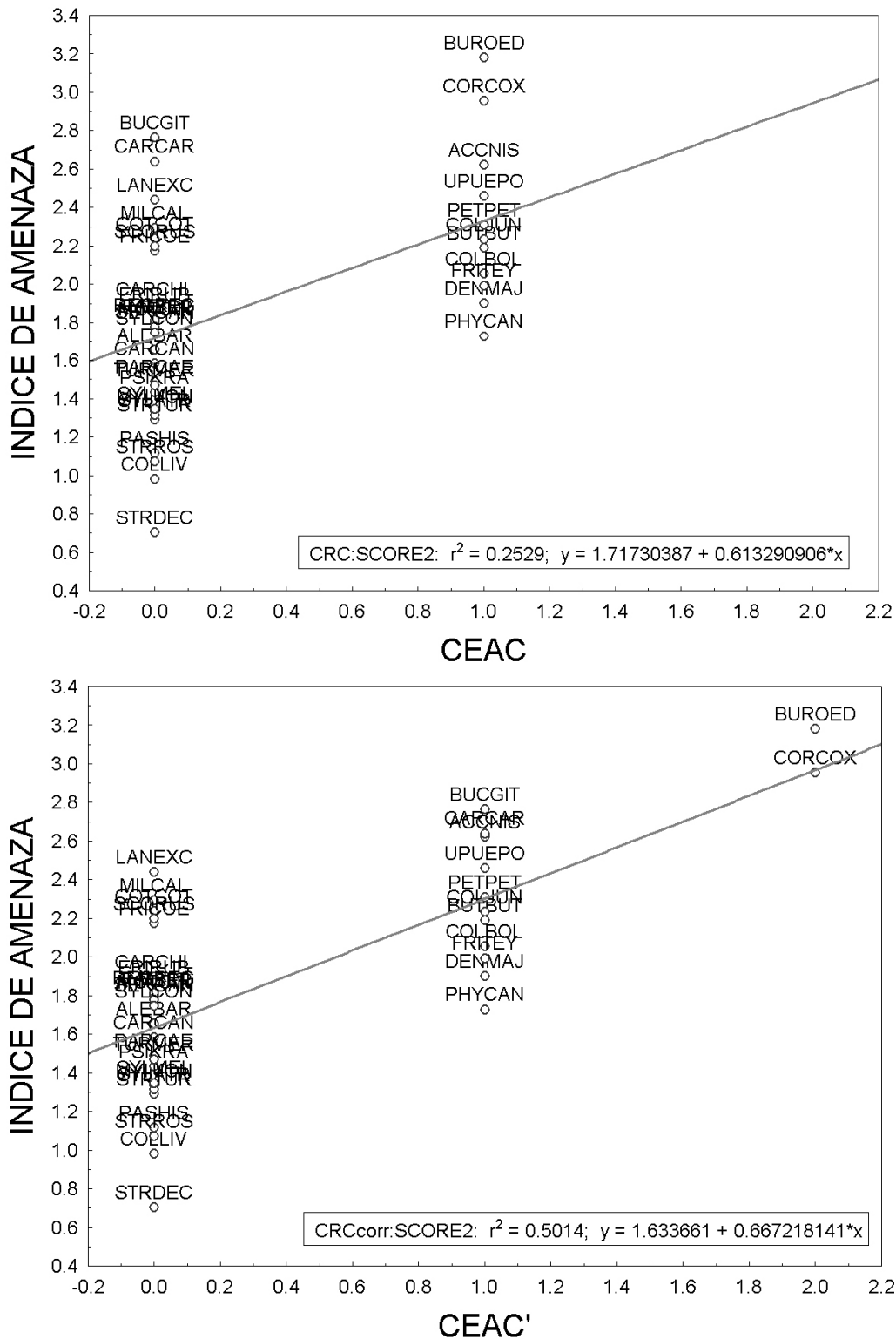


Figura 13: Relación entre el Índice de Amenaza construido atendiendo a la extensión del área de distribución, densidad máxima ecológica, tendencia poblacional en los últimos 15-15 años y el grado de endemidad, y la catalogación de amenaza según el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias en la isla de **Tenerife**. En la parte inferior se ilustra la misma relación obtenida con algunos ‘desplazamientos’ de especies entre categorías (ver el texto). Para más detalles ver el pié de la Figura 11.

Los valores proporcionados por el modelo se correlacionan significativa y positivamente con las categorías de amenaza dadas por el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias (CEAC), de forma que el modelo tiende a dar valores bajos para las especies sin catalogar y altos para las especies en las categorías “Vulnerable” y “En Peligro de Extinción” ($R^2 = 0,11$; $p = 0,0009$). Esta correlación general, para todas las islas en conjunto, es débil como consecuencia de que el modelo proporciona valores *continuos* de riesgo que se ajustan a sólo tres *categorías* de amenaza en el CEAC, lo que inevitablemente genera una amplia dispersión de los valores para cada categoría. Estos mismos patrones de coherencia entre el catálogo y los resultados de los modelos se observan para cada isla en particular. Así, en Fuerteventura ($R^2 = 0,11$; Figura 11), el CEAC considera muy amenazados a *Neophron percnopterus* y *Parus caeruleus* (en peligro de extinción y vulnerable, respectivamente), lo que se corresponde bien con los valores de riesgo alto de pérdida de biodiversidad que les asigna el modelo basados en su condición de taxones endémicos cuya distribución es reducida (*N. percnopterus*, además, tiene una tendencia poblacional negativa). En contraste, *Serinus canarius* y *Carduelis carduelis* no están catalogados aunque el modelo les da puntuaciones muy altas. En La Palma la relación positiva entre las categorías del CEAC y la puntuación del modelo es aún más débil ($R^2 = 0,03$; Figura 12). En esta isla destaca el desajuste correspondiente a *Pyrrhocorax pyrrhocorax*, catalogada como “de interés especial” a pesar de ser un taxón no endémico que exhibe altas densidades y una tendencia poblacional creciente. Por el contrario, *Burhinus oedicephalus* o *Carduelis cannabina* están en categorías por debajo de lo que cabría esperar dado el riesgo de extinción y pérdida implícitos en sus características ecológicas (reducida extensión y tendencias poblacionales negativas) y evolutivas (son taxones subespecíficos endémicos de Canarias). En Tenerife la relación positiva es de mayor magnitud ($R^2 = 0,25$; Figura 13). De nuevo, algunas especies aparecen en categorías del CEAC inferiores al riesgo predicho por el modelo (p.e., *Burhinus oedicephalus*, *Corvus corax*, *Bucanetes githagineus* y *Carduelis carduelis*)

En conjunto, estas correlaciones positivas muestran que las categorías de amenaza del CEAC están fundamentadas implícitamente en las bases de la rareza ecológica y singularidad evolutiva (i.e., endemidad). Sin embargo, las correlaciones son bajas, lo que indica que existen especies cuyo grado de amenaza reconocido por el CEAC no se corresponde con lo que cabría esperar de ellas dados sus condicionantes ecológicos y evolutivos. Un mayor grado de coherencia se podría conseguir mediante la

identificación de los taxones para los que los desajustes entre el modelo y el CEAC son mayores (como se ha avanzado en el párrafo anterior) y la modificación de su categoría de amenaza. Con sólo once cambios la correlación general, para todas las islas en conjunto, entre modelo y CEAC, se triplica ($R^2 = 0,34$; $p < 0,0001$). Estos cambios serían los siguientes:

En Fuerteventura (donde tales cambios también triplicarían la correlación, es decir, aumentarían mucho las bases ecológicas y evolutivas del CEAC: $R^2 = 0,39$; Figura 11):

Serinus canarius: su reducidísima área de distribución y su carácter endémico (específico) hacen que la categoría “De Interés Especial” describa mejor su grado de amenaza y el riesgo de pérdida de biodiversidad asociado a su desaparición.

Carduelis carduelis: sufre una tendencia poblacional fuertemente regresiva y ocupa escasas localidades en moderada densidad, por lo que su grado de amenaza está actualmente subestimado en el CEAC, donde sería más coherente su paso de no catalogada a la categoría “De Interés Especial”.

Chlamydotis undulata: su condición de taxon endémico (subespecífico) sometido a una fuerte regresión poblacional y presente en bajas densidades en un número moderado de localidades, hacen que la categoría “Vulnerable” recoja mejor que la de “De Interés Especial” (donde actualmente está catalogada) su grado de amenaza y el riesgo de pérdida de biodiversidad asociado a su desaparición.

Pterocles orientalis: es un taxon no endémico, ocupa un número alto de localidades en media-alta densidad y donde muestra una tendencia poblacional positiva, por lo que su catalogación actual como “Vulnerable” exagera mucho su grado de amenaza. No obstante, sólo está presente en una isla (de manera que si desaparece de Fuerteventura, desaparece de todo el archipiélago canario, que es el contexto operativo del CEAC), por lo que la categoría “De Interés Especial” resulta más coherente con sus condicionantes ecológicos y evolutivos.

En La Palma (donde tales cambios multiplicarían por siete la asociación: $R^2 = 0,21$; Figura 12):

Carduelis cannabina: por su carácter endémico (subespecífico), sufrir una tendencia poblacional fuertemente regresiva y ocupar pocas localidades su paso de no catalogada a la categoría “De Interés Especial” resumiría más adecuadamente sus condicionantes ecológicos y evolutivos.

Coturnix coturnix: es un taxon que exhibe una tendencia poblacional fuertemente regresiva y ocupa muy pocas localidades en muy baja densidad, por lo que su grado de amenaza está subestimado actualmente (no está catalogada) y el modelo sugiere aumentar su categoría en el CEAC. Un aumento sensato sería hasta la categoría “De Interés Especial”, habida cuenta de que es probable que el contingente poblacional de esta especie en Canarias reciba frecuentemente individuos migradores continentales (sin embargo, en este trabajo no se han podido evaluar los aspectos relacionados con la migración por carecer de datos básicos).

Burhinus oedicephalus: su condición de taxon endémico (subespecífico) que ocupa un número muy reducido de localidades con mínimas densidades, hacen que la categoría “Vulnerable” describa más acertadamente que la de “De Interés Especial” su grado de amenaza y el riesgo de pérdida de biodiversidad asociado a su desaparición.

En Tenerife (donde tales cambios duplicarían la intensidad de la relación: $R^2 = 0,50$; Figura 13):

Burhinus oedicephalus: por su carácter endémico (subespecífico), sufrir una tendencia poblacional fuertemente regresiva y ocupar pocas localidades con moderada densidad su paso de la categoría “De Interés Especial” a la de “Vulnerable” resultaría más coherente con su grado de amenaza y el riesgo de pérdida de biodiversidad asociado.

Corvus corax: es un taxon que exhibe una tendencia poblacional fuertemente regresiva y ocupa un número moderado de localidades en mínimas densidades, por lo que la categoría actual del CEAC subestima su grado de amenaza, que estaría mejor reflejada bajo la categoría “Vulnerable”.

