

Herrerillo común – *Cyanistes caeruleus* (Linnaeus, 1758)

Alfredo Salvador
Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC)

Versión 25-08-2016

Versiones anteriores: 30-06-2005; 9-03-2007; 12-03-2008; 28-09-2012



© J. M. Varela

Descripción

Parte superior de la cabeza blanca, con una mancha azul en el centro. Una banda azul negruzca va desde pico a la parte posterior de la cabeza pasando por el ojo, y se reúne en la nuca con otra banda azulada que bordea las mejillas de color blanco por debajo y llega hasta la parte inferior del pico. Dorso verde-pardo. Alas y parte superior de la cola de color azul. Pecho y parte inferior de la cola de color amarillo. Hay restos de una pequeña banda negra sobre el centro del pecho. Pico negro y patas azuladas.

Múltiples caracteres sexuales secundarios reflejan la diversidad genética de los machos. Se ha observado correlación positiva entre la saturación de la coloración amarilla del pecho, la brillantez del color azul de la coronilla, la longitud del canto y la condición física con la heterocigosidad en loci funcionales (Ferrer et al., 2015).

Biometría

Ala

En un robledal de la sierra de Guadarrama (periodo reproductivo), los machos tienen una longitud del ala de 65,24 mm (Rango = 62-70 mm; n = 66) y las hembras 63,01 mm (Rango = 60-67 mm; n = 96) (Fargallo, 1997).

Portugal y sur de España: machos, 57-65 mm, (n = 22), 62,5 mm (rango = 61-64; n = 3). Hembras, 61-62,5 mm. Individuos no sexados, 57,5-65 mm (n = 13) o 61,2 mm (rango = 59-65 mm; n = 9) (Cramp y Perrins, 1993).

Galicia: adultos, 61,5-66,5 mm (n = 7) (Cramp y Perrins, 1993).

Salamanca: 65,4 mm (rango = 64-67 mm; n = 4) (Cramp y Perrins, 1993).

Baleares: machos, 61-70 mm; hembras, 64-68 mm (Cramp y Perrins, 1993).

Cola

Portugal: 47,1 mm (rango = 45-50 mm; n = 5) (Cramp y Perrins, 1993).

Pico

Portugal: 9,2 mm (rango = 8,8-9,6 mm; n = 5) (Cramp y Perrins, 1993).

Tarso

En un robledal de la sierra de Guadarrama (periodo reproductivo), los machos tienen una longitud del tarso de 16,70 mm (Rango = 15,22-17,82 mm; n = 68) y las hembras 16,17 mm (Rango = 14,93-17,26 mm; n = 76) (Fargallo, 1997).

Portugal: 16,2 mm (rango = 15,8-16,6 mm; n = 5) (Cramp y Perrins, 1993).

Masa corporal

En un robledal de la sierra de Guadarrama (periodo reproductivo), los machos tienen una masa corporal media de 10,53 g (Rango = 9,4-11,7 g; n = 64) y las hembras 10,30 g (Rango = 8,9-12 g; n = 76) (Fargallo, 1997).

La masa corporal de individuos capturados en Sierra Morena central es de 9,3 g (Jordano, 1981) o 9,4 g (Herrera, 1979).

Variación geográfica

Especie politípica con gran variación geográfica. Las subespecies españolas son las siguientes:

Cyanistes caeruleus caeruleus Linnaeus, 1758. Ocupa el tercio norte peninsular, Europa y Oriente Medio. Pirineos: ala de machos, 65,4 mm (rango = 65-67 mm, n = 5) (Jouard, 1928).

Cyanistes caeruleus ogliastroae Hartert, 1905. Incluye como sinónimo *harterti* Tratz, 1914. Distribución: centro y sur peninsular, Córcega y Cerdeña. Longitud del ala en adultos no

sexados de Salamanca, 65,4 mm de media (rango = 64-67 mm; n = 4) (Cramp y Simmons, 1993).

Cyanistes caeruleus balearicus Von Jordans, 1913. Distribución: Islas Baleares. Es más pálida y grisácea y menos azul. Talla no muy diferente de *caeruleus*. Longitud del ala, 61-70 mm en machos y 64-68 mm en hembras (Hartert, 1921-1922).

El complejo mayor de histocompatibilidad (MHC-1) muestra escasa diversidad genética entre varias poblaciones europeas (Schut et al., 2011). Se ha caracterizado el complejo mayor de histocompatibilidad (MHC II B) en poblaciones de España, Holanda y Suecia. Nueve de 13 alelos se encontraron en más de un país y dos alelos se encontraron en los tres países. Se detectó un máximo de tres alelos por individuo, indicando un número mínimo de 2-4 loci por individuo (Rivero de Aguilar et al., 2013).

Los marcadores genéticos situados en diferentes regiones genómicas pueden proporcionar inferencias contrastadas sobre los patrones a nivel del paisaje del flujo de genes. La diferenciación genética de poblaciones fue explicada considerando elevada resistencia para vegetación natural y baja resistencia para zonas agrícolas. Parece haber una falta de presiones de selección divergentes asociadas con diferencias de hábitat y de altitud (Ferrer et al., 2016).

Muda

No hay datos de las poblaciones españolas. Los adultos tienen muda postreproductiva completa (Cramp y Perrins, 1993).

En puestas tardías inducidas experimentalmente, los machos comienzan la muda cuando todavía están cebando a los pollos, pero no las hembras ni los machos control (Sanz, 1999).

Voz

La más utilizada es "tsi, tsi, tsi", usada como llamada de contacto. También utiliza "chirr-rr-rr" como llamada de alarma (Cramp y Perrins, 1993). La hembra emite desde el nido varios tipos de llamadas para comunicarse con el macho (Gorissen y Eens, 2005).

El canto de las poblaciones del sur peninsular muestra diferencias con las poblaciones centroeuropeas (Gorissen et al., 2002).

La longitud del canto refleja la diversidad genética de los machos. Se ha observado correlación positiva entre la longitud del canto y la heterocigosidad en loci funcionales (Ferrer et al., 2015).

Hábitat

Especie forestal, se puede encontrar en dehesas, sotos y parques urbanos. Selecciona negativamente los bosques de coníferas en la península (Tellería y Santos, 1994).

El Herrerillo común prefiere colgarse para alimentarse y su morfología de las patas está modificada para facilitar la flexión de las patas (Moreno y Carrascal, 1993). La morfología de las patas del Herrerillo Común le permiten adoptar diferentes posturas en las ramas (estar de pié, colgarse debajo) y le confieren gran plasticidad ecológica en términos de búsqueda de alimento (Carrascal et al., 1995). La morfología de la pata y el comportamiento de alimentación difiere entre poblaciones ibéricas e insulares. Los Herrerillos canarios de Tenerife tienen un tarso-metatarso más largo y una inserción más proximal del músculo flexor del tarso-metatarso, lo que es consistente con el uso más frecuente de las poblaciones ibéricas de las posturas de colgarse y de trepar (Carrascal et al., 1994).

Muestra preferencia por utilizar la parte alta de los árboles (Herrera, 1979; Moreno, 1981). Durante el periodo prereproductivo, se ha observado a los Herrerillos comunes alimentándose en pinos a una altura media de 8,15 m y en encinas a 3,85 m, mientras que cantan en pinos a una altura media de 8,37 m y en encinas a 4,3 m. A pesar de que en las pinos la disponibilidad de alimento es menor, los utilizan para cantar mientras que usan más las encinas para alimentarse (Atienza e Illera, 1997).

En plantaciones de *Pinus pinea* en Sierra Morena, las cajas nido ocupadas tiene más alcornoques en sus proximidades que los no ocupadas (Maicas Catalán et al., 2011).

Abundancia

Alcanza sus densidades primaverales más elevadas en robledales supramediterráneos (116 indiv./km²), robledales pirenaicos (99 indiv./km²), encinares y alcornocales termomediterráneos (81 indiv./km²), encinares mesomediterráneos (75 indiv./km²) y hayedos cantábricos (71 indiv./km²); alcanza valores menores en frutales mesomediterráneos (54 indiv./km²) y ambientes urbanos supramediterráneos (52 indiv./km²) (Carrascal de la Puente y Palomino Nantón, 2008).

Durante la primavera alcanza densidades máximas en melojares del piso supramediterráneo (10 aves/10 ha en la sierra de Gredos y 24 aves/10 ha en Sierra Nevada) y en encinares y alcornocales de las regiones ibéricas mediterráneas (11 aves/10 ha en dehesas de encina de Cáceres y Sevilla y en encinares de Burgos y Sierra Nevada y 7 aves/10 ha en alcornocales de Cádiz) (Tellería et al., 1999). La densidad media en bosques de abedul, roble y acebo de Los Ancares (Cordillera Cantábrica) es de 6,75 individuos/10 ha (Gutián Rivera, 1985). En bosques mixtos de altitudes medias de la sierra de Cazorla la densidad varía a lo largo del año entre 0,38 individuos/10 ha en octubre y 8,92 individuos/10 ha en julio (Obeso, 1987). En bosques mixtos de *Pinus pinea*, *Quercus ilex* y *Juniperus oxycedrus* del centro peninsular su densidad en abril-mayo es de 1,07 individuos/10 ha, en mayo-junio 0,37 individuos/ha y en julio-agosto 1,31 individuos/10 ha (Illera y Atienza, 1995).

En encinares de Sierra Morena se ha estimado una densidad de 59,6 individuos/40 ha (Herrera, 1978) o 14,7 individuos/ha (Herrera, 1979). En un encinar de Sierra Morena la densidad es de 2,2-2,4 parejas/ha (Maicas et al., 2012).

Durante el invierno disminuyen sus densidades en bosques situados en áreas climáticas más duras, como los hayedos-robledales de los Montes Vascos, donde de 3,8 aves/10 ha en primavera se pasa a 2,0 aves/10 ha en invierno. Igual ocurre en los melojares supramediterráneos de Sierra Nevada donde se pasa de 24 a 6 aves/10 ha y en los del norte de la sierra de Gredos, donde se pasa de 5 a 2 aves/10 ha. También en encinares de Sierra Nevada se pasa de 11 a 5,3 aves/10 ha y en encinares de Burgos se pasa de 11 a 3 aves/10 ha. En algunas zonas aumenta la población por la llegada de invernantes, como ocurre en bosques de *Quercus pyrenaica* del piedemonte meridional de la sierra de Gredos, donde se pasa de 10 a 20 aves/10 ha. También ocurre lo mismo en encinares de los pisos meso y termomediterráneo, donde pasan de 3,7 a 8,4 aves/10 ha en el sur de la sierra de Gredos y 7 a 18 aves/10 ha en Sevilla (Tellería et al., 1999).

La variación espacial de la abundancia invernal en robledales de montaña del centro peninsular se correlaciona positivamente con la temperatura y la disponibilidad de alimento. La influencia de la disponibilidad de alimento sobre la abundancia está mediada por la estructura de la vegetación, siendo menor la influencia en bosques maduros (Carrascal et al., 2012).

Sanz (2001) ha puesto de manifiesto la relación entre abundancia de Herrerillos comunes y larvas de lepidópteros en un robledal de la Sierra de Guadarrama. El incremento de parejas nidificantes disminuye la abundancia de larvas de lepidópteros y reduce los daños a las hojas de roble por las larvas.

En dehesas de Extremadura la abundancia pre-reproductiva de Herrerillos comunes no se correlaciona con la disponibilidad de alimento en los árboles ni con el tamaño de los árboles, pero sí con la densidad de árboles y con la disponibilidad de cavidades en los troncos para anidar (Díaz y Pulido, 1993; Pulido y Díaz, 1997).

Tamaño de población

Las poblaciones españolas se han estimado en unas 12.980.667 aves (Tabla 1) (Carrascal de la Puente y Palomino Nantón, 2008).

