

Azor común – *Accipiter gentilis* (Linnaeus, 1758)

Iñigo Zuberogoitia¹ y José Enrique Martínez²

¹Estudios Medioambientales Icarus S.L. Pintor Sorolla 6, 1ºC, 26007 Logroño

²Grupo de Estudio y Conservación del Águila-azor perdicera. Apdo. 4009, 30080 Murcia

Fecha de publicación: 23-12-2015



© D. Fernández

Nombres vernáculos

Castellano: azor; catalán: astor; euskera: aztore arrunta; gallego: azor; (Clavell et al., 2005). Alemán: habicht; francés: autour des palombes; inglés: northern goshawk; italiano: astore comune; portugués: açor (Lepage, 2009).

Descripción

Adulto marrón pizarra oscuro por encima, con la cabeza marrón negruzca, cejas blancas, finas y menos definidas hacia el sur del área de distribución, crema por debajo, con barras oscuras horizontales, más anchas y densas en el sur. Esta es la descripción de Ferguson-Lees y Christie (2001) para la subespecie nominal, *A.g. gentilis*. No obstante, existen grandes variaciones de color y tamaño entre regiones que permiten diferenciar sub-razas. De esta forma, en el mundo de la cetrería se suele hablar de azores finlandeses (entendiéndose por los fenoescandinavos, Fig. 1), con patentes plumas blancas en la espalda que contrastan con el dorso grisáceo y vientre blanco, de talla grande; azores alemanes (antiguamente clasificados como subespecie aparte *A.g. gallinarum*), con patrón de color y tamaño intermedio; azores ibéricos, oscuros y de talla modesta. Aunque las variaciones son también considerables dentro de los ibéricos.

Los azores europeos incrementan un 4% su tamaño por cada 10° de latitud hacia el norte, de tal forma que los azores finlandeses son un 10% mayores que los de la islas mediterráneas (Kenward, 2006). Las diferencias de tamaño y color siguen un gradiente relacionado con la Regla de Bergman, siendo de volúmenes mayores y más claros en el norte y reduciéndose y oscureciéndose a medida que se avanza hacia el Mediterráneo. Como en otras especies de distribución geográfica parecida, las diferencias entre poblaciones no son sino un reflejo de la variación clinal de la especie, que da lugar a fenotipos muy diferenciados en los extremos del rango de distribución y fenotipos intermedios en las zonas de transición (Zuberogoitia et al., 2009a). Estas variaciones geográficas graduales han motivado la diferenciación de la especie en numerosas formas raciales (Kenward, 2006).



Figura 1. *Accipiter gentilis gentilis*, hembra de segundo año de origen finlandés. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.

Juvenil de apariencia parda, marrón oscuro por encima con márgenes pálidos, de color ante, en las coberteras y vientre crema-rojizo con barras verticales gruesas. Al igual que ocurre con los adultos, existe un gradiente de color del norte al sur de Europa, de forma que los azores juveniles son de vientre crema claro y espalda marrón grisácea en Fenoescandinavia (Fig. 2 y 3), oscureciéndose a medida que se desciende de latitud hasta llegar a los ibéricos, con vientre rojizo, barras verticales anchas y muy marcadas y espalda pardo grisácea oscura (Fig. 4 y 5). Estas variaciones de color, al igual que en el caso de los adultos, están relacionadas con los días/año de cobertura de nieve, los días de sol y la intensidad lumínica y probablemente tienen un significado adaptativo (Kenward, 2006).



Figura 2. Ejemplar hembra joven capturada en Álava, norte de España, en enero de 2008. El patrón de coloración del vientre, así como la cabeza y el dorso (Fig. 3) y su peso de 1.300 gr, sugieren que se trata de un ejemplar nórdico invernante. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 3. Vista dorsal del ejemplar hembra joven capturada en Álava, norte de España, en enero de 2008. El patrón dorsal claro, con abundantes manchas blancas y nuca blanquecina sugieren que se trata de un ejemplar nórdico invernante. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 4. Patrón juvenil de un macho de azor ibérico. El fondo del vientre es pardo-rojizo, con barras verticales. Las remiges son, en general, más estrechas y puntiagudas que las adultas. Se observa un plumaje uniforme. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 5. Cola juvenil de azor ibérico macho. Se observa un plumaje uniforme. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.

Tamaño y masa corporal

Las medidas de la subespecie nominal según Ferguson-Lees y Christie (2001) son: ala ♂ 300-342 mm ♀ 336-385 mm; cola ♂ 205-235 mm ♀ 243-270 mm; tarso ♂ 68-78 mm ♀ 78-88 mm; masa corporal ♂ 517-1100 g ♀ 820-2200 g.

En una muestra de 9 machos y 13 hembras adultos capturados en Bizkaia, norte de España (datos propios no publicados), las medidas fueron: ala ♂ 303-330 mm ♀ 335-366 mm; cola ♂ 213-263 mm ♀ 264-300 mm; tarso ♂ 69,5-80,6 mm ♀ 78-88,1 mm; masa corporal ♂ 650-756 g ♀ 815-1300 g. En otra muestra de 19 machos y 20 hembras adultos capturados en Pontevedra (García-Salgado, G., datos propios no publicados), las medidas fueron: ala ♂ 294-311 mm ♀ 329-353 mm; cola ♂ 215-227 mm ♀ 240-398 mm; tarso ♂ 68,0-78,4 mm ♀ 80,1-88,0 mm; masa corporal ♂ 616-726 g ♀ 888-1211 g.

Los valores mínimos de cada medida se corresponden exactamente con los mínimos dados por Ferguson-Lees y Christie (2001), salvo la cola que es más larga, mientras que los valores máximos están notablemente por debajo de los generales, salvo la cola y el tarso. Por lo tanto, los azores ibéricos del norte de la península están en la parte inferior del rango de tamaño de la subespecie nominal, pero presentan cola y tarsos alargados, al igual que ocurre en el caso del halcón peregrino (Zuberogoitia et al., 2002).

Dimorfismo sexual

El azor, como la gran mayoría de las especies del género *Accipiter*, muestra un gran dimorfismo sexual inverso. Esto quiere decir que las hembras son notablemente más grandes que los machos, hasta un 13% mayores en longitud del ala y un 61% en peso corporal (Kenward, 2006). Existen más de 20 hipótesis que tratan de explicar las razones de estas diferencias (Krüger, 2005). No obstante, en el caso del azor, la diferenciación de las tareas entre machos y hembras durante la reproducción (siendo el macho el principal proveedor de presas para la hembra y los pollos), el tamaño y la agilidad de las presas principales y el desarrollo de la actividad cinegética en entornos forestales de difícil maniobrabilidad, parecen ser algunas de las claves evolutivas del dimorfismo y podrían favorecer la selección de machos pequeños (Storer, 1966; Krüger, 2005; Sonerud et al., 2014; Martínez-Hestekamp, 2015). En un trabajo realizado en Pontevedra, noroeste de la península Ibérica, Pérez-Camacho et al. (2015) vieron que los machos reproductores más pequeños tenían mejor condición corporal y producían más pollos que los grandes. Los machos más pequeños y más ágiles deberían ser más eficientes capturando presas pequeñas, que resultan las más abundantes (Storer, 1966). De acuerdo con esto, Tornberg et al. (1999) relacionaron la reducción del tamaño de los machos de azor en Finlandia desde los años 60, con una disminución de la abundancia de la presa principal (grandes lagópodos), y su reemplazo en la dieta por otras presas menores. Esto sugiere que la relación entre el tamaño de los machos y el éxito reproductor podría variar con la disponibilidad de presas de gran tamaño como lagomorfos o lagópodos. En las islas del Báltico, Penteriani et al. (2013) compararon el tamaño y la productividad de los azores en dos áreas próximas que diferían marcadamente en la abundancia de conejo, comprobando que precisamente, en ausencia de presas grandes es cuando los machos pequeños tenían más éxito reproductor, mientras que en condiciones de abundancia de conejo eran los machos grandes los que mostraban mayor productividad.

Pérez-Camacho et al. (2015) no observaron diferencias en la tasa de aporte de presas de los machos según el tamaño, pero sí encontraron diferencias con respecto al tipo de presas que capturaban. Los machos pequeños tendían a capturar menos presas no forestales (palomas domésticas, tórtolas turcas y urracas) que los machos grandes que probablemente presentan una mayor potencia de vuelo en espacios abiertos (Alerstam et al., 2007). Basándose en estas diferencias, los autores del estudio sugieren que los machos pequeños tendrían ventajas en estadios tempranos del periodo reproductor, cuando las presas están en sus mínimos anuales y la posibilidad de capturar las presas más pequeñas y abundantes puede marcar la diferencia.

En el caso de las hembras, un mayor tamaño sería ventajoso en la competencia con otras hembras por los machos y los territorios que estos poseen (Olsen y Olsen, 1987), y en la protección de los pollos durante la crianza (Mueller y Meyer, 1985), lo que favorecería la selección de hembras grandes. En consonancia con esto, Penteriani et al. (2013) detectaron

una cierta correlación positiva entre el tamaño de las hembras y el tamaño de la pollada. Pérez-Camacho et al. (2015) no encontraron esta relación y tampoco que los machos más ventajosos (más pequeños) se emparejasen con hembras más grandes. Sin embargo, observaron que el tamaño corporal medio de las hembras reproductoras era probablemente mayor que el tamaño corporal medio de la población de hembras, sugiriendo también ventajas reproductivas (ventajas en la adquisición de territorio) para las hembras grandes.

Variación geográfica

Variación clinal norte-sur y este-oeste, con aves más grande y claras en el norte y este y más pequeñas y oscuras en el sur y oeste (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980).

Ferguson-Lees y Christie (2001) sugieren la división en nueve subespecies o variaciones geográficas: *A.g. gentilis*- raza nominal, distribuido por Europa continental salvo el Norte de Fenoescandinavia y Rusia; *A.g. arrigoni*- endémico de Córcega y Cerdeña, de menor tamaño y más oscuro, con un barreado ventral más marcado; *A. g. buteoides*- distribuido por el borde septentrional de Escandinavia y Siberia, de tonos muy claros y barreado fino, siendo un 10% totalmente blancos, más grande que *gentilis*; *A. g. albidus*- propio del NE de Siberia y la península de Kamchatka, de tonos grises claros por el dorso, vientre blanco con rayado fino, cabeza con tonos blanquecinos, y el de mayores dimensiones; *A. g. schvedowi*- distribuido por las estepas asiáticas, de espalda gris pizarra, cabeza negruzca y barras ventrales finas y dispersas, más pequeño que el nominal; *A. g. fujiyamae*- originario del Japón, con tonos más oscuros, barreado más denso y más pequeño que el *schvedowi*. *A. g. atricapillus*- distribuido por la mayor parte de Norteamérica, gris azulado por el dorso, cabeza negra con ceja blanca muy marcada, grisáceo por el vientre, con finas barras ondulantes y de tamaño ligeramente por encima del *A. g. gentilis*. *A. g. laingi*- Concentrado en las islas de la costa del Pacífico canadiense, parecido al *atricapillus* pero más oscuro y con barras más densas; *A.g. apache*- distribuido por México y Arizona, más oscuro y de mayor tamaño que sus parientes americanos.

El taxon *A. g. kleinschmidti* Von Jordans, 1950, descrito de Salamanca, cuya distribución se extendería por la P. Ibérica y el norte de África, no tiene validez (Cramp y Simmons, 1980).

Antiguamente se alcanzaba a clasificar hasta 17 subespecies, añadiendo a las anteriormente citadas otras razas intermedias, como son *A.g. marginatus* en el este de Europa, *A. g. gallinarum* en Alemania, *A. g. balcanicus* en los Balcanes, *A. g. moscovidae* en Rusia, *A. g. caucasicus* en el Cáucaso y Crimea, *A. g. khamensis* en Siberia, Tibet y Kazajistán y *A. g. peocilopterus* en Siberia (Madrid-Millán, 2013). No obstante, Kenward (2006) sugiere que estas razas no muestran suficientes diferencias como para separarlas de las anteriores.

Muda

La muda del azor sigue el mismo patrón descrito en España para el caso del gavián común (*Accipiter nisus*, Fig. 6. Zuberogoitia et al., 2009b, Edelstam, 1984; Clark, 2004). Realizan una muda completa anual que comienza con la P1 y avanza hacia afuera (Fig. 7), siendo la P10 la última en cambiarse. En secundarias se observan dos/tres focos de inicio de muda, primero comienzan en S5, seguido de las secundarias más internas (S10-S11) y un tercer foco en S1, siguiendo un proceso de muda centrífugo a partir de esos centros. En los azores capturados en el norte de España, las secundarias más frecuentemente retenidas fueron las SS8 (Datos propios no publicados).

La muda de la cola sigue un proceso menos claro, comenzando con el par central y siguiendo con las RR5 o las RR6, más externas. Pero existe una gran variabilidad individual (Fig. 8).