Carduelis carduelis: su tendencia poblacional fuertemente regresiva y sus moderadas extensión y densidad harían más coherente su paso de no catalogada a la categoría “De Interés Especial”.

Bucanetes githagineus: exhibe una tendencia poblacional fuertemente regresiva y ocupa escasas localidades, por lo que su paso de no catalogada a la categoría “De Interés Especial” describiría más acertadamente su grado de amenaza.

Estas modificaciones no pretenden ser una propuesta *definitiva* de recatalogación de los taxones en el CEAC, sino que pretenden en primer lugar llamar la atención sobre los desajustes entre el grado de amenaza descrito por el catálogo y el riesgo de extinción (y de pérdida de biodiversidad que ello conllevaría) determinado por patrones ecológicos básicos. Tales desajustes podrían modificarse al considerar otros factores que no han podido ser incluidos aquí en detalle (como el efecto de la migratoriedad o de los patrones de las historias vitales), aunque no creemos que, en general, pudieran hacerlo de manera muy notable. Con la prudencia necesaria al considerar los condicionantes y las limitaciones de este trabajo, las sugerencias de recatalogación propuestas aumentarían la base ecológica y evolutiva del CEAC.

Correlatos con las categorías de amenaza del CEAC

En este apartado se analizan los correlatos existentes entre las categorías de amenaza de cada especie en cada isla según el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias (CEAC) y las variables consideradas anteriormente que describen los principales gradientes autoecológicos de distribución-abundancia, la tendencia poblacional observada en los últimos 20 años, la endemividad, y los efectos filogenéticos. Si el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias refleja fielmente los patrones de rareza ecológica, la propensión a presentar problemas de conservación y la proclividad a la extinción, entonces se debería esperar encontrar una estrecha asociación entre las variables anteriormente citadas y la ordenación de las especies en las categorías de amenaza del CEAC. Dicho de otro modo, tales variables deberían explicar una enorme proporción de la variabilidad interespecífica y entre islas observada en las categorías CEAC. Esta aproximación tiene una doble utilidad. En primer lugar, permite evaluar (mediante una prueba estadística o test) si el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias incorpora principios básicos de macroecología y de biología de la conservación. En segundo lugar, puede ayudar a identificar conceptos ‘olvidados’ a la hora de incluir a las distintas especies dentro de las categorías CEAC.

La evaluación que se desarrolla a continuación parte de los siguientes postulados y predicciones, ampliamente argumentados en la Introducción y desarrollados a lo largo de los Resultados previos de este informe. Dichos postulados y predicciones están además avalados por los criterios utilizados a nivel europeo (SPEC, Tucker y Heath, 1994) o por la UICN (IUCN 2006) para definir categorías de amenaza – riesgo de extinción. Estos son, en síntesis:

- 1) Las categorías CEAC definen un gradiente de problemas de conservación y riesgo de extinción. En modo creciente de grado de amenaza, se ordenan de la siguiente manera: especies no catalogadas > “De Interés Especial” > “Vulnerables” > “En Peligro de Extinción”.
- 2) Las especies con mayores tallas corporales son especies de ciclos vitales lentos (menores descendientes por año, mayor edad a la primera reproducción) que además tienen menores densidades ecológicas en sus ambientes preferidos (factor PC2 de la Tabla 10). Dichas especies serán más proclives a presentar problemas de conservación ante eventos críticos naturales o perturbaciones de origen antrópico; por tanto, es esperable una relación negativa entre la mayor abundancia–menor talla corporal y la ordenación de las categorías CEAC.
- 3) Las especies con menor área de distribución y menor valencia ecológica (factor PC3 de la Tabla 10) son más susceptibles a presentar problemas de conservación ante eventos críticos naturales o perturbaciones de origen antrópico; por tanto, es esperable una relación negativa entre la extensión–valencia ecológica y la ordenación de las categorías CEAC.
- 4) Las especies con tendencias poblacionales continuamente decrecientes a lo largo de prolongados periodos de tiempo presentan serios problemas de conservación debido a su declive; por tanto es esperable una relación positiva entre tendencias poblacionales decrecientes y la ordenación de las categorías CEAC.
- 5) La biodiversidad no sólo se ve amenazada por la reducción de la diversidad o riqueza de especies, sino también por la pérdida de diversidad genética. Esta diversidad genética está vinculada estrechamente con procesos de especiación y radiación que terminan generando ‘variantes’ nuevas identificables taxonómicamente (i.e., subespecies y especies diferentes). Por tanto, se incurre en mayor riesgo de perder diversidad genética en especies o subespecies endémicas de ambientes insulares de reducida extensión, por lo que debería esperarse una relación positiva entre el grado de endemidad y la ordenación de las categorías CEAC.
- 6) Las islas pequeñas tienen menores superficies por las que se pueden distribuir las especies que las ocupan y, por tanto, pueden acoger menores efectivos poblacionales que las islas grandes; en función de estos hechos se predice que las especies de islas pequeñas deberían tener mayores niveles de amenaza definidos por las categorías CEAC que las especies que habitan en islas mayores.

7) Aunque hemos demostrado anteriormente que hay algunos rasgos autoecológicos que tienen marcados efectos filogenéticos indicativos de la conservación del nicho ecológico ('niche conservatism'), no es esperable que las categorías CEAC manifiesten estos efectos. La justificación es doble. En primer lugar, dichas categorías son el resultado de una 'construcción' humana. En segundo lugar, no es esperable dicho efecto filogenético en las categorías CEAC ya que éstas medirían el estado de conservación actual debido a fenómenos ocurridos en el pasado ecológico reciente y no a posibles efectos evolutivos.

	g.l.	Coefficiente	χ^2	p
ISLA (Fuerteventura, La Palma, Tenerife)	2		0.18	0.9132
Tendencia poblacional (creciente de - a +)	1	0.34	0.29	0.5887
Endemicidad (creciente)	1	1.24	8.46	0.0036
PC1 - medios urbanos vs. medios muy vegetados; aumento altitud	1	-0.12	0.06	0.8103
PC2 - mayor densidad y menor talla corporal	1	-1.71	19.82	<0.0001
PC3 - aumento de la amplitud de hábitat y extensión geográfica	1	0.11	0.12	0.7292
PC4 - uso de suelo agrícola	1	-0.29	0.63	0.4275
Efectos filogenéticos				
VF1	1	-0.02	0.02	0.8971
VF2	1	0.00	0.00	0.9953
VF3	1	0.13	0.33	0.5670
VF4	1	0.68	2.76	0.0966
VF5	1	-0.22	0.31	0.5747

Tabla 12: Regresión logística de las categorías CEAC (grado creciente de amenaza como variable multinomial ordinal en tres clases: especies no catalogadas > "De Interés Especial" > "Vulnerables" + "En Peligro de Extinción") en función de la isla, la tendencia poblacional mostrada por cada especie en cada una de las tres islas (tres clases: tendencia claramente negativa, sin tendencia clara o estable, tendencia claramente positiva), el grado de endemicidad (cuatro clases: introducidas – nativas no endémicas – subespecies endémicas – especies endémicas), los cuatro factores autoecológicos de la Tabla 10 y el efecto de parentesco evolutivo sintetizado por cinco vectores filogenéticos. g.l.: grados de libertad. Los valores de significación (p) se han corregido por el índice de sobredispersión, utilizando además una aproximación análoga a los modelos de sumas de cuadrados de tipo III de los modelos generales lineales (i.e., indican efectos parciales).

En la Tabla 12 se muestra el resultado de la regresión logística llevada a cabo con las categorías CEAC utilizadas como una variable multinomial ordinal. Debido a la existencia de una única especie de ave terrestre diurna en la base de datos de las tres islas consideradas que está incluida en "En Peligro de Extinción" (*Neophron*

percnopterus subsp. *majorensis*), se ha creado una única categoría de amenaza máxima que incluye a las “Vulnerables” + “En Peligro de Extinción”. El modelo de regresión fue muy significativo ($\chi^2=52,32$, g.l.=13, $p \ll 0,001$) y explicó el 34,8% de la devianza (i.e., variabilidad) observada en la categorización de la amenaza de 101 poblaciones de especies-islas. El índice de sobredispersión del modelo fue 1,82, lo que indica que las especies se han incluido en cada categoría CEAC bajo criterios heterogéneos (más adelante se utilizará y discutirá esta medida). Este resultado apoya lo postulado y predicho en el punto 1) anterior: las categorías CEAC definen un gradiente de problemas de conservación y riesgo de extinción que se asocia con medidas de rareza ecológica y originalidad genética. A continuación examinamos uno por uno los efectos considerados y enunciados anteriormente en el párrafo anterior.

Los efectos filogenéticos no tuvieron un efecto global significativo ($p=0,613$; véanse además los valores de p en los vectores filogenéticos VF1 a VF5 de la Tabla 12), siendo responsables únicamente del 2,4% de la devianza explicada. Por tanto, los resultados apoyan el postulado y la predicción número 7) anteriormente presentados.

El efecto Isla (i.e., comparación de las categorías de amenaza CEAC entre Fuerteventura, La Palma y Tenerife controlando por los otros efectos incluidos en la Tabla 12) estuvo muy alejado de la significación ($p=0,91$), lo cual es sorprendente y rechaza lo postulado y predicho en el punto 6) anterior. Dicho de otro modo, aunque la isla de La Palma tiene aproximadamente tres veces menos superficie que Tenerife, no tiene especies globalmente consideradas más amenazadas por las categorías CEAC.

La endemidad estuvo positiva y significativamente relacionada con las categorías de amenaza CEAC, por lo que se apoya lo postulado y predicho en el punto 5).

Los gradientes ambientales de distribución altitudinal, desarrollo de la vegetación y preferencias por suelo urbano (PC1 de la Tabla 10), y de uso de suelo agrícola (PC4 de la Tabla 10) no se asociaron significativamente con las categorías CEAC. Esto es, el catálogo CEAC no tiende a incluir como más amenazadas a especies que se posicionan en los extremos de estos dos gradientes.

La tendencia poblacional registrada ‘grosso modo’ en los últimos 15-25 años en cada una de las tres islas estudiadas no se asoció significativamente con las categorías CEAC ($p=0,59$), lo cual rechaza lo postulado y predicho en el punto 4) anterior. Esto es, el catálogo CEAC no incluye las tendencias poblacionales recientes de las especies de

aves terrestres y, por tanto, no considera como más amenazadas a aquellas que han mostrado declives demográficos intensos.

La abundancia en los hábitats preferidos (densidad máxima ecológica), asociada alométricamente con la talla corporal (PC2 de la Tabla 10), se asoció muy significativamente y modo negativo con las categorías CEAC, apoyando lo postulado en el punto 2) de las predicciones.

Por último, la extensión del área de distribución y la amplitud de hábitat, asociadas muy intensamente en el tercer factor de la Tabla 10, no se asoció significativamente con las categorías CEAC ($p=0,73$), lo que muestra que el catálogo ignora lo postulado en el punto 3) de las predicciones.