Tabla 1. Tamaño de poblaciones durante 2004-2006 con su intervalo de confianza al 90%. Según Carrascal de la Puente y Palomino Nantón (2008).

| | Promedio | Inf. 90% | Sup. 90% |
|----------------------|-----------|-----------|-----------|
| Galicia | 469.161 | 305.703 | 637.990 |
| Asturias | 201.258 | 113.905 | 303.118 |
| Cantabria | 217.191 | 145.496 | 295.685 |
| País Vasco | 217.853 | 155.944 | 283.412 |
| Navarra | 395.050 | 307.980 | 486.507 |
| La Rioja | 128.968 | 84.822 | 180.519 |
| Aragón | 409.565 | 291.484 | 537.424 |
| Cataluña | 1.152.492 | 895.051 | 1.414.556 |
| Castilla y León | 2.896.911 | 2.512.065 | 3.282.374 |
| Madrid | 145.009 | 115.211 | 176.402 |
| Castilla-La Mancha | 1.602.315 | 1.324.860 | 1.868.772 |
| Comunidad Valenciana | 164.922 | 98.164 | 235.300 |
| Extremadura | 2.515.310 | 2.062.466 | 2.968.764 |
| Andalucía | 2.501.975 | 2.185.512 | 2.847.787 |

Estatus de conservación

Categoría global IUCN (2012): Preocupación Menor LC (Birdlife International, 2012).

Categoría IUCN para España (2004): No Evaluado NE (Madroño et al., 2004).

Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (1990): De Interés Especial.

Se ha estimado su tendencia poblacional durante el periodo 1998-2006 como creciente (2,1%) (Carrascal de la Puente y Palomino Nantón, 2008).

Amenazas

Ha sufrido reducción poblacional e incluso desaparición en áreas de la península con plantaciones de pinos y eucaliptos (Tellería et al., 1999). Su abundancia es menor en plantaciones de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus* que en bosques naturales del centro de Portugal (Da Silva et al., 2012).

La disponibilidad de alimento puede limitar el éxito reproductivo en fragmentos forestales pequeños. En fragmentos forestales pequeños (1,1-2,1 ha) los machos tenían mejor condición física frente a fragmentos de mayor tamaño (26,5-29,6 ha). La condición física de los pollos fue mejor en fragmentos de mayor tamaño. La tasa de reclutamiento de pollos fue mayor en fragmentos grandes (Bueno-Enciso et al., 2016).

Los tratamientos forestales con insecticidas tienen consecuencias negativas para la especie (Cabello de Alba, 1992). La fumigación de encinares con el insecticida malathion, diseñado para controlar las plagas del lepidóptero *Tortrix viridana*, produjo la eliminación de esta especie pero no afectó a otros Tortricidae como *Archips xylosteana* con lo que no se produjeron efectos adversos en la biología reproductiva de *Parus caeruleus* (Pascual, 1994). La fumigación de robledales con niveles altos de hipermetrina (75 g por ha) provocó unas tasas de mortalidad cercanas al 100% en las larvas de lepidópteros, alimento principal de los pollos de *Parus caeruleus*. El tratamiento produjo disminución del peso de los pollos y tasas elevadas de mortalidad (81%). Tras la fumigación otro año con niveles menores (3,75 g por ha), se observó mayor mortalidad en nidos tardíos y una menor tasa diaria de supervivencia de los pollos (Pascual et al., 1991; Pascual y Peris, 1992).

La disminución de huecos en bosques manejados puede compensarse con la colocación de nidos artificiales, pero estos son detectados fácilmente por los depredadores y si no son convenientemente protegidos, pueden sufrir altas tasas de mortalidad (Sanz, 2000).

La modificación de la fenología de las larvas de lepidópteros, que son la base de la alimentación de los pollos, por efecto del cambio climático, podría reducir su éxito reproductivo

(Sanz, 2002). En La Hiruela (Madrid), durante el periodo 1984-2007 la reproducción se ha adelantado ajustando el periodo reproductivo al incremento de temperatura registrado durante el periodo pre-reproductivo (Potti, 2009).

Se ha registrado una mortalidad por atropello en carreteras de España de 35 herrerillos comunes entre un total de 16.036 aves (PMVC, 2003). Durante 1989 se registró un herrerillo común muerto por atropello entre un total de 379 aves en el tramo Orense-Os Peares de la carretera N-120 (González-Prieto et al., 1993). En Portalegre (Portugal) se registraron 25 herrerillos comunes muertos por atropello entre un total de 562 aves (Carvalho y Mira, 2011). En el alto valle del Lozoya (Madrid) se ha registrado la muerte por atropello en carretera de dos herrerillos comunes entre un total de 191 aves (Espinosa et al., 2012).

En un tramo de línea de ferrocarril en El Escorial (Madrid) se registró un herrerillo común atropellados entre un total de 94 aves (De la Peña Leiva y Llama Palacios, 1997).

Medidas de conservación

La conservación de árboles con cavidades en bosques viejos de robles es importante para proporcionar oportunidades de nidificación a *C. caeruleus* (Robles et al., 2011). El bloqueo experimental de cavidades para la nidificación produjo en un robledal una disminución de la densidad de nidificantes del 66% (Robles et al., 2012).

Un estudio realizado en el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt (Barcelona) ha puesto de manifiesto que la instalación de cajas nido en zonas quemadas es una herramienta útil para estabilizar las poblaciones de Herrerillo (Antón et al., 2009).

El tamaño de puesta aumenta en función del número de *Quercus rotundifolia* rebrotadas en plantaciones de *Pinus pinea* (Maicas et al., 2014).

Distribución geográfica

Especie distribuida por el Paleártico occidental, está presente desde las islas Británicas hasta los Urales y por el sur desde la península Ibérica, Turquía hasta Irán (Cramp y Perrins, 1993; Glutz von Blotzheim, 1993).

El análisis de secuencias de la región control mitocondrial sugiere que durante la última glaciación la especie se habría refugiado en la Península Ibérica y en los Balcanes y que desde ambos refugios habría recolonizado Europa central (Kvist et al., 1999, 2004).

En España se encuentra en la mayor parte de la Península Ibérica, estando ausente solamente en zonas de Tierra de Campos, valle del Ebro, La Mancha, valle del Guadalquivir, sur de la Comunidad de Valencia y Murcia. En las islas Baleares se encuentra solamente en el norte de la isla de Mallorca (Pulido, 1997; Díaz Esteban, 2003).

Se distribuye en invierno de manera irregular en la Península Ibérica, siendo escaso en el valle del Ebro, las dos mesetas, sureste y valle del Guadalquivir. Su mayor probabilidad de presencia se da en el nordeste de Cataluña, suroeste de castilla y León, Extremadura, Sierra Morena y sudoeste de las sierras Béticas (Arnal y Monrós, 2012).

Bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual de la especie en la España peninsular entre un 65% y un 68% en 2041-2070 y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 31% y un 33% en 2041-2070 (Araújo et al., 2011).

Movimientos

Migración

Las poblaciones españolas son sedentarias. En poblaciones de montaña hay desplazamientos altitudinales entre estaciones del año. Se ha observado la presencia de Herrerillos comunes migrantes procedentes de Europa en el norte de la península (Lack y Lack, 1953; Bernis, 1954; Snow et al., 1955) y se han realizado recapturas en el este peninsular de individuos marcados en Europa central y países escandinavos (Cramp y Perrins, 1993; ver mapas de recapturas

ibéricas en Glutz von Blotzheim y Bauer, 1993). Tellería (1981) ha señalado el paso a través del estrecho de Gibraltar en migración postnupcial, aunque en muy pequeña cantidad (19 aves observadas en 1977).

Se han recuperado en España herrerillos comunes anillados en Lituania (1), Alemania (7), Bélgica (6), Luxemburgo (1), Suiza (1) y Francia (10) (Anónimo, 2016). Herrerillos comunes anillados en España han sido recuperados en Inglaterra (1), Francia (1) y Mali (2) (Anónimo, 2016).

Dispersión

Tanto los machos como las hembras se dispersan menos de lo que cabría esperar en un patrón de asentamiento aleatorio. La distancia de dispersión es menor en los machos que en las hembras, lo que se refleja en la estructura genética de poblaciones, con un flujo limitado de genes y un patrón de aislamiento por distancia (Ortego et al., 2011).

La fidelidad de las hembras al territorio del año anterior depende del éxito reproductivo. La distancia de dispersión se correlaciona negativamente con el éxito de nacimientos en la temporada anterior. Las hembras que se dispersan incrementan el éxito de nacimientos y la productividad (García-Navas y Sanz, 2011).

En dos poblaciones de los Montes de Toledo situadas a menos de 7 km entre sí, las tasas de migración están desviadas hacia las hembras (72%). Las hembras migradoras producen menos reclutamientos a lo largo de su vida que las que no emigran, mientras que los machos migradores producen más reclutamientos que los que permanecen en su localidad natal. A pesar de sus tasas mayores de migración, el impacto demográfico y genético de las hembras en las poblaciones receptoras es menor que el de los machos migradores. Ambas poblaciones difieren en caracteres fenotípicos y de sus historias vitales. La diferenciación genética de ambas poblaciones se debe a que la dispersión entre ellas es casi inexistente y a que reciben migrantes de diferentes poblaciones. La diferenciación fenotípica indica que la selección natural divergente es el factor dominante que determina la trayectoria evolutiva de estas poblaciones (García-Navas et al., 2014).

Ecología trófica

En bosques mixtos de la sierra de Cazorla, busca su alimento sobre todo entre 2 y 10 m de altura, sobre todo en hojas planas, ramas externas, matorrales, agujas y conos (Obeso, 1987). En bosques mixtos del sur de España, se alimenta sobre todo en las hojas (49%), seguido de yemas (29%) y en menor medida en el suelo (12%), ramas (8%) y tronco (2%) (Herrera, 1978, 1979). En coníferas del centro de España, durante el invierno se alimenta sobre todo en árboles (73%) y en menor medida en matorrales (27%). El 79% de los sitios se localizaban a más de 5 m de altura. La mayoría de las veces se alimenta sobre las ramas (67%), seguido de yemas (17%) y en menor medida sobre el tronco (8%) u hojas (8%) (Moreno, 1981). En bosques mixtos de *Pinus pinea*, *Quercus ilex* y *Juniperus oxycedrus* del centro peninsular, emplea de abril a agosto el 93% del tiempo buscando alimento en árboles, y de ellos, las encinas fueron usadas de modo predominante. Sobre todo busca alimento en las ramas pequeñas, ramas con flores y en las hojas de la copa de los árboles, sitios donde la disponibilidad de artrópodos es más elevada. En períodos de baja disponibilidad de alimento tiende a alimentarse en matorrales, sitio donde puede colgarse de las ramas (Illera y Atienza, 1995; Díaz et al., 1998). Durante el periodo postreproductivo buscan artrópodos en las cápsulas de *Cistus ladanifer* (Atienza e Illera, 1997).

En encinares del oeste peninsular, se produce una disminución de 2,5 veces la disponibilidad de artrópodos con respecto a la primavera. El tiempo de estancia por árbol de los Herrerillos Comunes varió mucho en individuos y entre individuos y no se correlacionó con el tiempo de desplazamiento previo ni con la abundancia de alimento en el árbol, observándose que tendieron a volar hacia árboles que estaban más lejos que los disponibles (Pulido y Díaz, 2000).

Durante el invierno aumenta su peso a lo largo del día y no cambia su comportamiento de alimentación, lo que podría deberse a que, frente a otras especies como *Lophophanes cristatus*, su diseño morfológico le permite gran plasticidad ecológica de posturas de alimentación (Barluenga et al., 2003).

Durante periodos de frío extremo reduce durante el forrajeo la altura sobre el suelo, probablemente para mitigar los efectos del viento (Villén-Pérez y Carrascal, 2014).

La dieta se compone sobre todo de insectos y arañas, incluyendo frutos y semillas fuera de la época de reproducción (Cramp y Perrins, 1993). Los primeros análisis de la dieta en España indican el consumo de coleópteros, larvas, hormigas, pequeñas semillas y bayas (Gil-Lletget, 1927, 1928). Ceballos (1972) analizó los contenidos estomacales de 316 ejemplares de toda España, indicando que el consumo de coleópteros forma la base de la dieta todo el año, aunque disminuye en invierno. Este autor observó aumento del consumo de lepidópteros en primavera y mayor consumición de hemípteros en invierno.