El comienzo anual de la muda, al igual que en la mayoría de las aves rapaces (Zuberogoitia et al., 2009b, 2013, 2015), se activa con la reproducción y los procesos hormonales relacionados (Deeming, 2004). Las hembras comienzan a tirar plumón antes de poner los huevos, por lo que los nidos activos suelen estar cubiertos por abundante restos de plumón. Durante la incubación van tirando plumas del cuerpo, iniciando la muda de las primarias hacia el final de este periodo o durante los primeros días de vida de los pollos. Existen notables diferencia entre regiones, de

forma que en las áreas forestales mediterráneas del SE de España (Murcia), con clima semiárido, ya se localizan primarias de las hembras mientras incuban los huevos (observ. pers.), retrasándose la muda hasta el nacimiento de los pollos en Bizkaia, con clima oceánico (datos propios no publicados). La muda de los machos se retrasa varias semanas con respecto a la de las hembras, debido al desgaste energético que supone cazar para alimentar a la hembra y a los pollos (Fig. 9). Así, por lo general, los machos suelen comenzar a mudar las primarias cuando los pollos son grandes, de 25-30 días de edad, y las hembras colaboran con ellos en la caza y aporte de alimento.

Para finales de octubre ya se han mudado todas las plumas de vuelo y aquellas que no se han mudado quedan retenidas (Fig. 10).

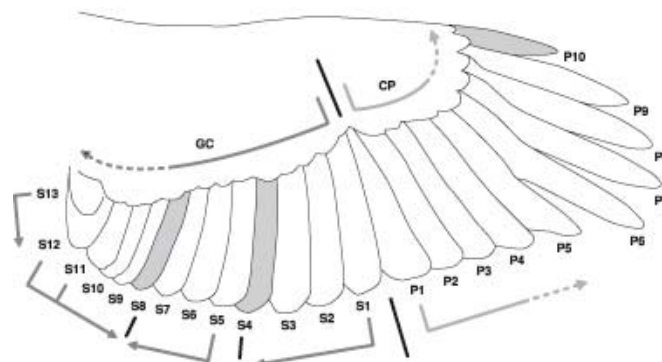


Figura 6. Patrón de muda de los *Accipiter* en España. Las barras y las flechas grises indican el foco de inicio y avance de la muda. Las plumas coloreadas de gris son las plumas más frecuentemente retenidas de la muda anterior. © L. Palomares.



Figura 7. Hembra capturada el 11 de junio de 2011 en Bizkaia con dos pollos de 27 días de edad. Las cuatro primeras primarias están nuevas, la P5 tirada y el resto de una generación anterior. Además, ya ha comenzado la muda de las secundarias, que va con retraso con respecto a las primarias. Así se ve cambiada la S5 y, aunque no se ve, la S6 estaba creciendo. El resto de secundarias son de la generación anterior, con desgaste diferencial en el que se observa cuáles fueron las últimas plumas mudadas la temporada anterior, las más nuevas de la generación anterior (S1, 2, 4 y 8) pero que muestran un desgaste mayor y son más pálidas que la primera pluma mudada el año en curso (P1). Con estos datos sería un 3+ ac (ver Tabla 1). © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 8. Cola de hembra adulta (3+ ac) capturada en Bizkaia el 22 de mayo de 2004 con tres pollos de 20 días. Se observa cómo están creciendo las dos RR3, mientras que el resto de plumas son de la generación anterior, con desgaste diferencial debido al tiempo que pasó desde que mudó la primera (R4) hasta la última (R1 o R5). © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 9. Macho de 4+ ac capturado el 25 de junio de 2008 con dos pollos de 25 días en nido. Se observa que ya ha mudado la P1 y la P2, el resto de las plumas son de patrón adulto, mudadas el año anterior (2007) y tiene retenida la S8 de una generación anterior (2006). © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 10. Hembra de 4+ ac (CRES de Martioda, Álava, 24 de febrero de 2008) en donde se observan dos generaciones de plumas de adulto. Este ejemplar dejó sin mudar un gran número de rémiges: la P9 y la P10 así como las S5, 6, 9, 10 y 12. También se aprecian las dos generaciones de plumas en el manto. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.

Edad

Mañosa (1994b) describe un método para determinar el sexo y la edad de los pollos de azor antes de abandonar el nido. Este estudio muestra que los pollos pueden ser sexados a partir de los 15-20 días en base al peso, la longitud del tarso y la longitud del culmen en relación a la longitud de la séptima primaria.

Los pollos nacen con un plumón blanco corto y ojos de color gris azulado (Fig. 11). Al cabo de 7-10 días cambian el plumón por uno más largo, blanco también, y las patas y cera se van pigmentando de amarillo. A los 14-16 días comienzan a aparecer las plumas de la cola, seguidas por algunas coberteras dorsales (Kenward, 2006). Hasta los 20-22 días se mantienen sentados sobre los tarsos, comenzando a ponerse de pie, y van creciendo rápidamente las rémiges en las alas. Sobre esta edad comienzan a termorregular. Las plumas de vuelo crecen con rapidez en los siguientes 10 días, cubriéndose el cuerpo paulatinamente de plumas que van reemplazando el plumón. Hacia los 35-42 días las principales plumas de vuelo ya han superado los 2/3 de desarrollo, y ya sólo les queda plumón en los hombros, algo en el pecho y el de la cabeza que será el último en desaparecer. Los machos se desarrollan unos días antes que las hembras. A esta edad comienzan a darse paseos en las inmediaciones del nido (rameros). En torno a los 40-45 días de edad (depende de la alimentación) comienzan a moverse y volar por las inmediaciones del nido, mientras concluye el crecimiento de las plumas, que aún les llevará dos semanas más. En este periodo regresan al nido para alimentarse (los adultos les dejan presas en el nido) y para dormir, separándose paulatinamente de él.

Desde que abandonan el nido (1ac) hasta que inician su primera muda (2ac) mantienen el plumaje juvenil, pardusco y con barras verticales en las zonas ventrales. El iris gris se aclara rápidamente hacia un amarillo pálido que se irá transformando en amarillo.

Al final de su 2ac, a finales de octubre o noviembre, acaban su primera muda, mostrando un plumaje adulto que mantendrá hasta el final de su vida. No obstante, no es raro que los

ejemplares de 2/3ac tengan retenidas algunas plumas coberteras en los hombros, alguna pluma ventral e incluso algunas primarias y secundarias, todas ellas con patrón juvenil (Fig. 12, Tabla 1). El iris va tomando una coloración más anaranjada.

A partir de su segunda muda cualquier rastro juvenil desaparece y aunque puedan retener plumas de la muda anterior, estas son ya de patrón adulto (Tabla 1, Fig. 7 y 10). A partir de este momento no se puede determinar la edad de un azor con precisión. Aunque en algunos casos (muy raros) hay ejemplares que pueden mostrar hasta tres generaciones de plumas (Fig. 9). Dependiendo de si la más vieja es juvenil o no, el ejemplar será de 3/4ac o 4+/5+ ac.

Por otro lado, siempre se ha creído que el iris de los azores se vuelve rojo con la edad. Esto es parcialmente cierto, ya que la calidad del individuo, su dieta (contenido en carotenoides) y el sexo hacen que la aparición de los pigmentos rojos en el iris se adelante o atrase. Así, los machos alcanzan el color rojo antes que las hembras (Fig. 13 y 14). Un ejemplar macho anillado en nido y posteriormente recuperado, mostraba el iris rojo en su 3ac (Raúl Alonso com. pers.). El iris de los azores más viejos se va oscureciendo a tonos granates y en algunos se vuelven casi negros.

En cautividad se sabe de azores que han superado los 27 años (Kenward, 2006). Según el autor, a partir de los 17 años de edad, sobre todo en hembras, se observan más cambios de plumaje, en donde las barras del vientre se van desvaneciendo, dándole al ave un aspecto más blanco.

En libertad los azores no alcanzan tantos años. En Finlandia, con más de 57000 azores anillados vieron que el ejemplar más longevo murió con 17 años, 10 meses y 11 días de edad (Saurola et al., 2013). Por su parte, Kenward (2006) documenta la edad máxima de 18 años.

Tabla 1. Clave resumen para determinar la edad del azor (*Accipiter gentilis*) durante sus primeros años de vida en base al patrón de muda. Ac = Año calendario.

Otoño	Primavera	
1ac	2ac	Patrón juvenil homogéneo (muy desgastado en primavera y verano).
2ac	3ac	Patrón de adulto con algunas plumas de vuelo retenidas de patrón juvenil, así como plumas corporales, sobre todo en los hombros, que contrastan con las mudadas.
2ac+	3ac+	Plumaje con un único patrón de adulto, sin ninguna pluma retenida del año anterior (raro).
3ac+	4ac+	Plumaje de adulto con algunas plumas de vuelo retenidas, de adulto, y que contrastan poco con las nuevas.



Figura 11. Iris de un pollo hembra de 23 días de edad. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 12. Ejemplar macho adulto anillado en el nido en 2009 y recapturado como reproductor el 21 de junio de 2011 (edad 3ac). Presenta todo el plumaje de adulto, salvo media docena de infracoberteras que están retenidas y de patrón juvenil. © S. Rebollo.



Figura 13. Detalle de la cabeza e iris de un macho de 4+ ac (Bizkaia, 24 de junio de 2008), aún de tonos naranjas. © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Figura 14. Detalle de la cabeza e iris todavía amarillo de una hembra de 4+ ac (CRES de Martioda, Alava, 24 de febrero de 2008). © I. Zuberogoitia/E.M. Icarus.

Voz

Ave generalmente silenciosa, excepto al principio de la estación de reproducción (Glutz et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980).

Hay dos voces básicas para el cortejo, un “kek-kek-kek” gutural y vibratorio, y un gemido lastimero “whe-oo...whe-oo” (Cramp y Simmons, 1980, Penteriani, 2011).

Las voces de alarma suenan como “hiao”, “jik” o bien “gi-ak” (Glutz et al., 1971).

Ferguson-Lees y Christie (2001) describen un repertorio de voces repetidas parloteantes y gemidos. Las voces repetidas varían en velocidad e intensidad según el contexto. Por ejemplo, cuando el macho trae comida emite un suave y rápido *kiu-kiu-kiu*; la hembra emite un estridente y rápido *kek-kek-kek* de alarma ante depredadores o intrusos, que es respondido por el macho por una réplica más suave y lenta. Además, las hembras y los pollos llaman con un gemido lastimero, *juii-uu* o *ji-ia*. Además, durante la cópula ambos sexos emiten vocalizaciones que comienzan con los típicos gemidos que se van incrementando en intensidad y acortando en la longitud de la voz, acelerándose hasta que se produce la cópula (observ. pers.).

Las voces de los azores resultan claves en los censos de poblaciones. Dado que son especies forestales, de hábitos discretos, resulta difícil realizar censos a gran escala como se hace con otras rapaces. Así, Penteriani (2011) describe los diferentes métodos para detectar azores gracias a sus voces y en las diferentes épocas del año. Por supuesto, el periodo que va desde el cortejo hasta la independencia de los jóvenes va a ser el de máxima intensidad vocal, permaneciendo silenciosos el resto del año. Por otro lado, las mejores horas para detectar a los azores son las del amanecer y del crepúsculo. Durante el cortejo los azores se vuelven ruidosos, persiguiéndose por el bosque y por encima del dosel arbóreo en el entorno del nido. Aunque a veces pueden realizar las paradas a más de 500 m del nido (obs. pers.). Según Penteriani (2011), la duración de las vocalizaciones reproductoras alcanza su punto álgido desde finales del invierno (aproximadamente tres meses antes de la puesta) y principios de la primavera, hasta el inicio de la incubación. Durante la incubación reducen notablemente la emisión de vocalizaciones, volviendo de nuevo a incrementarse a medida que crecen los pollos (Penteriani, 2011). Cuando los pollos son volantes y durante el mes siguiente, antes de independizarse, se vuelven muy piones, llamando incesantemente hasta que los adultos les suministran el alimento (Penteriani, 2001). Sólo una vez saciados permanecen callados. Este

gemido es muy fuerte y puede escucharse desde grandes distancias. Los pollos emiten un grito de alarma “ki-ki-ki” (Cramp y Simmons, 1980).

Sin embargo, el uso de las voces para detectar azores parece estar relacionado con la densidad de territorios, como ocurre con otras rapaces (ver Martínez y Zuberogoitia, 2002). Así, en Bizkaia, donde la densidad de territorios es muy baja (Zuberogoitia et al., 2011), realizamos pruebas para testar la eficacia del método y ponerlo a punto para localizar nuevos territorios. Lamentablemente comprobamos que los azores en este caso no respondían como cabría esperarse. Penteriani (2011) advierte que es preciso ajustar el método a las condiciones de cada región.