Si se atiende a las magnitudes parciales de los efectos cuantificadas con los valores de χ^2 , se observa que el catálogo CEAC da una importancia relativa muy grande a la densidad y tamaño corporal (PC2; $\chi^2=19,8$), seguido a mucha distancia por la endemidad ($\chi^2=8,5$). Otros parámetros considerados como importantes en el enunciado de postulados y predicciones tienen magnitudes bajísimas (valores de $\chi^2 < 0,3$).

En resumen, el catálogo CEAC incluye categorías que se asocian acertadamente con la rareza ecológica de las especies, su propensión a presentar problemas de conservación y la endemidad. Por tanto, informan de manera coherente del grado de amenaza de la avifauna terrestre diurna de las Islas Canarias. Ahora bien, este acierto es sólo parcial por tres hechos. En primer lugar, la variabilidad entre especies e islas de las categorías CEAC es explicada sólo en una tercera parte por medidas cuantitativas y objetivas relacionadas con principios macroecológicos generales, rareza ecológica, probabilidad de extinción, y biodiversidad genética (i.e., grado de endemidad). En segundo lugar, algunas variables relacionadas con la propensión a tener problemas de conservación no han sido consideradas al catalogar las especies de aves terrestres canarias. De entre ellos destacan por sus bajísimos niveles de significación la tendencia poblacional reciente y la extensión del área de distribución – amplitud de hábitat. Y en tercer lugar, no se cumple que el efecto isla sea significativo, de manera que el catálogo CEAC categoriza a las especies independientemente de la superficie y características ambientales de las islas. Todos estos hechos implican dos cosas:

- (a) que el catálogo y las categorías CEAC son válidas y potencialmente útiles para cuantificar el peligro de extinción y la propensión a presentar problemas de conservación,

- (b) que debería intentarse su mejora, tanto a nivel de su calibración que incluya otros fenómenos ecológicos importantes, como de reordenación de las especies que considera.

Una propuesta de modificación de la categorización del nivel de amenaza de cada especie en cada isla debería implicar un esfuerzo de cuantificar los patrones de distribución y abundancia de los organismos considerados. Un modo de proceder consecuente con esta meta lo hemos ilustrado en el **Apéndice 1** revisando la avifauna de la isla de La Palma, y en el **Apéndice 2** abordando el análisis del estatus de conservación de una especie calificada como “Vulnerable” por el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias (el Corredor Sahariano). Como esta exhaustividad de esfuerzo de muestreo y analítica está fuera del alcance de este Informe técnico, nos vemos obligados a considerar tan sólo los ‘desplazamientos’ de especies propuestos en el apartado anterior, a tenor de su posición en los diagramas de las categorías CEAC frente al Índice de Amenaza elaborado por nosotros. Como ya se apuntó, dichos ‘desplazamientos’ deben ser entendidos como una invitación a reconsiderar algunas especies dentro del catálogo, de manera que exista una mayor asociación entre el riesgo de extinción (y pérdida correspondiente de biodiversidad) y la categorización administrativa. De todos modos, los ‘desplazamientos’ propuestos sólo afectan a 11 de las 101 especies-islas consideradas, e implican sutiles cambios (6 ‘ascensos’ de no catalogada a la categoría “De Interés Especial”, 4 ‘ascensos’ de “De Interés Especial” a “Vulnerable” y un ‘descenso’ de “Vulnerable” a “De Interés Especial”; como se recoge en el campo CEAC’ de la Tabla 11).

En la Tabla 13 se vuelve a efectuar el mismo análisis de regresión logística llevado a cabo en la Tabla 12, pero ahora considerando la categorización CEAC’ de la Tabla 11, que incluye las once sugerencias de modificación. De nuevo se obtiene un modelo de regresión globalmente significativo ($\chi^2 = 67,16$, g.l.=13, $p \ll 0,001$) que explica el 39,5% de la devianza (i.e., variabilidad) observada en la categorización de la amenaza de 101 poblaciones de especies-islas. Ahora bien, en esta ocasión el índice de sobredispersión descendió a 1,25. Estos resultados indican que unas leves modificaciones en la categorización de las especies-islas consideradas incrementan ligeramente la variabilidad explicada en la categorización CEAC, pero disminuyen considerablemente la sobredispersión de las especies dentro de cada categoría teniendo en cuenta los parámetros filogenéticos, autoecológicos de distribución-abundancia, de

tendencia poblacional y de endemividad que las describen (la sobredispersión teórica de este tipo de análisis estadístico es uno, de manera que cuanto mejor esté ajustado el modelo tanto más su parámetro de sobredispersión se aproximará a uno).

	g.l.	Coefficiente	χ^2	p
ISLA (Fuerteventura, La Palma, Tenerife)	2		0.15	0.9297
Tendencia poblacional (creciente de – a +)	1	-1.39	5.45	0.0196
Endemividad (creciente)	1	1.73	16.65	<0.0001
PC1 - medios urbanos vs. medios muy vegetados; aumento altitud	1	-0.28	0.38	0.5400
PC2 - mayor densidad y menor talla corporal	1	-2.27	30.24	<0.0001
PC3 - aumento de la amplitud de hábitat y extensión geográfica	1	-0.74	5.20	0.0226
PC4 - uso de suelo agrícola	1	-0.15	0.18	0.6709
Efectos filogenéticos				
VF1	1	-0.16	0.75	0.3850
VF2	1	0.21	0.79	0.3746
VF3	1	-0.05	0.05	0.8180
VF4	1	0.62	2.42	0.1201
VF5	1	0.16	0.21	0.6437

Tabla 13: Regresión logística de las categorías CEAC' (grado creciente de amenaza como variable multinomial ordinal en tres clases: especies no catalogadas > “De Interés Especial” > “Vulnerables” + “En Peligro de Extinción”) modificadas en la Tabla 10, en función de la isla, la tendencia poblacional mostrada por cada especie en cada una de las tres islas (tres clases: tendencia claramente negativa, sin tendencia clara o estable, tendencia claramente positiva), el grado de endemividad (cuatro clases: introducidas – nativas no endémicas – subespecies endémicas – especies endémicas), los cuatro factores autoecológicos de la Tabla 10 y el efecto de parentesco evolutivo sintetizado por cinco vectores filogenéticos. g.l.: grados de libertad. Los valores de significación (p) se han corregido por el índice de sobredispersión, utilizando además una aproximación análoga a los modelos de sumas de cuadrados de tipo III de los modelos generales lineales (i.e., indican efectos parciales)

De nuevo los efectos filogenéticos, la influencia de la isla y la posición de las especies en los gradientes ambientales de distribución altitudinal, desarrollo de la vegetación y preferencias por suelo urbano (PC1 de la Tabla 10), y de uso de suelo agrícola (PC4 de la Tabla 10) no son significativos.

Por otro lado, el gradiente de talla corporal-densidad de las especies y la endemividad siguen siendo significativos. Pero en esta ocasión, además, sí aparecen como significativos los efectos de la tendencia poblacional y el gradiente de extensión geográfica-amplitud de hábitat predichos al inicio de este apartado. Esto es, las especies consideradas como más amenazadas en un catálogo CEAC que incorporara las sugerencias de modificación muestran tendencias poblacionales negativas (i.e., declive

demográfico en los últimos 15-25 años) y tienen menores extensiones geográficas y amplitudes de hábitat dentro de cada isla.

Los pesos parciales de los distintos efectos considerados en la Tabla 13 sirven de nuevo para valorar la importancia que el catálogo (esta vez la versión modificada CEAC') atribuye a cada variable. El criterio más importante sigue siendo el gradiente de abundancia-talla corporal ($\chi^2=30,2$), seguido a distancia (pero a menor que en el análisis previo) por la endemidad ($\chi^2=16,6$). A mayor distancia, pero con una magnitud apreciable (valores de χ^2 en torno a 5) se encuentran la tendencia poblacional y el gradiente de extensión geográfica-amplitud de hábitat.

Por tanto, una modificación menor del catálogo CEAC en función de un Índice de Amenaza generado por nosotros, que involucra a pocos taxones y supone cambios de categoría de pequeña magnitud, hace que el catálogo y sus categorías reflejen mucho mejor el grado de amenaza (y riesgo de pérdida de biodiversidad asociado) de las especies: aumenta ligeramente la variabilidad explicada, se incluyen significativamente efectos importantes y disminuye considerablemente la sobredispersión de las especies dentro de cada categoría de amenaza en función de las variables autoecológicas, filogenéticas, de tendencia poblacional y de endemidad que las describen.

Dos aspectos adicionales merecen ser destacados. En primer lugar hay que constatar que será muy difícil conseguir más devianza explicada por un modelo de regresión como este si el fenómeno continuo y variable del riesgo de extinción o propensión a presentar problemas de conservación se categoriza en sólo unos pocos niveles (cuatro en el catálogo CEAC), ya que cada uno de ellos debe incluir una considerable variabilidad que los gestores y técnicos ambientales fijan en categorías constantes (véase la variabilidad entre especies dentro de cada categoría en las Figuras 11, 12 y 13). Es decir, el catálogo simplifica un hecho complejo (el grado de amenaza) en unas pocas categorías, lo que resulta operativo desde el punto de vista práctico pero dificulta un ejercicio de valoración estadística como el que aquí se propone.

En segundo lugar, destaca el hecho de que el efecto isla no resulte significativo y que tenga una influencia bajísima en la catalogación de amenaza de las especies ($\chi^2 = 0,15$) a pesar de que, como se ha postulado, cabría esperar que las islas más pequeñas tuvieran taxones más amenazados. Este efecto del tamaño de la isla sí que está incorporado en el Índice de Amenaza construido en el apartado anterior, que tiene en cuenta aspectos básicos de macroecología que también suelen contemplarse en otros catálogos de amenaza (p.e., UICN y SPEC Europeos). En la Figura 14 se ilustra como difieren Fuerteventura, La Palma y Tenerife en el Índice de Amenaza, una vez que se controla el efecto filogenético, las diferencias en extensión geográfica y densidad de las

especies, su grado de endemidad y las tendencias poblacionales groseras durante los últimos años (esto es, se comparan los índices de amenaza entre islas una vez que se controla por los efectos anteriormente citados mediante regresión parcial). Como puede verse, el menor valor promedio del Índice de Endemidad se observa en Tenerife, la isla de mayor extensión, mientras que el mayor valor promedio se obtiene en La Palma, la isla más pequeña entre las estudiadas. Fuerteventura, de superficie mayor que La Palma y parecida a la de Tenerife, toma valores intermedios, aunque destaca por su relativamente alto Índice de Amenaza. En este caso, el desplazamiento hacia mayores valores medios podría entenderse como consecuencia de la mayor homogeneidad ambiental de esta isla (tiene un menor gradiente altitudinal y una menor diversidad de grandes tipos de hábitats). Por tanto, la escala de Amenaza propuesta en este informe sí que incluye el efecto del tamaño de la isla postulado y predicho en el punto 6) de este apartado: se predice que las especies de islas pequeñas deberían tener mayores niveles de amenaza en cualquier catálogo que las especies que habitan en islas mayores.