Estudios más recientes, realizados en diversas zonas de la península Ibérica detallan esta dieta mixta (Tablas 2 a 5). En un estudio realizado en Sierra Morena central, frutos y coleópteros representan la parte más importante de la dieta en otoño (Tabla 2) (Jordano, 1981). Igualmente, en un bosque de la cordillera Cantábrica, insectos y frutos carnosos representan una fracción importante de la dieta (Tabla 3) (Gutián Rivera, 1985). Este autor subraya el consumo en invierno de bayas de acebo. En bosques mixtos de la sierra de Cazorla, es el más frugívoro de los páridos, con restos vegetales en el 44,6% de las muestras de verano. La mayor proporción en volumen (12%) corresponde a los frutos, donde *R. ulmifolius* es muy importante (9,8%), pero también consume *Rosa canina* y otros (Tabla 4) (Obeso, 1987). Hampe (2001) menciona el consumo de frutos de *Frangula alnus* en la Sierra del Aljibe (Cádiz).

Tabla 2. Dieta de *Cyanistes caeruleus* en encinares de Sierra Morena central, basado en 13 presas obtenidas de 8 individuos. Se indica la Frecuencia (F) de aparición, Porcentaje (P) del volumen y Porcentaje del número de presas. Según Jordano (1981).

| | F aparición | P volumen | P numérico |
|-------------------------|-------------|-----------|------------|
| <i>Ficus carica</i> | 25 | 26 | 28,6 |
| <i>Rubus ulmifolius</i> | 62,5 | 74 | 71,4 |
| Coleoptera | 62,5 | 76,8 | 69,2 |
| Hymenoptera | 12,5 | 0,8 | 7,7 |
| Arachnida | 25 | 9,4 | 15,4 |
| No identificados | 12,5 | 12,9 | 7,7 |

Tabla 3. Dieta de *Cyanistes caeruleus* en bosques de abedul, roble y acebo de la sierra de los Ancares (Cordillera Cantábrica). Se indican las frecuencias de aparición. Basado en el análisis de 45 excrementos. Según Gutián Rivera (1985).

| | |
|--------------------------------|------|
| Frutos carnosos | 33,3 |
| otros frutos | 4,4 |
| Araneae | 6,6 |
| Psocoptera | 6,6 |
| Coleoptera | 40 |
| Diptera | 13,3 |
| Trichoptera | 13,3 |
| Pteromalidae | 13,3 |
| Insectos indeterminados | 33,3 |
| Huevos y larvas indeterminados | 33,2 |
| Artrópodos indeterminados | 2,2 |

Se ha observado en Portugal que abre las agallas para extraer la larva (Dos Santos Junior, 1979-1980). Cortés (1982) recoge observaciones de herrerillos bebiendo néctar de flores de plantas introducidas en Gibraltar. La comparación entre la disponibilidad y dieta en un encinar extremeño señala que las larvas fueron positivamente seleccionadas mientras que las hormigas fueron seleccionadas negativamente. La talla media de las presas disponibles fue de

2,9 mm y la de las consumidas fue 4 mm, no lejos de la talla media de 3,7 mm mencionadas por Jordano (1981).

Tabla 4. Composición de la dieta según frecuencias de aparición de *Cyanistes caeruleus* en bosques mixtos de *Pinus nigra* de la sierra de Cazorla. Basado en el análisis de 65 excrementos (verano) y 10 excrementos (invierno). Según Obeso (1987).

| | Verano | Invierno |
|----------------------------|--------|----------|
| materia vegetal | 0,446 | 0,9 |
| restos semillas | 0,046 | 0,4 |
| Piñones | | 0,3 |
| bellota (<i>Q. ilex</i>) | 0,031 | |
| semillas indeterminadas | 0,031 | 0,2 |
| Brotos | | 0,4 |
| frutos carnosos | 0,277 | 0,2 |
| otros frutos | 0,046 | |
| materia animal | 0,969 | 0,8 |
| Coleópteros | 0,385 | 0,2 |
| Dípteros | 0,6 | 0,3 |
| Lepidópteros | 0,062 | |
| Afidos | 0,077 | 0,1 |
| Formícidos | | 0,1 |
| otros himenópteros | 0,031 | |
| Larvas | 0,123 | |
| Arañas | 0,338 | 0,3 |
| otros artrópodos | 0,446 | 0,3 |

Tabla 5. Porcentaje de muestras fecales con presencia de los distintos tipos de presa en jóvenes (n = 46 excrementos) y adultos (n = 30 excrementos) de *Cyanistes caeruleus* en un encinar de Extremadura. Según Pulido y Díaz (1994).

| | Jóvenes | Adultos |
|-------------|---------|---------|
| Coleópteros | 87 | 60 |
| Dípteros | 15,2 | 13,3 |
| Larvas | 19,6 | 33,3 |
| Formícidos | 6,5 | |
| Hemípteros | 34,8 | 6,7 |
| Afidos | 19,6 | 30 |
| Arañas | 71,7 | 53,3 |

Biología de la reproducción

La facilidad con que el Herrerillo común ocupa los nidales instalados por el hombre ha permitido que la biología de la reproducción de esta especie sea una de las mejor conocidas en aves, especialmente en el centro y norte de Europa donde existen estudios desde hace más de cinco décadas (Gibb, 1950; Lack, 1955). Por el contrario, existen muy pocos estudios de reproducción en poblaciones estrictamente naturales. En España, el primer estudio que muestra un volumen de datos suficiente como para extraer conclusiones generales sobre algún aspecto de la biología de la reproducción, es el realizado por Pascual en 1985. Este estudio fue llevado a cabo en el marco del programa de control de plagas de insectos impulsado por el antiguo ICONA en bosques con régimen de explotación silvícola (Bachiller *et al.*, 1981; Sanz, 2000). A raíz de este programa, que contemplaba la instalación masiva de nidales en los bosques españoles, diversos ornitólogos vieron la oportunidad de iniciar estudios sobre la biología de esta especie. Los datos de los que se dispone en la actualidad provienen de estudios realizados en diferentes tipos de hábitats: robleal (Pascual, 1985; Potti *et al.*, 1988; Fargallo y Johnston, 1997), encinar (Isenman *et al.*, 1990; Gil-Delgado *et al.*, 1992; Maicas

Catalán y Fernández Jaeger, 1999) y pinar (Maicas Catalán y Fernández Jaeger, 1999). Todos los estudios han sido realizados en poblaciones que se reproducen en nidales.¹

Sistemas de emparejamiento

Está considerada como una especie territorial y monógama con cierto grado de poliginia. En poblaciones belgas, donde se ha estudiado este aspecto, se ha observado que la proporción de machos emparejados con más de una hembra ronda el 20% y varía en función de la calidad del hábitat. Cuanto mejor es la calidad del hábitat o mayor la disponibilidad de recursos alimenticios, mayor es la proporción de machos que se aparean con más de una hembra. (Kempnaers, 1994). También se ha medido el grado de promiscuidad en la misma población y se ha observado que un 10% de las cópulas fueron cópulas extra-pareja y que un 11% de los pollos eran de padre diferente a su padre putativo (Kempnaers *et al.*, 1992).¹

En un estudio realizado en Montes de Toledo, la incidencia de paternidad extra-pareja estuvo determinada por el tamaño de población pero no por la densidad o la sincronía de reproducción. Las fecundaciones extra-pareja estuvieron distribuidas uniformemente entre machos, sugiriendo que las hembras no mostraron preferencia por características particulares de los machos. La mayoría de los machos tuvieron cópulas extra-pareja con hembras vecinas y en aquellos que se desplazaron más lejos su pareja no había comenzado su periodo fértil. La varianza en el éxito reproductivo de los machos fue debida sobre todo a la varianza en el éxito reproductivo con su pareja, lo que fue influido en primer lugar por la calidad de pareja. El éxito extra-pareja contribuyó a la varianza del éxito reproductivo de los machos, pero su efecto fue menor de lo esperado. La falta de covariación positiva entre el éxito de pareja y extra-pareja sugiere un efecto limitado de la paternidad extra-pareja sobre la selección sexual (García-Navas *et al.*, 2014).

En *C. caeruleus* la elección de pareja se basa en la heterocigosidad, que refleja la calidad individual en ambos sexos. La producción de huevos y su calidad se incrementa con la heterocigosidad de la hembra y los machos más heterocigóticos muestran mayores tasas de ceba a los pollos. Además, la heterocigosidad de los pollos se correlaciona con la heterocigosidad paterna y materna. También se ha observado en machos que la coloración del plumaje de la coronilla se asocia con la heterocigosidad (García-Navas *et al.*, 2009).

La tonalidad del color amarillo de los machos parece estar relacionada con la calidad individual y por lo tanto a la capacidad de obtención de recursos. Los machos más amarillos son capaces de sacar adelante pollos de mejor calidad, por lo que el color amarillo en los machos parece ser un indicador honesto de calidad que las hembras podrían utilizar para evaluar a los potenciales compañeros en el proceso de selección de pareja (Senar *et al.*, 2002). Los individuos de coloración más brillante y más intensa crían pollos con mejor condición y mejor respuesta inmune (Hidalgo-García, 2006).

La formación de colores estructurales podría depender de la estabilidad en el desarrollo. Se ha observado una correlación negativa entre la reflectancia ultravioleta de la mancha azul de la coronilla y la asimetría fluctuante de las plumas. Los herrerillos podrían percibir las diferencias en el desarrollo a través de la expresión de los colores estructurales (Galván, 2011).

Divorcio

La elevada tasa de divorcio que se ha observado (63%), puede ser adaptativa para las hembras, porque mejoran su éxito reproductivo. Esta ventaja podría derivarse de la adquisición de un territorio de mayor calidad y el emparejamiento con un macho de mayor rango (García-Navas y Sanz, 2011).

Lugar de nidificación

Es una especie de hábitos trogloditas que nidifica en cavidades de todo tipo. Como en el resto de sus congéneres, los agujeros en árboles son los emplazamientos más usados, pero a diferencia de ellos, utiliza con mayor frecuencia huecos en rocas y paredes. Esta plasticidad, debida en parte a su pequeño tamaño, le permite una menor dependencia del medio estrictamente forestal. Es, por lo tanto, un reproductor común en bosques, pero también en parques, jardines, huertos, etc.¹

El nido

La construcción del nido corre a cargo de la hembra. En la Sierra de Guadarrama, los herrerillos comienzan el nido acumulando una cantidad variable de musgo hasta ocupar toda la base del agujero (nidial). En un segundo paso, reorganizan la masa de musgo prensándola y dando forma a un pequeño cuenco de unos 6-7 cm de diámetro. Posteriormente recubren el cuenco con un nuevo material aislante compuesto en su mayor parte por pelo de diverso origen (oveja, vaca, caballo, conejo, jabalí, tejón, etc) y/o plumas propias y de otras especies. El proceso de construcción y el material del nido parecen ser muy similares en otras poblaciones en las que se ha descrito el nido.¹

Además del material propio del nido, los herrerillos incorporan frecuentemente fragmentos frescos de plantas en sus nidos (Banbura et al., 1995). Hecho que también se ha observado en la Sierra de Guadarrama (Fargallo, J. A., observaciones propias)¹. Se ha descubierto recientemente que suelen ser plantas aromáticas que los herrerillos son capaces de distinguir por el olor y cuyo objeto probablemente sea el de repeler los ectoparásitos (Petit et al., 2002)¹. La experiencia de la hembra y su habilidad de aportar plantas aromáticas al nido puede explicar el efecto de las plantas aportadas sobre diferentes tipos de ectoparásitos (Tomás et al., 2012).

En el Parque Florestal de Monsanto (Lisboa, Portugal), la frecuencia en nidos de tres especies de plantas aromáticas (*Dittrichia viscosa*, *Lavandula dentata*, *Calamintha baetica*) era mayor que la disponible en el hábitat (Pires et al., 2012).

El tamaño del nido y las plantas aromáticas podrían ser usados por las hembras como señales sexuales para provocar una inversión diferencial de los machos. La manipulación experimental del tamaño del nido y de las plantas aromáticas mostró que los machos tomaron menos riesgos durante la ceba en nidos de tamaño reducido y fue mayor en nidos a los que se suministraron plantas aromáticas que en nidos control. Tanto las tasas de ceba de las hembras como los riesgos asumidos por los machos tuvieron un impacto positivo sobre el éxito reproductivo (Tomás et al., 2013).

Los machos aportan plumas al nido y las colocan fuera de la copa, induciendo en las hembras una puesta mayor. Esta habilidad de los machos parece ser una señal honesta de su calidad. Los machos con nidos ornamentados aportan alimento con una tasa mayor que los machos de nidos no ornamentados y en nidos ornamentados vuelan más pollos con mejor condición física (Sanz y García-Navas, 2011c).