Hábitat

El azor es una rapaz eminentemente forestal (Kenward, 2006). La gran mayoría de los trabajos publicados sobre la selección de hábitat de nidificación del azor muestran que tiene una clara afinidad hacia los grandes bosques maduros, con complejidad estructural (Mañosa, 1993; Greenwald et al., 2005; Kenward, 2006). Estos bosques pueden ser autóctonos o formaciones nóveles, como es el caso de las plantaciones de pinos y eucaliptos del norte de la península Ibérica, pero en cualquier caso los azores seleccionan manchas maduras, con grandes árboles sobre los que colocar sus plataformas de nidificación, que en las plantaciones están formados por árboles con turnos de corta superiores a los 35 años para el caso del *Pinus radiata* y de 80 años para el *Eucalyptus globulus* (Rebollo et al., 2011; Zuberogoitia et al., 2011; Martínez-Hesterkamp, 2015). Estos factores ambientales se ven condicionados en regiones áridas del sur de la península Ibérica, donde los bosques son escasos y con árboles mucho menores que en el norte. En estas circunstancias los azores se concentran en masas forestales maduras, principalmente pinares, donde persisten a lo largo del tiempo (Martínez et al., 2013; Jiménez-Franco, 2014).

Abundancia

En una población intensamente estudiada en Pontevedra se detectó una densidad de 9,9-12,1 parejas/100 km² (Rebollo et al., 2011), en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i L'Obac en Barcelona se estimó una densidad de 5,9 parejas/100 km² (Cirera, 2002) y en varias zonas de la Comunidad de Madrid se detectaron densidades que oscilaron entre 1 pareja/100 km² (Roviralta, 2007) y 1 pareja/3,75 km² (Alcobendas, 2008).

La densidad de azores se encuentra fuertemente ligada a la disponibilidad de presas, pudiéndose concentrar un número relativamente alto de azores en lugares poco forestados, como por ejemplo ciudades, siempre y cuando no se encuentren sometidos a una intensa persecución humana (Rutz et al., 2006). Esto explica las altas densidades medias de aves en cultivos de secano y mosaicos agropecuarios muy fragmentados (Balbás Gutiérrez et al., 2003; Zuberogoitia, 2012), o la concentración de ejemplares en torno a fuentes abundantes de alimento (Zuberogoitia et al., 2012).

Tamaño poblacional

La población global se estima que supera ampliamente los 500.000 individuos (Rich et al., 2004). Sólo en Europa se estima una población de 160.000-210.000 parejas reproductoras (Kovács y Burfield, 2011). La población ibérica sigue estando lejos de cuantificarse con precisión (ver Del Moral, 2011). En el atlas de aves reproductoras de 2003 se realizó una estima aproximada de entre 3.500 a 6.500 parejas reproductoras (Balbás Gutiérrez et al., 2003). Posteriormente, entre 2009 y 2010 se realizó un censo nacional, con una estima de 11.350 territorios seguros (Palomino y Valls, 2011), pero que sería necesario revisar (Blanco et al., 2012).

La mayoría de las estimas de población por provincias/CCAA se corresponden con atlas y trabajos realizados en los años 90 (Balbás Gutiérrez et al., 2003). Así, Balbás y colaboradores (2003) recogen esta información e indican que las poblaciones más densas estarían en Galicia, con 800-1.400 parejas y Castilla-León, con 800-1.100 parejas. Además, se detectarían altas

densidades en la franja cantábrica, como por ejemplo en Asturias con 250-300 parejas o Cantabria con 150-175 parejas. Aragón con 151 parejas, la Comunidad Valenciana con 102 parejas y Extremadura con 100 parejas ofrecerían valores medios, y la abundancia iría descendiendo en Castilla-La Mancha y Andalucía.

A comienzos del siglo XXI la población de azores en Catalunya se estimó en torno a la horquilla de 500-1000 parejas (Mañosa et al., 2004). Este dato contrasta con las 12-20 parejas de Murcia (Martínez y Calvo, 2006), las 25-36 parejas de Alicante (Pérez-García et al., 2015), las 30-40 parejas de Almería (Ginés Gómez y colaboradores, com. pers.) o las 15 parejas de Bizkaia (Zuberogoitia et al., 2011).

Estatus de conservación

Categoría global IUCN (2013): Preocupación Menor LC (BirdLife International, 2013).

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

Situación en Europa (2004): Tendencia Favorable y Estado Estable (Kovács y Burfield, 2011).

La población reproductora en Europa presenta una tendencia favorable, con un incremento poblacional moderado (Burfield, 2008; Kovács y Burfield, 2011; BirdLife Internacional, 2013).

La población ibérica podría estar también en ligero aumento, pero con una tendencia incierta debido a que las estimas de los datos se basan en programas de seguimiento no específicos (Escandell, 2011).

Amenazas

Durante la segunda mitad el siglo XX sufrió la persecución directa y la desforestación, además de los declives poblacionales surgidos tras los episodios de envenenamientos por pesticidas organoclorados (DDTs y derivados, Kenward, 2006). Con el nuevo siglo la pérdida de hábitat sigue siendo un importante factor de amenaza debido a las prácticas forestales desordenadas y al incremento de áreas urbanas, redes de comunicación, etc. (Zuberogoitia et al., 2011). Además, la persecución continúa siendo una causa de amenaza en muchas regiones europeas (Kenward, 2006; Kovács y Burfield, 2011) y no lo es menos en España (Mañosa, 2002).

El disparo intencionado y trampeo de azores es una práctica común en cotos de caza menor, en zonas de migración y en entornos vinculados a la cría de palomas para competiciones, donde se da muerte a los azores a lo largo de todo el ciclo anual (Viñuela y Villafuerte, 2003; S. Rebollo com. pers.).

Por otra parte, el expolio de pollos para la cetrería sigue siendo un factor importante de amenaza (BirdLife International, 2013), que puede suponer la pérdida de un gran número de pollos en algunas regiones (León et al., 2006). Aunque la cría en cautividad es legal y en muchas provincias se realizan rigurosos controles genéticos, sigue siendo común la venta de ejemplares desnidados en el campo con papeles falsificados (www.cetrería.com 2015).

Los incendios forestales suponen una amenaza para el hábitat de algunas poblaciones holárticas de azor (Youtz et al., 2008). Sin embargo, hasta la fecha, no ha sido evaluado el efecto de los grandes incendios forestales en la población española, a pesar de que podrían condicionar su evolución, especialmente en las localidades mediterráneas (Balbás Gutiérrez et al., 2003).

La depredación de pollos y adultos por búho real era un factor importante en ciertas regiones (Tella y Mañosa, 1993) y ha ido en aumento a medida que las poblaciones del búho se han incrementado (Sergio y Hiraldo, 2008).

Otras causas de amenaza son las electrocuciones en tendidos (Mañosa, 2001; Tintó et al., 2010; Pérez-García et al., 2015) y las colisiones con aerogeneradores en parques eólicos (Atienza et al., 2011; Strix, 2012).

Sobre mortalidad por atropello en líneas de ferrocarril, SCV (1996) registraron un caso de azor entre un total de 182 aves.

Debido a que se trata de una especie sedentaria y ha sido muy estudiada su ecología trófica, el azor representa una de las aves de presa más adecuadas en Europa para la monitorización de contaminantes ambientales (Kenntner et al., 2003). En la Región de Murcia, se ha detectado la presencia de metales pesados (cadmio y plomo) en sangre de pollos y plumas de adultos (Martínez-López et al., 2004, 2005). En Galicia se han encontrado altos niveles de cadmio en adultos (Pérez-López et al., 2008). En huevos de azor procedentes de España Central, Cataluña y Región de Murcia se ha detectado la contaminación por compuestos organoclorados (Real, 1983; Hernández et al., 1986; Mañosa et al., 2003; Martínez-López et al., 2007). Estos compuestos pueden tener potenciales efectos negativos sobre la reproducción de la especie.

Sobre los efectos del cambio climático, ver apartado de Distribución geográfica.

Medidas de conservación

La gestión forestal debería tener en cuenta los requerimientos de la especie (Mañosa, 1993; Zuberogoitia y Martínez, 2011; Barrientos y Arroyo, 2014), tomando medidas como la localización de nidos antes de la ejecución de los tratamientos forestales, el aumento de la diversidad de especies de coníferas en las plantaciones, el incremento de los turnos de corta en las masas según especies, la conservación de un número mínimo de parcelas y de superficie de hábitat adecuado de nidificación y caza en las áreas sujetas a grandes talas, el incremento de la heterogeneidad del hábitat para incrementar las poblaciones de especies presa, el retraso en las talas durante los procesos de reproducción (parada biológica) y la preservación /compra por parte de la administración de parcelas maduras de alto interés para la nidificación de la especie (Petty, 2011).

En pinares del alto Tajo sometidos a manejo, se recomienda mantener parches que tengan al menos 0,1 ha, con moderada cobertura de árboles (30-70%), que contenga no sólo algunos grandes árboles (diámetro > 40 cm) sino también pequeños (Barrientos y Arroyo, 2014).

Aunque la muerte por disparo se ha reducido en las últimas décadas, aún constituye una seria amenaza en algunas regiones (Arizaga y Laso, 2015). Resulta, por lo tanto, necesario un mayor control en los cotos de caza menor, en las líneas de pase de aves migratorias y en el entorno de zonas con gran afición a la colombicultura y sus diversos tipos de competiciones.

La cada vez más extendida cría de azores en cautividad debería estar más controlada, extendiéndose los controles genéticos a todas aquellas zonas que carecen de los registros rigurosos para evitar el expolio de nidos y la falsificación de documentos.

Serían necesarios esfuerzos mayores para detectar los puntos negros de mortalidad en tendidos y reducir el número de electrocuciones en apoyos peligrosos mediante la ejecución de medidas mitigadoras (Tintó et al., 2010). Finalmente, sería necesario la redacción de planes de manejo y gestión en aquellas regiones españolas donde el azor esté catalogado como especie de interés especial con objeto de evitar las amenazas que pesan sobre ella, y garantizar su estado de conservación (Decreto 149/2002; Balbás Gutiérrez et al., 2003).

Se ha propuesto un índice de probabilidad de conectividad aplicado al azor para identificar aquellas zonas que más contribuyen a la conectividad general del paisaje en planes de conservación (Saura y Pascual-Hortal, 2007).

Distribución geográfica

Distribución Holártica, ocupando gran parte de Eurasia y Norteamérica y llegando en invierno a la región Indo-malaya (Ferguson-Lees y Christie, 2001). En España, el azor se encuentra ampliamente repartido por toda la mitad norte, exceptuando la depresión del Ebro, mientras que en la mitad sur presenta una distribución fragmentada (Balbás Gutiérrez et al., 2003). No se encuentra en las islas Baleares y Canarias, ni en Ceuta y Melilla. Hay una observación en las islas Baleares (López-Jurado, 2007).

En la mitad norte ocupa desde amplias extensiones forestales cubiertas por pinares *Pinus* spp., robledales y hayedos *Fagus sylvatica* de montaña (Martínez et al., 1995; Sampietro, 2000; Mañosa et al., 2004; Zuberogoitia et al., 2011; García, 2014), hasta sectores agroforestales,

utilizando pinares fragmentados, encinares de llanura, sotos ribereños y bosques-isla (Sahagún, 1993; Balbás Gutiérrez et al., 2003; Mañosa et al., 2004). En la mitad sur, la especie se encuentra bien repartida por los sistemas montañosos forestales que gozan de mayores niveles de precipitación, tales como sierra Morena y sierras Béticas (Gil-Sánchez et al., 2000; Moreno-Arroyo et al., 2000; Jiménez y Muñoz, 2008), España central (Arroyo, 2001; Alcobendas, 2009), sierras interiores de Levante y sureste peninsular (Garrigues et al., 1990; Urios et al. 1991; Eguía et al., 1994; Martínez y Calvo, 2006; Pérez-García et al., 2015) y algunas comarcas orientales de Extremadura (Palomino y Valls, 2011), estando ausente de la meseta sur, depresión del Guadalquivir y zonas áridas del sureste peninsular debido a la escasa cobertura forestal existente.

Sánchez-Zapata y Calvo (1999) encontraron que la cobertura forestal es, a nivel de paisaje, el factor que mejor explica la distribución y la abundancia del azor en las dos escalas estudiadas (3x3 y 10x10 km). La disponibilidad de manchas forestales maduras y ricas poblaciones de presas aparecen como unos de los factores determinantes de la distribución y abundancia de la especie (Mañosa, 1993; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999). Otro factor que regula la distribución y la abundancia de esta especie es la disponibilidad de ambientes adecuados para la caza, principalmente los bosques bien estructurados y sus bordes, donde el azor puede acceder a sus presas (Sánchez-Zapata y Calvo, 1999). La combinación de estos factores explicaría la existencia de áreas con notables densidades de azor, tales como las llanuras cerealistas de Tierra de Campos, Valladolid y Palencia (Balbás Gutiérrez et al., 2003; Juan Sagardía com. pers.), algunos sectores agroforestales de Cataluña (Mañosa et al., 2004) y la franja costera gallega cubierta por plantaciones de eucaliptos (Rebollo et al., 2011; Martínez-Hestekamp, 2015).