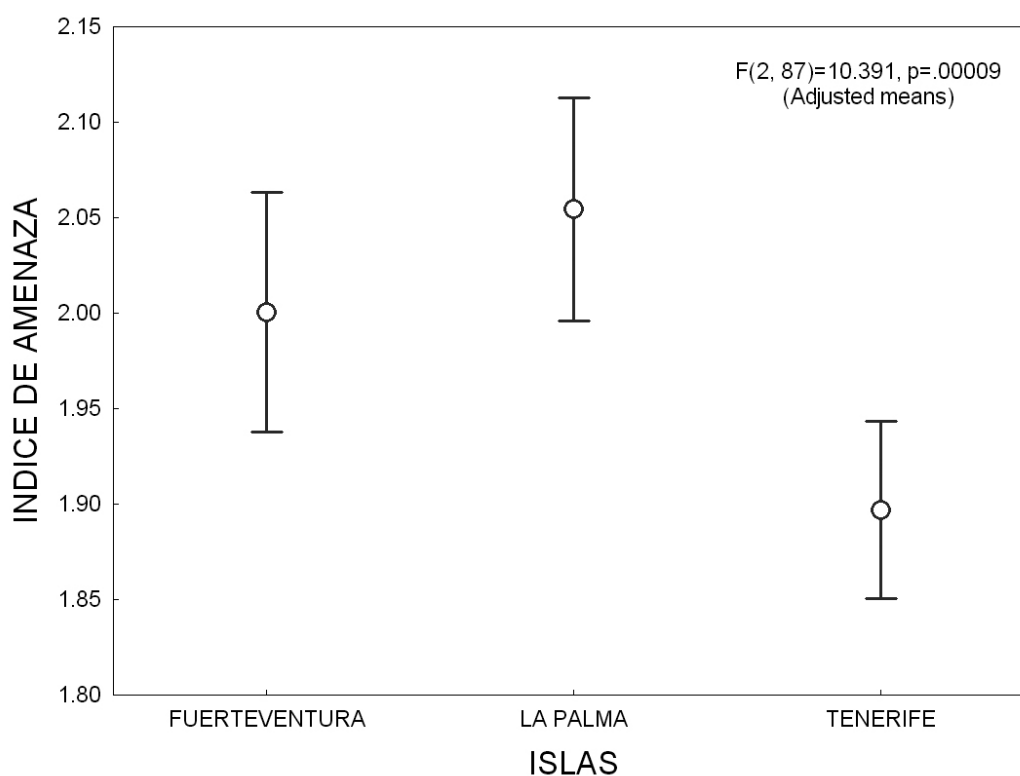


Figura 14: Diferencia entre islas en el Índice de Amenaza de las especies de aves terrestres canarias, una vez controlado el efecto filogenético, de las diferencias en extensión geográfica y densidad de las especies, su grado de endemidad y las tendencias poblacionales groseras durante los últimos años (esto es, valores ajustados una vez que se controla por los efectos anteriormente citados).

En resumen, aunque las leves modificaciones propuestas en la posición de algunas especies-islas en el catálogo CEAC contribuyen a mejorar su significado funcional de rareza ecológica y propensión a mostrar problemas de conservación, sería deseable que se hiciese un esfuerzo por mejorar los criterios de catalogación del CEAC para incluir el efecto del tamaño de las islas. Como hemos mostrado en el apartado anterior con el Índice de Amenaza Propuesto, tal objetivo es posible.

CONCLUSIONES

(1) La abundancia local (o densidad) y la extensión del área de distribución de las especies son fenómenos en gran medida deterministas que se relacionan con patrones alométricos del tamaño corporal y la propia autoecología de las especies, a través de su valencia ecológica. Las aves pequeñas y generalistas tienden a presentar mayores densidades y a estar más extendidas.

(2) Una parte notable de la variación interespecífica observada en los patrones de abundancia y, en menor medida, de distribución de las aves terrestres canarias tiene una base histórica. Las aves emparentadas y aquellas con el mismo grado de endemidad tienden a alcanzar similares densidades.

(3) Aproximadamente las 2/3 partes de la variación en la rareza ecológica de las aves terrestres Canarias es un fenómeno con bases naturales (de autoecología e historia evolutiva de las especies) independiente de las actuaciones humanas (la masa corporal, la valencia ecológica y la adscripción filogenética no son objeto de manipulación por el hombre). Es decir, algunos taxones, por su propia naturaleza, son necesariamente escasos y tienen una distribución restringida, lo que dificulta (o imposibilita) las medidas conducentes a aumentar su número y extensión. Esta relación no es óbice para que la abundancia y extensión puedan reducirse por debajo de sus límites ecológicos como consecuencia de la actividad humana. De hecho, la variabilidad no explicada por los modelos donde podrían entrar los efectos antrópicos (junto con otros no considerados aquí, como la migratoriedad, limitantes ecofisiológicos e interacciones interespecíficas) es de aproximadamente una tercera parte del total.

(4) En consecuencia, las especies de aves terrestres diurnas canarias más raras, y por tanto con más probabilidades de presentar problemas de conservación, son aquellas con mayor talla corporal, menor amplitud de hábitat y menor densidad ecológica máxima en sus hábitats preferidos.

(5) Los efectos de índole biogeográfico, asociados con la distribución de las especies en el continente, y la posición de las Islas Canarias en el contexto del Paleártico Occidental, no tienen un efecto importante sobre la rareza ecológica de las aves terrestres diurnas en el archipiélago.

(6) Las preferencias ambientales en los gradientes altitudinal y de desarrollo de la vegetación, y de ocupación de medios urbanos y agrícolas no afectaron a la rareza ecológica de las aves terrestres Canarias.

(7) En este informe se hace una propuesta de evaluación del riesgo de extinción y pérdida asociada de biodiversidad que se basa en los siguientes aspectos de la historia natural de las especies: tendencia poblacional, densidad ecológica máxima, extensión del área de distribución y grado de endemidad.

(8) El actual *Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias* (CEAC) considera implícitamente algunos de los factores que determinan la rareza ecológica (talla corporal, densidad y endemidad). Sus categorías describen de manera coherente, pero mejorable, el grado de amenaza de las especies diurnas terrestres.

(9) Una modificación moderada del CEAC, que cambiara algunos taxones de categoría, conseguiría que otros aspectos ecológicos relevantes se incluyeran también en la definición de las categorías de amenaza y significaría una mejor descripción del riesgo de extinción y pérdida asociada de biodiversidad. Esos otros aspectos a incluir son: la amplitud de hábitat, la tendencia poblacional y las características de las islas donde se establecen las poblaciones (superficie y heterogeneidad ambiental).

(10) Recomendamos revisar el estatus de conservación dentro del CEAC de las siguientes especies: *Serinus canarius*, *Carduelis carduelis*, *Chlamydotis undulata* y *Pterocles orientalis* en Fuerteventura; *Carduelis cannabina*, *Coturnix coturnix* y

Burhinus oedicnemus en La Palma (ver además el **Apéndice 1** para muchos más detalles); *Burhinus oedicnemus*, *Corvus corax*, *Carduelis carduelis* y *Bucanetes githagineus* en Tenerife.

REFERENCIAS

- Anónimo, 1980. *Atlas Básico de Canarias*. Interinsular Canaria, Sta. Cruz de Tenerife.
- Baillie, J. y Groombridge, B., 1996. *1996 IUCN Red List of threatened animals*. The IUCN Species Survival Commission. Gland.
- Baquero, R.A. y Tellería, J.L., 2001. Species richness, rarity and endemism of European mammals: a biogeographical approach. *Biodiversity and Conservation*, 10: 29-44.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. y Mustoe, S. H., 2000. *Bird census techniques* (2nd edition). Academic Press, London.
- Bibby, C.J., 1995. Recent past and future extinctions in birds. En: J.H. Lawton y R.M. May (eds.). *Extinction rates*. Oxford University Press. Oxford: 98-110.
- Bini, L.M., Diniz-Filho, J.A.F., Carvalho, P., Pinto, M.P. y Rangel, T.F.L.V.B., 2005. Lomborg and the litany of biodiversity crisis: what the peer-reviewed literature says. *Conservation Biology*, 19: 1301-1305.
- BirdLife 2000. *Threatened Birds of the World*. Lynx Editions y BirdLife International.
- Blackburn, T.M., Harvey, P.H. y Pagel, M.D., 1990. Species number, population density and body size relationships in natural communities. *Journal of Animal Ecology*, 59: 335-345.
- Blondel, J. 1979. *Biogéographie et écologie*. Masson, Paris.
- Blondel, J. y Mourer-chauviré, C. 1998. Evolution and history of the western Palearctic avifauna. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 488-492.
- Böhning-Gaese, K. & Oberrath, R. 1999. Phylogenetic effects on morphological, life-history, behavioural and ecological traits of birds. *Evolutionary Ecology Research*, 1:347-364.
- Böhning-Gaese, K., Caprano, T., Van Ewijk, K. & Veith, M. 2006. Range size: Disentangling current traits and phylogenetic and biogeographic factors. *American Naturalist*, 167:555-567.
- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 124: 255-279.

- Brown, J. H., 1995. *Macroecology*. The University of Chicago Press. Chicago. 377 pp.
- Brown, J. H., Stevens, G. C. y Kaufman, D. M. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 597-623.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., y Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling*, 1 edition. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., y Thomas, L. 2004. *Advanced distance sampling*, 1 edition. Oxford University Press, Oxford.
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Bennun, L.A., Shutes, S.M., Akçakaya, H.R., Baillie, J.E.M., Stuart, S.N., Hilton-Taylor, C. y Mace, C.M., 2004. Measuring global trends in the status of biodiversity: red list indices for birds. *PLoS Biology*, 2: e383.
- Carbone, C., Rowcliffe, J.M., Cowlishaw, G. e Isaac N.J.B. 2007. The scaling of abundance in consumers and their resources: implications for the energy equivalence rule. *American Naturalist*, 170: 479-484.
- Carrascal, L. M. y Palomino, D., 2002. Determinantes de la riqueza de especies de aves en las islas Selvagem y Canarias. *Ardeola*, 49: 211-221.
- Carrascal, L.M. y Díaz, L. 2003. Asociación entre distribución continental y regional. Análisis con la avifauna forestal y de medios arbolados de la Península Ibérica. *Graellsia* 59:179-207
- Carrascal, L.M. y Lobo, J.L. 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. Pp. 645-662 y 718-721 en Martí, R., Del Moral, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Carrascal, L.M. y Palomino, D. 2006. Rareza, estatus de conservación y sus determinantes ecológicos. Revisión de su aplicación a escala regional. *Graellsia*, 62: 525-540.
- Carrascal, L.M., Palomino, D. y Lobo, J.M., 2002. Patrones de preferencias de hábitat y de distribución y abundancia invernal de aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation*, 25: 7-40.