Cuando este ornamento es manipulado los machos podrían sospechar de la presencia de un macho intruso reduciendo su esfuerzo parental al percibir que el riesgo de perder paternidad es elevado. En un estudio experimental los machos respondieron al suplemento de plumas reduciendo la frecuencia de cebas y la defensa del nido en comparación con machos control. La descendencia extra-pareja fue el doble en nidos experimentales frente a los controles. Sin embargo, los machos que ganaron paternidad extra-pareja tuvieron una probabilidad superior a la media de perder paternidad en su nido (García-Navas et al., 2013).

Las parejas que usan cajas nido que contienen nidos viejos de la estación anterior pagan costes de reducción del éxito reproductivo y del peso de la hembra al final de la estación reproductora causados por la presencia de ectoparásitos del nido. También aumenta la infección por hematozoos en las hembras con el incremento del nivel de ectoparásitos (Tomás et al., 2007a).

El tamaño del nido puede reflejar el estado de salud. Las hembras no infectadas con *Trypanosoma avium* construyen nidos más pesados que las infectadas, mientras que los niveles de inmunoglobulina de la hembra se correlacionan negativamente con el peso del nido (Tomás et al., 2006).

Los huevos

Huevos subelípticos de color blanco con un número muy variable de motas pardo rojizas, que la mayoría de las veces se acumulan formando una corona de puntos alrededor del polo ancho. El tamaño aproximado es de 15 x 12 mm y el peso medio en la población estudiada en la Sierra de Guadarrama es de $1,15 \pm 0,06$ (n = 106)¹.

El color general y las manchas de los huevos pueden ser indicativos de condición general y estrés. Las hembras que ponen huevos con más manchas muestran una peor condición física y mayor concentración celular de la proteína de estrés HSP70. Además, estas hembras se emparejan con machos con mayores niveles de HSP70 y concentraciones más bajas de inmunoglobulina (Martínez de la Puente et al., 2007a).

La coloración de los huevos puede reflejar el estado de salud de la hembra, lo que puede afectar al esfuerzo parental del macho. Las puestas con manchas más ampliamente distribuidas tienen una cáscara más gruesa, un periodo de incubación más corto, menor pérdida de peso por día y una mayor probabilidad de nacimiento. Los huevos con manchas más grandes y más oscuras tienen una cáscara más gruesa y un periodo de incubación más corto. Se ha observado una relación positiva entre la dispersión de las manchas y la tasa de ceba de los machos (Sanz y García-Navas, 2009).

Se ha sugerido que la protoporfirina, pigmento responsable de las manchas rojizas de los huevos, se deposita en áreas donde hay menos depósito de calcio. En un estudio experimental realizado con *C. caeruleus*, el grosor de la cáscara se relacionó con la disponibilidad de calcio y con la distribución de manchas pero no con su tamaño e intensidad de coloración (García-Navas et al., 2011).

Fenología de la reproducción

La fecha media de puesta para un total de 63 poblaciones europeas es el 27 de abril (Fargallo, 2004). Dentro de España el inicio medio de la puesta se sitúa alrededor del 30 de abril y varía desde el 8 de abril en Córdoba hasta el 13 de mayo en Tarragona (Tabla 6). Existe un estudio realizado por Isenmann, Ales y Moreno en 1990 en la localidad de El Pedroso (Sevilla) que sitúa el inicio medio de la reproducción en el 21 de marzo. Esta sorprendente fecha de puesta supone un adelanto de 37 días con respecto a la fecha media para toda Europa y 40 días con respecto a la fecha media para España. Las circunstancias ecológicas que inducen a tan temprana fecha de puesta están aún por estudiar.¹

Se sabe que el inicio de la reproducción está condicionado por el fotoperiodo (Lambrechts et al., 1997) y por la temperatura aproximadamente 30 días antes del inicio de la puesta (Fargallo y Johnston, 1997; Sanz, 2000). Por lo tanto, factores como la latitud o la altitud juegan un importante papel en la determinación del inicio de la reproducción en las distintas poblaciones (Fargallo, 1997; Sanz, 2002). Fotoperiodo y temperatura son factores externos que actúan sobre la variación estacional de la disponibilidad y abundancia del alimento. Adaptar el inicio de la puesta a ambos factores permite a los herrerillos ajustar el tiempo de reproducción para hacer coincidir el pico de mayor disponibilidad de alimento (orugas de lepidópteros en su mayor parte) con el de mayor demanda alimenticia de la prole. Los pollos con mayores expectativas de supervivencia parecen ser aquellos que tienen una edad aproximada de 10 días en el momento de mayor abundancia de orugas en el bosque (Blondel et al., 1993). Además de estos factores ambientales, también existen factores fisiológicos, tales como la muda, que condicionan el tiempo de reproducción. Sanz (1999) ha observado que la muda postnupcial es un proceso que se solapa con la crianza de los pollos en los reproductores más tardíos. Así, los individuos que comienzan a poner más tarde en la estación se enfrentan al dilema de invertir recursos energéticos en la crianza de los pollos o dedicarlos al proceso de muda. Ambas actividades suponen importantes costes energéticos, por lo que los últimos reproductores no podrían sacar adelante un gran número de pollos. Esto explicaría, en parte, la reducción de la fertilidad observada en esta especie a medida que avanza la estación (Sanz, 1999) e induciría a los herrerillos a iniciar la reproducción en fechas más tempranas.¹

El tamaño de puesta no está limitado por la disponibilidad de alimento durante la puesta sino que está ajustado a la capacidad de cebar pollos por la pareja (Moreno et al., 1996).

Puesta e incubación

Los herrerillos comunes ponen un huevo por día. El huevo es puesto durante las primeras horas del día (Haftorn, 1996). La incubación corre a cargo de la hembra, que es alimentada durante este tiempo por el macho. Los primeros huevos son cubiertos con material del nido hasta que comienza la incubación. En una puesta tipo, de 10 huevos, la hembra comenzaría a incubar a partir del 7º huevo. En las poblaciones estudiadas en la Sierra de Guadarrama los huevos eclosionan de media 13 días después de que el último huevo ha sido puesto (n = 231 nidos, datos propios). Esto significaría que para un tamaño medio de puesta de 9 huevos el

periodo de incubación, considerado desde el momento en que los huevos son descubiertos y permanecen calientes hasta la eclosión del primer pollo, sería de 16 días. El periodo de incubación estimado para otras poblaciones europeas está en torno a los 14 días, considerando la incubación como el periodo comprendido entre 1-3 días antes de finalizar la puesta hasta la eclosión del primer pollo (Gibb, 1950; Haartmann, 1969).¹

Tabla 6. Datos de reproducción de las poblaciones descritas en España. (1). Gil-Delgado et al., 1992; (2) SEO, en Potti et al., 1988; (3) Potti et al., 1988; (4) Fargallo y Johnston, 1997; (5) Fargallo (datos no publicados); (6) Pascual, 1985; (7) Maicas Catalán y Fernández Jaeger, 1999; (8) Isenman et al., 1990; Blondel et al., 1993. (9) Fiol, 2009⁵.

| Provincia | Altitud | Hábitat | Fecha de Puesta | Tamaño de puesta (n) | Años de estudio | Referencia |
|-----------|---------|----------|-----------------|----------------------|-----------------|------------|
| Tarragona | 625 | Encinar | 06-may | 6.9 (22) | 1985-91 | 1 |
| Tarragona | 950 | Encinar | 13-may | 6.5 (75) | 1985-91 | 1 |
| Asturias | 300 | Campaña | | 5.9 (11) | | 2 |
| Burgos | 700 | Hayedo | | 8.3 (14) | | 2 |
| Madrid | 1350 | Robledal | 12-may | 8.1 (23) | 1985 | 3 |
| Madrid | 600 | Encinar | 21-abr | 7.2 (6) | 1996 | 5 |
| Segovia | 1180 | Robledal | 03-may | 9.1 (291) | 1991-95 | 4 |
| Salamanca | 890 | Robledal | | 9.5 (218) | 1984-85 | 6 |
| Córdoba | 600 | Pinar | 23-abr | 6.1 (43) | 1989-91 | 7 |
| Córdoba | 600 | Encinar | 08-abr | 6.4 (69) | 1989-91 | 7 |
| Sevilla | 500 | Encinar | 21-mar | 7.9 (51) | 1985-87 | 8 |
| Mallorca | 300-500 | Encinar | 29-abr | 8.0 (22) | 2008-09 | 9 |

Los cambios a corto plazo en la fecha de nacimiento facilitan la sincronía con la disponibilidad de alimento. Estos cambios pueden ser inducidos por los intervalos de puesta y por el comienzo de la incubación. El retraso de la fecha de nacimiento puede deberse a los costes de la reproducción temprana (García-Navas y Sanz, 2011b).

Éxito de nacimientos

El éxito de nacimientos en un robledal de la sierra de Guadarrama osciló en dos años entre 78,31% (n = 124) y 78,56% (n = 139) (Arriero et al., en prensa).² El éxito de nacimientos en Mallorca es del 87,35% (Fiol, 2009).

La proporción de huevos que nacen tiende a incrementarse con la densidad de árboles en un encinar de Sierra Morena (Maicas et al., 2012).

Tamaño de puesta

El Herrerillo Común es conocido por ser el ave nidícola de Europa que mayor número de huevos pone. El peso de la puesta llega a constituir en ocasiones el 150% del peso de la hembra. El tamaño medio de puesta para un total de 87 poblaciones europeas es de 10 huevos (Fargallo, 2004). Los tamaños medios de puesta para las poblaciones españolas estudiadas se exponen en la Tabla 1. Se han descrito en ocasiones tamaños de puesta de más de 19 huevos, sin embargo, es probable que las puestas excesivamente grandes sean debidas a la participación de más de una hembra, como se ha constatado en estudios realizados en poblaciones españolas (Fargallo y Johnston, 1997). El parasitismo intraespecífico de nidos es una práctica relativamente frecuente en especies trogloditas, que como el Herrerillo Común, dependen en gran manera de la abundancia de cavidades para la nidificación. La disponibilidad de agujeros es por lo tanto un factor limitante para la reproducción de esta especie.¹

El estrés fisiológico puede limitar el esfuerzo materno en la reproducción (Merino et al., 2006).

En experimentos en los que se redujo mediante fármacos la intensidad de infección por *Haemoproteus majoris* y la prevalencia de infección por *Leucocytozoon majoris*, se observaron efectos nocivos de estos parásitos sobre la condición y el éxito reproductivo de hembras reproductivas de *P. caeruleus* (Merino et al., 2000).¹ Los parásitos sanguíneos (*Haemoproteus*

majoris, *Leucocytozoon majoris*) son una fuente de estrés fisiológico para sus hospedadores. Esta respuesta puede permitir a los herrerillos mantener a los parásitos bajo control durante el estrés reproductivo (Tomás et al., 2005).

Las hembras que ponen puestas mayores presentan una mayor riqueza de parásitos y el tamaño de puesta se correlaciona positivamente con la riqueza de parásitos por pollo (Fargallo y Merino, 2004).

El tamaño de puesta varía en función del tipo de hábitat. Las mayores puestas se han observado en bosques caducifolios donde la abundancia de insectos fitófagos, especialmente larvas de lepidóteros, es mayor durante la primavera y el verano (Blondel *et al.*, 1993). En España los mayores tamaños de puesta se han observado en los robledales (Tabla 1).¹

Segundas puestas

Está descrito como una especie que hace dobles puestas de forma facultativa. No todos los estudios sobre la reproducción del Herrerillo Común describen de forma clara la existencia o no de dobles puestas. De 29 poblaciones europeas, en las que existen datos fidedignos, únicamente en 14 (48 %) se encontraron segundas puestas (Fargallo, 2004). El porcentaje de parejas que realizan dobles puestas varía entre 1% y 38% con un porcentaje medio del 16 %. La proporción de parejas que inician una segunda puesta está correlacionada con la fecha media de puesta de la población. La proporción es mayor en poblaciones que inician antes la reproducción (Fargallo, 2004). En España no se conocen (no se han descrito) poblaciones con segundas puestas. Pascual (1985) describe la existencia de un 2% de parejas que realizan segundas puestas, sin embargo los adultos no fueron marcados por lo que no se tiene la seguridad de que realmente lo fueran. Podrían tratarse de puestas de reposición.¹

Los pollos

Los pollos permanecen en el nido alrededor de 18 días (entre 16 y 20 días) desde su nacimiento. Son empollados por la hembra hasta que son capaces de termoregular. Mientras la hembra empolla, es el macho quien aporta el alimento en mayor medida a la prole y también a la hembra. Durante este periodo la hembra aporta alimento a los pollos de forma intermitente. Tras la fase de empolle ambos miembros de la pareja llevan alimento a los pollos. No se ha descrito cuando finaliza el cuidado parental tras la salida del nido.¹

Los padres modulan el esfuerzo de búsqueda de alimento en función de cambios a corto plazo del tamaño de nidada. Las tasas de aprovisionamiento son menores cuando desciende el tamaño de nidada y mayores cuando aumenta. También varía el tamaño de presa, aumentando cuando desciende el tamaño de nidada y disminuyendo cuando se incrementa (García-Navas et al., 2010).