Dado que los azores ibéricos son básicamente residentes, la distribución de la especie en invierno debe ajustarse en gran medida a la estival (Zuberogoitia, 2012). Las máximas probabilidades de presencia de azor se localizan en la franja oeste de Galicia, en Soria y Guadalajara, así como en los bosques del Pirineo y Pre-Pirineo Aragonés y Catalán.

Las probabilidades de detectar al azor en las áreas de máxima probabilidad de presencia se sitúan en el 14%, lo que da una idea de lo difícil que puede resultar observar azores en invierno (Zuberogoitia, 2012). Por el contrario, el azor se detecta con relativa facilidad en zonas agrícolas con manchas boscosas aisladas y dehesas, más aún cuando sus densidades territoriales son elevadas, como en el caso de algunas regiones de Tierra de Campos, en Castilla-León (Balbás Gutiérrez et al., 2003). Además, al igual que ocurre durante el periodo reproductor, la densidad de azores se encuentra fuertemente ligada a la disponibilidad de presas, pudiéndose concentrar un número relativamente alto de azores en lugares poco forestados (Rutz et al., 2006). Este factor ayudaría a entender las diferencias encontradas en algunas regiones peninsulares y, por ejemplo, por qué razón los azores pueden llegar a ser relativamente abundantes en zonas escasamente forestadas, tal como se observa en los resultados invernales con altas densidades medias de aves en cultivos de secano y mosaicos agropecuarios muy fragmentados (Zuberogoitia, 2012).

Bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual entre un 73% y un 78% en 2041-2070, y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 19% y un 24% en 2041-2070 (Araújo et al., 2011).

Movimientos

Dispersión

Los azores adultos mantienen los territorios de nidificación durante todo el año, mientras que los jóvenes suelen realizar movimientos dispersivos de unos pocos kilómetros, normalmente menos de 50 km en latitudes del centro y sur de Europa (Kenward, 2006), con una media de 37 km (rango 0-140 km) en España (Díaz et al., 1996).

Migración

Los azores nórdicos (Fenoscandinavia y Rusia) realizan movimientos hacia el sur entre septiembre y noviembre, regresando en marzo y abril (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp

y Simmons, 1980; Del Hoyo et al., 1994; Snow y Perrins, 1998). Según Kenward (2006) las poblaciones de azores del norte de Europa pueden hacer movimientos migratorios de cierta entidad hacia el sur, pero casi siempre asociados a ejemplares juveniles, dado que los adultos mantendrían los territorios durante el invierno o, a lo sumo, harían movimientos de escasa magnitud. Aunque en el norte de la península Ibérica se detectan tanto ejemplares adultos como juveniles en la migración otoñal y en la primavera (ver p. ej. www.ornitho.eus). Algunos azores, de forma puntual, cruzan el Estrecho de Gibraltar hacia Marruecos en otoño (Cramp y Simmons, 1980; Onrubia et al., 2011).

En el Atlas de migración de aves de Finlandia se muestran dos tipos de comportamiento espacial: 1- cortos movimientos que podrían definirse movimientos dispersivos juveniles y que no superan los 100 km de distancia, y 2- movimientos de más de 500 km de distancia con un claro componente SSW que entrarían dentro de la denominación de migraciones verdaderas (Saurola et al., 2013). La mayoría de los azores migrantes finlandeses se quedan en los países cercanos, bien en el sur de Suecia o en los países que bordean la orilla meridional del mar Báltico. No obstante, hay dos recuperaciones de larga distancia, una en el norte de Rusia y otra en Georgia, con más de 2.810 km de distancia al lugar de nacimiento (Saurola et al., 2013).

Procedencia de los invernantes

Con más de 2.300 azores anillados en España, tan sólo hay un control extranjero, de un ejemplar portugués que ni siquiera se corresponde con un movimiento de larga distancia (Zuberogoitia, 2012). Sin embargo, Zuberogoitia (2012) describe la captura y anillamiento de tres hembras jóvenes en Álava, entre enero y febrero de 2008, que se correspondían con el patrón de plumaje y las medidas de los azores nórdicos. Es posible que la irrupción de ejemplares nórdicos en la península Ibérica sea un suceso muy ocasional asociado a ciertas condiciones climáticas invernales en el norte de Europa.

Ecología trófica

Dieta

Los azores son depredadores oportunistas que pueden alimentarse de cualquier ave, mamífero o reptil cuyo tamaño vaya de unos pocos gramos (reyezuelo, musaraña, lagartija) hasta varios kilogramos (liebre, urogallo, Del Hoyo et al., 1994; Kenward, 2006). Kenward (2006) estimó que la ingesta media diaria requerida por los azores suecos era de 133 gr en machos y 169 gr en hembras.

Valkama et al. (2005) realizaron un repaso a la dieta del azor en Europa y su papel como depredador de especies de interés cinegético. Estos autores vieron que los lagomorfos (liebres y conejos) ocupaban una proporción importante en la dieta que, obviamente, dependerá de la abundancia y disponibilidad de dichas presas. Los valores más altos los registraron en Finlandia en invierno, con un 30,9% de la dieta basada en liebres, mientras que en España, recogiendo información de varios autores de distintas regiones de la Península (Tabla 1) (Garrigues et al., 1990; Mañosa, 1994a; Verdejo, 1994; Padial et al., 1998; Moreno-Arroyo et al., 2000), vieron que los conejos ocupaban entre un 14,9% y un 22,3% de la dieta. Las palomas resultaron escasas en la dieta de los azores nórdicos, sobre todo en invierno (están invernando en el sur de Europa), mientras que suponían uno de los pilares básicos de la dieta en los países centroeuropeos (hasta el 63,1% en Alemania). Sin embargo, en España ocupaban un porcentaje similar al de los conejos. En cuanto a las aves cinegéticas, principalmente las gallináceas, suponían un 44% de la dieta invernal en Finlandia. En algunas regiones suecas, Kenward y colaboradores (1981) vieron que los azores radio-marcados se alimentaban en otoño de forma casi exclusiva de los faisanes que se liberaban para la caza. En España, no obstante, el porcentaje se deducía hasta un 4,7%-9,8%, salvo en zonas de Catalunya, donde Mañosa (1994a) encontró que formaban un 19,1% de la dieta.

Disponibilidad de alimento

La disponibilidad de alimento resulta fundamental para determinar aspectos como la densidad de territorios, el tamaño del área de campeo, el éxito reproductor y la productividad. Así, en zonas donde abunda el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), una de las presas clave para el azor, la densidad de parejas es mayor, el tamaño del territorio menor, el éxito reproductor elevado y

Tabla 1. Dieta del azor común en España. Se muestra el número de individuos de cada especie y el porcentaje sobre el total de presas identificadas. La procedencia de los datos es la siguiente: La Segarra, Catalunya (Mañosa, 1994), Albacete (Garrigues et al., 1990), Castellón (Verdejo, 1994) y Granada (Padial et al., 1998). * Otras aves. Mañosa incluye en este grupo a ejemplares capturados de forma ocasional de las siguientes especies: *Accipiter gentilis* (cainismo), *Accipiter nisus*, *Phasianus colchicus*, *Scolopax rusticola*, *Gallinula chloropus*, *Columba oenas*, *Clamator glandarius*, *Cuculus canorus*, *Tyto alba*, *Strix aluco*, *Caprimulgus europaeus*, *Merops apiaster*, *Upupa epops*, *Galerida* sp., *Lullula arborea*, *Luscinia megarhynchos*, *Turdus philomelos*, *Sylvia* sp., *Cyanistes caeruleus*, *Parus major*, *Certhia brachydactyla*, *Oriolus oriolus*, *Lanius excubitor*, *Corvus corone*, *Passer domesticus*, *Serinus serinus*, *Carduelis carduelis*, *Emberiza calandra*. Y Otros mamíferos: *Crocidura russula*, *Eliomys quercinus*, *Microtus duodecimcostatus*, *Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus*, *Rattus norvegicus*, *Rattus rattus*.

	La Segarra	Albacete	Castellón	Granada
Artrópodos	8 (0,40%)			
Reptiles	21 (1,05%)		3 (7,5%)	13 (3,17%)
<i>Timon lepidus</i>	18 (0,90%)		3 (7,5%)	12 (2,93%)
<i>Psammmodromus algirus</i>				1
Reptiles indet.	3 (0,15%)			
Anfibios			2 (5%)	
<i>Bufo spinosus</i>			2 (5%)	
Mamíferos	455 (22,72%)	39 (23,49%)	14 (35%)	90 (21,95%)
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	333 (16,63%)	37 (22,49%)	9 (22,5%)	61 (14,88%)
<i>Rattus</i> sp.		2 (1,20%)	3 (7,5%)	1 (0,24%)
<i>Arvicola sapidus</i>				1 (0,24%)
<i>Sciurus vulgaris</i>	86 (4,24%)		1 (2,5%)	27 (6,58%)
<i>Felis catus</i>			1 (2,5%)	
Otros mamíferos*	36 (1,79%)			
Aves	1519 (75,85%)	128 (77,11%)	21 (52,5%)	285 (69,51%)
<i>Accipiter nisus</i>				1 (0,24%)
<i>Falco tinnunculus</i>				1 (0,24%)
<i>Alectoris rufa</i>	362 (18,07%)	10 (6,02%)	1 (2,5%)	37 (9,02%)
<i>Coturnix coturnix</i>	21 (1,05%)	1 (0,60%)		
<i>Columba livia</i>	13 (0,65%)	39 (23,49%)	3 (7,5%)	22 (5,37%)
<i>Columba palumbus</i>	196 (9,79%)	1 (0,60%)	3 (7,5%)	40 (9,76%)
<i>Columba</i> sp.	39 (1,95%)	65 (39,16%)		14 (3,42%)
<i>Streptopelia turtur</i>	28 (1,40%)			3 (0,73%)
<i>Cuculus canorus</i>				1 (0,24%)
<i>Clamator glandarius</i>				2 (0,49%)
<i>Athene noctua</i>	18 (0,90%)		1 (2,5%)	2 (0,49%)
<i>Otus scops</i>	27 (1,35%)			
<i>Upupa epops</i>		1 (0,60%)		
<i>Picus viridis</i>	31 (1,55%)		2 (5%)	7 (1,71%)
<i>Dendrocopos major</i>	15 (0,75%)			
<i>Galerida cristata</i>		1 (0,60%)		1 (0,24%)
<i>Alaudidae indeterm.</i>		1 (0,60%)		
<i>Turdus philomelos</i>				1 (0,24%)
<i>Turdus viscivorus</i>	38 (1,90%)		1 (2,5%)	12 (2,93%)
<i>Turdus merula</i>	134 (6,69%)	1 (0,60%)	1 (2,5%)	4 (0,98%)
<i>Turdus</i> sp.	25 (1,25%)	2 (1,20%)		
<i>Lanius senator</i>			1 (2,5%)	
<i>Cyanopica cyana</i>				2 (0,49%)
<i>Pica pica</i>	54 (2,70%)		4 (10%)	8 (1,95%)
<i>Garrulus glandarius</i>	184 (9,19%)	5 (3,01%)	2 (5%)	73 (17,80%)
<i>Coloeus monedula</i>			2 (5%)	2 (0,49%)
<i>Sturnus vulgaris</i>	79 (3,94%)			
<i>Oriolus oriolus</i>				1 (0,24%)
<i>Fringilla coelebs</i>	23 (1,15%)			1 (0,24%)
<i>Paseriformes indeterm</i>	87 (4,34%)			1 (0,24%)
<i>Aves indet.A7</i>	109 (5,44%)			49 (11,95%)
Otras aves*	109 (5,44%)			
Nº total de presas	2003	166	40	410

hay mayor productividad (Penteriani et al., 2013). De hecho, esto puede darse incluso en zonas en donde el hábitat es desfavorable, como en Tierra de Campos de Valladolid, donde los azores se concentran para anidar en pequeñas manchas boscosas, grupos de árboles aislados, sotos fluviales e, incluso, en parques urbanos en torno a zonas de alta concentración

de conejos (Juan Sagardía com. pers.). En otras situaciones, la dieta del azor puede experimentar cambios temporales debido a variaciones en la disponibilidad de conejo. Por ejemplo, Mañosa (1994a), estudiando una de las poblaciones más densas de azor en Europa, observó que la drástica reducción de las poblaciones de conejo como consecuencia de la irrupción de la neumonía hemorrágica vírica (NHV), determinó una disminución en su tasa de consumo y un aumento en el consumo de perdiz roja (*Alectoris rufa*).