- Cassidy, K.M., Grue, C.E., Smith, M.R., Johnson, R.E., Dvornich, K.M., Mcallister, K.R., Mattocks, P.W., Cassidy, K.M. y Aubry, K.B., 2001. Using current protection status to assess conservation priorities. *Biological Conservation*, 97: 1-20.
- Caughley, D., Grice, D., Barker, R. y Brown, B. 1988. The edge of the range. *J. Animal Ecology*, 57: 771-785.
- Collar, N.J., Crosby, M.J. y Stattersfield, A.J., 1994. *Birds to watch 2*. BirdLife International. Cambridge. 407 pp.
- Cotgreave, P., 1994. Migration, body-size and abundance in bird communities. *Ibis*, 136: 493-496.
- Courtillot, V., 1999. *Evolutionary catastrophes: the science of mass extinction*. Cambridge University Press. Cambridge. 180 pp.
- Covas, R. y Blondel, J., 1997. Biogeography and history of the mediterranean bird fauna. *Ibis*, 140: 395-407.
- Cox, J., 2004. Population declines and generation lengths can bias estimates of vulnerability. *Wildlife Society Bulletin*, 32: 979-982.
- Cuaron, A.D. y de Grammont, P.C. 2007. Shortcomings of Threatened Species Categorization Systems: Reply to Soberón and Medellín. *Conservation Biology*, 21(5): 1368-70.
- Damuth, J. 1981. Population density and body size in mammals. *Nature* 290:699-700.
- Damuth, J. 1987. Interspecific allometry of population density in mammal and other animals: the independence of body mass and population energy-use. *Biological Journal of the Linnean Society*, 31:193-246.
- Damuth, J. 2007. A macroevolutionary explanation for energy equivalence in the scaling of body size and population density. *American Naturalist*, 169: 621-631.
- Damuth, J., 1991. Of size and abundance. *Nature*, 351: 268-269.
- De Grammont, P.C. y Cuaron, A.D. 2006. An Evaluation of Threatened Species Categorization Systems Used on the American Continent. *Conservation Biology*, 20(1): 14-27.
- Diamond, J. M., Ashmole, N. P. y Purves, P. E., 1989. The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 325: 469-477.
- Dietzen, C., Voigt, C., Wink, M., Gahr, M., & Leitner, S. 2006. Phylogeography of island Canary (*Serinus canaria*) populations. *Journal für Ornithologie*, 147: 485-494.

- Diniz-Filho, J.A.F., De Sant'ana, C.E.R. y Bini, L.M. 1998. An eigenvector method for estimating phylogenetic inertia. *Evolution*, 52: 1247-1262
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y. y Reynolds, J.D., 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4: 25-64.
- Dunn, E.H., 2002. Using decline in bird populations to identify needs for conservation action. *Conservation Biology*, 16: 1632-1637.
- Edwards, W. y Westoby, M., 2000. Families with highest proportions of rare species are not consistent between floras. *Journal of Biogeography*, 27: 733-740.
- Erwin, D.H., 1998. The end and the beginning: recoveries from mass extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 344-349.
- Farrier, D., Whelan, R. y Mooney, C. 2007. Threatened species listing as a trigger for conservation action. *Environmental Science and Policy*, 10(3): 219.
- Fernandez, M.H. y Vrba, E.S. 2005. Body size, biomic specialization and range size of african large mammals. *Journal of Biogeography*, 32:1243-1256.
- Fritts, T.H. y Rodda, G.H., 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems, a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 113-140.
- Gage, G.S., Brooke, M. de L., Symonds, M.R.E. y Wege, D., 2004. Ecological correlates of the threat of extinction in Neotropical bird species. *Animal Conservation*, 7: 161-168.
- García-del-Rey, E., Delgado, G., González, J. y Wink, M. 2007. Canary Island great spotted woodpecker (*Dendrocopos major*) has distinct mtDNA. *Journal of Ornithology*, 148(4): 531-536.
- Gärdenfors, U., 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 511-516.
- Gaston, K.J. 1994. *Rarity*. Chapman and Hall. London. 220 pp.
- Gaston, K.J. 1996. The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *Oikos*, 76:211-220.
- Gaston, K.J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press, Oxford.
- Gaston, K.J. y Blackburn, T. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Gaston, K.J. y Curnutt, J.L., 1998. The dynamics of abundance-range size relationships. *Oikos*, 81: 38-44.

- Gaston, K.J., Blackburn, T.M. y Gregory, R.D., 1998. Interspecific differences in intraspecific abundance-range size relationships of British breeding birds. *Ecography*, 21: 149-158.
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Greenwood, J.J.D., Gregory, R.D., Quinn, R.M. y Lawton, J.H. 2000. *Abundance-occupancy relationships*. *J. Applied Ecology*, 37: 39-59.
- Gaston, K.J., y Blackburn, T. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Geiger, W., Alcorlo, P., Baltanás, A. y Montes, C. 2005. Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasions*, 7(1): 49-73.
- Gittleman, J.L. y Purvis, A., 1998. Body size and species-richness in carnivores and primates. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 265: 113-119.
- Given, D.R. y Norton, D.A. 1993. A multivariate approach to assessing threat and for priority setting in threatened species conservation. *Biological Conservation*, 64: 57-66.
- Gobierno de Canarias, 2003. Fauna y flora de Canarias en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Gobierno de Canarias, Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente.
- Golding, J.S., 2004. The use of specimen information influences the outcomes of Red List assessments: the case of southern African plant specimens. *Biodiversity and Conservation*, 13: 773-780.
- González, M. N., Rodrigo, J. D. y. Suárez, C. S., 1986. *Flora y vegetación del archipiélago canario*. Edirca, Las Palmas de Gran Canaria.
- Gregory, R.D. y Gaston, K.J., 2000. Explanations of commonness and rarity in British breeding birds: separating resource use and resource availability. *Oikos*, 88: 515-526.
- Hacker, S.D. y Steneck, R.S., 1990. Habitat architecture and the abundance and body-size-dependent habitat selection of a phytal amphipod. *Ecology*, 71: 2269-2285.
- Hagemeijer, W. y Blair, M. 1997. *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance*. T&AD Poyser. London.
- Hallam, A. y Wignall, P.B., 1997. *Mass extinctions and their aftermath*. Oxford University Press. Oxford. 328 pp.

- Harcourt, A.H. 2006. Rarity in the tropics: Biogeography and macroecology of the primates. *Journal of Biogeography*, 33, 2077–2087.
- Harris, G.M. y Pimm, S.L., 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conservation Biology*, 18: 1607-1616.
- Hartley, S. y Kunin, W.E., 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. *Conservation Biology*, 17: 1559-1570.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M. y Clark, V., 2000. The threatened status of restricted-range coral reef fish species. *Animal Conservation*, 3: 81-88.
- Helbig, A., Martens, J., Seibold, I., Henning, F., Schottler, B., y Wink, M. 1996. Phylogeny and species limits in the Palaearctic chiffchaff *Phylloscopus collybita* complex: mitochondrial genetic differentiation and bioacoustic evidence. *Ibis*: 138, 650-666.
- Hilty, J. y Merenlender, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- Hoffman, A. A. y Blows, M. W. 1994. Species borders: ecological and evolutionary perspectives. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 223-227.
- Hurlbert, A.H. y White, E.P. 2007. Ecological correlates of geographical range occupancy in north american birds. *Global Ecology & Biogeography*, DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00335.x
- Illera, J.C., Emerson, B.C., y Richardson, D.S. 2007. Mitochondrial DNA control region diversity in the endangered blue chaffinch, *Fringilla teydea*. *Molecular Ecology*: 16(21): 4599-4612.
- IUCN. 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. <<http://www.iucnredlist.org>>. Último acceso el 29 de octubre de 2007.
- Keane, A., Brooke, M.L. y McGowan, P.J.K., 2005. Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). *Biological Conservation*, 126: 216-233.
- Keller, V. y Bollmann, K., 2004. From red lists to species of conservation concern. *Conservation Biology*, 18: 1636-1644.
- Kozak, K.H. y Wiens, J.J. 2006. Does niche conservatism promote speciation? A case study in North American salamanders. *Evolution*, 60:2604-2621.
- Kvist, L., Broggi, G., Illera, J.C., & Koivula, K. 2005. Colonisation and diversification of the blue tits (*Parus caeruleus teneriffae*-group) in the Canary Islands. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 34: 501-511.

- Lamoreux, J., Resit Akcakaya, H., Bennun, L., Collar, N.J., Boitani, L., Brackett, D., Brautigam, A., Brooks, T.M., da Fonseca, G.A.B., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Gardenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G., Stein, B.A. y Stuart, S. 2003. Value of the IUCN Red List. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(5): 214-15.
- Lever, C., 1987. *Naturalized birds of the world*. Longman Scientific and Technical. New York.
- Lockwood, J.L., 1999. Using taxonomy to predict success among introduced avifauna: the relative importance of transport and establishment. *Conservation Biology*, 13: 560-567.
- Lockwood, J.L., Brooks, T.M. y McKinney, M.L., 2000. Taxonomic homogenization of the global avifauna. *Animal Conservation*, 3: 27-35.
- Lomborg, B., 2001. *The skeptical environmentalist*. Cambridge University Press. Cambridge. 540 pp.
- Mace, G. y Kershaw, M., 1997. Extinction risk and rarity on an ecological timescale. En: W. Kunin y K. Gaston (eds.). *The biology of rarity*. Chapman and Hall. London: 130-149.
- Mace, G.M. y Lande, R., 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology*, 5: 148-157.
- Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. 2004. *Libro rojo de las aves de España*. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
- Manne, L.L. y Pimm, S.L., 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next? *Animal Conservation*, 4: 221-229.
- Manne, L.L., Brooks, T.M. y Pimm, S.L., 1999. The relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*, 399: 258-261.
- Marquet, P.A., Navarrete, S.A., Castilla, J.C. 1995. Body-size, population-density, and the energetic equivalence rule. *J. Animal Ecology*, 64: 325-332
- Marquet, P.A., Navarrete, S.N. y Castilla, J.C., 1995. Body size, population density, and the energetic equivalence rule. *Journal of Animal Ecology*, 64: 325-332.
- Martín, A. y Lorenzo, J.A. 2001. *Aves del archipiélago canario*. F.Lemus Editor. La Laguna, Tenerife.
- Maurer, B.A. y Brown, J.H., 1988. Distribution of energy use and body mass among species of North American terrestrial birds. *Ecology*, 69: 1923-1932.
- McKinney M.L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 495-516.