La intensidad de coloración del plumaje amarillento del pecho de machos y hembras se correlaciona positivamente con las tasas de aprovisionamiento a los pollos y con la proporción de larvas de lepidópteros aportados al nido (García-Navas et al., 2012).

La masa media de los pollos disminuye entre puestas a lo largo de la estación de reproducción. Esto se debe por un lado a la calidad de los padres, que predomina al principio de la estación y por otro al efecto de la fecha, que es más importante en fechas tardías. El deterioro de la dieta es la causa primaria de la variación estacional en la dieta de los pollos (García-Navas y Sanz, 2011d).

La condición de los pollos y las tasas de aprovisionamiento están afectadas por la fenología y la composición del alimento. La contribución relativa de larvas de tortricidos, más pequeñas y fáciles de encontrar, y larvas de noctuidos, más grandes y más difíciles de localizar, influyen en el esfuerzo de aprovisionamiento y en la condición de los pollos (García-Navas y Sanz, 2011a).

En un estudio realizado en el Parque Nacional de Cabañeros, los machos alimentaron a los pollos más que las hembras, correlacionándose positivamente las tasas de ceba de ambos. Las tasas de ceba mostraron patrones consistentes, sugiriendo que los padres no ceban concertadamente. Las tasas de ceba disminuyeron a lo largo del día, correlacionándose negativamente con la temperatura ambiental (García-Navas y Sanz, 2012).

Cuando los pollos de nidos experimentales tenían siete días de edad, las hembras los alimentaban más que los machos a pesar del tiempo que tenían que dedicar tiempo a dar calor a los más pequeños. A esta edad, cebaron más a los pollos mayores, mientras que a la edad

de diez días la ceba estuvo más repartida. Sin embargo, cebaron a los pollos más pequeños con más arañas que a los grandes (García-Navas et al., 2014).

Los pollos fueron cebados con menor proporción de arañas y mayor de larvas de Tortricidae según crecieron. A la edad de siete días las hembras cebaron con una menor proporción de larvas de Noctuidae que los machos. Las tasas de ceba de los machos fueron menores cuando los pollos tienen siete días de edad que cuando son mayores mientras que las hembras tendieron a invertir más en la primera semana de edad (García-Navas et al., 2012b).

Las características de hábitat, el parasitismo y la fecha de nacimiento pueden moldear asociaciones entre diferentes componentes del sistema inmune de los pollos (Arriero, 2009).

El porcentaje de pollos que vuelan en una población de la sierra de Guadarrama osciló en dos años entre el 90,41% (n = 115) y el 92,87% (n = 128) (Arriero et al., 2006).² El éxito reproductivo varió entre años en una población de Guadarrama entre 78,9 - 90,7% (Media = 85,6; n = 5 años) (Fargallo y Johnston, 1997).

El tamaño de puesta más común no se relaciona con un número de pollos volados/nido mayor que otros tamaños de puesta mayores o menores (Potti et al., 1988). El éxito reproductivo en una población de la sierra de Guadarrama fue en dos años 72,35% (n = 124) y 72,22% (n = 139). Las características del hábitat influyen en el éxito reproductivo operando en la condición física de la hembra durante los primeros estadios de la reproducción. Las hembras que ocupan territorios con vegetación inmadura y degradada comienzan la reproducción más tarde y tienen un menor éxito de nacimientos y un menor éxito reproductivo (Arriero et al., 2006). En pollos de nidos situados en bosques jóvenes y estructuralmente sencillos se ha observado una expresión reducida de coloración basada en carotenos (Arriero y Fargallo, 2006).

Estructura y dinámica de poblaciones

Se ha estimado en Inglaterra la mortalidad anual de adultos en un 70% y en Finlandia un 58,7%. La tasa reproductiva de las hembras mayores de 4 años es menor que la de hembras más jóvenes y la supervivencia de sus jóvenes es menor. Se reproduce a la edad de un año. Alcanza 12 años y 4 meses de edad (Cramp y Perrins, 1993).

Los costes reproductivos pueden acelerar el envejecimiento, lo que se puede reflejar en acortamiento de la longitud de los telómeros. El suplemento experimental de antioxidantes redujo la pérdida de telómeros un año después del tratamiento (Badas et al., 2015).

Otras contribuciones: 1. Juan A. Fargallo. 12-1-2004

Interacciones entre especies

Durante el invierno forma bandos con otras especies. En encinares de Burgos (Tellería et al., 2001) y de Huelva (Herrera, 1979) se han observado bandos compuestos por *C. caeruleus*, *P. major*, *P. cristatus*, *P. ater*, *A. caudatus*, *R. ignicapillus*, *R. regulus*, *P. collybita*, *C. brachydactyla* y *S. europaea*. Se han observado tamaños medios de bando de 15,5 y 15,8 individuos en bosques y 2,7 y 5,7 individuos en fragmentos forestales. El número medio de especies por bando fue de 3,7 y 3,5 en bosques y 1,4 y 1,9 en fragmentos forestales (Tellería et al., 2001). En bandos formados por 4,7 individuos de media (n = 48 bandos), *C. caeruleus* estaba presente en el 79,2% de los bandos con un número medio de 1,71 individuos por bando. *C. caeruleus* tiende a formar bandos menos de lo esperado al azar; cuando está en bandos reduce la amplitud de sitios utilizados para alimentarse. En invierno su éxito en la obtención de alimento no difiere entre bandos o individuos aislados (Herrera, 1979).

Hay reparto de recursos tróficos entre *Cyanistes caeruleus* y *Parus major*. *C. caeruleus* alimenta sus pollos con el doble de larvas de Tortricidae que *P. major*. Por otro lado, *P. major* muestra preferencia por larvas de Noctuidae y consume también larvas de Lasiocampidae, un recurso no utilizado por *C. caeruleus* (García-Navas et al., 2013).

El parasitismo de puesta entre *Cyanistes caeruleus* y *Parus major* parece ser una respuesta a la escasez de sitios de nidificación, según un estudio realizado en robledales de Toledo. Cuanto mayor fue la ocupación de cajas nido, mayor fue la prevalencia de puestas mixtas. Se ha encontrado una prevalencia del 3%, que se eleva al 7,2% en pequeños bosques, siendo el parasitismo similar entre ambas especies. El comportamiento de parasitismo fue diferente entre

especies, pues *C. caeruleus* depositó uno o dos huevos en la puesta de la otra especie mientras que *P. major* usurpó los nidos de *C. caeruleus*, manteniendo al menos un huevo de la otra especie (Barrientos et al., 2015).

Estrategias antidepredatorias

En bandos invernales mixtos con otras especies, aumentan las tasas de vigilancia cuanto más pequeño es el bando en fragmentos forestales pero no en bosques. Ante mayor abundancia de depredadores aumentan el comportamiento de vigilancia. Este comportamiento es más acusado en fragmentos forestales, donde vigilan más y buscan alimento más a cubierto. También se ha observado que en fragmentos forestales acumulan grasa a lo largo del día y ajustan más su masa a su talla, lo que podría ser una respuesta tanto a la impredecibilidad de este medio como a un mayor riesgo de depredación (Tellería et al., 2001).

Se ha podido comprobar experimentalmente que son capaces de detectar el olor de depredadores en el nido, mostrando comportamiento antidepredatorio (Amo et al., 2008).

Depredadores

Se ha registrado depredación en nidos por Comadreja (*Mustela nivalis*) y Pico picapinos (*Dendrocopos major*) (Potti y Merino, 1994).

Aparece en baja proporción en la dieta de varias especies de aves (Tabla 7). Encontrado entre las presas del azor (*Accipiter gentilis*) en Cataluña (Mañosa, 1994).

Tabla 7. Depredadores de *Cyanistes caeruleus* en España.

| Depredador | Localidad | Nº de <i>C. caeruleus</i> | Nº total de presas | Referencia |
|-------------------------|------------------|---------------------------|--------------------|----------------------------|
| <i>Circus pygargus</i> | SW España | 2 | 3.414 | Hiraldó et al. (1975) |
| <i>Accipiter nisus</i> | Cataluña | 3 | 163 | Mañosa y Oro (1991) |
| <i>Falco peregrinus</i> | Bizkaia | 4 | 2.832 | Zuberogoitia et al. (2013) |
| <i>Strix aluco</i> | España central | 2 | 126 | López-Gordo (1974) |
| <i>Strix aluco</i> | Madrid | 3 | 500 | López-Gordo et al. (1977) |
| <i>Asio otus</i> | S. de Guadarrama | 1 | 3.185 | Veiga (1980) |

Parásitos y patógenos

Se ha encontrado en poblaciones ibéricas varias especies de protozoos: *Haemoproteus majoris*, *Leucocytozoon majoris*, *Hepatozoon parus*, y *Trypanosoma avium* y un helminto: Microfilariidae (Fargallo y Merino, 2004; Merino et al., 2004).

Se han encontrado en poblaciones del centro peninsular seis linajes de *Plasmodium* de los que el más abundante es *Plasmodium relictum* (Ferrer et al., 2012).

En una muestra de *C. caeruleus* del oeste de Portugal (n= 30), el 13,3% tenían garrapatas (*Ixodes arboricola*). El número medio de garrapatas fue 2,5 por ave (Norte et al., 2012).

Se han identificado en nidos de *C. caeruleus* las siguientes especies de Dípteros Ceratopogonidae del género *Culicoides*: *C. simulator*, *C. ribunensis*, *C. festivipennis*, *C. segnis*, *C. truncorum*, *C. pictipennis* y *C. circumscriptus*. Su abundancia se relaciona con el tamaño de pollada (Martínez de la Puente et al., 2009).

De Rojas et al. (1993) han citado el ácaro *Proctophyllodes stylifer* en ejemplares españoles de Herrerillo Común.

La abundancia de insectos vectores del género *Culicoides* (Ceratopogonidae) y de la familia Simuliidae (Nematocera) que se alimentan de la sangre de los pollos determina la prevalencia de *Trypanosoma* en estos (Martínez de la Puente et al., 2013).

Se ha observado una correlación cuadrática negativa entre la probabilidad de infección por *Plasmodium relictum* y la diversidad genética individual, aumentando hasta valores de

homocigosidad por locus de 0,15 hasta alcanzar una meseta entre valores de 0,15 y 0,40 y disminuyendo en una pequeña proporción de individuos altamente homocigóticos (>0,4) (Ferrer et al., 2014).

Las infecciones múltiples por *Haemoproteus*, es decir más de un parásito en el mismo eritrocito, pueden deberse a factores relacionados con el hospedador, como por ejemplo su estatus inmune (Martínez de la Puente et al., 2007b). Un experimento de medicación ha puesto de manifiesto que *Haemoproteus* reduce la supervivencia en hembras pero no en machos (Martínez de la Puente et al., 2010).

Los parásitos sanguíneos pueden afectar a variables fisiológicas y al éxito reproductivo. La manipulación experimental del nivel de parasitemia sanguínea de las hembras permitió examinar cambios en el nivel de inmunoglobulina y del esfuerzo parental durante la reproducción. En hembras con niveles bajos de parasitemia disminuyeron los niveles de inmunoglobulina y aumentó la tasa de aprovisionamiento de los pollos. También se observaron menores tasas de infestación por la mosca *Protocalliphora azurea* en pollos de hembras con menor parasitemia (Tomás et al., 2007b).