Donde los lagomorfos y las gallináceas pasan a un segundo plano, porque son escasas o ausentes, los azores, como oportunistas que son, ajustan la dieta. En Helsinki, Finlandia, por ejemplo, los azores han comenzado a anidar en entornos urbanos depredando casi exclusivamente sobre las palomas domésticas, los córvidos y los túrdidos que abundan en los parques, incrementando notablemente su éxito reproductor y su productividad (Solonen, 2014). Padiá et al. (1998) en un estudio comparativo de la dieta en diferentes zonas de Granada, vieron que en ausencia de conejos y palomas los azores depredaban sobre córvidos, túrdidos y pequeños passeriformes. Lamentablemente los autores no daban datos sobre cambios en la densidad y productividad de las distintas poblaciones objeto de estudio. Por otro lado, en un reciente estudio, en el noroeste de la Península Ibérica, García-Salgado et al. (2015) vieron que la presencia de conejos en la dieta del azor era mínima, en torno al 1%, sustituyéndolos por ardillas rojas (hasta un 7,4%) y algunas ratas y micromamíferos. Las palomas y tórtolas, en cambio, jugaban un papel más importante, llegando hasta un 30% de la dieta. Además, las urracas, los arrendajos y los pitos reales suponían otro tercio de la dieta de los azores, completándola con túrdidos (10%) y una mezcla de pequeños passeriformes, gaviotas y lagartos. En este caso la densidad de territorios de azores se mantenía en valores altos (Rebollo et al., 2011), así como la productividad (García-Salgado com. pers.).

En las regiones en las que no hay lagomorfos, ni gallináceas y las palomas son escasas, los tres pilares de la dieta de los azores (Valkama et al., 2005), los azores ajustan la dieta en función de la disponibilidad de presas. Así, en un trabajo que se está llevando a cabo en Bizkaia, los azores llevan al nido con bastante frecuencia pequeños passeriformes, túrdidos, ardillas, arrendajos y cornejas (datos propios no publicados). En estas condiciones, de ausencia de presas clave, la densidad, el éxito reproductor y la productividad son muy bajos (Zuberogoitia et al., 2011).

Se ha observado la depredación de *Fringilla montifringilla* en dormideros invernales, en caza simultánea compartida de este recurso abundante con otras rapaces (*A. nisus*, *B. buteo*, *F. peregrinus*) (Zuberogoitia et al., 2012).

Selección de la presa y técnicas de caza

El azor es una rapaz sumamente esquivada y de un comportamiento de caza difícil de seguir (Kenward, 2006). El autor describe un total de 79 ataques observados en cuatro azores monitorizados, de los que sólo cinco acabaron en captura, lo que supone un porcentaje muy bajo (6%). Además, cita el trabajo de similares características de Rutz (2001) quién registró 26 capturas de 176 ataques de aves radio-seguídas (15%), pero ninguna captura de un total de 89 lances de aves no marcadas.

El azor pasa buena parte del tiempo observando desde atalayas a las potenciales presas de su entorno. Kenward (2006) analizaba los factores que motivaban a un azor atacar a una presa y no a otra y vio que el estado del ave (condición corporal), el número de ejemplares (ave solitaria, grupos o bandos), la actividad (alimentándose, descansando, volando, etc.) o incluso el sabor del ave (las gaviotas y los córvidos tienen un sabor menos apetitoso que los passeriformes) eran variables que influían significativamente en la selección de la presa. En resumen, el azor determina la vulnerabilidad del ave, resultando que la experiencia (edad) en detectar estos síntomas de debilidad supone un incremento en el éxito de caza. No obstante, la susceptibilidad de las presas para ser atacadas por el azor varía entre hábitats y regiones (Møller et al., 2012). Una vez fijado el objetivo, el azor ataca desde su posadero, o se desplaza en vuelo rasante para aproximarse a la presa sin ser visto. En los últimos metros acelera para sorprender a la presa y atraparla en el menor tiempo posible o, si llega el caso, realizar una persecución que puede prolongarse varios cientos de metros.

Biología de la reproducción

Cortejo y celo

Durante las primeras semanas del invierno ya es posible detectar a los azores comenzando el cortejo (Penteriani, 2011). En los meses invernales van asentando los lazos de pareja y comienzan a arreglar las plataformas de nidificación, colocando ramas frescas en una o varias de las plataformas disponibles en el territorio, o comenzando la construcción de un nido nuevo (Kenward, 2006).

Durante el celo los azores se hacen conspicuos, volando por encima del dosel arbóreo, persiguiendo el macho a la hembra, cogiendo altura y realizando picados por encima de la zona de nidificación, todo ello acompañado de llamadas detectables a gran distancia (ver Penteriani, 2001; Kenward, 2006).

Las cópulas (Figura 15) comienzan uno o dos meses antes de la puesta, con picos máximos de frecuencia de cópulas entre los 30 y los 5 días antes de la puesta, cuando llegan a una media de 10 cópulas por día, y reduciéndose notablemente con la puesta del primer huevo (Kenward, 2006).



Figura 15. Cópula. (C) AvisProducciones

Selección del hábitat de nidificación y arreglo del nido

En una revisión de los hábitats de nidificación de los azores en Europa y América, Penteriani (2002) resumió que los azores seleccionan para anidar los árboles más grandes del entorno, en parcelas de bosque maduro (normalmente entre 80 y más de 200 años de edad), bajo un denso dosel, cerca de corredores de vuelo naturales o hechos por el hombre y desde altitudes a nivel del mar hasta los 3000 m s.n.m. Además, los azores colocan las plataformas a los dos tercios de altura, en torno a los 16 m de media, en árboles de un dbh (diámetro a la altura del pecho) medio de 53,1 cm (rango 31,6 – 91,0) y contra el tronco. En esta revisión vio que los azores habían utilizado 22 especies de coníferas y 16 especies de árboles caducifolios. En las regiones mediterráneas españolas, las especies arbóreas más frecuentemente utilizadas por el azor para construir sus nidos son *Pinus halepensis*, *Pinus pinea*, *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*, *Ulmus minor*, *Populus alba*, *Quercus ilex rotundifolia* y *Quercus pubescens* (Garrigues et al., 1990; Mañosa, 1993; Verdejo, 1994; Cirera, 2000; Gil-Sánchez et al., 2000; Alcobendas, 2008). Los nidos suelen estar emplazados frecuentemente en la horquilla formada por el tronco y una de las ramas principales del árbol, en raras ocasiones se sitúan en el extremo o en la parte media de las ramas (Garrigues et al., 1990; Alcobendas, 2008). Una pareja puede tener varios lugares de anidamiento distintos, con al menos 1 nido en cada uno de ellos (Mañosa, 1993). El azor es una especie con fuerte carácter territorial por lo que defiende su territorio frente a congéneres y otros competidores (Kenward, 2006), sin embargo, los nidos existentes en un bosque pueden ser ocupados por diferentes especies a largo plazo, generándose diferentes estadios en la ocupación del nido durante su periodo de vida (Jiménez-Franco et al., 2014).

Con respecto a los hábitats de nidificación de la Península Ibérica, obviamente existe una gran variabilidad entre regiones, aunque en líneas generales siguen las pautas descritas por Penteriani (2002). En Bizkaia, por ejemplo, los azores anidan en pinos de repoblación (*Pinus radiata*) y en hayas, a $16,2 \pm 5,9$ m de altura, en troncos de dbh $48,3 \pm 6,6$ cm, en plataformas de $75,5 \pm 14,8$ cm de diámetro, pegadas al tronco (Zuberogoitia et al., 2011). En Pontevedra, anidan en grandes eucaliptos que sobresalen con respecto a los árboles del entorno y que

podieron ser los restos de los árboles no talados en turnos de corta anteriores (Martínez-Hestekamp, 2015). En la Segarra, el azor muestra una preferencia por los pinares maduros, entre los cuales selecciona para anidar aquellos que le permiten maximizar la distancia a las parejas más próximas (Mañosa, 1993). La proximidad del hombre y de las zonas de caza no son determinantes para la elección del lugar de nidificación en esta zona mediterránea. La especie escoge árboles altos ($13,99 \pm 3,95$ m) y gruesos (dbh $33,35 \pm 10,63$ cm) para emplazar su nido (Mañosa, 1993). En el Alto Tajo, los azores seleccionan para nidificar pinares maduros con elevada cobertura arbórea (Barrientos y Arroyo, 2014).

Los temporales invernales pueden derribar las plataformas de años anteriores e incluso los árboles, pero los azores reconstruyen los nidos y no abandonan el territorio (Penteriani et al., 2002; Martínez et al., 2013).

Puesta e incubación

La fecha de puesta varía en función de la edad de la hembra, la latitud y la temperatura (Kenward, 2006). Las hembras jóvenes, por norma general, ponen los huevos con un retraso de una o dos semanas (Bijlsma, 1993). De tal forma que en aquellas poblaciones en las que la proporción de hembras jóvenes sea elevada, la fecha media de puesta de la población se verá retrasada. Por otra parte, las puestas se van retrasando de sur a norte unos cuatro días por cada cuatro grados que se asciende en latitud, de tal forma que en el sur de Europa las puestas se realizan desde finales de marzo y comienzos de abril y en el norte se pueden prolongar hasta mediados de mayo (Kenward, 2006).

En la Península Ibérica hay poca información al respecto. Por ejemplo, en una población seguida a largo plazo en Pontevedra, se vio que el comienzo de las puestas comprende desde el 19 de marzo hasta el 19 de mayo (Rebollo et al., 2011). Esta diferencia intra-poblacional es tan grande como la diferencia inter-poblacional referida por Kenward (2006) para toda Europa. En otras regiones mediterráneas españolas, las fechas medias de puesta suelen ser a principios de abril (Mañosa, 1991; Cirera, 2002).

En cuanto al tamaño de la puesta, parece que hay una clara relación entre el tamaño de la puesta y la fecha de puesta, siendo más numerosas las puestas más tempranas, además del efecto del clima y la disponibilidad de alimento (Fairhurst y Bechard, 2005; Kenward, 2006). Asimismo, las hembras jóvenes (3,3 huevos/nido) realizan puestas más escasas que las adultas (3,7 huevos/nido, ver en Kenward, 2006). Los valores medios para 30 estudios europeos fueron de 3,3 huevos/puesta (rango 1 – 5). Las puestas de 1 y 5 huevos son raras.

Incubación

Las hembras ponen los huevos con un intervalo de 1,9 días (Mañosa, 1991). La incubación suele comenzar con la puesta del segundo o tercer huevo, según individuos. La incubación es realizada por la hembra, relevada por el macho sólo cuando ésta deja el nido para alimentarse o darse un baño (Kenward, 2006). Los machos suelen pasar bastante tiempo posados en el nido mientras la hembra incuba al lado (Figura 16; obs. pers.). Transcurrido un periodo de incubación de 36,5 – 41,3 días comienzan a nacer los pollos (Kenward, 2006), que pueden tardar hasta dos días en romper la cáscara y salir completamente del huevo.



Figura 16. Macho posado en el nido mientras la hembra incuba. () I. Zuberogoitia

Crianza de los pollos

Durante los primeros días de vida de los pollos, la hembra apenas los deja un momento desatendidos. La placa incubatriz continúa vascularizada y sigue aportándoles calor. Los alimenta con pedacitos de carne que se los pone en el pico y que proceden de presas que el macho trae semipeladas y que ella mismo acaba de pelar fuera del nido. Hacia los 22 días los pollos ya pueden termorregular y la hembra los deja solos más tiempo, siempre que las condiciones ambientales lo permitan, montando guardia en las inmediaciones. A medida que crecen los pollos, la hembra los ceba con trozos de carne más grandes, incluyendo plumas y huesos. Así, la plataforma del nido permanece limpia de plumas y otros restos durante las primeras dos semanas de vida de los pollos, pero comienzan a acumularse hacia la tercera semana. A los 35-42 días de edad se van moviendo por los alrededores del nido, alejándose paulatinamente, hasta que a los 40-45 días ya son capaces de volar.

Los adultos los seguirán atendiendo y llevándoles presas hasta que llegue el momento de la dispersión.

Estructura y dinámica de poblaciones

Reclutamiento

El reclutamiento de los machos no está influido por el tamaño corporal, mientras que en las hembras los individuos más grandes se reclutan más a menudo como reproductores que los pequeños (Pérez-Camacho et al., 2015).

Éxito reproductor y productividad

Existen muchos factores que condicionan el éxito reproductor (porcentaje de parejas que crían con éxito respecto de las parejas que ponen) y la productividad (número de pollos que vuelan respecto del número de parejas que ponen o del número de parejas que crían con éxito).

En un estudio realizado en la península del Morrazo (Pontevedra), se comprobó que los machos pequeños tenían mejor condición física y produjeron más volanderos que los machos grandes (Pérez-Camacho et al., 2015).

Las hembras que entran a la población reproductora con 2, 3 o incluso 4 años tienen mayor "eficacia biológica" que las hembras que entran a criar como jóvenes del año (Krüger, 2005). Este autor vio que las hembras entre 1 y 4 años tenían una menor productividad ($1,35 \pm 0,2$ pollos/pareja reproductora) que las hembras mayores de 5 años ($1,73 \pm 0,16$ pollos/pareja reproductora). Además, Nielsen y Drachmann (2003) vieron que la productividad se va incrementando paulatinamente con la edad hasta los 6 ó 7 años, reduciéndose después por efecto de la senescencia.