- McKinney, M. y Lockwood, J.L. 1999. Taxonomic patterns in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 450-453.
- McKinney, M.L. 1998. On predicting biotic homogenization: species-area patterns in marine biota. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 297-301.
- McKinney, M.L., 2001. Role of human population size in raising bird and mammal threat among nations. *Animal Conservation*, 4: 45-57.
- Milberg, P. y Tyrberg, T., 1993. Naive birds and noble savages - a review of man-caused prehistoric extinctions of island birds. *Ecography*, 16: 229-250.
- Miller, R.M., Rodriguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gardenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S. y Pollock, C. 2007. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology*, 21(3): 684-96.
- Moomaw, W.R., 2002. Lomborg's *The Skeptical Environmentalist*: refuting a scientific model without science. *Conservation Biology*, 16 :861-862.
- Morris, A.V., Roberts, C.M. y Hawkins, J.P., 2000. The threatened status of groupers (Epinephelinae). *Biodiversity and Conservation*, 9: 919-942.
- Morse, D., Lawton, J., Dodson, M. y Williamson, M., 1985. Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature*, 314: 731-733.
- Murray, B.R. y Lepschi, B.J., 2004. Are locally rare species abundant elsewhere in their geographical range? *Austral Ecology*, 29: 287-293.
- Murray, B.R., Thrall, P.H., Gill, A.M. y Nicotra, A.B., 2002. How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. *Austral Ecology*, 27: 291-310.
- Nagy, K.E. 1987. Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds. *Ecological Monographs*, 57:111-128.
- O'Grady, J.J., Burgman, M.A., Keith, D.A., Master, L.L., Andelman, S.J., Brook, B.W., Hammerson, G.A., Regan, T. y Frankham, R., 2004b. Correlations among extinction risks assessed by different systems of threatened species categorization. *Conservation Biology*, 18: 1624-1635.
- O'Grady, J.J., Reed, D.H., Brook, B.W. y Frankham, R., 2004a. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation*, 118: 513-520.
- Orme, C.D.L., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T-S., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J. y Owens, I.P.F., 2005. Global

- hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436: 1016-1019.
- Owens, I.P.F. y Bennett, P.M., 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97: 12144-12148.
- Packert, M., Dietzen, C., Martens, J., Wink, M., & Kvist, L. 2006. Radiation of Atlantic goldcrests *Regulus regulus* spp.: evidence of a new taxon from the Canary Islands. *Journal of Avian Biology*, 37: 364-380.
- Pearman, P.B., 2002. Developing regional conservation priorities using red lists: a hypothetical example from the Swiss lowlands. *Biodiversity and Conservation*, 11: 469-485.
- Perrins, C. 1998. *The complete birds of the western palearctic on CD-Rom*. Oxford University Press, Oxford.
- Pestano, J., Brown, R.P., Rodriguez, F., & Moreno, A. 2000. Mitochondrial DNA control region diversity in the endangered blue chaffinch, *Fringilla teydea*. *Molecular Ecology*, 9: 1421-1425.
- Peters, R.H. 1983. *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press, New York.
- Peters, R.H. y Raelson, J.V., 1984. Relations between individual size and mammalian population density. *American Naturalist*, 124: 498-517.
- Pilgrim, E.S., Crawley, M.J. y Dolphin, K., 2004. Patterns of rarity in the native British flora. *Biological Conservation*, 120: 165-174.
- Pimm, S.L., 1991. *The balance of nature?* University of Chicago Press. Chicago. 448 pp.
- Pimm, S.L., Diamond, J.M., Reed, T.M., Russell, G.J. y Verner, J., 1993. Times to extinction for small populations of large birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 90: 10871-10875.
- Polo, V. y Carrascal, L.M., 1999. Shaping the body size distribution of passeriformes: habitat use and body size are evolutionarily and ecologically related. *Journal of Animal Ecology* 68: 324-337.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellín, R.A., Master, L.L. y Keith, D.A., 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 503-507.

- Purvis, A., Mace, G.M. y Gittleman, J.G., 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 267: 1947-1952.
- Rabinowitz, D., 1981. Seven forms of rarity. En: H. Synge. *The biological aspects of rare plant conservation*. John Wiley y Sons. Chichester: 205-217.
- Rey Benayas, J.M. y De la Montaña, E., 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114: 357-370.
- Reynolds, J.D. 2003. Life histories and extinction risk. In *Macroecology: concepts and consequences* (eds T.M. Blackburn y K.J. Gaston), pp. 195-217. Blackwell Science, Oxford.
- Ricklefs, R.E. y Bermingham, E., 2002. The concept of the taxon cycle in biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 353-361.
- Rincón, P.A., Velasco, J.C., González-Sánchez, N. y Pollo, C., 1990. Fish assemblages in small streams in Western SpaEn: the influence of an introduced predator. *Archiv für Hydrobiologie*, 118: 81-91.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M. y Brooks, T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(2) : 71-76.
- Rodríguez, A. 2002. *Lynx pardinus*. Lince ibérico (Temminck, 1827). En : L.J.Palomo y J.Gisbert (eds) 2002. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza- SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 302-305.
- Rodríguez, A.R., Soto, M.C.G., Hernández, L.A.H., Mendoza, C.C.J., González, M.J.O., Padrón, P.A.P., Cabrera J.M.T. y Chávez, G.E.V., 1993. Assessment of soil degradation in the Canary-islands (Spain). *Land Degrad and Rehabil* 4: 11–20.
- Rodríguez, O., García, A. y Reyes, J. A. 2000. Estudio fitosociológico de la vegetación actual de Fuerteventura (Islas Canarias). *Vieraea*, 28: 61-98.
- Russell, G.J., Brooks, T.M., McKinney, M.L. y Anderson, C.G., 1998. Present and future taxonomic selectivity in bird and mammal extinctions. *Conservation Biology*, 12: 1365-376.
- Sagarin, R. D. y Gaines, S. D. 2002. The 'abundant centre' distribution: to what extent is it a biogeographical rule? *Ecology Letters*, 5: 137-147.
- Santos, A. 2000. *La vegetación*. En, G. Morales & R. Pérez-González (Eds.): Gran atlas temático de Canarias, pp. 121-146. Arafo. Tenerife.

- Sax, D.F., Gaines, S.D. y Brown, J.H. 2002. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: A comparative study of plants and birds. *American Naturalist*, 160(6): 766-783
- Schwartz, M.W. y Simberloff, D., 2001. Taxon size predicts rates of rarity in vascular plants. *Ecology Letters*, 4: 464-469.
- Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., y Samson, F B., editores. 2002. *Predicting species occurrences. Issues of scale and accuracy*. Island Press, Washington.
- Shorrocks, B., Marsters, J., Ward, I. y Evernett, P.J., 1991. The fractal dimension of lichens and the distribution of arthropod body lengths. *Functional Ecology*, 5: 457-460.
- Sibley, C.G. y Ahlquist, J.E. 1990. *Phylogeny and classification of birds*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Soberon, J. y Medellín, R.A. 2007. Categorization Systems of Threatened Species. *Conservation Biology*, 21(5): 1366-67.
- Sullivan, J., Arellano, E. y Rogers, D.S., 2000. Comparative phylogeography of Mesoamerican highland rodents: concerted versus independent response to past climatic fluctuations. *American Naturalist*, 155: 755-768.
- Swihart, R.K., Gehring, T.M., Kolozsvary, M.B. y Nupp, T.E. 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: The importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9:1-18.
- Tellería, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid.
- Tellería, J.L. y Carrascal, L.M., 1994. Weight-density relationships between and within bird communities. Implications of niche space and vegetation structure. *American Naturalist*, 141: 1083-1092.
- Temple, S.A., 1985. The problem of avian extinctions. En: R.F. Johnston (ed.). *Current ornithology*. Plenum Press. New York: 453-485.
- Thiollay, J-M., 1995. The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conservation Biology*, 9: 335-353.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L., Borchers, D.L., y Strindberg, S. 2002. Distance sampling. En: El-Shaarawi, A. H. & Piegorisch, W. W. (Eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 554-552.

- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H. y BISHOP, J.R. B., 2004. *Distance 5.0, Release Beta 2*, ed. Research Unit for Wildlife Population Assessment, St. Andrews.
- Araújo, M.B. y Williams, P.H., 2001. The bias of complementarity hotspots toward marginal populations. *Conservation Biology*, 15: 1710-1720.
- Tucker, G.M. y Heath, M.F., 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International (Conservation Series No. 3). Cambridge. 600 pp.
- UICN 2001. *Categorías y criterios de la lista roja de la UICN*. Versión 3.1 UICN - Unión Mundial para la Naturaleza. <http://iucn.org/themes/ssc/redlists/redlistcatspanish.pdf>
- UICN 2003. *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S. y Lozano, J. 2006. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3489-3504.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope L.L. y Westbrooks, R., 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84: 468-478.
- Voous, K. 1960. *Atlas of European birds*. Nelson. Amsterdam.
- Wiens, J.J. 2004. Speciation and ecology revisited: Phylogenetic niche conservatism and the origin of species. *Evolution*, 58(1): 193-197
- Williamson, M., 1989. Natural extinction on islands. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 325: 457-468.
- Williamson, M., 1996. *Biological invasions*. Chapman y Hall. London. 256 pp.
- Yu, J. y Dobson, F.S., 2000. Seven forms of rarity in mammals. *Journal of Biogeography*, 27: 131-139.

Apéndices: Densidades de las especies en Fuerteventura.

	AGRIC	ESTRALO	ESTVEG	JABLE	MONRALO	MONVEG	PASTIZAL	PEDREG	TABLLANO	TABMONT	TARAJAL	URBANO
<i>Alectoris barbara</i>	0.08	0.00	0.07	0.01	0.07	0.16	0.07	0.10	0.62	0.16	0.42	0.00
<i>Anthus berthelotii</i>	1.24	0.91	1.91	0.83	1.35	2.07	1.24	1.18	2.81	1.67	0.33	0.10
<i>Bucanetes githagineus</i>	0.32	0.18	0.71	0.07	1.06	1.13	1.42	0.53	0.57	1.58	0.17	0.06
<i>Burhinus oediconemus</i>	0.16	0.07	0.14	0.10	0.01	0.06	0.07	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Buteo buteo</i>	0.08	0.01	0.07	0.00	0.09	0.09	0.03	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00
<i>Calandrella rufescens</i>	2.84	2.61	4.41	2.92	1.25	1.51	4.68	0.99	0.00	0.03	0.00	0.00
<i>Carduelis cannabina</i>	0.25	0.08	0.34	0.03	0.13	0.57	0.08	0.06	0.25	0.91	0.14	0.52
<i>Carduelis carduelis</i>	0.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00
<i>Chlamydotis undulata</i>	0.00	0.04	0.08	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Columba livia</i>	1.25	0.09	0.02	0.01	0.46	0.13	0.23	0.29	0.14	0.16	1.74	6.85
<i>Corvus corax</i>	0.13	0.10	0.12	0.03	0.09	0.14	0.06	0.07	0.10	0.10	0.05	0.00
<i>Coturnix coturnix</i>	0.32	0.02	0.31	0.00	0.00	0.01	0.63	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cursorius cursor</i>	0.00	0.18	0.07	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Falco peregrinoides</i>	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	0.00	0.00	0.00
<i>Falco tinnunculus</i>	0.32	0.07	0.02	0.02	0.00	0.08	0.03	0.03	0.00	0.00	0.25	0.00
<i>Lanius meridionalis</i>	0.20	0.08	0.30	0.17	0.16	0.24	0.20	0.13	0.43	0.18	0.38	0.06
<i>Miliaria calandra</i>	0.08	0.03	0.05	0.00	0.00	0.01	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68
<i>Neophron percnopterus</i>	0.04	0.00	0.04	0.00	0.03	0.04	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Parus caeruleus</i>	0.72	0.00	0.00	0.00	0.10	0.11	0.00	0.00	0.00	0.55	0.54	0.16
<i>Passer hispaniolensis</i>	6.16	0.10	0.40	0.01	0.40	0.45	1.02	0.38	0.00	0.82	3.88	15.52
<i>Psittacula krameri</i>	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23
<i>Pterocles orientalis</i>	0.01	0.50	0.52	0.64	0.24	0.03	0.34	0.06	0.00	0.06	0.00	0.00
<i>Saxicola dacotiae</i>	0.04	0.02	0.04	0.01	0.70	1.07	0.22	0.01	0.14	0.94	0.33	0.00
<i>Serinus canarius</i>	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.18	0.13	0.10
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.80	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84	7.26
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06
<i>Streptopelia turtur</i>	0.80	0.00	0.01	0.00	0.00	0.04	0.02	0.00	0.05	0.00	1.54	0.06