Los colores basados en carotenoides pueden tener un papel como indicadores del estado de salud. Los individuos infectados por más de un género de parásitos sanguíneos tienen la coloración del pecho más pálida que los infectados por un género. Los individuos que tienen el pecho de color más brillante tienen un nivel menor de proteínas de estrés (HSP70) que los más pálidos. Además, se ha observado que hay asociación entre la densidad de infección por *Haemoproteus* y los niveles de HSP60 (del Cerro et al., 2010).

Las características estructurales del hábitat pueden influir indirectamente en las condiciones de crecimiento de los pollos a través de las infecciones parasitarias. En robledales maduros se han observado mayor prevalencia de pulgas y parásitos sanguíneos (*Leucocytozoon*), mientras que en bosques degradados hay mayor prevalencia de dípteros parásitos (*Protocalliphora*) (Arriero et al., 2008).

La presencia de ectoparásitos (ácaros y moscas) difiere entre los nidos construidos por herrerillos y ocupados por herrerillos o por *Ficedula hypoleuca*. La composición del nido no influye en esta diferencia (Moreno et al., 2009).

La abundancia en nidos de las moscas parásitas de la familia Simuliidae y del género *Culicoides* (Familia Ceratopogonidae) depende de la temperatura mínima y de la velocidad del viento. Ambos tipos de moscas son más abundantes en nidos tardíos y con nidadas más grandes (Martínez de la Puente et al., 2009). Los dípteros ectoparásitos de los nidos (familias Ceratopogonidae y Simuliidae) parecen atacar preferentemente a pollos no infectados o menos infectados (Tomás et al., 2008).

Las secreciones de la glándula uropigial no atraen a las moscas parásitas *Culicoides obsoletus* (Ceratopogonidae) y *Simulium* sp. (Simuliidae) (Martínez de la Puente et al., 2011).

Actividad

No hay datos españoles.

Dominio vital

Se ha estimado el tamaño medio del territorio en un encinar de Sierra Morena en 0,42-0,46 ha (Maicas et al., 2012).

Patrón social y comportamiento

Sistema de emparejamiento generalmente monógamo, aunque hay un cierto grado de poliginia. Ver apartado de Sistema de emparejamiento

Forma bandos fuera de la estación reproductiva. Ver apartado de Interacciones con otras especies.

Bibliografía

Amo, L., Galván, I., Tomás, G., Sanz, J. J. (2008). Predator odour recognition and avoidance in a songbird. *Functional Ecology*, 22 (2): 289-293.

Anónimo (2016). *Banco de datos de anillamiento del remite ICONA – Ministerio de Medio Ambiente, año. Datos de anillamiento y recuperaciones en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, SEO/BirdLife, ICO, EBD-CSIC y GOB*. Madrid. anillamientoseo.org

Antón, M., Herrando, S., Quesada, J. (2009). Do nest-boxes encourage the recovery of bird populations after fire? A field experiment with tits in a Mediterranean forest. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 25: 1-10.

Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Rodrigues Neto, D., Pozo Ortego, I., Gómez Calmaestra, R. (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático*. 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.

Arnal, G., Monrós, J. S. (2012). Herrerillo común. *Cyanistes caeruleus*. Pp. 462-463. En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid. 816 pp.

Arriero, E. (2009). Rearing environment effects on immune defence in blue tit *Cyanistes caeruleus* nestlings. *Oecologia*, 159 (4): 697-704.

Arriero, E., Fargallo, J. A. (2006). Habitat structure is associated with the expression of carotenoid-based coloration in nestling blue tits *Parus caeruleus*. *Naturwissenschaften*, 93 (4): 173-180.

Arriero, E., Moreno, J., Merino, S., Martínez, J. (2008). Habitat effects on physiological stress response in nestling blue tits are mediated through parasitism. *Physiological and Biochemical Zoology*, 81 (2): 195-203.

Arriero, E., Sanz, J. J., Romero-Pujante, M. (2006). Habitat structure in Mediterranean deciduous oak forests in relation to reproductive success in the blue tit *Parus caeruleus*. *Bird Study*, 53 (1): 12-19.

Atienza, J. C., Illera, J. C. (1997). Blue tits *Parus caeruleus* exploiting gum capsules *Cistus ladanifer* as sources of arthropod food. *Ardea*, 85 (2): 279-281.

Atienza, J. C., Illera, J. C. (1997). Tree species selection to perform singing and foraging behaviour by Great and Blue Tits: a trade-off between food gathering and territorial behaviour? *Bird Study*, 44: 117-119.

Bachiller, P., Cadahía, D., Ceballos, G., et al. (1981). *Plagas de Insectos en las Masas Forestales Españolas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Badas, E. P., Martínez, J., Rivero de Aguilar Cachafeiro, J., Miranda, F., Figuerola, J., Merino, S. (2015). Ageing and reproduction: antioxidant supplementation alleviates telomere loss in wild birds. *Journal of Evolutionary Biology*, 28 (4): 896-905.

Banbura, J., Blondel, J., Lambrechts, H.W., Perret, P. (1995). Why do female Blue Tits (*Parus caeruleus*) bring fresh plants to their nests? *Journal für Ornithologie*, 136: 217-220.

Barluenga, M., Barbosa, A., Moreno, E. (2003). Effect of daily body mass variation on the foraging behaviour of tit species (*Parus* spp.). *Ethology*, 109 (12): 971-979.

Barrientos, R., Bueno-Enciso, J., Serrano-Davies, E., Sanz, J. J. (2015). Facultative interspecific brood parasitism in tits: a last resort to coping with nest-hole shortage. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 69 (10): 1603-1615.

Bernis, F. (1954). Prontuario de la avifauna española. *Ardeola*, 1: 11-85.

BirdLife International (2012). *Parus caeruleus*. En: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.1. <www.iucnredlist.org>.

Blondel, J. (1985). Breeding strategies of the Blue Tit and the Coal Tit (*Parus*) in mainland and island Mediterranean habitats: A comparison. *Journal of Animal Ecology*, 54: 531-556.

Blondel, J., Dias, P. C., Maistre, M., Perret, P. (1993). Habitat heterogeneity and life-history variation of Mediterranean Blue Tits (*Parus caeruleus*). *Auk*, 110: 511-520.

Bueno-Enciso, J., Ferrer, E. S., Barrientos, R., Serrano-Davies, E., Sanz, J. J. (2016). Habitat fragmentation influences nestling growth in Mediterranean blue and great tits. *Acta Oecologica*, 70: 129-137.

Cabello de Alba, F. (1992). Efectos de un tratamiento aéreo masivo con Malathion contra lepidópteros defoliadores de la encina sobre la comunidad de aves de un encinar adherado. *Ecología*, 6: 199-206.

Carrascal, L. M., Moreno, E., Mozetich, I. M. (1995). Ecological plasticity of morphological design: an experimental analysis with tit species. *Canadian Journal of Zoology*, 73 (11): 2005-2009.

Carrascal, L. M., Moreno, E., Valido, A. (1994). Morphological evolution and changes in foraging behaviour of island and mainland populations of blue tit (*Parus caeruleus*) - a test of convergence and ecomorphological hypotheses. *Evolutionary Ecology*, 8 (1): 25-35.

Carrascal de la Puente, L. M., Palomino Nantón, D. (2008). *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. Seguimiento de Aves 19. Seo/BirdLife, Madrid. 202 pp.

Carrascal, L. M., Seoane, J., Villén-Pérez, S. (2012). Temperature and food constraints in wintering birds - an experimental approach in montane Mediterranean oakwoods. *Community Ecology*, 13 (2): 221-229.

Carvalho, F., Mira, A. (2011). Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 57: 157-174.

Ceballos, P. (1972). Protección de las aves insectívoras. Alimentación natural de *Parus major* y *P. caeruleus*. *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid. Serie de Ciencias Naturales*, 25 (1): 1-61.

Cortés, J. E. (1982). Nectar feeding by European passerines on introduced tropical flowers at Gibraltar. *Alectoris*, 4: 26-29.

Cramp, S., Perrins, C. M. (1993). *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic*. Volume VII. *Flycatchers to Shrikes*. Oxford University Press, Oxford.

Da Silva, L. P., Alves, J., da Silva, A. A., Ramos, J. A., Fonseca, C. (2012). Variation in the abundance and reproductive characteristics of Great Tits *Parus major* in forest and monoculture plantations. *Acta Ornithologica*, 47 (2): 147-155.

De la Peña Leiva, R., Llama Palacios, O. (1997). *Mortalidad de aves en un tramo de línea de ferrocarril*. SEO/BirdLife. 32 pp.

Del Cerro, S., Merino, S., Martínez de la Puente, J., Lobato, E., Ruiz de Castaneda, R., Rivero de Aguilar, J., Martínez, J., Morales, J., Tomás, G., Moreno, J. (2010). Carotenoid-based plumage colouration is associated with blood parasite richness and stress protein levels in blue tits (*Cyanistes caeruleus*). *Oecologia*, 162 (4): 825-835.

De Rojas, M., Ubeda, J. M., Guevara, D. C., Ariza, C. (1993). Estudio de cinco especies de ácaros plumícolas del género *Proctophyllodes* Robin, 1877 (Acarina, Proctophyllodidae) parásitas de aves paseriformes españolas. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, (Sección Biológica), 90 (1-4): 55-60.

- Díaz Esteban, M. (2003). Herrerillo Común *Parus caeruleus*. Pp. 514-515. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Díaz, M., Illera, J. C., Atienza, J. C. (1998). Food resource matching by foraging tits *Parus* spp. during spring-summer in a Mediterranean mixed forest; evidence for an ideal free distribution. *Ibis*, 140 (4): 654-660.
- Díaz, M., Pulido, F. J. P. (1993). Relaciones entre la abundancia de artrópodos y la densidad del herrerillo común *Parus caeruleus* en dehesas durante el periodo prereproductor. *Ardeola*, 40 (1): 33-38.
- Dos Santos Junior, J. R. (1979-1980). O fura-bugalhos. *Cyanopica*, 2 (2): 115-121.
- Espinosa, A., Serrano, J. A., Montori, A. (2012). Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el Valle de El Paular. LIC "Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte". *Munibe*, 60: 209-236.
- Fargallo, J. A. (1997). *Patrones en la Reproducción y la Inversión Parental del Herrerillo Común (Parus caeruleus) en Relación con los Factores Ambientales, el Sexo de los Pollos y los Parásitos Sanguíneos*. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Fargallo, J. A. (2004). Latitudinal trends of reproductive traits in the Blue Tit (*Parus caeruleus*). *Ardeola*, 51 (1): 177-190.
- Fargallo, J. A., Johnston, R. D. (1997). Breeding biology of the Blue Tit *Parus caeruleus* in a montane Mediterranean deciduous forest: the interaction of latitude and altitude. *Journal für Ornithologie*, 138: 83-92.
- Fargallo, J. A., Merino, S. (1999). Brood size manipulation modifies the intensity of infection by haematzoa in female Blue Tits *Parus caeruleus*. *Ardea*, 87: 261-268.
- Fargallo, J. A., Merino, S. (2004). Clutch size and haemoparasite species richness in adult and nestling blue tits. *Ecoscience*, 11 (2): 168-174.
- Ferrer, E. S., García-Navas, V., Bueno-Enciso, J., Barrientos, R., Serrano-Davies, E., Cáliz-Campal, C., Sanz, J. J., Ortego, J. (2016). The influence of landscape configuration and environment on population genetic structure in a sedentary passerine: insights from loci located in different genomic regions. *Journal of Evolutionary Biology*, 29 (1): 205-219.
- Ferrer, E. S., García-Navas, V., Bueno-Enciso, J., Sanz, J. J., Ortego, J. (2015). Multiple sexual ornaments signal heterozygosity in male blue tits. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115 (2): 362-375.
- Ferrer, E., García-Navas, V., Sanz, J. J., Ortego, J. (2012). Molecular characterization of avian malaria parasites in three Mediterranean blue tit (*Cyanistes caeruleus*) populations. *Parasitology Research*, 111 (5): 2137-2142.
- Ferrer, E. S., García-Navas, V., Sanz, J. J., Ortego, J. (2014). Individual genetic diversity and probability of infection by avian malaria parasites in blue tits (*Cyanistes caeruleus*). *Journal of Evolutionary Biology*, 27 (11): 2468-2482.
- Fiol, C. (2009). Primeres notes sobre la biologia reproductiva del ferrerico blau *Cyanistes caeruleus balearicus* a Mallorca. *Anuari Ornitológic de les Balears*, 24: 49-56.
- Galván, I. (2011). Ultraviolet-blue plumage colouration can be perceived as an indicator of fluctuating asymmetry by Blue Tits (*Cyanistes caeruleus*). *Journal of Ornithology*, 152 (2): 223-230.
- García-Navas, V., Ferrer, E. S., Bueno-Enciso, J., Barrientos, R., Sanz, J. J., Ortego, J. (2014). Extrapair paternity in Mediterranean blue tits: socioecological factors and the opportunity for sexual selection. *Behavioral Ecology*, 25 (1): 228-238.