Por otro lado, Penteriani y colaboradores (2013) vieron que los azores tenían significativamente mayores puestas en zonas ricas en conejos ($3,0 \pm 0,8$ huevos y $1,86 \pm 0,9$ pollos) que en aquellas pobres en conejos ($2,1 \pm 1,2$ huevos y $0,8 \pm 1,2$ pollos). Además, en zonas ricas en conejos, las hembras adultas tienen más probabilidades de poner huevos que las jóvenes (Penteriani et al., 2013).

Los cambios del hábitat medidos por pérdida de superficie forestal producen afecciones en la densidad de parejas, en el éxito reproductor y la productividad, pero de forma diferencial en función de la superficie afectada y las condiciones que rodean a la población de estudio. Así, Penteriani y colaboradores (2002) vieron que la pérdida de bosque tras un fuerte temporal en Francia no afectaba a la productividad de los azores ($1,7 \pm 0,4$ pollos/pareja reproductora antes y $1,5 \pm 1,2$ pollos/pareja reproductora después del temporal) siempre que los cambios no fuesen mayores que del 30%. De la misma manera, Martínez y colaboradores (2013) vieron que una pérdida del 10% de los árboles tras un temporal en un área forestal del Noroeste de Murcia no tuvo consecuencias en términos de productividad media ($2,17 \pm 0,72$ pollos/pareja exitosa). Penteriani y Faivre (2001) ($1,6 \pm 0,72$ pollos/pareja reproductora en Italia, $1,4 \pm 0,9$ pollos/pareja reproductora en Francia) y Mahon y Doyle (2005) ($1,63 \pm 1,05$ pollos/pareja reproductora en zonas de talas y $1,31 \pm 1,13$ pollos/pareja reproductora en zonas control de Canadá) vieron que los azores son capaces de absorber cambios de la superficie forestal, sin mostrar cambios en la productividad, siempre y cuando existan recursos de bosque maduro en

las intermediaciones. Penteriani y Faivre (2001) observaron que las parejas de azores cuyo hábitat estaba siendo afectado por tratamientos forestales se desplazaron a otra parcela de bosque cuando la estructura de la parcela de bosque original fue alterada en más del 30%, y existía disponibilidad de parcelas próximas de bosque sin alterar (a menos de 1,5 km de distancia). Sin embargo, es preciso tener en cuenta que la reorganización del territorio debido a la pérdida de hábitat de nidificación supone una reducción de la capacidad de carga (ver Zuberogoitia y Prommer, 2011).

Por otra parte, en aquellas regiones con severas condiciones meteorológicas, como es el caso de Bizkaia, norte Península Ibérica, la productividad de los azores ($1,29 \pm 1,37$ pollos/pareja reproductora) se ve resentida por la pérdida de nidadas completas tras largos periodos de lluvia y frío (Zuberogoitia et al., 2011).

Longevidad

En cautividad se sabe de azores que han superado los 27 años (Kenward, 2006). Según el autor, a partir de los 17 años de edad, sobre todo en hembras, se observan más cambios de plumaje, en donde las barras del vientre se van desvaneciendo, dándole al ave un aspecto más blanco.

En libertad los azores no alcanzan tantos años. En Finlandia, con más de 57000 azores anillados vieron que el ejemplar más longevo murió con 17 años, 10 meses y 11 días de edad (Saurola et al., 2013). Por su parte, Kenward (2006) documenta la edad máxima de 18 años.

Interacciones con otras especies

En un entorno equilibrado el azor sería un meso-depredador dentro de la comunidad de aves rapaces. Sin embargo, cuando los grandes depredadores faltan los depredadores situados en una escala media suben a la escala superior convirtiéndose en máximos depredadores (Chakarov y Krüger, 2010; Lourenço et al., 2013). Esto ocurre en Vigo y en Bizkaia, por ejemplo, donde se llevan años monitoreando las poblaciones de azor en situaciones de densidad completamente diferentes (muy densas en Vigo y muy laxas en Bizkaia; Rebollo et al., 2011; Zuberogoitia et al., 2011). En estas dos provincias el azor se convierte en el máximo depredador alado, faltando las grandes águilas y siendo muy escaso el búho real.

El azor es un “predador intragremio”, o dicho de otra manera, depredador dentro del grupo de rapaces forestales. De hecho, los azores y los búhos reales matan más rapaces que cualquier otra ave de presa (Kenward, 2006; Sergio y Hiraldo, 2008; Lourenço et al., 2011). Así, en Centro-Europa los azores depredan sobre pollos y adultos de busardos ratoneros y abejeros europeos, condicionando sus poblaciones, densidades, productividades y supervivencia (Krüger, 2002; Bijlsma, 2004; Hakkarainen et al., 2004; Gamauf et al., 2013). Sin embargo, en las dos zonas de estudio del norte de la península Ibérica no se observó depredación sobre estas dos especies de tamaño similar y tampoco se detectó afección a la nidificación del ratonero, aunque sí hacia el abejero (ver Zuberogoitia y Prommer, 2011; Martínez-Hestekamp, 2015). La diferencia entre el comportamiento de los azores centro-europeos y los ibéricos puede ser debida al menor tamaño de los ibéricos, que resultan de talla similar a los ratoneros (Zuberogoitia et al., 2005) y, por tanto, depredar sobre los ratoneros supondría un riesgo muy elevado para nuestros azores. En los ambientes mediterráneos semiáridos donde el azor exhibe bajas densidades, en contraposición con aguilillas calzadas y busardos ratoneros que alcanzan mayores densidades (Martínez y Calvo, 2006), un reciente estudio exploró las interacciones territoriales en estas tres rapaces en un área forestal de Murcia, mostrando un bajo nivel de interacciones interespecíficas (Jiménez-Franco et al., 2011).

Por otro lado, los azores presionan sobre el comportamiento espacial y reproductor de rapaces forestales menores, como el gavián y el alcotán, las cuales evitan la depredación buscando zonas de vegetación más densa para anidar, alejándose de los nidos de azor o acercándose a los nidos de ratoneros (Rebollo et al., 2011; Zuberogoitia y Prommer, 2011; Martínez-Hestekamp, 2015).

En Gran Bretaña y otras regiones europeas, donde las poblaciones de azores se han ido recuperando paulatinamente en las últimas décadas, se ha observado un fuerte efecto sobre

las poblaciones de cernícalo vulgar (Petty et al., 2003) y de cárabo común, entre otros (Konig et al., 2009).

Por el contrario, allí donde las otras grandes rapaces (águilas y grandes búhos) ocupan el puesto de máximo depredador alado, el azor es una presa más dentro del menú, aunque no muy frecuente (Tella y Mañosa, 1993; Kenward, 2006; Sergio y Hiraldo, 2008; Lourenço et al., 2011). La aparición de los máximos depredadores provoca lo que se denomina “liberación del meso-depredador” (Lourenço et al., 2011). Por ejemplo, Chakarov y Krüger (2010) vieron como el regreso del búho real a una región alemana supuso una reducción de la presión del azor sobre los ratoneros debido a que éste se convertía en presa del gran búho. Estas interacciones dan una idea de la complejidad de las redes tróficas y de los equilibrios entre depredadores.

En Bizkaia comprobamos que los azores responden muy agresivamente a la presencia de búhos reales en las cercanías del nido (Zuberogoitia et al., 2008). Así, las hembras, que son las responsables de defender la nidada y que suelen estar en las inmediaciones, atacan furiosamente al búho de forma inmediata, mientras que los machos que se acercan al nido cuando traen una presa, tampoco dudan en atacar al depredador. Al contrario de lo que ocurre con otras especies de rapaces diurnas que hacen vuelos intimidatorios para ahuyentar al búho, pudimos comprobar que los azores lo atacan directamente, con el fin de infringirle heridas o matarlo.

Depredadores

El azor forma parte de la dieta del búho real (*Bubo bubo*) en España (Tella y Mañosa, 1993; Sergio y Hiraldo, 2008; Penteriani et al., 2010).

En otras zonas es presa ocasionalmente de las grandes águilas (Watson, 2010). Además, algunos carnívoros de hábitos forestales, como la marta (*Martes martes*) pueden depredar sobre los pollos en el nido, aunque rara vez capturan adultos (Kenward, 2006).

Parásitos y patógenos

Se citan los siguientes en la Península Ibérica:

Nematodos: *Procyrnea leptoptera*, *Microtetrameres* sp., *Porrocaecum angusticolle* (Sanmartín et al., 2004).

Digenea: *Neodiplostomum attenuatum* (Sanmartín et al., 2004).

Acantocéfalos: *Centrorhynchus globocaudatus* (Sanmartín et al., 2004).

La infección por *Trichomonas* sp. (Protozoa) en la cavidad buco-faríngea es común en azores (75% de la muestra estudiada) (Martínez-Herrero et al., 2014).

Se han detectado anticuerpos de *Toxoplasma gondii* en individuos de Portugal (Lopes et al., 2011).

Actividad

En un trabajo de radio-seguimiento realizado por Rutz (2006) en un parque urbano de Hamburgo, vio que los azores estaban en vuelo activo el 9,7% de las horas de luz, que volaban una media de 4,3 veces y 1 km de distancia por hora entre posaderos. Asimismo, vio que la actividad diurna era bimodal, con picos a primeras horas de la mañana y a últimas de la tarde, coincidiendo con las observaciones de Penteriani (2011) con respecto a los picos de actividad vocal.

Dominio vital

Kenward (2006) muestra los resultados de varios trabajos de radio-seguimiento realizados en Gran Bretaña y Suecia en los años 80 y 90. Las áreas de campeo de los azores son notablemente menores en zonas ricas en presas principales (conejos, faisanes). Así, en

Suecia, donde el autor estudio la presión de los azores sobre los faisanes (Kenward, 1982), vio que en zonas donde la densidad de faisanes era elevada (sueltas masivas para fincas cinegéticas) los azores tenían áreas de campeo en torno a los 20 km², y en aquellas donde sólo había faisanes silvestres, en baja densidad, los azores disponían de territorios de 54 km². Por su parte, Rutz (2006) vio que en zonas urbanas de Hamburgo, con elevadas densidades de palomas domésticas, tres machos mostraban áreas de campeo de sólo 4,21 km² (MPC 95%). En California, Keane y Morrison (1994) vieron que durante la época reproductora las hembras tenían áreas de campeo medias de 12,8 km² y los machos de 18,8 km², mientras que las áreas de campeo del resto del año eran de 31,8 km² para las hembras y 33,6 km² para los machos. En Arizona, el área de campeo de los machos en periodo reproductor era de 17,58 km² (Bright-Smith y Mannan, 1994).

En España, Mañosa (1991) estudió los dominios vitales de 5 ejemplares adultos en un área agroforestal mediterránea, encontrando que la extensión del área de campeo se situaba entre los 6,5 km² y los 19,6 km². Estos resultados parecen estar asociados a la gran abundancia de presas existentes en el área de estudio, La Segarra (NE de España); permitiendo que los azores prospecten terrenos relativamente pequeños.

Patrón social y comportamiento

Los hábitos esquivos, huraños, del azor, hacen que resulte muy complejo estudiar pautas de comportamiento. Incluso los trabajos de seguimiento con técnicas de radio-tracking resultan difíciles (Kenward, 2006). Así, el autor utilizó azores de cetrería para testar varias de las hipótesis de comportamiento de caza que completaban los datos obtenidos por radio seguimiento.

En los años de seguimiento que los autores hemos realizado con la especie, tan sólo hemos observado momentos puntuales y que muestran comportamientos que seguramente difieren entre individuos y regiones.

Bibliografía

- Alcobendas, G. (2009). Tamaño de la población, densidad, número de nidos, nidotópica y características del hábitat de nidificación del azor común (*Accipiter gentilis*) en un área del suroeste de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid 2007-2008*: 122-131.
- Alerstam, T., Rosén, M., Bäckman, J., Ericson, P. G. P., Hellgren, O. (2007). Flight speeds among bird species: allometric and phylogenetic effects. *PLoS Biol*, 5: 1656–1662.
- 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.
- Arizaga, J., Laso, M. (2015). A quantification of illegal hunting of birds in Gipuzkoa (north of Spain). *European Journal of Wildlife Research*, 61: 795-799.
- Arroyo, B. (2001). *Control y seguimiento de las poblaciones de rapaces forestales diurnas en el Parque Natural del Alto Tajo. Año, 2001*. Informe inédito. JCCM.
- Atienza, J. C., Martín Fierro, I., Infante, O., Valls, J., Domínguez, J. (2011). *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Balbás Gutiérrez, R., González-Vélez Iglesias, M., Mañosa, S. (2003). Azor común, *Accipiter gentilis*. Pp. 180-181. En: Martí, R., Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza–Sociedad Española de Ornitología/BirdLife, Madrid.

Barrientos, R., Arroyo, B. (2014). Nesting habitat selection of Mediterranean raptors in managed pinewoods: searching for common patterns to derive conservation recommendations. *Bird Conservation International*, 24: 138-151.

Bijlsma, R. G. (1993). *Ecologische atlas van de Nederlandse roofvogels*. Schuyt & Co. Haarlem, The Netherlands.