	AGRIC	ESTRALO	ESTVEG	JABLE	MONRALO	MONVEG	PASTIZAL	PEDREG	TABLLANO	TABMONT	TARAJAL	URBANO
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.16
<i>Sylvia conspicillata</i>	0.72	0.13	0.79	0.05	0.30	0.95	0.54	0.28	1.81	1.45	0.38	0.03
<i>Sylvia melanocephala</i>	0.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.05	0.00	0.00	0.55	1.67	0.03
<i>Upupa epops</i>	0.12	0.06	0.10	0.18	0.11	0.14	0.17	0.06	0.19	0.03	0.18	0.03
Altitud (m)	165.68	99.67	117.75	70.56	268.28	260.39	258.10	117.67	41.44	385.56	131.32	110.98
CHERB (%)	25.67	6.27	15.88	10.23	15.44	21.89	40.84	7.48	7.77	20.14	13.34	10.44
CMAT (%)	14.88	3.77	15.98	7.02	3.56	17.93	6.27	3.64	15.57	20.45	15.96	3.74
HMAT (m)	0.91	0.15	0.29	0.25	0.21	0.35	0.30	0.19	0.76	0.56	1.23	0.57
CARB (%)	5.61	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	9.41	6.09
HARB (m)	2.66	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.00	0.00	0.14	0.07	5.09	5.31
CAGRICOLA (%)	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CURBANO (%)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	56.07
Transectos	25	106	115	81	70	71	41	68	21	33	24	31

Densidades (aves / km²) de las especies de aves terrestres diurnas en Fuerteventura en el período reproductor (Marzo). En la parte inferior de la tabla se proporcionan las características ambientales de cada formación, así como el número de transectos de 0,5 km de longitud efectuados.

AGRIC: medios agrícolas.

ESTRALO: formaciones estepáricas ralas con muy poca cobertura vegetal (generalmente por sobrepastoreo de cabras).

ESTVEG: formaciones estepáricas con vegetación bien desarrollada.

JABLE: formaciones desérticas sobre suelos arenosos sueltos de jable.

MONRALO: formaciones de matorral sobre laderas (pendiente >5%) con ralas con muy poca cobertura vegetal (generalmente por sobrepastoreo de cabras).

MONVEG: formaciones de matorral sobre laderas (pendiente >5%) con vegetación bien desarrollada.

PASTIZAL: formaciones predominantemente herbáceas (generalmente sobre pendientes <10%).

PEDREG: pedregales y malpaisés con muy poca cobertura vegetal (por sobrepastoreo de cabras y condiciones edáficas).

TABLLANO: tabaibales bien desarrollados sobre zonas llanas (generalmente sobre malpaisés).

TABMONT: tabaibales bien desarrollados en áreas de montaña con fuerte pendiente (>25%).

TARAJAL: tarajales a lo largo de cauces de arroyos.

URBANO: áreas urbanas.

Apéndices: Densidades de las especies en La Palma.

	BRZ-FAY	LAURIS	LAVAS	MATMON	MEDIAN	MED-MAT	PINAR	PIN-MNTV	PLATAN	TAB	URBANO
<i>Accipiter nisus</i>	0.05	0.04	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02	0.03	0.00	0.00	0.00
<i>Alectoris barbara</i>	0.00	0.00	0.05	0.05	0.00	0.05	0.23	0.00	0.00	0.15	0.00
<i>Anthus bertheloti</i>	0.00	0.00	0.75	3.60	0.18	0.11	0.08	0.00	0.00	1.00	0.02
<i>Apus unicolor</i>	0.00	0.08	2.15	0.00	2.95	1.11	0.41	0.65	4.64	1.07	2.07
<i>Burhinus oedicnemus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00
<i>Buteo buteo</i>	0.05	0.00	0.05	0.00	0.07	0.00	0.04	0.03	0.00	0.08	0.02
<i>Carduelis cannabina</i>	0.00	0.00	0.05	0.00	0.66	0.47	0.00	0.00	0.00	0.15	0.09
<i>Columba bollii</i>	0.32	2.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00
<i>Columba junoniae</i>	0.74	1.83	0.00	0.00	0.04	0.21	0.00	0.98	0.00	0.00	0.00
<i>Columba livia</i>	0.26	0.00	0.65	0.10	2.93	5.58	0.23	0.30	3.82	1.82	6.18
<i>Corvus corax</i>	0.26	0.00	0.00	0.05	0.04	0.00	0.06	0.08	0.00	0.05	0.00
<i>Coturnix coturnix</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00
<i>Erithacus rubecula</i>	1.32	2.63	0.00	0.00	0.16	0.00	0.33	2.03	0.05	0.00	0.02
<i>Falco pelegrinoides</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00
<i>Falco tinnunculus</i>	0.05	0.00	0.40	0.15	0.21	0.21	0.20	0.08	0.27	0.38	0.25
<i>Fringilla coelebs</i>	4.00	1.38	0.00	0.00	0.11	0.05	1.05	1.80	0.00	0.00	0.04
<i>Motacilla cinerea</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.21	0.00	0.00	0.45	0.02	0.55
<i>Parus caeruleus</i>	0.89	0.58	0.05	0.00	0.20	0.26	1.06	1.25	0.00	0.05	0.13
<i>Passer hispaniolensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.55
<i>Phylloscopus canariensis</i>	12.53	8.75	0.95	2.55	5.14	5.95	3.81	5.65	2.45	4.34	4.16
<i>Psittacula krameri</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i>	0.00	0.00	0.15	0.65	0.29	0.37	1.64	0.10	0.00	0.51	0.36
<i>Regulus regulus</i>	1.11	2.29	0.00	0.00	0.04	0.00	1.98	2.75	0.00	0.02	0.02
<i>Scolopax rusticola</i>	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.08	0.00	0.00	0.00
<i>Serinus canarius</i>	0.84	0.17	0.00	0.85	5.73	4.21	1.12	0.75	1.36	1.54	3.30
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.21	0.00	0.00	0.18	0.02	1.64
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
<i>Streptopelia turtur</i>	0.16	0.00	0.00	0.00	0.25	0.16	0.11	0.00	0.09	0.05	0.09
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.79	0.33	0.05	0.00	2.73	2.79	0.04	0.15	1.32	1.33	2.80
<i>Sylvia conspicillata</i>	0.00	0.00	0.00	0.35	0.02	0.05	0.00	0.00	0.05	0.56	0.02

	BRZ-FAY	LAURIS	LAVAS	MATMON	MEDIAN	MED-MAT	PINAR	PIN-MNTV	PLATAN	TAB	URBANO
<i>Sylvia melanocephala</i>	0.11	0.00	0.10	0.00	0.45	0.84	0.02	0.00	0.18	1.87	0.09
<i>Turdus merula</i>	4.11	6.29	0.05	0.00	3.57	1.53	0.53	2.93	1.50	0.48	1.73
Altitud (m)	1042.32	842.38	523.80	2274.30	539.14	432.39	1347.77	1171.78	120.73	326.92	401.27
CHERB (%)	12.82	18.21	0.25	0.08	42.75	27.18	7.69	11.21	4.12	16.07	17.00
CMAT (%)	42.67	32.97	9.90	60.58	14.56	43.77	21.97	35.07	6.96	57.28	12.88
HMAT (m)	1.94	1.84	0.57	0.76	1.10	1.36	0.92	1.94	0.68	1.12	0.98
CARB (%)	44.54	76.58	0.19	0.00	7.15	4.47	36.00	46.53	66.41	0.33	5.08
HARB (m)	6.18	13.68	0.50	0.00	4.42	3.47	12.25	14.12	3.36	0.74	3.95
CAGRICOLA (%)	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	100.00	0.00	0.00	100.00	4.92	64.28
CURBANO (%)	0.00	0.00	0.50	0.50	4.88	4.16	0.00	0.00	4.46	0.01	38.56
Transectos	19	24	20	20	56	19	100	40	22	61	56

Densidades (aves / km²) de las especies de aves terrestres diurnas en La Palma en el período reproductor (Abril). En la parte inferior de la tabla se proporcionan las características ambientales de cada formación, así como el número de transectos de 0,5 km de longitud efectuados.

BRZ-FAY: brezal-fayal denso.

LAURIS: formaciones arboladas de Monteverde, incluyendo fayales y laurisilvas bien desarrolladas.

LAVAS: zonas de malpais recientes.

MATMON: matorrales de cumbre.

MEDIAN: zonas de medianía dedicadas a la agricultura y con poblamiento disperso.

MED-MAT: zonas de medianía antiguamente dedicadas a la agricultura, con fuerte regeneración del matorral y con poblamiento disperso.

PINAR: pinares de *Pinus canariensis*.

PIN-MNTV: zona de transición entre pinares de *Pinus canariensis* y el Monteverde, dominadas por el pinar pero con fuerte desarrollo de brezos y fayas en el estrato arbustivo y subarbóreo.

PLATAN: plataneras en zonas bajas cercanas a la costa.

TAB: tabaibales bien desarrollados.

URBANO: áreas urbanas de ciudades, pueblos y barriadas dispersas.

Apéndices: Densidades de las especies en **Tenerife**.