García-Navas, V., Ferrer, E. S., Sanz, J. J. (2012). Plumage yellowness predicts foraging ability in the blue tit *Cyanistes caeruleus*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 106 (2): 418-429.

García-Navas, V., Ferrer, E. S., Sanz, J. J. (2012b). Prey selectivity and parental feeding rates of Blue Tits *Cyanistes caeruleus* in relation to nestling age. *Bird Study*, 59 (2): 236-242.

García-Navas, V., Ferrer, E. S., Sanz, J. J. (2013). Prey choice, provisioning behaviour, and effects of early nutrition on nestling phenotype of titmice. *Ecoscience*, 20 (1): 9-18.

García-Navas, V., Ferrer, E. S., Sanz, J. J., Ortego, J. (2014). The role of immigration and local adaptation on fine-scale genotypic and phenotypic population divergence in a less mobile passerine. *Journal of Evolutionary Biology*, 27 (8): 1590-1603.

García-Navas, V., Ferrer, E. S., Serrano-Davies, E. (2014). Experimental evidence for parental, but not parentally biased, favouritism in relation to offspring size in Blue Tits *Cyanistes caeruleus*. *Ibis*, 156 (2)404-414.

García-Navas, V., Ortego, J., Ferrer, E. S., Sanz, J. J. (2013). Feathers, suspicions, and infidelities: an experimental study on parental care and certainty of paternity in the blue tit. *Biological Journal of the Linnean Society*, 109 (3): 552-561.

García-Navas, V., Ortego, J., Sanz, J. J. (2009). Heterozygosity-based assortative mating in blue tits (*Cyanistes caeruleus*): implications for the evolution of mate choice. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 276 (1669): 2931-2940.

García-Navas, V., Sanz, J. J. (2010). Flexibility in the Foraging Behavior of Blue Tits in Response to Short-Term Manipulations of Brood Size. *Ethology*, 116 (8): 744-754.

García-Navas, V., Sanz, J. J. (2011a). The importance of a main dish: nestling diet and foraging behaviour in Mediterranean blue tits in relation to prey phenology. *Oecologia*, 165 (3): 639-649.

García-Navas, V., Sanz, J. J. (2011b). Short-Term Alterations in Songbird Breeding Schedule Lead to Better Synchronization with Food Availability. *Auk*, 128 (1): 146-155.

García-Navas, V., Sanz, J. J. (2011c). Females call the shots: breeding dispersal and divorce in blue tits. *Behavioral Ecology*, 22 (5): 932-939.

García-Navas, V., Sanz, J. J. (2011d). Seasonal decline in provisioning effort and nestling mass of Blue Tits *Cyanistes caeruleus*: experimental support for the parent quality hypothesis. *Ibis*, 153 (1): 59-69.

García-Navas, V., Sanz, J. J. (2012). Environmental and within-nest factors influencing nestling-feeding patterns of Mediterranean blue tits (*Cyanistes caeruleus*). *Condor*, 114 (3): 612-621.

García-Navas, V., Sanz, J. J., Merino, S., Martínez de la Puente, J., Lobato, E., del Cerro, S., Rivero, J., Ruiz de Castaneda, R., Moreno, J. (2011). Experimental evidence for the role of calcium in eggshell pigmentation pattern and breeding performance in Blue Tits *Cyanistes caeruleus*. *Journal of Ornithology*, 152 (1): 71-82.

Gibb, J. A. (1950). The breeding biology of the Great and Blue Titmice. *Ibis*, 92: 402-539.

Gil-Delgado, J. A., López, G., Barba, E. (1992). Breeding ecology of the Blue Tit *Parus caeruleus* in eastern Spain: a comparison with other localities with special reference to Corsica. *Ornis Scandinavica*, 23: 444-450.

Gil-Lletget, A. (1927). Estudios sobre la alimentación de las aves. I. Examen del contenido estomacal de 58 aves de Candeleda (Avila). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 27: 177-187.

Gil-Lletget, A. (1928). Estudios sobre la alimentación de las aves. II. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 28: 171-194.

Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M. (1993). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 13/I. *Passeriformes* (4. Teil). Aula-Verlag, Wiesbaden.

González-Prieto, S., Villarino, A., Freán, M. M. (1993). Mortalidad de vertebrados por atropello en una carretera nacional del NO de España. *Ecología*, 7: 375-389.

Gorissen, L., Eens, M. (2005). Complex female vocal behaviour of great and blue tits inside the nesting cavity. *Behaviour*, 142 (4): 489-506.

Gorissen, L., Janssens, E., Pinxten, R., Eens, M. (2002). Differences in song repertoire size and composition between two populations of blue tits *Parus caeruleus*. *Avian Science*, 2 (1): 39-47.

Gutián Rivera, J. (1985). Datos sobre el régimen alimenticio de los paseriformes de un bosque montano de la cordillera Cantábrica occidental. *Ardeola*, 32 (2): 155-172.

Haartman, L. von (1969). The nesting habits of Finnish birds. I. Passeriformes. *Commentationes Biologicae*, 32: 1-187.

Haftorn, S. (1996). Egg-laying behaviour in tits. *Condor*, 98: 863-865.

Hampe, A. (2001). The role of fruit diet within a temperate breeding bird community in southern Spain. *Bird Study*, 48 (1): 116-123.

Herrera, C. M. (1978). Ecological correlates of residence and non-residence in a Mediterranean passerine bird community. *Journal of Animal Ecology*, 47 (3): 871-890.

Herrera, C. M. (1978). Niche-shift in the genus *Parus* in southern Spain. *Ibis*, 120: 236-240.

Herrera, C. M. (1979). Ecological aspects of heterospecific flocks formation in a Mediterranean passerine bird community. *Oikos*, 33: 85-96.

Hidalgo-García, S. (2006). The carotenoid-based plumage coloration of adult blue tits *Cyanistes caeruleus* correlates with the health status of their brood. *Ibis*, 148 (4): 727-734.

Hiraldó, F., Fernández, F., Amores, F. (1975). Diet of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in southwestern Spain. *Doñana, Acta Vertebrata*, 2 (1): 25-55.

Hurtrez-Boussès, S., de Garine-Witatchisky, M., Blondel, J., Perret, P., Renaud, F., (1999). Variation of prevalence and intensity of blowflies (*Protocalliphora* spp.). Parasitism on Blue Tit host (*Parus caeruleus*). *Canadian Journal of Zoology*, 77: 337-341.

Illera, J. C., Atienza, J. C. (1995). Foraging shifts by the blue tit (*Parus caeruleus*) in relation to arthropod availability in a mixed woodland during the spring-summer period. *Ardeola*, 42 (1): 39-48.

Isenmann, P. (1987). Geographical variation in clutch size: the example of the Blue Tit (*Parus caeruleus*) in the Mediterranean area. *Vogelwarte*, 34:93-99.

Isenmann, P., Ales, E., Moreno, O. (1990). The timing of breeding and clutch size of Blue Tits (*Parus caeruleus*) in an evergreen hol oak habitat in southern Spain. *Revue d'Ecologie, La Terre et la Vie*, 45: 177-181.

Jordano, P. (1981). Alimentación y relaciones tróficas entre los paseriformes en paso otoñal por una localidad de Andalucía central. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 103-124.

Kempnaers, B. (1994). Polygyny in the Blue Tit: unbalanced sex ratio and female aggression restrict mate choice. *Animal Behaviour*, 47: 943-957.

Kempnaers, B., Verheyen, G.R., Van den Broeck, M., Burke, T., Van Broeckhoven, K., Dhondt, A.A. (1992). Extra-pair paternity results from female preference for high-quality males in the Blue Tit. *Nature*, 357: 494-496.

Kvist, L., Ruokonen, N., Lumme, J., Orell, M. (1999). Different population structures in northern and southern populations of the European blue tit (*Parus caeruleus*). *Journal of Evolutionary Biology*, 12 (4): 798-805.

- Kvist, L., Viiri, K., Dias, P. C., Rytkonen, S., Orell, M. (2004). Glacial history and colonization of Europe by the blue tit *Parus caeruleus*. *Journal of Avian Biology*, 35 (4): 352-359.
- Lack, D. (1955). British tits (*Parus spp*) in nesting boxes. *Ardea*, 43: 50-84.
- Lack, D., Lack, E. (1953). Visible migration through the Pyrenees: an autumn reconnaissance. *Ibis*, 95: 271-309.
- Lambrechts, M. M., Blondel, J., Maistre, M., Perret, P. (1997). A single response mechanism is responsible for evolutionary adaptive variation in a bird's laying date. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 94: 5153-5155.
- López-Gordo, J. L. (1974). Sobre la alimentación del cárabo (*Strix aluco*) en España Central. *Ardeola*, 19: 429-437.
- López-Gordo, J. L., Lázaro, E., Fernández Jorge, A. (1977). Comparación de las dietas de *Strix aluco*, *Asio otus* y *Tyto alba* en un mismo biotopo de la provincia de Madrid. *Ardeola*, 23: 189-221.
- Madroño, A., González, C., Atienza, J. C. (Eds.) (2004). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SEO/Birdlife, Madrid.
- Maicas Catalán, R., Bonillo López, J. C., Fernandez Haeger, J. (2011). Breeding phenology of blue tits in mediterranean stone pine plantations: effects of nestboxes and holm oaks. *Ardeola*, 58 (1): 19-34.
- Maicas, R., Bonillo, J. C., Fernández Haeger, J. (2014). The effects of resprouting natural forest on reproductive traits of blue tits (*Cyanistes caeruleus*) in a stone pine afforestation. *Forest Ecology and Management*, 326: 117-124.
- Maicas Catalán, R., Fernández Jaeger, J. (1999). Breeding performance of the Blue Tit *Parus caeruleus* in a patchy Mediterranean landscape. *Revue d'Ecologie, La Terre et la Vie*, 54: 167-185.
- Maicas, R., Muriel, J., Bonillo, J. C., Fernández Haeger, J. (2012). Nest-site selection, territory quality and breeding performance in a Blue Tit *Cyanistes caeruleus* population. *Acta Oecologica*, 39: 43-50.
- Mañosa, S. (1994). Goshawk diet in a Mediterranean area of northeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 28: 84–92.
- Mañosa, S., Oro, D. (1991). Contribución al conocimiento del gavilán (*Accipiter nisus*) en la comarca de La Segarra (Cataluña) durante el periodo reproductor. *Ardeola*, 38 (2): 289-296.
- Martínez De La Puente, J., Martínez, J., Rivero de Aguilar, J., Del Cerro, S., Merino, S. (2013). Vector abundance determines *Trypanosoma* prevalence in nestling blue tits. *Parasitology*, 140 (8): 1009-1015.
- Martínez de la Puente, J., Merino, S., Lobato, E., Rivero de Aguilar, J., del Cerro, S., Ruiz de Castaneda, R., Moreno, J. (2009). Does weather affect biting fly abundance in avian nests? *Journal of Avian Biology*, 40 (6): 653-657.
- Martínez de la Puente, J., Merino, S., Moreno, J., Tomas, G., Morales, J., Lobato, E., García-Fraile, S., Martínez, J. (2007a). Are eggshell spottiness and colour indicators of health and condition in blue tits *Cyanistes caeruleus*? *Journal of Avian Biology*, 38 (3): 377-384.
- Martínez de la Puente, J., Merino, S., Tomas, G., Moreno, J., Morales, J., Lobato, E., García-Fraile, S. (2007b). Can the host immune system promote multiple invasions of erythrocytes in vivo? Differential effects of medication and host sex in a wild malaria-like model. *Parasitology*, 134 (5): 651-655.
- Martínez de la Puente, J., Merino, S., Tomás, G., Moreno, J., Morales, J., Lobato, E., García-Fraile, S., Belda, E. J. (2010). The blood parasite *Haemoproteus* reduces survival in a wild bird: a medication experiment. *Biology Letters*, 6 (5): 663-665.