Bijlsma, R. G. (2004). Wat is het predatierisico voor Haviken *Pernis apivorus* in the Nederlandse bossen bij een afnemend voedselaanbod voor Haviken *Accipiter gentilis*. *De Takkeling*, 12: 185-197.

BirdLife International. (2013). *Accipiter gentilis*. En: *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*. <http://www.iucnredlist.org>.

Blanco, G., Sergio, F. Sánchez-Zapata, J. A., Pérez-García, J. M., Botella, F., Martínez, F., Zuberogoitia, I., Frías, O., Roviralta, F., Martínez, J. E., Hiraldo, F. (2012). Safety in numbers? Supplanting data quality with fanciful models in wildlife monitoring and conservation. *Biodiversity & Conservation*, 21: 3269-3276.

Bright-Smith, D. J., Mannan, W. (1994). Habitat use by breeding male Northern Goshawks in Northern Arizona. *Studies in Avian Biology*, 16: 58-65.

Burfield, I. J. (2008). The conservation status and trends of raptors and owls in Europe. *Ambio*, 37 (6): 401-407.

Chakarov, N., Krüger, O. (2010). Mesopredator release by an emergent superpredator: a natural experiment of predation in a three level guild. *PLoS ONE*, 5 (12): e15229.

Cirera, M. (2002). Cens de la població d'astor (*Accipiter gentilis*) al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i L'Obac. Pp. 123-127. En: *V Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*. Monografia n.º 25. Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i Serra de l'Obac, Barcelona.

Clark, W. S. (2004). Wave moult of the primaries of Accipitrid raptors, and its use in ageing immatures. Pp. 795-804. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B.-U. (Eds.). *Raptors Worldwide*. World Working Group on Birds of Prey, Berlin.

Clavell, J., Copete, J. L., Gutiérrez, R., de Juana, E., Lorenzo, J. A. (2005). *Lista de las aves de España*. Sociedad Española de Ornitología / BirdLife, Madrid.

Cramp, S., Simmons, K. E. L. (Eds.) (1980). *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic*. Volume II. Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford.

Decreto 149/2002, de 28 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Manejo del Azor (*Accipiter gentilis*) en el Principado de Asturias. *Boletín Oficial del Principado de Asturias*, 297: 16322-16234.

Deeming, D. C. (2004). *Avian Incubation*. Oxford Ornithology Series. Oxford University Press, Oxford.

Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (1994). *Handbook of the Birds of the World, vol. 2: New World Vultures to Guinea-fowl*. Lynx Edicions, Barcelona.

Del Moral, J. C. (2011). Present and future conservation of forest raptors in Spain. Pp. 50-55. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. (Eds.). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.

Díaz, M., Asensio, B., Tellería, J. L. (1996). *Aves ibéricas I. No passeriformes*. J. M. Reyero, Madrid.

Edelstam, C. (1984). Patterns of moult in large birds of prey. *Annales Zoologici Fennici*, 21: 271-276.

- Eguía, S., Sánchez-Zapata, J. A., Nevado, J. C. (1994). Inventario de las aves de presa de los Parques Naturales almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 13: 23-41.
- Escandell, V. (2011). Programa SACRE en primavera. Pp. 4-13. En: Escandell, V., Palomino, D., Molina, B., Leal, A., Remacha, C., Bermejo, A., De la Puente, J., Del Moral, J.C. (Eds.). *Programas de seguimiento de SEO/BirdLife en 2009-2010*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Fairhurst, G. D., Bechard, M. J. (2005). Relationships between winter and spring weather and Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) reproduction in Northern Nevada. *Journal of Raptor Research*, 39: 229-236.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D. A. (2001). *Raptors of the world*. Christopher Helm, London.
- Gamauf, A., Tebb, G., Nemeth, E. (2013). Honey Buzzard *Pernis apivorus* nest-site selection in relation to habitat and the distribution of Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis*, 155: 258-270.
- García, E. (2014). *Atlas de las aves nidificantes de Asturias (1990-2010)*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies, Avilés.
- García-Salgado, G., Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hestekamp, S., Navarro, A., Fernández-Pereira, J. M. (2015). Evaluation of trail-cameras for analyzing the diet of nesting raptors using the Northern Goshawk as a model. *PLoS ONE*, 10 (5): e0127585.
- Garrigues, R., Martínez, R., Morata, J. A. (1990). Introducción al estudio de la biología del azor (*Accipiter gentilis*, L., 1758) en Albacete. *Revista de Estudios Albacetenses*, 27: 123-162.
- Gil-Sánchez, J. M., Molino, F. M., Valenzuela, G. (2000). *Atlas de las aves rapaces (Falconiformes y Estrigiformes) de la provincia de Granada*. Serie de Estudios y Proyectos de Biología, Nº1. Colegio Oficial de Biólogos de Andalucía.
- Glutz, U. N., Bauer, K. M., Bezzel, E. (1971). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 4. *Falconiformes*. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Greenwald, D. N., Crocker-Bedford, D. C., Broberg, L., Suckling, K. F., Tibbitts, T. (2005). A review of northern goshawk habitat selection in the home range and implications for forest management in the western United States. *Wildlife Society Bulletin*, 33: 120-129.
- Hakkarainen, H., Mykrä, S., Kurki, S., Tornberg, R., Jungell, S. (2004). Competitive interactions among raptors in boreal forests. *Oecologia*, 141: 420-424.
- Hernández, L. M., Rico, M. C., González, M. J., Hernán, M. A., Fernández, M. A. (1986). Presence and time trends in organochlorine pollutants and heavy metals in eggs of predatory birds in Spain. *Journal of Field Ornithology*, 57: 270-282.
- Jiménez, J. J., Muñoz, A. R. (2008). *Atlas de las aves rapaces diurnas de la provincia de Málaga (Reproducción, migración e invernada)*. Editorial CEDMA, Málaga.
- Jiménez-Franco, M. V. (2014). *Territorial occupancy in forest raptor populations*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- Jiménez-Franco, M. V., Martínez, J. E., Calvo, J. F. (2011). Territorial occupancy dynamics in a forest raptor community. *Oecologia*, 166: 507-516.
- Jiménez-Franco, M. V., Martínez, J. E., Calvo, J. F. (2014). Lifespan analyses of forest raptor nests: patterns of creation, persistence and reuse. *PLoS ONE*, 9: e93628.
- Keane, J.J., Morrison, M.L. (1994). Northern Goshawk ecology: effects of scale and levels of biological organization. *Studies in Avian Biology*, 16: 3-11.
- Kenntner, N., Krone, O., Altenkamp, R., Tataruch, F. (2003). Environmental contaminants in liver and kidney of free-ranging Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) from three regions of Germany. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 45: 128-135

- Kenward, R. (1982). Goshawk hunting behavior, and range size as a function of habitat availability. *Journal of Animal Ecology*, 51: 69-80.
- Kenward, R. (2006). *The Goshawk*. T & AD Poyser, London.
- Kenward, R. E., Marcström, V., Karlbom, M. (1981). Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. *Journal of Wildlife Management*, 45: 397-408.
- Koning, F. J. Koning, H. J., Baeyens G. (2009). Long-term study on interactions between Tawny Owls *Strix aluco*, Jackdaws *Corvus monedula* and Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ardea*, 97: 453-456.
- Kovács, A., Burfield, I. (2011). Diurnal forest raptors in Europe: population estimates, trends, threats and conservation. Pp. 28-39. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. (Eds). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
- Krüger, O. (2002). Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: Common Buzzard *Buteo buteo* and Northern Goshawk *Accipiter gentilis*. *Ecography*, 25: 523-532.
- Krüger, O. (2005). Age at first breeding and fitness in goshawk *Accipiter gentilis*. *Journal of Animal Ecology*, 74: 266-273.
- Krüger, O. (2005). The evolution of reversed sexual size dimorphism in hawks, falcons and owls: a comparative study. *Evolution & Ecology*, 19: 467-486.
- León, M., Martínez, J. E., Calvo, J. F. (2006). Azor Común *Accipiter gentilis*. Pp. 130-131. En: Robledano, F., Calvo, J.F., Hernández, V. (Eds.). *Libro Rojo de los vertebrados de la Región de Murcia*. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Consejería de Industria y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural, Murcia.
- Lepage, D. (2009). *AviBase: the world bird database*. BirdLife International.
- Lopes, A. P., Sargo, R., Rodrigues, M., Cardoso, L. (2011). High seroprevalence of antibodies to *Toxoplasma gondii* in wild animals from Portugal. *Parasitology Research*, 108 (5): 1163-1169.
- López-Jurado, C. (2007). Homologación de especies ornitológicas a Baleares. Informe de 2007. *Anuari Ornitológic de les Balears*, 22. 115-130.
- Lourenço, R., Penteriani, V., Rabaca, J. E., Korpimäki, E. (2013). Lethal interactions among vertebrate top predators: a review of concepts, assumptions and terminology. *Biological Reviews*, 89: 270-283.
- Lourenço, R., Santos, S. M., Rabaca, J. E., Penteriani, V. (2011). Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology*, 53: 175-185.
- Madrid-Millán, J. (2013). *El embrujo de los Accipiters. Cetrería con azores y gavilanes: su manejo, adiestramiento y reproducción*. Cairel Ediciones, Madrid.
- Madroño, A., González, C., Atienza, J. C. (Eds.). (2004). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Mahon, T., Doyle, F. I. (2005). Effects of timber harvesting near nest sites on the reproductive success of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*). *Journal of Raptor Research*, 39: 335-341.
- Mañosa, S. (1991). *Biología trófica, ús de l'habitat i biologia de la reproducció de l'astor (Accipiter gentilis) a la Segarra*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Mañosa, S. (1993). Selección de hábitat de nidificación del azor (*Accipiter gentilis*). Recomendaciones para su gestión. *Alytes*, 6: 125-136.
- Mañosa, S. (1994a). Goshawk diet in a Mediterranean area of northeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 28: 84-92.

- Mañosa, S. (1994b). Sex and age determination in nestling Goshawks *Accipiter gentilis*. *Butll. GCA*, 11: 1-6.
- Mañosa, S. (2001). Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. *Biodiversity & Conservation*, 10: 1997–2012.
- Mañosa, S. (2002). *The conflict between gamebird hunting and raptors in Europe*. REGHAB Project. Report on Workpackage 3. <http://digital.csic.es/bitstream/10261/8262/1/WP3-reportff.pdf>
- Mañosa, S., Cirera, M., Estrada, V. (2004). Azor *Accipiter gentilis*. Pp. 172-173. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L., Herrando, S. (Eds). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Editions, Barcelona.
- Mañosa, S., Mateo, R., Freixa, C., Guitart, R. (2003). Persistent organochlorine contaminants in eggs of northern goshawk and Eurasian buzzard from northeastern Spain: temporal trends related to changes in the diet. *Environmental Pollution*, 122: 351–359.
- Martínez, I., Nuevo, J. A., Pérez, J. M. (1995). *Censo, distribución y protección de las rapaces forestales en el territorio histórico de Álava (primera fase)*. Informe inédito para el Gobierno Vasco. Vitoria.
- Martínez, J. A., Zuberogoitia, I. (2002). Factors affecting the vocal behaviour of Eagle Owl *Bubo bubo*: effects of sex and territorial status. *Ardeola*, 49 (1): 1-10.
- Martínez, J. E., Calvo, J. F. (2006). *Rapaces diurnas y nocturnas de la Región de Murcia*. Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente, Murcia.
- Martínez, J. E., Jiménez-Franco, M. V., Zuberogoitia, I., León-Ortega, M., Calvo, J. F. (2013). Assessing the short-term effects of an extreme storm on Mediterranean forest raptors. *Acta Oecologica*, 48: 47-53.
- Martínez-Herrero, M. C., Sansano-Maestre, J., López Márquez, I., Obon, E., Ponce, C., González, J., Garijo-Toledo, M. M., Gómez-Muñoz, M. T. (2014). Genetic characterization of oropharyngeal trichomonad isolates from wild birds indicates that genotype is associated with host species, diet and presence of pathognomonic lesions. *Avian Pathology*, 43 (6): 535-546.
- Martínez-Hestekamp, S. (2015). *Territorialidad y relaciones espaciales en rapaces diurnas. Patrones y procesos a escala global y local*. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares.
- Martínez-López, E., María-Mojica, P., Martínez, J. E., Calvo, J. F., Romero, D., García-Fernández, A. J. (2005). Cadmium in feathers of adults and blood of nestlings of three raptor species from a non unpolluted Mediterranean forest, southeastern Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74: 477–484.
- Martínez-López, E., María-Mojica, P., Martínez, J. E., Calvo, J.F., Wright, J., Shore, R. F., Romero, D., García-Fernández, A. J. (2007). Organochlorine residues in booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) and goshawk (*Accipiter gentilis*) eggs from south-eastern Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 2373–2378
- Martínez-López, E., Martínez, J. E., María-Mojica, P., Peñalver, J., Pulido, M., Calvo, J. F., García-Fernández, A. J. (2004). Lead in feathers and δ -aminolevulinic acid dehydratase activity in three raptor species from an unpolluted Mediterranean forest (southeastern Spain). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 270–275.
- Møller, A. P., Solonen, T., Byholm, P., Huhta, E., Nielsen, J. T., Tornberg, R. (2012). Spatial consistency in susceptibility of prey species to predation by two *Accipiter* hawks. *Journal of Avian Biology*, 43: 390–396.
- Moreno-Arroyo, B., Carrasco, M., Moral, M. (2000). Biología, distribución y conservación del azor (*Accipiter gentilis*) en la provincia de Córdoba. *Oxyura*, 10: 199-222.