	AGRIC	ALTAMON	BARRANCO	BREZAL	MATMED	MNTV	PAST	PINALT	PINMON	RETAM	TAB	TABXER	XERICO	URBANO
<i>Accipiter nisus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Alectoris barbara</i>	0.12	0.00	0.15	0.00	0.06	0.00	0.07	0.00	0.02	0.00	0.93	0.11	0.00	0.00
<i>Anthus berthelotii</i>	2.22	0.31	0.39	0.00	0.51	0.00	2.74	0.10	0.02	0.88	1.07	2.07	2.97	0.00
<i>Bucanetes githagineus</i>	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.00
<i>Burhinus oedicnemus</i>	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00
<i>Buteo buteo</i>	0.06	0.00	0.06	0.04	0.03	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.22	0.04	0.00	0.00
<i>Carduelis cannabina</i>	1.64	0.00	0.15	0.04	0.09	0.00	2.56	0.00	0.00	0.00	0.26	0.07	0.00	0.02
<i>Carduelis carduelis</i>	0.06	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04
<i>Carduelis chloris</i>	0.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16
<i>Columba bollii</i>	0.01	0.00	0.24	0.35	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Columba junoniae</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Columba livia</i>	1.63	0.00	2.03	0.00	0.46	0.00	0.85	0.02	0.00	0.00	2.37	0.96	0.79	6.35
<i>Corvus corax</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Coturnix coturnix</i>	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Dendrocopos major</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Erithacus rubecula</i>	0.51	0.00	1.06	3.83	0.00	3.42	0.00	0.35	1.69	0.33	0.81	0.00	0.00	0.00
<i>Falco tinnunculus</i>	0.22	0.06	0.24	0.04	0.14	0.00	0.30	0.14	0.04	0.10	0.30	0.04	0.18	0.04
<i>Fringilla coelebs</i>	0.20	0.00	0.06	1.17	0.03	1.19	0.00	0.00	0.02	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
<i>Fringilla teydea</i>	0.00	0.00	0.00	0.09	0.03	0.00	0.00	0.78	1.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lanius meridionalis</i>	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.13	0.00	0.11	0.16	0.00
<i>Miliaria calandra</i>	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Motacilla cinerea</i>	0.33	0.00	0.30	0.00	0.06	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.28
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04
<i>Parus caeruleus</i>	0.56	0.00	3.06	2.22	1.17	1.92	0.33	1.39	2.76	0.03	1.26	0.33	0.00	0.67
<i>Passer hispaniolensis</i>	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	5.84
<i>Petronia petronia</i>	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Phylloscop. canariensis</i>	3.99	0.06	5.33	6.17	3.69	5.53	2.41	1.00	1.16	0.83	4.00	1.67	0.03	1.95

	AGRIC	ALTAMON	BARRANCO	BREZAL	MATMED	MNTV	PAST	PINALT	PINMON	RETAM	TAB	TABXER	XERICO	URBANO
<i>Psittacula krameri</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25
<i>Scolopax rusticola</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Serinus canarius</i>	3.72	0.00	1.00	1.57	1.60	0.11	5.89	0.84	0.67	0.00	0.89	0.44	0.00	0.61
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	3.49
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70
<i>Streptopelia turtur</i>	0.36	0.00	0.73	0.13	0.71	0.03	0.26	0.14	0.11	0.00	0.07	0.15	0.03	0.19
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.83	0.00	1.76	0.43	0.11	0.19	0.70	0.00	0.00	0.00	0.96	0.11	0.00	0.61
<i>Sylvia conspicillata</i>	0.42	0.00	0.18	0.09	0.03	0.00	0.19	0.00	0.00	0.03	0.30	0.26	0.18	0.00
<i>Sylvia melanocephala</i>	0.35	0.00	0.82	0.04	0.46	0.00	0.52	0.00	0.00	0.00	0.78	0.70	0.00	0.04
<i>Turdus merula</i>	1.61	0.00	2.27	6.09	0.23	6.17	1.48	0.04	0.64	0.05	1.70	0.07	0.00	1.19
<i>Upupa epops</i>	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.03	0.04
Altitud (m)	595.98	2498.50	396.12	904.57	1091.17	926.14	705.00	1805.24	1451.47	2201.55	403.33	351.56	73.24	277.28
CHERB (%)	42.96	0.00	11.23	4.78	12.84	0.00	90.93	0.61	5.64	0.00	28.81	0.40	3.49	3.40
CMAT (%)	20.80	1.65	62.30	46.65	40.83	19.00	6.44	10.39	22.44	36.65	58.26	40.33	10.74	5.67
HMAT (m)	0.83	0.24	0.93	2.21	0.74	1.80	0.68	0.97	1.51	1.06	0.76	0.66	0.44	0.44
CARB (%)	1.54	0.00	3.97	44.83	2.14	83.19	0.29	40.55	60.82	0.00	1.17	0.00	0.00	3.07
HARB (m)	2.44	0.00	3.48	4.80	3.40	9.97	0.88	11.00	15.80	0.00	1.10	0.00	0.00	6.04
CAGRICOLA (%)	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CURBANO (%)	3.57	0.00	0.68	0.00	0.14	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	1.87	0.00	0.00	87.28
Transectos	89	16	33	23	35	36	27	49	45	40	27	27	38	57

Densidades (aves / km²) de las especies de aves terrestres diurnas en Tenerife en el período reproductor (Abril). En la parte inferior de la tabla se proporcionan las características ambientales de cada formación, así como el número de transectos de 0,5 km de longitud efectuados.

AGRIC: medios agrícolas.

ALTAMON: alta montaña con muy poca vegetación.

BARRANCO: zonas de fondo de barranco con vegetación muy variada de distintas especies de matorral, chumberas, arbolillos y palmeras.

BREZAL: brezales.

MATMED: matorrales de medianías, incluyendo jarales y formaciones dominadas por distintas especies de *Echium*.

MNTV: formaciones arboladas de Monteverde, incluyendo fayales y laurisilvas bien desarrolladas.

PAST: formaciones predominantemente herbáceas (generalmente sobre pendientes <10%).

PINALT: pinares de altura de *Pinus canariensis*.

PINMON: pinares montanos de *Pinus canariensis* (por debajo de los 1750 m s.n.m.).

RETAM: retamares de zonas altas dominados por *Spartocytisus supranubius*.

TAB: tabaibales bien desarrollados.

TABXER: tabaibales xéricos poco desarrollados de zonas bajas.

XERICO: zonas xéricas con muy poca cobertura vegetal en zonas bajas cercanas a la costa.

URBANO: áreas urbanas.

Apéndices: Densidades máximas (aves / km²) medidas en los nueve principales ambientes distinguidos en Fuerteventura, La Palma y Tenerife.

	AGRICOLA	URBANO	ESTEP	TABAIBAL	MONTVEG	MATMONT	ALTAMONT	MNTV	PINAR
<i>Accipiter nisus</i>	0.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.42	0.36
<i>Alectoris barbara</i>	1.88	0.00	1.69	14.08	2.38	0.76	0.00	0.00	3.50
<i>Anthus bertheloti</i>	49.08	1.73	53.26	50.40	37.16	64.47	5.60	0.00	1.83
<i>Apus unicolor</i>	61.82	27.62	0.00	14.21	0.00	0.00	0.00	1.11	8.67
<i>Bucanetes githagineus</i>	41.27	1.88	20.78	45.99	32.88	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Burhinus oedicnemus</i>	3.51	0.00	3.05	0.36	1.23	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Buteo buteo</i>	0.42	0.09	0.35	1.10	0.43	0.00	0.00	0.26	0.20
<i>Calandrella rufescens</i>	94.02	0.00	88.44	0.61	30.34	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Carduelis cannabina</i>	63.15	12.83	8.32	22.46	13.99	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Carduelis carduelis</i>	2.71	1.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Carduelis chloris</i>	3.65	2.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38
<i>Chlamydotis undulata</i>	0.62	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Columba bollii</i>	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	58.34	6.73
<i>Columba junoniae</i>	0.84	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	42.93	22.83
<i>Columba livia</i>	72.85	130.72	18.37	45.23	2.45	1.91	0.00	5.02	5.72
<i>Corvus corax</i>	0.60	0.00	0.55	0.48	0.66	0.23	0.00	1.23	0.35
<i>Coturnix coturnix</i>	13.40	0.00	6.50	0.35	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cursorius cursor</i>	0.00	0.00	5.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Dendrocopos major</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.66
<i>Erithacus rubecula</i>	11.67	0.41	0.00	18.80	0.00	7.50	0.00	78.83	46.72
<i>Falco pelegrinoides</i>	0.00	0.00	0.12	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Falco tinnunculus</i>	2.87	2.24	1.65	3.38	0.76	1.35	0.56	0.47	1.79
<i>Fringilla coelebs</i>	5.66	1.00	0.00	9.33	0.00	0.00	0.00	112.01	50.40
<i>Fringilla teydea</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	37.73
<i>Lanius meridionalis</i>	3.15	1.02	4.72	6.76	3.82	1.97	0.00	0.00	0.64
<i>Miliaria calandra</i>	49.92	0.00	0.91	0.00	0.24	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Motacilla cinerea</i>	10.25	12.49	0.00	1.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.00	111.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Neophron percnopterus</i>	0.30	0.00	0.30	0.02	0.28	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Parus caeruleus</i>	16.82	15.58	7.79	29.42	2.63	0.58	0.00	44.78	64.38

	AGRICOLA	URBANO	ESTEP	TABAIBAL	MONTVEG	MATMONT	ALTAMONT	MNTV	PINAR
<i>Passer hispaniolensis</i>	161.43	406.62	10.57	21.44	11.89	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Petronia petronia</i>	165.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Phylloscopus canariensis</i>	101.85	82.40	33.01	86.04	0.00	50.50	1.24	248.08	111.90
<i>Psittacula krameri</i>	1.22	7.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pterocles orientalis</i>	3.65	0.00	6.74	0.64	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	3.77	4.71	0.00	6.70	0.00	8.58	0.00	0.00	21.64
<i>Regulus regulus</i>	1.90	1.87	0.00	13.81	0.00	0.00	0.00	210.10	146.48
<i>Saxicola dacotiae</i>	5.41	0.00	1.08	23.16	26.39	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Scolopax rusticola</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.28	2.05
<i>Serinus canarius</i>	128.21	71.93	9.68	33.55	0.61	18.51	0.00	18.33	24.39
<i>Streptopelia decaocto</i>	26.59	240.15	1.22	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	0.00	38.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Streptopelia turtur</i>	20.54	4.95	3.80	1.90	1.12	0.00	0.00	4.05	3.67
<i>Sylvia atricapilla</i>	47.12	48.35	1.92	22.90	0.00	0.00	0.00	13.62	2.59
<i>Sylvia conspicillata</i>	14.99	0.67	16.46	37.68	19.68	7.29	0.00	0.00	0.00
<i>Sylvia melanocephala</i>	17.97	2.51	19.76	52.48	0.83	0.00	0.00	2.96	0.56
<i>Turdus merula</i>	73.93	35.85	1.53	35.27	0.00	1.03	0.00	130.24	60.55
<i>Upupa epops</i>	3.36	0.69	3.45	3.75	2.83	0.00	0.00	0.00	0.00

AGRICOLA: medios agrícolas (en las tres islas).

URBANO: áreas urbanas (en las tres islas).

ESTEP: formaciones estepáricas y xéricas de zonas llanas (pendiente <5%; en Fuerteventura y Tenerife).

TABAIBAL: tabaibales bien desarrollados (en las tres islas).

MONTVEG: formaciones de matorral sobre laderas (pendiente >5%) con vegetación bien desarrollada (sólo en Fuerteventura).

MATMONT: formaciones arbustivas entre los 1.000 y 2.000 m de altitud (en La Palma y Tenerife).

ALTAMONT: áreas de alta montaña (a más de 2.000 m s.n.m.; en La Palma y Tenerife).

MNTV: formaciones arboladas de monteverde, incluyendo fayales, laurisilvas y brezales densos (en La Palma y Tenerife).

PINAR: pinares de *Pinus canariensis* (en La Palma y Tenerife).