Martínez de la Puente, J., Merino, S., Tomás, G., Moreno, J., Morales, J., Lobato, E., Talavera, S., Sarto i Monteys, V. (2009). Factors affecting *Culicoides* species composition and abundance in avian nests. *Parasitology*, 136 (9): 1033-1041.

Martínez de la Puente, J., Rivero de Aguilar, J., del Cerro, S., Arguello, A., Merino, S. (2011). Do secretions from the uropygial gland of birds attract biting midges and black flies? *Parasitology Research*, 109 (6): 1715-1718.

Merino, S., Moreno, J., Sanz, J. J., Arriero, E. (2000). Are avian blood parasites pathogenic in the wild? A medication experiment in Blue Tits (*Parus caeruleus*). *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 267: 2507-2510.

Merino, S., Moreno, J., Tomás, G., Martínez, J., Morales, J., Martínez de la Puente, J., Osorno, J. L. (2006). Effects of parental effort on blood stress protein HSP60 and immunoglobulins in female blue tits: a brood size manipulation experiment. *Journal of Animal Ecology*, 75 (5): 1147-1153.

Merino, S., Tomás, G., Moreno, J., Sanz, J. J., Arriero, E., Folqueira, C. (2004). Changes in *Haemoproteus* sex-ratios: fertility insurance or differential sex lifespan? *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 271: 1605-1609.

Moreno, E., Carrascal, L. M. (1993). Leg morphology and feeding postures in four *Parus* species: an experimental ecomorphological approach. *Ecology*, 74 (7): 2037-2044.

Moreno, J. (1981). Feeding niches of woodland birds in a montane coniferous forest in central Spain during winter. *Ornis Scandinavica*, 12 (2): 148-159.

Moreno, J., Carrascal, L. M., Fargallo, J. A., Soto-Largo, E. (1996). Determination of clutch size in the blue tit *Parus caeruleus* in central Spain: field experiments. *Ardeola*, 43 (1): 9-17.

Moreno, J., Merino, S., Lobato, E., Ruiz De Castaneda, R., Martínez De la Puente, J., del Cerro, S., Rivero De Aguilar, J. (2009). Nest-dwelling ectoparasites of two sympatric hole-nesting passerines in relation to nest composition: an experimental study. *Ecoscience*, 16 (3): 418-427.

Norte, A. C., Lopes de Carvalho, I., Ramos, J. A., Goncalves, M., Gern, L., Nuncio, M. S. (2012). Diversity and seasonal patterns of ticks parasitizing wild birds in western Portugal. *Experimental and Applied Acarology*, 58 (3): 327-339.

Obeso, J. R. (1987). Comunidades de paseriformes en bosques mixtos de altitudes medias de la sierra de Cazorla. *Ardeola*, 34 (1): 37-59.

Obeso, J. R. (1987). Uso del espacio y alimentación de los *Parus* spp. en bosques mixtos de la sierra de Cazorla. *Ardeola*, 34 (1): 61-77.

Ortego, J., García-Navas, V., Ferrer, E. S., Sanz, J. J. (2011). Genetic structure reflects natal dispersal movements at different spatial scales in the blue tit, *Cyanistes caeruleus*. *Animal Behaviour*, 82 (1): 131-137.

Pascual, J. A. (1985). Ocupación de cajas anidaderas en montes de rebollo (*Quercus pyrenaica*, Willd) de la provincia de Salamanca. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 14: 35-46.

Pascual, J. A. (1994). No effects of a forest spraying of malathion on breeding blue tits (*Parus caeruleus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 (7): 1127-1131.

Pascual, J. A., Peris, S., Robredo, F. (1992). Efectos de tratamientos forestales con cipermetrina y malation sobre el éxito de cría del herrerillo común (*Parus caeruleus*). *Ecología*, 5: 359-374.

Pascual, J. A., Peris, S. J. (1992). Effects of forest spraying with two application rates of cypermethrin on food supply and on breeding success of the blue tit (*Parus caeruleus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11 (9): 1271-1280.

Petit, C., Hossaert-McKey, M., Perret, P., Blondel, J., Lambrechts, M. M. (2002). Blue tits use selected plants and olfaction to maintain an aromatic environment for nestlings. *Ecology Letters*, 5: 585-589.

Pires, B. A., Belo, A. F., Rabaca, J. E. (2012). Aromatic Plants in Eurasian Blue Tit Nests: The 'Nest Protection Hypothesis' Revisited. *Wilson Journal of Ornithology*, 124 (1): 162-165.

PMVC. (2003). *Mortalidad de vertebrados en carreteras*. Documento técnico de conservación nº 4. Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SCV). Madrid. 350 pp.

Potti, J. (2009). Advanced breeding dates in relation to recent climate warming in a Mediterranean montane population of blue tits *Cyanistes caeruleus*. *Journal of Ornithology*, 150 (4): 893-901.

Potti, J., Merino, S. (1994). Depredación sobre aves insectívoras en cajas-nido. Algunas implicaciones para el manejo de sus poblaciones y el diseño de los nidales. *Ecología*, 8: 445–452.

Potti, J., Montalvo, S., Sanchez-Aguado, F. J., Blanco, D. (1988). La reproducción del Herrerillo Común (*Parus caeruleus*) en un robledal del centro de España. *Ardeola*, 35: 31-43.

Pulido, F. J. (1997). Herrerillo Común. *Parus caeruleus*. Pp. 450-451. En Purroy, F. J. (Coord.) *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Editions, Barcelona. 580 pp.

Pulido, F. J. P., Díaz, M. (1994). Diet and prey type selection by adult and young blue tits *Parus caeruleus*: the effect of correcting for prey digestibility. *Ardeola*, 41 (2): 151-159.

Pulido, F. J. P., Díaz, M. (2000). Foraging behaviour of blue tits *Parus caeruleus* in a patchy environment under contrasting levels of natural food supply. *Journal of Avian Biology*, 31 (1): 81-86.

Pulido, F. J., Díaz, M. (1997). Linking individual foraging behavior and population spatial distribution in patchy environments: a field example with mediterranean blue tits. *Oecologia*, 111 (3): 434-442.

Rivero de Aguilar, J., Schut, E., Merino, S., Martínez, J., Komdeur, J., Westerdahl, H. (2013). MHC class II B diversity in blue tits: a preliminary study. *Ecology and Evolution*, 3 (7): 1878-1889.

Robles, H., Ciudad, C., Matthysen, E. (2011). Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity-nesting birds in oak forests: The role of traditional management practices. *Forest Ecology and Management*, 261 (8): 1428-1435.

Robles, H., Ciudad, C., Matthysen, E. (2012). Responses to experimental reduction and increase of cavities by a secondary cavity-nesting bird community in cavity-rich Pyrenean oak forests. *Forest Ecology and Management*, 277: 46-53.

Salzburger, W., Martens, J., Sturmbauer, C. (2002). Paraphyly of the Blue Tit (*Parus caeruleus*) suggested from cytochrome *b* sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 24: 19-25.

Sanz, J. J. (1999). Seasonal variation in reproductive success and post-nuptial molt of blue tits in southern Europe: an experimental study. *Oecologia*, 121 (3): 377-382.

Sanz, J. J. (2000). *Cajas-Nido para Aves Insectívoras Forestales*. Colección Naturaleza y Medio Ambiente 24. Obra Social y Cultural. Caja Segovia.

Sanz, J. J. (2001). Experimentally increased insectivorous bird density results in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecological Research*, 16 (3): 387-394.

Sanz, J. J. (2002). Climate change and birds: have their ecological consequences already been detected in the Mediterranean region? *Ardeola*, 49: 109-120.

Sanz, J. J., García-Navas, V. (2009). Eggshell pigmentation pattern in relation to breeding performance of blue tits *Cyanistes caeruleus*. *Journal of Animal Ecology*, 78 (1): 31-41.

Sanz, J. J., García-Navas, V. (2011). Nest ornamentation in blue tits: is feather carrying ability a male status signal? *Behavioral Ecology*, 22 (2): 240-247.

Schut, E., Rivero de Aguilar, J., Merino, S., Magrath, M. J. L., Komdeur, J., Westerdahl, H. (2011). Characterization of MHC-I in the blue tit (*Cyanistes caeruleus*) reveals low levels of genetic diversity and trans-population evolution across European populations. *Immunogenetics*, 63 (8): 531-542.

Senar, J. C., Figuerola, J., Pascual J. (2002). Brighter yellow blue tits make better parents. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 269:257-261.

Snow, D. W., Owen, D. F., Moreau, R. E. (1955). Land- and sea-bird migration in northwest Spain, autumn 1954. *Ibis*, 97: 557-571.

Tellería, J. L. (1981). *La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar*. Volumen II: *Aves no planeadoras*. Universidad Complutense, Madrid.

Tellería, J. L., Asensio, B., Díaz, M. (1999). *Aves Ibéricas*. II. *Paseriformes*. J. M. Reyero Editor, Madrid.

Tellería, J. L., Santos, T. (1994). Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 41: 161-169.

Tellería, J. L., Virgós, E., Carbonell, R., Pérez-Tris, J., Santos, T. (2001). Behavioural responses to changing landscapes: flock structure and anti-predator strategies of tits wintering in fragmented forests. *Oikos*, 95: 253-264.

Tomás, G., Merino, S., Martínez de la Puente, J., Moreno, J., Morales, J., Lobato, E. (2008). Determinants of abundance and effects of blood-sucking flying insects in the nest of a hole-nesting bird. *Oecologia*, 156 (2): 305-312.

Tomás, G., Merino, S., Martínez de la Puente, J., Moreno, J., Morales, J., Lobato, E., Rivero de Aguilar, J., del Cerro, S. (2012). Interacting effects of aromatic plants and female age on nest-dwelling ectoparasites and blood-sucking flies in avian nests. *Behavioural Processes*, 90 (2): 246-253.

Tomás, G., Merino, S., Martínez de la Puente, J., Moreno, J., Morales, J., Rivero de Aguilar, J. (2013). Nest size and aromatic plants in the nest as sexually selected female traits in blue tits. *Behavioral Ecology*, 24 (4): 926-934.

Tomás, G., Merino, S., Martínez, J., Moreno, J., Sanz, J. J. (2005). Stress protein levels and blood parasite infection in blue tits (*Parus caeruleus*): a medication field experiment. *Annales Zoologici Fennici*, 42 (1): 45-56.

Tomás, G., Merino, S., Moreno, J., Morales, J. (2007a). Consequences of nest reuse for parasite burden and female health and condition in blue tits, *Cyanistes caeruleus*. *Animal Behaviour*, 73 (5): 805-814.

Tomás, G., Merino, S., Moreno, J., Morales, J., Martínez-de la Puente, J. (2007b). Impact of blood parasites on immunoglobulin level and parental effort: a medication field experiment on a wild passerine. *Functional Ecology*, 21 (1): 125-133.

Tomás, G., Merino, S., Moreno, J., Sanz, J. J.; Morales, J., García-Fraile, S. (2006). Nest weight and female health in the blue tit (*Cyanistes caeruleus*). *Auk*, 123 (4): 1013-1021.

Tripet, F., Richner, H. (1997). Host responses to ectoparasites: food compensation by parent Blue Tits. *Oikos*, 78: 557-561.

Veiga, J. P. (1980). Alimentación y relaciones tróficas entre la lechuza común (*Tyto alba*) y el Búho Chico (*Asio otus*) en la Sierra de Guadarrama. *Ardeola*, 25: 113-142.

Villén-Pérez, S., Carrascal, L. M. (2014). Woodland Mediterranean birds can resist a dry extreme cold wave. *Current Zoology*, 60 (4): 429-437.

Salvador, A. (2016). Herrerillo común – *Cyanistes caeruleus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>

Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., González-Oreja, J. A., Calvo, J. F., Zabala, J. (2013). The relationship between brood size and prey selection in a Peregrine Falcon population located in a strategic region on the Western European Flyway. *Journal of Ornithology*, 154 (1): 73-82.