- Mueller, H. C., Meyer, K. (1985). The evolution of reversed sexual dimorphism in size: a comparative analysis of the Falconiformes in the western Palearctic. *Current Ornithology*, 2: 65-101.
- Nielsen, J. T., Drachmann, J. (2003). Age-dependent reproductive performance in Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis*, 145: 1-8.
- Olsen, P. D., Olsen, J. (1987). Sexual size dimorphism in raptors: intrasexual competition in the larger sex for a scarce breeding resource, the smaller sex. *Emu*, 87: 59-62.
- Onrubia, A., Muñoz, G., Barrios, L., de la Cruz, A., Román Muñoz, A. (2011). Forest raptor migration over the Strait of Gibraltar. Pp. 288-297. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J. E. (Eds). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
- Padial, J. M., Barea, J. M., Contreras, F. J., Avila, E., Pérez, J. (1998). Dieta del azor común (*Accipiter gentilis*) en las sierras béticas de Granada durante el periodo de reproducción. *Ardeola*, 45: 55-62.
- Palomino, D., Valls, J. (2011). *Las rapaces forestales en España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Penteriani, V. (2001). The annual and diel cycle of Goshawk vocalizations at nest sites. *Journal of Raptor Research*, 35: 24-30.
- Penteriani, V. (2002). Goshawk nesting habitat in Europe and North America: a review. *Ornis Fennica*, 79: 149-163.
- Penteriani, V. (2011). Effective field methods for surveying breeding goshawks. Pp. 126-136. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J. E. (Eds). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
- Penteriani, V., Delgado, M. M. (2010). Búho real – *Bubo bubo*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Bautista, L. M. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Penteriani, V., Faivre, B. (2001). Effects of harvesting timber stands on Goshawk nesting in two European areas. *Biological Conservation*, 101: 211-216.
- Penteriani, V., Mathiaut, M., Boisson, G. (2002). Immediate species responses to catastrophic natural disturbances: wind throw effects on density, productivity, nesting stand choice, and fidelity in Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*). *Auk*, 119: 1132-1137.
- Penteriani, V., Rutz, C., Kenward, R. (2013). Hunting behavior and breeding performance of northern goshawk *Accipiter gentilis*, in relation to resource availability, sex, age and morphology. *Naturwissenschaften*, 100: 935-942.
- Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Rebollo, S., Martínez-Hestekamp, S., Fernández-Pereira, J. M. (2015). Higher reproductive success of small males and greater recruitment of large females may explain strong reversed sexual dimorphism (RSD) in the northern goshawk. *Oecologia*, 177 (2): 379-387.
- Pérez-García, J. M., Ortega, M., Izquierdo, A. (2015). Azor común (*Accipiter gentilis*). Pp. 148-150. En: López Iborra, G. M., Bañuls Patiño, A., Zaragoza Llenes, A., Sala Bernabeu, J., Izquierdo Rosique, A., Martínez Pérez, J. E., Ramos Sánchez, J., Bañuls Patiño, D., Arroyo Morcillo, S., Sánchez Zapata, J. A., Campos Roig, B., Reig Ferrer, A. (Eds.). *Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante*. Publicacions de la Universitat d'Alacant-SEO/Alicante, Alicante.
- Pérez-García, J. M., Sebastián-González, E., Botella, F., Sánchez-Zapata, J. A., Moleón, M. (2016). Selecting indicator species of infrastructure impacts using network analysis and biological traits: Bird electrocution and power lines. *Ecological Indicators*, 60: 428-433.

- Pérez-López, M., Hermoso de Mendoza, M., López Beceiro, A., Soler Rodríguez, F. (2008). Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70 (1): 154-162.
- Petty, S. J. (2011). Understanding the impact of large-scale reforestation on raptors in the uplands of Britain. An overview of some recent research and implications for forest management. Pp. 304-313. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J. E. (Eds). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
- Petty, S. J., Anderson, D. I. K., Davidson, M., Little, B., Sherratt, T. N., Thomas, C. J., Lambin, X. (2003). The decline of Common Kestrels *Falco tinnunculus* in a forested area of northern England: the role of predation by Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis*, 145: 472-483.
- Real, J. (1983). Addicions a l'estudi dels rapinyaires (Falconiformes) dels massissos de Sant Llorenç del Munt-Serra de l'Obac. Montserrat i zones envoltants. *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural* 49 (Serie Zoologia) 5: 155-158.
- Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Martínez-Hesterkamp, S., Fernández-Pereira, J. M., Rebollo, M., Rebollo, P., De la Montaña, E. (2011). Spatial relationship among northern goshawk, Eurasian sparrowhawk and common buzzard: rivals or partners? Pp. 159-167. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J. E. (Eds). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
- Rich, T. D., Beardmore, C. J., Berlanga, H., Blancher, P. J., Bradstreet, M. S. W., Butcher, G. S., Demarest, D. W., Dunn, E. H., Hunter, W. C., Inigo-Elias, E. E., Martell, A. M., Panjabi, A. O., Pashley, D. N., Rosenberg, K. V., Rustay, C. M., Wendt, J. S., Will, T. C. (2004). *Partners in flight: North American landbird conservation plan*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY.
- Roviralta, F. (2007). Población reproductora de rapaces diurnas en una zona de media montaña de la sierra de Guadarrama (Madrid). *Anuario Ornitológico de Madrid 2006*: 56-67.
- Rutz, C. (2001). *Raum-zeitliche Habitatnutzung des Habichts Accipiter gentilis in einen urbanen Lebensraum*. Diploma thesis, University of Hamburg.
- Rutz, C. (2006). Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding northern goshawks *Accipiter gentilis*. *Ardea*, 94: 185-202.
- Rutz, C., Bijlsma, R. G., Marquiss, M., Kenward, R. E. (2006). Population limitation in the Northern Goshawk in Europe. *Studies in Avian Biology*, 31: 158-197.
- Sahagún, M. J. (1993). La Sierra de Guadarrama alberga la población más estable de azor en Segovia. *Quercus*, 85: 5-10.
- Sampietro, F. (2000). *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón.
- Sánchez-Zapata, J. A., Calvo, J. F. (1999). Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254-262.
- Sanmartín, M. L., Alvarez, F., Barreiro, G., Leiro, J. (2004). Helminth fauna of falconiform and strigiform birds of prey in Galicia, northwest Spain. *Parasitology Research*, 92 (3): 255-263.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83 (2-3): 91-103.
- Saurola, P., Valkama, J., Velmala, W. (2013). *The Finish Ringing Bird Atlas. Vol. 1*. Finish Museum of Natural History and Ministry of Environment, Helsinki.
- SCV (1996). *Mortalidad de vertebrados en líneas de ferrocarril*. Documentos técnicos de conservación SCV, nº 1. 23 pp.
- Sergio, F., Hiraldo, F. (2008). Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis*, 150: 132-145.

Snow, D. W., Perrins, C. M. (1998). *The Birds of the Western Palearctic*, Volume 1: Non-Passerines. Oxford University Press, Oxford.

Solonen, T. (2014). Urbanization of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* in Finland. *Linnut* (2014): 126-131.

Sonerud, G. A., Steen, R., Selås, V., Aanonsen, O. M., Aasen, G. H., Fagerland, K. L., Fosså, A., Kristiansen, L., Løw, L. M., Rønning, M. E., Skouen, S. K., Asakskogen, E., Johansen, H. M., Johnsen, J. T., Karlsen, L. I., Nyhus, G. C., Røed, L. T., Skar, K., Sveen, B. A., Tveiten, R., Slagsvold, T. (2014). Evolution of parental roles in provisioning birds: diet determines role asymmetry in raptors. *Behavioral Ecology*, 25: 762-772.

Storer, R. W. (1966). Sexual dimorphism and food habits in three North American accipiters. *Auk*, 83: 423-436.

STRIX. (2012). *Developing and testing the methodology for assessing and mapping the sensitivity of migratory birds to wind energy development*. BirdLife International, Cambridge.

Tella, J. L., Mañosa, S. (1993). Eagle owl predation on Egyptian Vulture and Northern Goshawk: possible effect of a decrease in European Rabbit availability. *Journal of Raptor Research*, 27: 111-112.

Tintó, A., Real, J., Mañosa, S. (2010). Predicting and correcting electrocution of birds in Mediterranean areas. *Journal of Wildlife Management*, 74 (8): 1852-1862.

Tornberg, R., Mönkkönen, M., Pahkala, M. (1999). Changes in diet and morphology of Finnish goshawks from 1960s to 1990s. *Oecologia*, 121:369-376.

Urios, V., Escobar, J. V., Pardo, R., Gómez, J. A. (1991). *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana.

Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Mañosa, S., Redpath, S. M., Thirgood, S., Viñuela, J. (2005). Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Review*, 80: 171-203.

Verdejo, J. (1994). Datos sobre la reproducción y alimentación del azor (*Accipiter gentilis*) en un área mediterránea. *Ardeola*, 41: 37-43.

Viñuela, J., Villafuerte, R. (2003). Predators and rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Spain: a key conflict for European raptor Conservation. Pp. 511-526. En: Thompson, D. B. A., Redpath, S. M., Fielding, A. H., Marquiss, M., Galbraith, C. A. (Eds.). *Birds of Prey in a Changing Environment*. Scottish Natural Heritage, Edinburgh.

www.cetreria.com/foro/viewtopic.php?f=252&t=119219.

Youtz, J. A., Graham, R. T., Reynolds, R. T., Simon, J. (2008). Implementing northern goshawk habitat management in Southwestern forests: a template for restoring fire-adapted forest ecosystems. Pp. 173-191. En: *Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multiresource benefits*. Proceedings of the 2007 National Silviculture Workshop. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Zuberogoitia, I. (2012). Azor común. Pp. 178-179. 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.

Zuberogoitia, I., Alonso, R., Elorriaga, J., Palomares, L.E., Martínez, J. A. (2009b). Moulting and age determination of Eurasian sparrowhawk *Accipiter nisus* in Spain. *Ardeola*, 56 (2): 241-251.

Zuberogoitia, I., Azkona, A., Zabala, J., Astorkia, L., Castillo, I., Iraeta, A., Martínez, J. A., Martínez, J. E. (2009a). Phenotypic variations of Peregrine Falcon in subspecies distribution border. Pp. 295-308. En: Sielicki, J., Mizera, T. (Eds.). *Peregrine Falcon Populations. Status and perspectives in the 21st Century*. Turul Publishers and Poznan University of Life Sciences Press, Warsaw – Poznan.

Zuberogoitia, I., Castillo, I., Zabala, J., Iraeta, A., Azkona, A. (2011). Population trends of diurnal forest raptors in Biscay. Pp. 70-80. En: Zuberogoitia I., Martínez, J. E. (Eds.). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.

Zuberogoitia, I., De la Puente, J., Elorriaga, J., Alonso, R., Palomares, L. E., Martínez, J. E. (2013). The flight feathers molt of Griffon Vultures *Gyps fulvus* and associated biological consequences. *Journal of Raptor Research*, 47 (3): 292-303.

Zuberogoitia, I., Gil, J. A., Martínez, J. E., Erni, B., Aniz, B., López-López, P. (2015). The flight feather moult pattern of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Ornithology*. DOI 10.1007/s10336-015-1269-3

Zuberogoitia, I., Martínez, J. E. (Eds.) (2011). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.

Zuberogoitia, I., Martínez, E. J., Zabala, J., Belamendia, G., Calvo, J. F. (2012). Solitary hunters sharing an abundant trophic resource: simultaneous hunting by raptors at a brambling winter roost. *Journal of Raptor Research*, 46 (3): 318-322.

Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., Martínez, J. A., Zabala, J., Calvo, J. F., Azkona, A., Pagan, I. (2008). The dho-gaza and mist net with Eurasian eagle owl (*Bubo bubo*) lure: effectiveness in capturing 12 species of European raptors. *Journal of Raptor Research*, 42 (1): 48-51.

Zuberogoitia, I., Martínez, J. A., Zabala, J., Martínez, J. E., Castillo, I., Hidalgo, S. (2005). Sexing, ageing and moult of Common Buzzards *Buteo buteo* in a southern Europe area. *Ringing & Migration*, 22: 153-158.

Zuberogoitia, I., Prommer, M. (2011). The effect of intraguild predation on forest-dwelling raptors. Pp. 168-175. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J. E. (Eds.). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.

Zuberogoitia, I., Ruiz Moneo, F., Torres, J. J. (Eds). (2002). *El Halcón Peregrino*. Servicio Publicaciones de la Diputación Foral de Bizkaia.